



LAND

OBERÖSTERREICH

Seenaufsicht in Oberösterreich

Gewässerschutz-
Bericht 43



OGW



Seenaufsicht in Oberösterreich

Gewässerschutz-Bericht 43

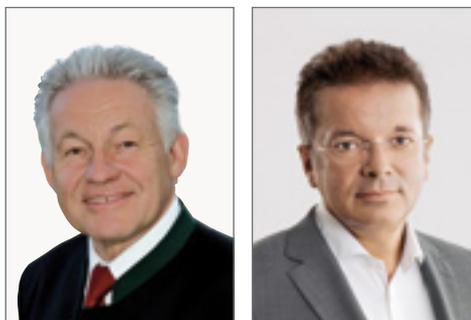
Vorwort

Die Seen Oberösterreichs waren stets ein großer Anziehungspunkt für die einheimische Bevölkerung und unsere Gäste aus dem benachbarten Ausland. Dementsprechend war die Reinhaltung unserer Seen und die Überwachung ihres Zustandes ein zentrales Anliegen aller Verantwortlichen.

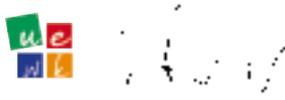
Nach den durchschlagenden Erfolgen der Seen-Eutrophierungsprogramme und dem Bau von Ringkanalisationen an den großen Salzkammergutseen in den 1970-iger Jahren wurde die Aufsicht an stehenden Gewässern mit Ausnahme der Badstellen-Kontrollen völlig eingestellt und der Arbeitsschwerpunkt der Überwachung und Sanierung auf die Fließgewässer verlagert.

Die Wiederaufnahme einer systematischen Seenaufsicht ermöglicht es, uns Ihnen nach einer langen Unterbrechung wieder aktuelle Daten über den Zustand unserer stehenden Gewässer zu präsentieren.

Wir freuen uns nun dieses aktuelle Nachschlagewerk allen interessierten Bürgerinnen und Bürgern zur Verfügung stellen zu können.



Dr. Josef Pühringer
Landeshauptmann



Rudi Anschober
Landesrat für Umwelt, Energie, Wasser
und KonsumentInnenschutz



Inhaltsverzeichnis

Vorwort	3
Einleitung	12
Methoden	14
Methodenentwicklung für die Seenanalytik im Chem.analyt. Labor	14
Phosphatbestimmung	15
Bestimmung des Chlorophyll-a	15
Untersuchte Parameter	17
Physikalische Parameter	17
Sichttiefe	17
Wassertemperatur	17
ph-Wert	18
Leitfähigkeit	19
Chemische Parameter	19
Chlorid	19
Orthophosphat und Gesamtphosphor	19
Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff	20
Sauerstoff	20
Chlorophyll-a	21
Biologische Parameter	21
Phytoplanktonbiomasse	22
Bewertung der Seen	23
Trophiezustand	23
Ökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie	25
Charakteristische Kenngrößen der öö. Seen	31
Übersichtskarte der öö. Seen	32
Landeseigene Untersuchungen im Rahmen des ASM (Amtliches Seennessnetz)	34
Almsee	34
Allgemeines	36
Sauerstoffgehalt	38
Phosphor	38
Ammonium und Nitrat	38
Sichttiefe	39
Elektrische Leitfähigkeit	39
Wassertemperatur	40
Chlorophyll	40
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	40
Trophie	41

Gleinkersee	42
Allgemeines	44
Sauerstoffgehalt	46
Phosphor	48
Ammonium und Nitrat	50
Sichttiefe	51
Elektrische Leitfähigkeit	52
Wassertemperatur	53
Chlorophyll	54
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	55
Trophie	55
Heratingersee	56
Allgemeines	58
Sauerstoffgehalt	60
Phosphor	61
Ammonium und Nitrat	62
Sulfat	64
Sichttiefe	64
Elektrische Leitfähigkeit	65
Wassertemperatur	65
Chlorophyll	66
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	66
Trophie	67
Hinterer Langbathsee	68
Allgemeines	70
Sauerstoffgehalt	72
Phosphor	73
Ammonium und Nitrat	74
Sulfat	75
Sichttiefe	75
Elektrische Leitfähigkeit	76
Wassertemperatur	76
Chlorophyll	77
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	78
Trophie	79
Höllerersee	80
Allgemeines	82
Sauerstoffgehalt	84
Phosphor	86
Ammonium und Nitrat	88
Sulfat	89
Sichttiefe	90
Elektrische Leitfähigkeit	90
Wassertemperatur	92





Chlorophyll	93
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	94
Trophie	95
Holzöstersee	96
Allgemeines	98
Sauerstoffgehalt	100
Phosphor	101
Ammonium und Nitrat	101
Sulfat	102
Sichttiefe	102
Elektrische Leitfähigkeit	103
Wassertemperatur	103
Chlorophyll	104
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	104
Trophie	105
Imsee	106
Allgemeines	108
Sauerstoffgehalt	110
Phosphor	112
Ammonium und Nitrat	113
Sulfat	115
Sichttiefe	115
Elektrische Leitfähigkeit	115
ph-Wert	116
Wassertemperatur	117
Chlorophyll	118
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	119
Trophie	119
Laudachsee	120
Allgemeines	122
Sauerstoffgehalt	124
Phosphor	126
Ammonium und Nitrat	127
Sichttiefe	130
Elektrische Leitfähigkeit	130
Wassertemperatur	131
Sulfat	132
Chlorophyll	132
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	132
Trophie	133
Nussensee	134
Allgemeines	136
Sauerstoffgehalt	138
Phosphor	139

Ammonium und Nitrat	141
Sulfat	142
Sichttiefe	143
Elektrische Leitfähigkeit	143
Wassertemperatur	144
Chlorophyll	146
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	146
Trophie	147
Offensee	148
Allgemeines	150
Sauerstoffgehalt	152
Phosphor	154
Ammonium und Nitrat	155
Sulfat	157
Sichttiefe	157
Elektrische Leitfähigkeit	157
Wassertemperatur	160
Chlorophyll	160
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	160
Trophie	161
Schwarzensee	162
Allgemeines	164
Sauerstoffgehalt	16
Phosphor	168
Ammonium und Nitrat	169
Sichttiefe	171
Sulfat	172
Elektrische Leitfähigkeit	173
Wassertemperatur	174
Chlorophyll	174
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	175
Trophie	175
Seeleitensee	176
Allgemeines	178
Sauerstoffgehalt	180
Phosphor	181
Ammonium und Nitrat	182
Sulfat	183
Sichttiefe	183
Elektrische Leitfähigkeit	183
Wassertemperatur	184
Chlorophyll	184
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	184
Trophie	185



Vorderer Gosausee	186
Allgemeines	188
Sauerstoffgehalt	190
Phosphor	191
Ammonium und Nitrat	192
Sulfat	192
Sichttiefe	192
Elektrische Leitfähigkeit	193
Wassertemperatur	193
Chlorophyll	194
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	194
Trophie	195
Vorderer Langbathsee	196
Allgemeines	198
Sauerstoffgehalt	200
Phosphor	200
Ammonium und Nitrat	201
Sulfat	201
Sichttiefe	202
Elektrische Leitfähigkeit	202
Wassertemperatur	203
Chlorophyll	204
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	205
Trophie	205
Untersuchungen im Rahmen der GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung des Bundes)	206
Attersee	206
Allgemeines	208
Sauerstoffgehalt	209
Phosphor	210
Ammonium und Nitrat	211
Sulfat	211
Sichttiefe	211
Elektrische Leitfähigkeit	212
Wassertemperatur	213
Chlorophyll	214
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	215
Trophie	215
Zusammenfassende Limnologische Situation Attersee aus Sicht des Bundes- amtes für Wasserwirtschaft, Scharfling	215
Hallstättersee	216
Allgemeines	218
Sauerstoffgehalt	219



Phosphor	221
Ammonium und Nitrat	222
Sulfat	223
Sichttiefe	223
Elektrische Leitfähigkeit	223
ph-Wert	223
Chlorid	224
Wassertemperatur	225
Chlorophyll	226
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	227
Trophie	227
Zusammenfassende Limnologische Situation Hallstättersee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling	227
Irrsee	228
Allgemeines	230
Sauerstoffgehalt	231
Phosphor	232
Ammonium und Nitrat	233
Sulfat	236



Sichttiefe	236
Elektrische Leitfähigkeit	236
Wassertemperatur	237
Chlorophyll	238
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	238
Trophie	239
Zusammenfassende Limnologische Situation Irrsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling	239
Mondsee	240
Allgemeines	242
Sauerstoffgehalt	243
Phosphor	244
Ammonium und Nitrat	250
Sulfat	250
Sichttiefe	251
Elektrische Leitfähigkeit	251
Wassertemperatur	251
Chlorophyll	252
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	252

Trophie	253
Zusammenfassende Limnologische Situation Mondsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling	253
Traunsee	254
Allgemeines	256
Sauerstoffgehalt	259
Phosphor	260
Ammonium und Nitrat	261
Sulfat	262
Sichttiefe	262
Elektrische Leitfähigkeit	262
ph-Wert	264
Chlorid	265
Wassertemperatur	267
Chlorophyll	268
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand	268
Trophie	269
Zusammenfassende Limnologische Situation Traunsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling	270
Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse	272
Ökologische Zustandsklassen der öö. Seen	272
EQR (Ecological Quality Ratio) der öö. Seen	274
Einstufung Trophie – ökologischer Zustand 2007/08	276
Einstufung Trophie 1980-2008	278
Glossar	280
ASM-Methodenübersicht (Stand März 2010)	284
Literaturverzeichnis	286
Anhang: CD-ROM	
Die CD-ROM enthält detaillierte Datenanhänge der in diesem Bericht behandelten Seen, sowie die Ergebnisberichte Qualitätselement Phytoplankton 2007 und 2008 (ASM und GZÜV)	





Abb. 1 Notwendiges Equipment für die Untersuchungen, Hinterer Gosausee

Einleitung

Vor über 30 Jahren wurde nach den Erfolgen der Seen-Eutrophierungsprogramme und dem Bau von Ringkanalisationen an den großen Salzkammergutseen die Aufsicht an stehenden Gewässern mit Ausnahme der Badestellen-Kontrollen völlig eingestellt. Damit konnten Langzeitentwicklungen an den Seen nicht verfolgt werden. Das Wissen über kleinere stehende Gewässer erlag völlig. Aus dieser fehlenden Präsenz resultieren besonders dann Probleme, wenn akute Vorkommnisse den Mangel an Wissen über die Situation und den Gewässerstatus aufdecken.

Spätestens mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie, die auch ein verpflichtendes Monitoring an stehenden Gewässern vorsieht, ist ein deutliches Defizit in der Überwachung entstanden. Nach einem Probebetrieb im Herbst/Winter 2006 wurde mit März 2007 wieder eine landesinterne Aufsicht über stehende Gewässer gestartet. Dabei werden routinemäßig folgende 14 natürliche Seen untersucht: Almsee, Gleinkersee, Heratingersee, Hinterer Langbathsee, Höllerersee, Holzöstersee, Imsee, Laudachsee, Nussensee, Ofensee, Schwarzensee, Seeleitensee, Vorderer Gosausee, Vorderer Langbathsee.

5 große Voralpenseen (Attersee, Mondsee, Irrsee, Hallstättersee, Traunsee) werden durch die bundesweiten Untersuchungen der GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung des Bundes) erfasst und sind nicht Inhalt des landesinternen Amtlichen Seennetztes (ASM). Eine Ausnahme bildet der Traunsee, bei dem neben den GZÜV-Erhebungen auch laufende landesinterne Untersuchungen durchgeführt werden um die aktuelle Entwicklung nach dem Ende der Einleitungen aus der Industrie detaillierter verfolgen zu können.



Abb. 2 Adaptiertes Schlauchboot, Hinterer Gosausee

Eine Beschreibung aller natürlichen Seen > 1 ha in Oberösterreich mit Luftbildern, Franziszeischer Karte, Fotodokumentation, einer Darstellung der Basisdaten wie Größe, Tiefe sowie einer Ausarbeitung einer morphologischen Seentypologie mit der Zuordnung des jeweiligen Sees zu einem bestimmten Typ findet sich in der „Feintypisierung oberösterreichischer Gewässer“ (Wimmer & Wintersberger 2009).

Für den Wiederaufbau der Seenüberwachung waren nach der langen Unterbrechung einige wesentliche Voraussetzungen notwendig: Zunächst musste ein den Erfordernissen entsprechendes Boot angeschafft werden. Neben einer größtmöglichen Sicherheit für die Außendienstmitarbeiter sollte das Boot möglichst kostengünstig und flexibel im Einsatz (schneller Auf- und Abbau vor Ort, leichte Transportierbarkeit) sein. Das für die Probenahme angeschaffte und adaptierte Schlauchboot kann problemlos in einem PKW-Anhänger transportiert und innerhalb weniger Minuten vor Ort auf- bzw. abgebaut werden (Abb. 1 und 2).

Unumgängliche Voraussetzung war auch der Wiederaufbau entsprechender Analyseverfahren im Labor. Die Chlorophyll-a Analytik und eine gemäß ÖNORM M 6231 für die Seenlimnologie taugliche Phosphoranalytik, die den Nachweis von bereits geringsten Phosphormengen ermöglicht, mussten mit den Vorgaben der Qualitätssicherung wieder aufgebaut und ihr routinemäßiger Einsatz gewährleistet werden. An dieser Stelle sei den Kollegen vom Zentrallabor für ihren tatkräftigen Einsatz und für ihre konstruktive Kooperation herzlichst gedankt (siehe Methodenentwicklung, Seite 14).



Abb. 3 und 4 Probenahmen Sommer und Winter, Offensee

Methoden

Die Seen werden in der Regel 5 mal im Jahr untersucht (Frühjahrszirkulation, Sommerstagnation, Höhepunkt Sommerstagnation, Herbstzirkulation, Winterstagnation – Abb. 3 und 4).

Die Probenahme erfolgt über der tiefsten Stelle eines Sees. Die Proben für die chemische Analytik werden im Vertikalprofil aus verschiedenen Tiefenstufen mittels eines Schöpfers bis über Grund entnommen. Die Probenahme für den Chlorophyll-a Gehalt und das Phytoplankton erfolgt mittels einer summierenden Schöpfprobe über die euphotische Zone (Abb. 5).

Die Auswertung und Berichtlegung des Phytoplanktons der ASM Proben wurde vom Kärntner Institut für Seenforschung (KIS) bzw. die Proben der GZÜV vom Technischen Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung DWS Hydro-Ökologie gemäß *Wolfram & Dokulil (2008)* durchgeführt. Die vollständigen Berichte finden sich als pdf-Datei im Anhang (*Reichmann & Mildner 2008, 2009; Wolfram et al. 2008, 2009*).

Methodenentwicklung für die Seenanalytik im chemisch analytischen Labor

Für das Vorhaben, seitens des Überwachungsbereiches Güteaufsicht Oberflächengewässer ein Seenmonitoring-Programm zu installieren, war im chemisch analytischen Labor die Adaptierung bzw. Neu-

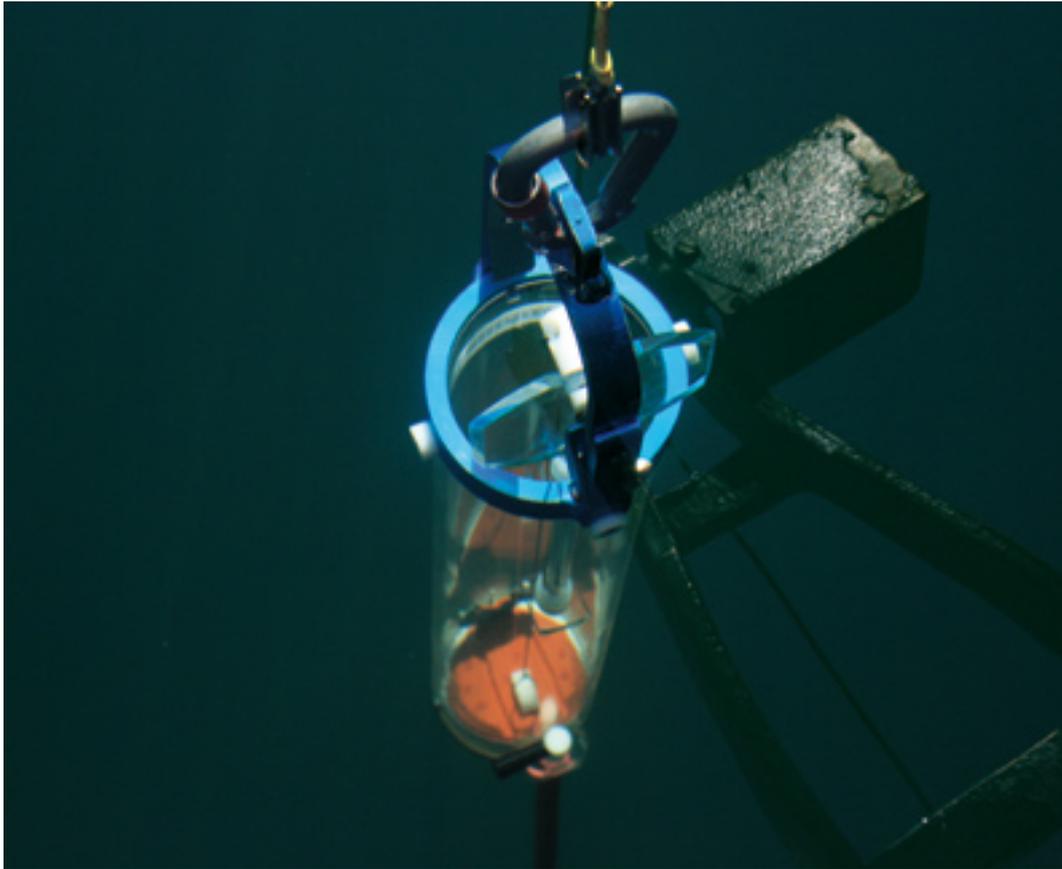


Abb. 5 Schöpfprobe

entwicklung der Analytik von Phosphat und Chlorophyll-a notwendig. Da der dabei zu bewältigende Probenumfang auch eine große Herausforderung an die Organisation darstellte, wurde von Anfang an das Projekt zur systematischen Abwicklung in das bestehende QM-System eingebunden. Dadurch war gewährleistet, einerseits die geforderten Qualitätsansprüche zu erfüllen und andererseits in der Folge einen raschen und reibungslosen Ablauf der Analytik zu gewährleisten.

Phosphatbestimmung

Es galt die Methode für die Komponenten Orthophosphat sowie Gesamtphosphat aus filtrierter und unfiltrierter Charge entsprechend zu modifizieren. Als Basisnorm dient die EN ISO 15681-2, wobei der Aufschluss nach EN ISO 6878 durchgeführt wird.

Zur Erhöhung der Kapazität in der Analytik wurde das bestehende Continuous Flow System um ein weiteres Modul ergänzt. Dieses Verfahren beinhaltet die automatische Dosierung der Proben in ein Fließsystem, in dem die Probeninhaltsstoffe (Analyte) durch Reagenzlösungen während des Durchfließens chemisch modifiziert werden. Die eigentliche Bestimmung der einzelnen Parameter beruht auf einer Farbstoffbildung, die in einem Durchflussphotometer mit Matrixkorrekturfilter gemessen wird.

Ammoniummolybdat und Kaliumantimontartrat bilden mit Orthophosphat in saurer Lösung einen Komplex, der in Gegenwart von Ascorbinsäure intensiv blau gefärbt reduziert wird und bei 880 nm spektral-photometrisch gemessen wird.

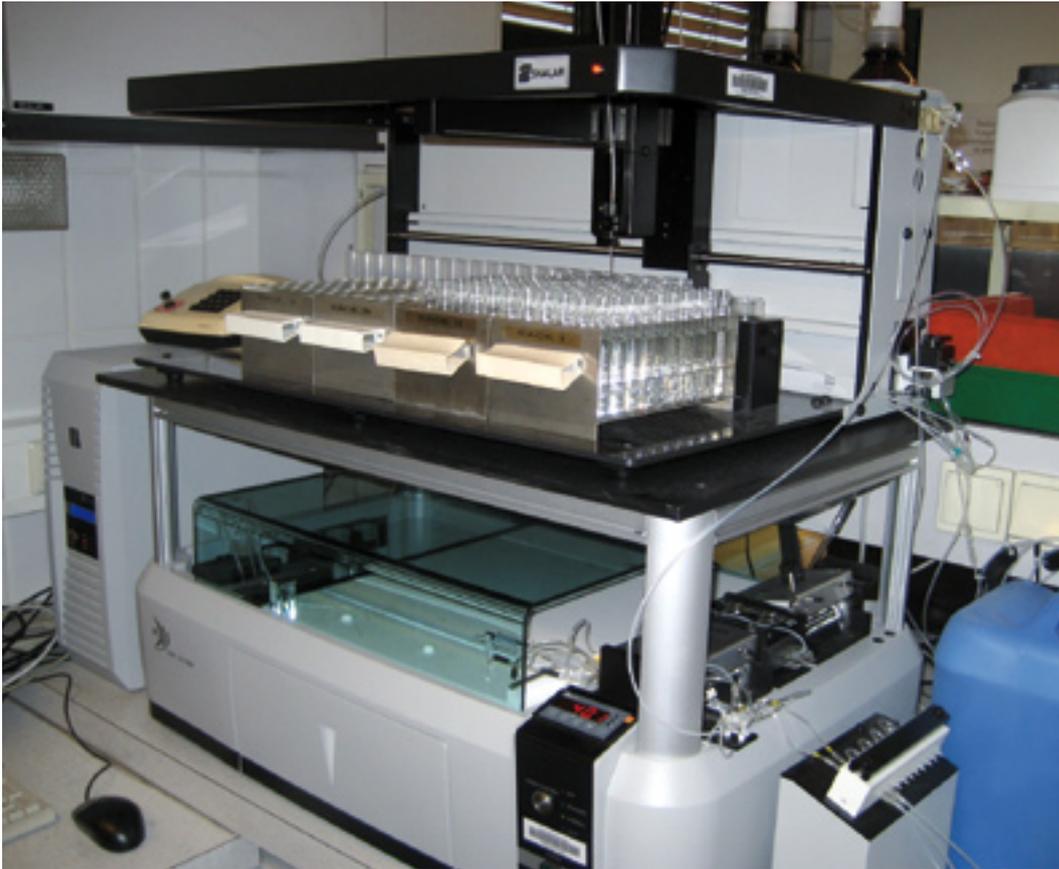


Abb.6 Continuous Flow System inklusive Autosampler mit abgefüllten Proberöhrchen im Betrieb

Anorganisch und organisch gebundene Phosphorverbindungen werden in schwefelsaurer Peroxodisulfatlösung extern mittels eines Autoklaven thermisch in Orthophosphat umgewandelt und wie vorher beschrieben gemessen. Grundlage für die Analytik ist die Einhaltung penibler Reinheit von Gefäßen und Geräten, sowie die Filtration der Proben über 0,45 µm an Ort und Stelle.

Nach einer umfassenden Validierung konnte bei allen drei Komponenten eine Bestimmungsgrenze von 0,002 mg/l P erreicht werden, die für die Beurteilung der Ergebnisse durch den Auftraggeber von großer Bedeutung ist. Ebenso belegen zahlreiche Teilnahmen an Ringversuchen eine ausgezeichnete Wiederfindung der Sollwerte.

Bestimmung des Chlorophyll-a

Die Methode wurde speziell für die Bestimmung von Chlorophyll-a in Seenproben entwickelt. Sie beruht auf der spektralphotometrischen Messung eines Extraktes aus dem Filtrerrückstand einer Wasserprobe. Durch Vergleichsmessung nach quantitativer Überführung des Chlorophylls in Phaeopigmente (Phaeophytin und Phaeophorbide) wird auf den ursprünglichen Chlorophyllgehalt der Wasserprobe rückgeschlossen.

Es können hierbei Konzentrationen > 1 µg/l (1 mg/m³) Chlorophyll-a gemessen werden. Im Gegensatz zur Phosphatbestimmung wird diese Analytik vollständig manuell durchgeführt. Als Basisnorm wurde

die DIN 38412-Teil 16 „Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) – Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser“ herangezogen.

Für die Analyse ist eine Probemenge von bis zu 5 Liter notwendig, insbesondere um die vorgegebene Bestimmungsgrenze einzuhalten. Aufgrund der Veränderlichkeit der Proben ist eine rasche Aufarbeitung im Labor unumgänglich. Die Spektralphotometrische Bestimmung des Extraktes erfolgt aus dem Filtrerrückstand der Wasserprobe. Nach der Extraktion der Algenpigmente mittels eines organischen Lösungsmittels (Alkohol) wird das Chlorophyll-a vor und nach dem Ansäuern mit Salzsäure gemessen. Durchgeführte Parallelmessungen mit anderen Labors belegen eine sehr gute Vergleichbarkeit der Methode.

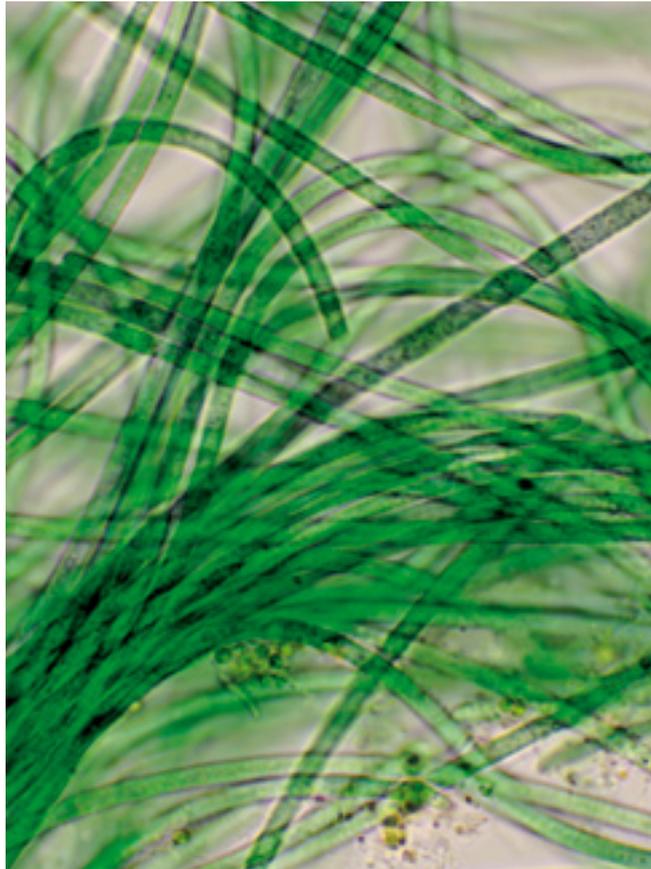


Abb.7 Cyanobakterien Irrsee

Untersuchte Parameter

Physikalische Parameter

Sichttiefe

Die Messung der Sichttiefe erfolgt mit einer runden weißen Scheibe (sog. „Secchi-Scheibe“) mit 25 cm Durchmesser (Abb. 8, Seite 18). An einer Leine mit Längsskalierung wird sie soweit in den See abgesenkt, bis sie mit freiem Auge nicht mehr zu sehen ist.

In planktonreichen, trüben Gewässern beträgt die Sichttiefe oft nur wenige Zentimeter. Planktonarme Gewässer wie unsere großen Salzkammertseen sind sehr klar, die Sichttiefe ist hier bedeutend höher. Zusätzlich können Hochwasserereignisse, biogene Kalkausfällung und ein erhöhter Huminstoff-Gehalt in anmoorigen Gebieten (natürliche Braunfärbung) die Sichttiefe beeinflussen.

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur beeinflusst alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge in einem Gewässer. Daher wird hier auf Wärmehaushalt und Zirkulationsverhalten von Seen näher eingegangen.

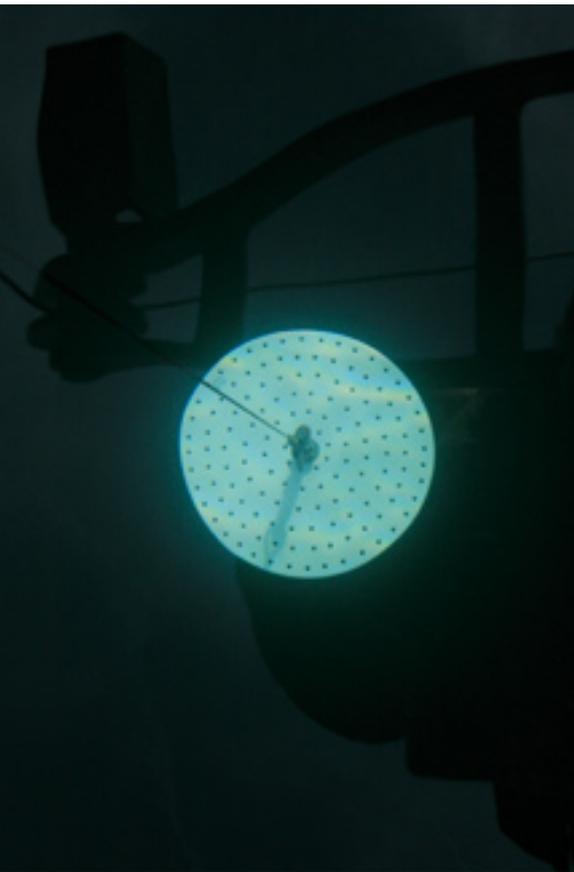


Abb.8 Secchi-Scheibe

Im Sommer erwärmen sich die oberflächennahen Wasserschichten eines Sees. Das warme, leichtere Oberflächenwasser, das Epilimnion, schichtet sich an der Oberfläche ein. Das kältere, schwere Wasser, das Hypolimnion liegt über dem Seegrund. Dazwischen liegt die Temperatursprungschicht, das sogenannte Metalimnion, der Bereich der größten Temperaturabnahme mit zunehmender Tiefe (Sommerstagnation). Die Schichtung verhindert einen vertikalen Wasseraustausch, damit erfolgt keine Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers. In der vom Licht durchfluteten Zone des Epilimnions werden die im Wasser gelösten Pflanzennährstoffe, insbesondere der Phosphor, von den planktischen Algen zur Biomasseproduktion genutzt. Das Epilimnion wird zunehmend nährstoffärmer und die Algenproduktion stagniert schließlich. Damit stellt sich ein sommerliches Klarwasserstadium ein. Abgestorbene, absinkende Algen transportieren Nährstoffe in das Tiefenwasser, wo es durch bakterielle Abbauprozesse zu Sauerstoffdefiziten kommen kann. Im Herbst kommt es zur Abkühlung des Wassers an der Oberfläche. Sobald die Temperatur in der ganzen Vertikalen auf 4 °C abgesunken ist, vermag der Wind das Wasser über die gesamte Wassersäule bis zum Grund zu durchmischen (Herbstzirkulation). Mit dieser Durchmischung wird Sauerstoff, der für viele biologische Prozesse notwendig ist, in die Tiefe verfrachtet. Das Tiefenwasser wird wieder mit Sauerstoff versorgt und Nährstoffe gelangen aus der Tiefe in oberflächennahe Schichten. Im Winter sammelt sich 4 °C warmes Wasser in der Tiefe. Kälteres Wasser bleibt an der Oberfläche, bis schließlich das Eis isolierend die Oberfläche bedeckt (Winterstagnation). Sobald sich das Wasser an der Oberfläche wieder erwärmt und 4 °C erreicht kommt es erneut zum Zustand der Homothermie und damit zur Frühjahrszirkulation.

Die Sonderform der nur teilweisen Durchmischung wird Meromixie genannt. Meromiktische Seen durchmischen nicht bis zum Gewässergrund, sondern nur bis in eine für den See charakteristische Tiefe. Es handelt sich dabei um Seen, die so tief sind, dass die Windwirkung nicht mehr bis in die Tiefe reicht oder um Seen in besonders windgeschützter Lage. Häufig erhöhen auch gelöste chemische Substanzen die Dichte in der Tiefe derart, dass selbst bei Homothermie der Tiefenwasserkörper spezifisch schwerer bleibt und daher nicht mehr von der Durchmischung erfasst wird. In meromiktischen Seen umfasst das Mixolimnion die Zone der vollständigen Durchmischung und das Monimolimnion die Zone ohne Durchmischung, die wegen des fehlenden Sauerstoffnachschiebes ständig anaerob bleibt.

pH-Wert

Vereinfacht ausgedrückt beschreibt der pH-Wert den Säuregrad des Wassers. In reinem Wasser oder in neutralen Lösungen ist der pH-Wert 7. pH-Werte über 7 (bis 14) kennzeichnen einen basischen, pH-Werte unter 7 (bis 0) einen sauren Charakter.

Der pH-Wert natürlicher Gewässer weicht meist vom Neutralwert 7 ab: Kohlensäure, Huminstoffe, Wasserzutritte mit sauren oder basischen Eigenschaften, biologische Prozesse und Temperatur beeinflussen den Wert. Mineralsalze (Calciumcarbonat) haben eine puffernde Wirkung.

Meist liegt der pH-Wert unserer Gewässer zwischen 6,5 und 9. Die kalkarmen Gewässer mit hohem Huminstoff-Gehalt aus dem Kristallin sind schwach gepuffert und eher sauer. Säureeintrag (saurer Regen) und Laugeeintrag verschieben den pH-Wert bei derartigen Gewässern stärker als bei stark gepufferten. Eine hohe Produktion der photoautotrophen Pflanzen führt tagsüber zu einer vermehrten CO₂-Assimilation und damit zu einem höheren pH-Wert. Dadurch kann es zur Ausfällung von Kalziumkarbonat (Seekreide) kommen, was man auch biogene Entkalkung nennt. Diese verursacht auf Wasserpflanzen einen lockeren, weißen Überzug und beeinflusst die Transparenz der Wassersäule. Die in Alpenseen im Sommer beobachtbare milchige Trübung des Wassers geht darauf zurück.

Leitfähigkeit

Das Bestimmen der elektrischen Leitfähigkeit (Kehrwert des elektrischen Widerstandes bezogen auf 25 °C), ausgedrückt in $\mu\text{S}(\text{iemens})/\text{cm}$, liefert mit geringem Aufwand die Aussage über den Gesamtgehalt an gelösten Salzen. Die Höhe der Salzkonzentration beeinflusst auch die Dichte des Wassers. Aufgrund von chemisch bedingten Dichteunterschieden kann es, vergleichbar mit der Temperaturschichtung, zur Ausbildung einer stabilen chemischen Schichtung kommen, wodurch eine Durchmischung erschwert wird.

Chemische Parameter

Chlorid

Chloride (Salze der Salzsäure) sind in allen Binnengewässern enthalten, hauptsächlich als Natrium-, Kalium- und Calciumchlorid. Chloride sind gut wasserlöslich, werden bei natürlichen Selbstreinigungsprozessen in Gewässern oder in der Abwasserreinigung nicht verändert und von Böden kaum adsorbiert. Die Chloridkonzentration kann also nur durch Verdünnung niedriger werden.

Erhöhte Chloridgehalte gelten, ausgenommen in der Nähe von Salzlagerstätten, die den Chloridgehalt des Wassers geogen erhöhen, als Verschmutzungsindikatoren. Meist zeigen andere Verschmutzungsindikatoren (Ammonium, Nitrit, Nitrat, etc.) ebenfalls höhere Werte. Unbelastete Gewässer weisen meist konstante Chloridwerte auf.

Orthophosphat und Gesamtphosphor

Die Analyse der gesamten unfiltrierten Wasserprobe liefert Informationen über den Gesamtphosphor, unabhängig von der Art, wie er vorliegt. Der Gesamtphosphor setzt sich aus dem anorganisch und organisch gelösten Phosphat und dem organisch gebundenen Phosphat zusammen. Die Gesamtphosphorkonzentration eines Sees hängt vom externen Nährstoffeintrag, vom Zirkulationsverhalten des Sees und von internen Stoffkreisläufen ab.

Die Orthophosphat-Bestimmung der filtrierten Probe erfasst den als Ion vorliegenden Phosphor. Er stellt jene Phosphor-Quelle dar, die den Primärproduzenten, also den photoautotrophen Organismen, direkt zugänglich ist.

Von Natur aus ist Phosphor nur in sehr geringen Mengen in Gewässern vorhanden und begrenzt so in der Regel als Minimumfaktor das Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen. Durch anthropogene Zufuhr wird Phosphor zum Haupteutrophierungsfaktor mit Massenentwicklungen von Algen und krautigen Wasserpflanzen. Die dabei wirksamen kritischen Phosphorkonzentrationen sind sehr niedrig.

Nitrat-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff

Die Stickstoffparameter (Ammonium, Nitrit, Nitrat) können nur gemeinsam betrachtet werden, da zwischen ihnen enge Zusammenhänge bestehen. Die Sauerstoffversorgung und die mikrobielle Aktivität im Gewässer hängen eng mit der Art des messbaren Stickstoff-Ions zusammen.

Nitrat-Stickstoff ist in oligotrophen Gewässern mit guter Sauerstoffversorgung immer in größeren Mengen vorhanden. In hoch produktiven Gewässern kann es hingegen im Epilimnion vollständig aufgezehrt werden. Durch den Eintrag aus dem landwirtschaftlich genutzten Umland an manchen Seen treten jedoch auch an sehr produktiven Gewässern meist in Folge von Niederschlagsereignissen oft hohe Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen auf.

Ammonium entsteht beim biochemischen Abbau stickstoffhaltiger Substanzen (Eiweiß, Harnstoff). Hohe Nitratkonzentrationen werden meist durch Abwasser aus der Landwirtschaft (Gülle) und häusliche Abwässer verursacht. Niederschläge bringen Ammonium, das beispielsweise von ausgebrachter Gülle in die Atmosphäre gelangt ist, wieder auf den Boden und ins Gewässer. In der Regel oxidieren Mikroorganismen das Ammonium im Gewässer über Nitrit zu Nitrat, was den Sauerstoffhaushalt belasten kann. In sauerstofffreiem Milieu, etwa im Bodenschlamm der Gewässer, führt die Reduktion von Nitrat zu Ammonium und damit zu einer Anreicherung von Ammonium in der sauerstofffreien Tiefenschicht. Ammonium begünstigt direkt und über entstehendes Nitrat die Eutrophierung der Gewässer.

Sauerstoff

Sauerstoff ist ein lebenswichtiges Element für die meisten heterotrophen Organismen. Die im Gewässer festgestellten Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff sind jeweils das Ergebnis verschiedener sauerstoffzehrender und -liefernder externer und interner Vorgänge. Die Sauerstoffsättigungs-Konzentration (Sauerstoffsättigung 100 %) ist temperaturabhängig, sie beträgt unter normalem Luftdruck bei 0 °C 14,6 mg O₂/l, bei 10 °C 11,3 mg O₂/l und bei 20 °C 9,1 mg O₂/l.

Ein verstärkter Luft-Wasser-Austausch durch Turbulenz verstärkt eine Veränderung in Richtung von 100 %-Sättigung. Durch die in den Gewässern lebenden Organismen, deren Ansprüche an die Sauerstoffkonzentration sehr unterschiedlich sind, finden neben sauerstoffzehrenden Prozessen (Atmung) auch sauerstoffliefernde Vorgänge (Photosynthese der Pflanzen) statt. Der aerobe Abbau organischer Substanz (Kohlenstoffverbindungen), aber auch die Nitrifikation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat verbrauchen Sauerstoff.

In sehr produktiven Seen können tagsüber Sauerstoffübersättigungen und in der Nacht Sauerstoffdefizite auftreten. In geschichteten Seen treten im Tiefenwasserbereich (Hypolimnion) ausschließlich sauerstoffzehrende Vorgänge auf (Abbau von organischem Material). In nährstoffarmen (oligotrophen) Seen ist die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion auch während der Stagnation gering.

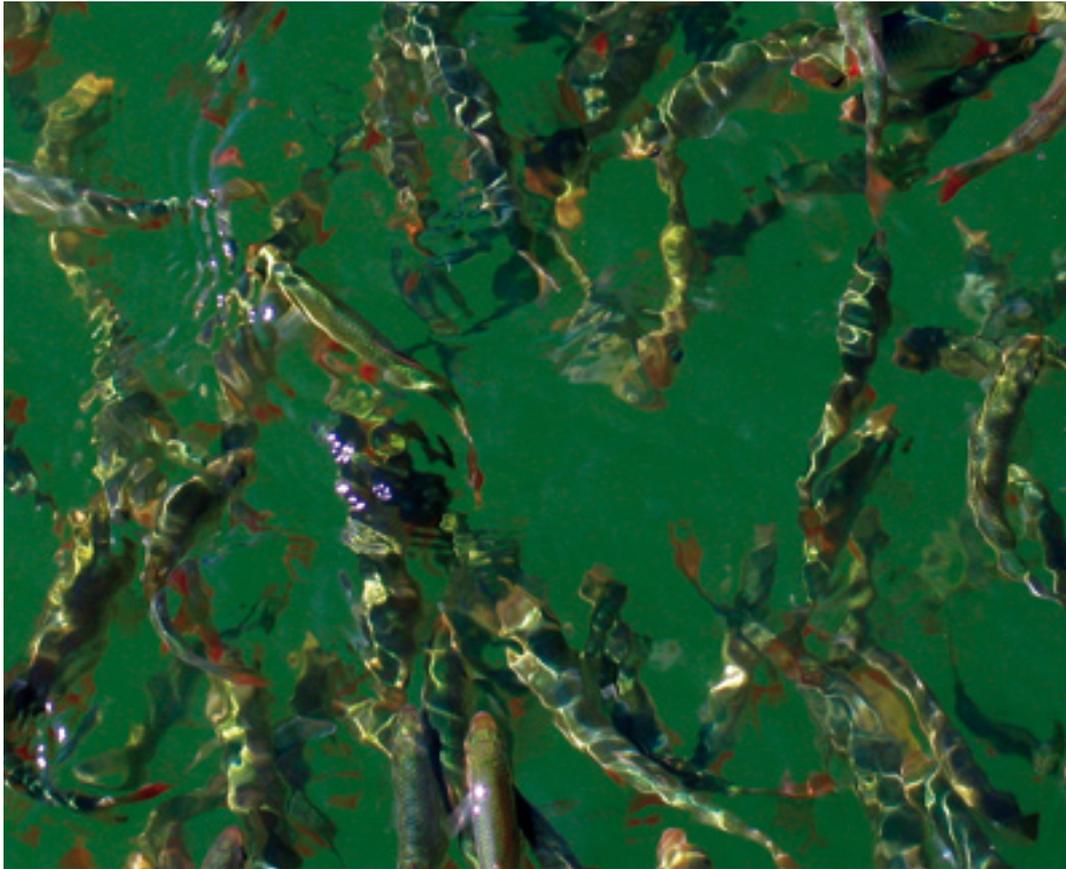


Abb. 9 Fische Imsee

Chlorophyll-a

Die wichtigsten Primärproduzenten im freien Wasserkörper eines Sees sind die Algen. Die Größe der Algenbiomasse kann im Freiwasser direkt über die Bestimmung des Gehaltes von Chlorophyll-a abgeschätzt werden.

Das Pigment Chlorophyll-a ist in allen grünen Pflanzen zu finden. Es fixiert Lichtenergie über den Prozess der Photosynthese in der Pflanze. Allgemein steigt die Photosyntheserate mit zunehmender Lichtintensität an, erreicht ein Plateau und nimmt bei weiterer Steigerung der Lichtintensität wieder ab.

Biologische Parameter

Die biologischen Parameter wurden auf die für routinemäßig durchgeführte Überwachungsprogramme notwendige Untersuchung des Phytoplanktons beschränkt. Andere wichtige ökologische Komponenten im Lebensraum See sind in der Regel nicht Teil von langjährigen routinemäßigen Untersuchungen von stehenden Gewässern.

Das sind vor allem die den Seeboden bewohnenden Organismen im Litoral und Profundal wie z.B. Insekten, Muscheln, Schnecken und Würmer, die höheren Wasserpflanzen (Makrophyten), die nicht schwe-

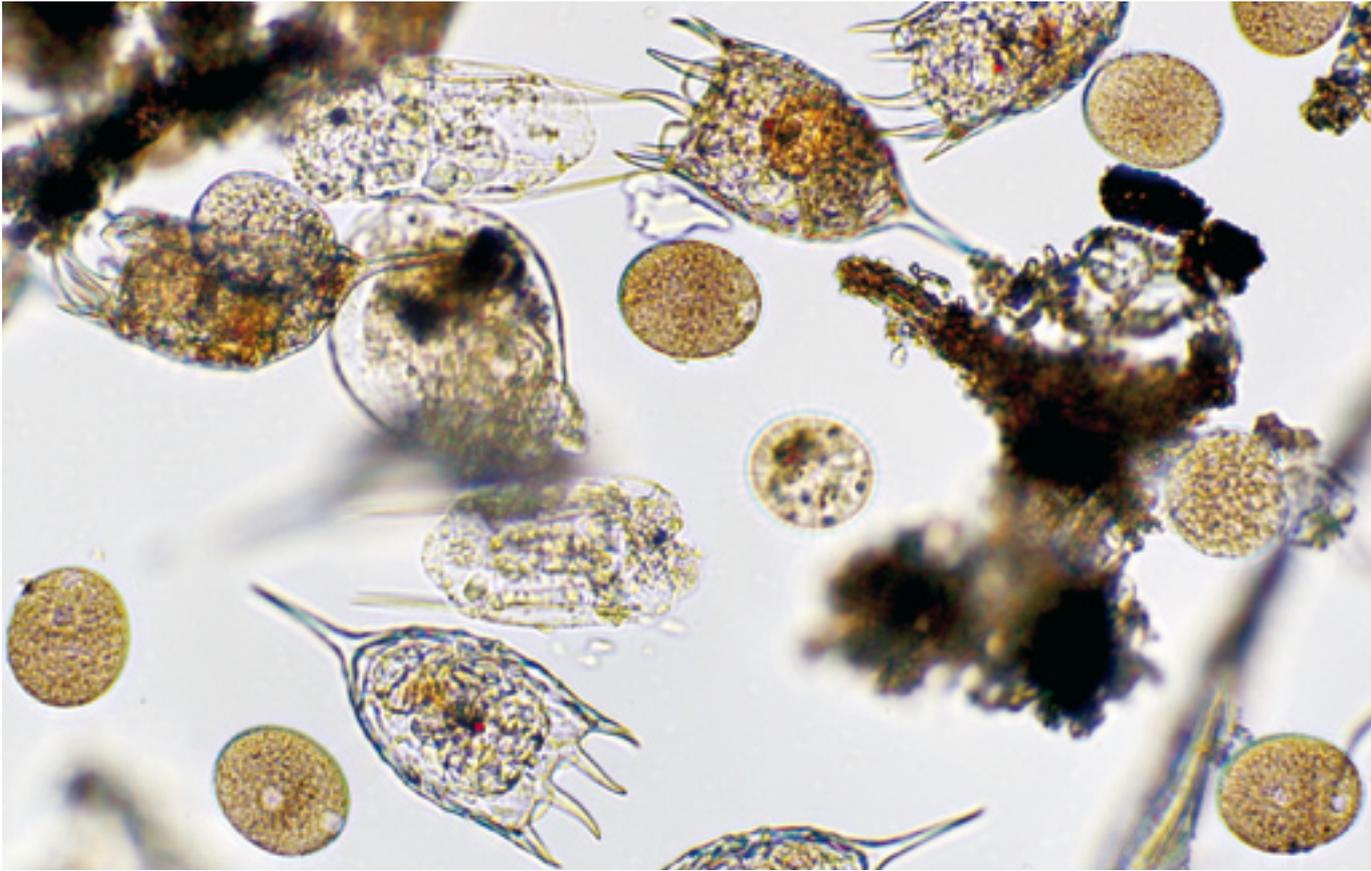


Abb. 10 Zooplankton

benden Algen (Phytobenthos), die Einzeller und Bakterien. Die Menge an Zooplankton und Fischen (Abb. 9, Seite 21) beeinflusst natürlich auch maßgeblich die Entwicklung des Phytoplanktons. Alle Organismen hängen im sehr komplexen Nahrungsgewebe von ihrer Umwelt ab und bestimmen sie selbst wiederum mit. Die Phytoplankton-Analyse ist ein wesentlicher Teilaspekt um über die ökologische Funktionsfähigkeit sowie den Trophiestatus eines Gewässern etwas zu erfahren.

Phytoplanktonbiomasse

Die Schwebealgen (Phytoplankton, Abb. 11) zählen zu den bedeutendsten Primärproduzenten eines Sees. Sie sind in der Lage aus Kohlendioxid (CO_2), Sonnenenergie, Nährstoffe und Wasser Biomasse aufzubauen. Bei diesem Prozess wird auch Sauerstoff frei. Sie sind somit für den Sauerstoffhaushalt eines Sees unerlässlich.

Das Phytoplankton stellt im Nahrungsnetz eines Sees die Basis dar, auf der alle anderen Lebensvorgänge beruhen. Während ein Teil von der nächst höheren Stufe des Nahrungsnetzes (Zooplankton – tierische Einzeller, Abb. 10) gefressen wird, stirbt ein Teil des Phytoplanktons ab und sinkt laufend in die Tiefe. Während des Absinkens werden die toten Planktonorganismen von Bakterien und Pilzen in ihre mineralischen Bestandteile zerlegt. Bei diesem Abbau wird Sauerstoff verbraucht. Hohe Phytoplankton-Produktion bedingt damit eine Verschlechterung der Sauerstoffsituation in der Tiefe. Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons ermöglicht Rückschlüsse auf die Qualität eines Gewässers und stellt somit eine wesentliche Komponente zur ökologischen Bewertung stehender Gewässer dar.



Abb. 11 Phytoplankton

Bewertung der Seen

Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden nach zwei verschiedenen Gesichtspunkten ausgewertet.

Einerseits erfolgte eine klassische Trophiebewertung nach ÖNORM M 6231 in Zusammenschau mit den Trophieklassen des Brettum-Index. Die Trophie als absolutes Maß für die Nährstoffsituation eines Gewässers erlaubt vor allem einen direkten Vergleich mit den in der Vergangenheit durchgeführten Untersuchungen und zeigt die historische Entwicklung der Nährstoffverhältnisse in unseren Seen.

Zum anderen wurden die Ergebnisse entsprechend den neuen Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet und die Seen auf Basis des „Brettum-Index“ ökologischen Zustandsklassen zugeordnet.

Beschreibung der Bewertungsmethode

Trophiezustand

Die in Tabelle 28 der ÖNORM M 6231 genannten Indikatoren in der Ausgabe vom 1.10.2001 wurden von uns für die Berechnung wie folgt gewichtet:

Berechnung des Trophiezustandes bei holomiktischen Seen

Parameter	Gewichtung
Gesamtposphor im Epilimnion	30%
Chlorophyll	14%
Ammoniumanreicherung/Nitratreduktion über Grund	4%
Sauerstoffsättigung über Grund	4%
Sulfatreduktion über Grund	4%
Phytoplanktonbiomasse (Biovolumen)	14%
Artenspektrum Phytoplankton auf Basis des Brettum-Index	30%

Die Parameter Ammoniumanreicherung/Nitratreduktion, Sulfatreduktion und Sauerstoffsättigung über Grund sind bei meromiktischen Seen naturgemäß nicht anzuwenden, es wurde daher die folgende Gewichtung vorgenommen:

Berechnung des Trophiezustandes bei meromiktischen Seen

Parameter	Gewichtung
Gesamtposphor im Epilimnion	33%
Chlorophyll	17%
Phytoplanktonbiomasse (Biovolumen)	17%
Artenspektrum Phytoplankton auf Basis des Brettum-Index	33%

Zur Bewertung wurden die Daten aus den Befahrungen der Jahre 2007 und 2008 herangezogen.

Für die Berechnung wurden die in der ÖNORM M 6231 angeführten Trophiezustände wie folgt durch Bewertungszahlen ersetzt:

Bewertungszahl

Trophiezustand	Bewertungszahl
oligotroph	1
mesotroph	2
schwach eutroph	3
stark eutroph	4
hypertroph	5

Zwischenstufen werden arithmetisch gemittelt, so entspricht z.B. oligotroph-mesotroph der Bewertungszahl 1,5. Für den Parameter „Artenspektrum Phytoplankton“ haben wir versucht, die beispielhafte Aufzählung dominanter Gruppen in der ÖNORM M 6231 durch die Trophie-Klassen des Brettum-Index zu ersetzen. Die Zuordnung erfolgt in Anlehnung an den Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil B2 – Phytoplankton (Wolfram & Dokulil 2008).

Die Trophieklassen werden etwas anders gestuft als in der ÖNORM M 6231 und zwar wie folgt:

Trophieklasse		
Trophieklasse	Trophiezustand	Gehalt an Gesamt-Phosphor
6	ultra-oligotroph	≤ 5 µg/l
5	oligotroph	5-8 µg/l
4	oligo-mesotroph	8-15 µg/l
3	meso-/schwach eutroph	15-30 µg/l
2	eutroph	30-60 µg/l
1	hypertroph	≥ 60 µg/l

Um diese verschiedenen Abstufungen so weit als möglich in Kongruenz zu bringen, sind wir wie folgt vorgegangen: Wir haben dem Brettum-Index einen Trophiezustand nach der Tabelle Trophieklasse zugeordnet und diesen Trophiezustand mit einer Bewertungszahl nach der Tabelle Bewertungszahl versehen.

Beispiel: Ein Brettum-Index von 3,8 entspricht aufgerundet der Klasse 4 bzw. dem Trophiezustand „oligotroph-mesotroph“ gemäß Tabelle Trophieklasse. Nach Tabelle Bewertungszahl erhält der Zustand „oligotroph-mesotroph“ für die Berechnung die Bewertungszahl 1,5. Die Rundung erfolgte auf 0,5 Einheiten genau.

Ökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Bewertung des „ökologischen Zustandes“ der Seen erfolgt im Amtlichen Seennetz (ASM) anhand des Phytoplanktons gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000. Sie ist in erster Linie eine Klassifizierung des Nährstoff- oder Produktionsniveaus und führt zur sogenannten Seentypologie (Wolfram & Dokulil 2008). Es ist keine absolute Bewertung, wie die Trophie-Einstufung, sondern stellt die Abweichung von einem natürlichen vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Grundzustand eines Gewässers dar. Das System wurde für österreichische Seen mit einer Oberfläche > 50 ha, deren trophischer Grundzustand hinreichend bekannt ist, entwickelt (Beiwl & Mühlmann 2008).

Für die kleineren Seen im Landesmessnetz wurde von uns auf Basis der naturräumlichen Gegebenheiten eine entsprechende Zuordnung vorgenommen. Die Anwendung der Bewertungsmethode für kleinere Seen ist grundsätzlich möglich, doch ist stets zu überprüfen, ob die trophischen Grundzustände im Einzelfall zutreffen. Unter den von uns untersuchten oberösterreichischen Gewässern sind nur „Seen des Alpenvorlandes“, „flache/mäßig tiefe Seen der Kalkvoralpen“ und „tiefe Seen der Nördlichen Kalkalpen“

(400-600 m ü.A.)“ jedoch keine Sondertypen wie etwa „Alte Donau“, „Salzlacken des Seewinkels“ und „Neusiedler See“.

Europäische Seentypologie

Auf europäischer Ebene wurde eine sehr vereinfachte Typologie stehender Gewässer entwickelt, um eine Interkalibrierung (IC) nationaler Bewertungsmethoden zu ermöglichen. Innerhalb der Alpenseen wurden zwei Seentypen unterschieden:

L-AL3

Tiefeland bis mittlere Seehöhe (50-800 m ü.A.), tief (meist > 15 m), mäßig hohe bis hohe Alkalinität (meist > 1 mmol L), Seefläche > 50 ha, alpines Einzugsgebiet

L-AL4

Tiefeland bis mittlere Seehöhe (200-800 m ü.A.), mäßig tief (meist 3-15 m), mäßig hohe bis hohe Alkalinität (meist > 1 mmol L), Seefläche > 50 ha, meist Alpenvorland oder inneralpine Becken

Österreichische Seentypologie

Innerhalb der Alpenländer wurde versucht, die natürlichen stehenden Gewässer zu Typen mit gleichen, oder zumindest vergleichbaren, Charakteristika zusammenzufassen. Die Typologien der Nachbarländer – und auch der EU im Interkalibrierungsprozess – fußen dabei weitgehend auf abiotischen Kriterien. Die gute Datenlage zu den österreichischen Seen ermöglichte demgegenüber eine Differenzierung nach biotischen Merkmalen.

Für eine Seebewertung auf Basis des Phytoplanktons sind die österreichischen Seentypen nur bedingt relevant. Entscheidend ist das trophische Grundniveau, das das Artenspektrum und die Abundanz bzw. Biomasse der planktischen Algen im Referenzzustand bedingt. In Hinblick darauf erscheint die europäische Seentypologie (mit zwei IC-Typen) für die Bewertung der österreichischen Alpenseen > 50 ha nach derzeitigem Wissensstand weitgehend als ausreichend. Gewässer des IC-Seentyps L-AL3 sind im trophischen Grundzustand (ultra-)oligotroph, Seen des Typs L-AL4 oligo- bis oligo-mesotroph. Für die Kenngrößen Biovolumen und Brettum-Index (siehe unten) lassen sich dennoch keine starren Werte für Referenzbedingungen und Klassengrenzen angeben. Vielmehr besteht je nach geografischer Lage, hydromorphologischen Rahmenbedingungen u.a. eine gewisse Bandbreite (Range 1, 2 und 3), die in der Bewertung zu berücksichtigen ist (Wolfram & Dokulil 2008).

Natürliche Seen in Oberösterreich und angrenzendem Salzkammergut > 50 ha

Gewässer	AT-Seentyp	IC-Seentyp für Phytoplankton	Lage innerhalb der Bandbreite	Range
Seen des Alpenvorlandes	B2	L-AL4		
Obertrumer See	B2	L-AL4	Mitte	2
Mattsee	B2	L-AL4	Min	1
Irrsee Ø Tiefe ca. 15 m	B2	L-AL4	Mitte	2

Grabensee	B2	L-AL4	Max	3
Wallersee	B2	L-AL4	Mitte	2
Flache/mäßig tiefe Seen der Kalkvoralpen	D2	L-AL3		
Lunzer See	D2	L-AL3	Mitte	2
Offensee Ø Tiefe ca. 19 m	D2	L-AL3	Mitte	2
Almsee Ø Tiefe ca. 2,5 m	D2	–	Max	3
Erlaufsee	D2	L-AL3	Mitte	2
Hintersee	D2	(L-AL3)	Max	3
Walchsee	D2	(L-AL3)	Max	3
Tiefe Seen der Nördlichen Kalkalpen (400-600 m ü.A.)	D1	L-AL3		
Hallstätter See Ø Tiefe ca. 65 m	D1	L-AL3	Min	1
Traunsee Ø Tiefe ca. 90 m	D1	L-AL3	Min	1
Mondsee Ø Tiefe ca. 36 m	D1	L-AL3	Mitte	2
Attersee Ø Tiefe ca. 84 m	D1	L-AL3	Mitte	2
Fuschlsee	D1	L-AL3	Mitte	2
Wolfgangsee	D1	L-AL3	Mitte	2
Bergseen der Nördlichen Kalkalpen (800-1200 m ü.A.)	E1	L-AL3		
Vorderer Gosausee Ø Tiefe ca. 35 m	E1	L-AL3	Mitte	2
Altausseer See	E1	L-AL3	Mitte	2
Grundlsee	E1	L-AL3	Mitte	2
Toplitzsee	E1	L-AL3	Mitte	2
Hintersteiner See	E1	L-AL3	Mitte	2

Natürliche Seen in Oberösterreich und dem angrenzenden Salzkammergut > 50 ha mit Angabe des Gewässertyps, Auflistung der Seen nach der österreichischen (AT) und europäischen Seentypologie (IC). Vorschlag zur Lage der Referenzwerte innerhalb der natürlichen Bandbreite der IC-Seentypen (Wolfram & Dokulil 2008). Die oberösterreichischen Seen sind grün hervorgehoben, Mattsee und Wolfgangsee liegen flächenmäßig zum größten Teil in Salzburg und werden daher nicht im öö. Seenmessprogramm erfasst.

Aufgrund dieser Vorgaben wurden auch die von uns untersuchten, kleineren Seen gemäß diesem Schema einem Grundzustand zugeordnet, um eine vergleichbare ökologische Bewertung zu ermöglichen. Allerdings gibt es noch keine Referenzwerte und Erfahrungen für kleinere (< 50 ha) Seen. Dennoch haben wir versucht, diese in das für große Seen entwickelte Bewertungsschema einzufügen. Die erzielten Ergebnisse dienen somit als Grundlage für weitere Diskussionen um die Bewertung mittels Phytoplankton.

Der bewertete ökologische Zustand entspricht demnach der Abweichung vom Grundzustand und nicht einer Bewertung auf einer absoluten Skala. Aus diesem Vergleich mit dem Grundzustand wird schnell

klar, dass zum Beispiel ein „Guter Ökologischer Zustand“ im Traunsee anders aussieht als ein „Guter Ökologischer Zustand“ im Seeleitensee, da ja der kleinere Innviertler See mit anderen Voraussetzungen in die Bewertung geht.

Natürliche Seen in Oberösterreich < 50 ha

Gewässer	AT-Seentyp	IC-Seentyp für Phytoplankton	Lage innerhalb der Bandbreite	Range
Seen des Alpenvorlandes	B2	L-AL4		
Heratingersee Ø Tiefe 3,3 m	B2	L-AL4	Mitte	2
Höllernersee Ø Tiefe 10,9 m	B2	L-AL4	Mitte	2
Holzöstersee Ø Tiefe 2,3 m	B2	L-AL4	Mitte	2
Imsee	B2	L-AL4	Max	3
Seeleitensee Ø Tiefe 1,6 m	B2	L-AL4	Max	3
Flache/mäßig tiefe Seen der Kalkvoralpen	D2	L-AL3		
Gleinkersee	D2	L-AL3	Max	3
Hinterer Langbathsee	D2	L-AL3	Mitte	2
Laudachsee	D2	L-AL3	Mitte	2
Nussensee	D2	L-AL3	Mitte	2
Schwarzensee Ø Tiefe 27 m	D2	L-AL3	Mitte	2
Vorderer Langbathsee	D2	L-AL3	Mitte	2

Natürliche Seen in Oberösterreich (< 50 ha) mit Angabe des Gewässertyps, Auflistung der Seen nach der österreichischen (AT) und europäischen Seentypologie (IC) gemäß eigener mit Experten abgeglichener Einstufung.

Referenzbedingungen und Klassengrenzen

Die Referenzbedingungen und die Klassengrenzen für die beiden Kenngrößen Gesamtbiovolumen und Brettum-Index wurden im Rahmen des Interkalibrierungsprozesses erarbeitet und zwischen den Ländern Slowenien, Italien, Frankreich, Deutschland und Österreich harmonisiert (Tabelle Bandbreiten). Für die österreichischen Seen wurden sowohl beim Biovolumen als auch beim Brettum-Index keine starren Fixwerte je IC-Seentyp definiert, sondern Bandbreiten („ranges“). Entsprechend diesem Vorschlag zur Lage der österreichischen Seen innerhalb der Bandbreiten, lassen sich auch für die von uns untersuchten Seen konkrete Referenzwerte und Klassengrenzen angeben (Tabelle Natürliche Seen in Oberösterreich < 50 ha).

Die nachfolgende Tabelle gibt die Bandbreiten für die Originalwerte des Biovolumens und des Brettum-Index, die daraus berechneten EQR sowie die normierten EQR an.

Bandbreiten

Total biovolume L-AL3

biovol mm ³ L ⁻¹	range type			EQR ratio	norm.
	1	2	3		
0,2-0,3	0,20	0,25	0,30	1,00	
0,3-0,5	0,33	0,42	0,50	0,60	0,80
0,8-1,2	0,80	1,00	1,20	0,25	0,60
2,1-3,1	2,00	2,50	3,10	0,10	0,40
5,3-7,8	5,00	6,25	7,50	0,04	0,20

Brettum Index L-AL3

BI	range type			EQR ratio	norm.
	1	2	3		
4,40-4,62	4,62	4,50	4,40	1,00	
4,12-4,34	4,34	4,23	4,12	0,94	0,80
3,64-3,83	3,83	3,74	3,64	0,83	0,60
3,12-3,28	3,28	3,20	3,12	0,71	0,40
2,62-2,77	2,77	2,70	2,64	0,60	0,20

Total biovolume L-AL4

	biovol mm ³ L ⁻¹	range type			EQR ratio	norm.
		1	2	3		
Ref	0,5- 0,7	0,50	0,60	0,70	1,00	
H/G	0,8- 1,1	0,78	0,94	1,10	0,64	0,80
G/M	1,9- 2,7	1,92	2,31	2,70	0,26	0,60
M/P	5,0- 6,9	5,00	6,00	6,90	0,10	0,40
P/B	12,5-17,4	12,50	15,00	17,40	0,04	0,20

Brettum Index L-AL4

	BI	range type			EQR ratio	norm.
		1	2	3		
Ref	3,94-4,12	4,12	4,02	3,94	1,00	
H/G	3,69-3,87	3,87	3,78	3,69	0,94	0,80
G/M	3,20-3,34	3,34	3,26	3,20	0,81	0,60
M/P	2,68-2,80	2,80	2,73	2,68	0,68	0,40
P/B	2,18-2,27	2,27	2,21	2,18	0,55	0,20

Bandbreiten, EQR-Werte und normierte EQR-Werte für Referenzbedingungen und Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens [mm³ L] und des Brettum-Index in den beiden IC-Seentypen L-AL3 und L-AL4. Innerhalb der Bandbreite der beiden Typen variieren die Referenzbedingungen je nach hydromorphologischen Rahmenbedingungen. Für die österreichischen Seen werden Richtwerte innerhalb der Bandbreite angegeben (1 = Minimumwert, 2 = Mitte, 3 = Maximumwert).

Ecology quality ratio (EQR) und Bewertung des ökologischen Zustandes

Jede Gewässerbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie beruht letztlich auf der Darstellung der Abweichung eines Ist-Zustandes vom Referenzzustand. Diese Abweichung wird als EQR (ecological quality ratio) angegeben:

Ecology quality ratio (EQR)

$$\text{EQR}_{\text{Biovolumen}} = \text{Referenzwert/Ist-Wert}$$

$$\text{EQR}_{\text{Brettum-Index}} = \text{Ist-Wert/Referenzwert}$$

Für die Weiterverrechnung werden die EQR normiert, sodass die Klassengrenzen äquidistant sind und eine direkte Ablesung der ökologischen Zustandsklassen ermöglichen (norm.EQR 0,8 = Klassengrenze sehr gut/gut, 0,6 = gut/mäßig etc.). Die Umrechnung von den EQR auf die normierten EQR erfolgt nach folgenden Gleichungen:

Umrechnung auf norm.EQR

$$\text{Biovolumen L-AL3} \quad \text{norm.EQR} = 0,2212 \ln(\text{EQR}) + 0,9102$$

$$\text{Biovolumen L-AL4} \quad \text{norm.EQR} = 0,2156 \ln(\text{EQR}) + 0,8944$$

$$\text{Brettum-Index L-AL3} \quad \text{norm.EQR} = 1,7538 \text{ EQR} - 0,8505$$

$$\text{Brettum-Index L-AL4} \quad \text{norm.EQR} = 1,5385 \text{ EQR} - 0,6462$$

Die Bewertung des Gewässers für das Einzeljahr beruht auf dem arithmetischen Mittel der normierten EQR für Biovolumen und Brettum-Index:

$$\text{norm.EQR Biovolumen} + \text{norm.EQR Brettum Index} = \text{norm.EQR}_{\text{gesamt 2}}$$

Die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse erfolgt normalerweise auf Basis eines 3-Jahres-Mittelwertes (in unserem Fall eines 2-Jahres-Mittelwertes) des normierten Gesamt-EQR. Alle Berechnungen werden mit ungerundeten Werten durchgeführt.

Bewertung des ökologischen Zustandes anhand des Phytoplanktons

Ökologischer Zustand	norm.EQR _{gesamt}
sehr gut	≥ 0,80
gut	0,60-0,80
mäßig	0,40-0,60
unbefriedigend	0,20-0,40

Ökologischer Zustand**norm.EQRgesamt****schlecht****< 0,20**

Die Klassengrenzen werden jeweils der höheren Zustandsklasse zugerechnet (0,8 = sehr gut, 0,6 = gut usw.).

Charakteristische Kenngrößen der öö. Seen

Morphometrische Daten der oberösterreichischen Seen

Gewässer	Seehöhe (m. ü.A.)	Fläche km²	max. Tiefe m	Mittlere Tiefe m	Volumen Mio. m³	Wasser- erneuerung Jahre
Almsee	589	0,85	5	2,5*	2,1	10 Tage
Attersee	469	46,2	169	85/84*	3943	7,13
Gleinkersee	806	0,13	24,5	-	1,59	-
Vorderer Gosausee	933	0,52/0,58*	69,2/69*	35*	18/24,7*	0,3
Hallstättersee	508	8,55	125,2	65	557	0,49
Heratingersee	424	0,25	6,3	3,3**	0,79	0,19
Laudachsee #	895	0,11	13	-	0,7	0,44
Höllernersee	440	0,2	20,1	10,9**/ 10	2,01	3,19
Holzöstersee	460	0,09	4,7	2,3**	0,21	0,22
Imsee	500	0,05	6,1	-	0,15	0,48
Irrsee	553	3,55	32	15	53	1,29
Hinterer Langbathsee #	723	0,1	18	-	0,9	0,19
Vorderer Langbathsee	664	0,33	33	-	5,5	0,87
Mondsee	481	13,78	68	37/36*	510	1,82
Nussensee	604	0,1	14,7	-	0,75	0,76
Offensee	649	0,55	38	19*	10,5	0,49
Schwarzensee	716	0,48	54	27,1***	13	1,37
Seeleitensee	425	0,1	2,1	1,6**	0,11	4,25 Tage
Traunsee	422	24,35	191	95/90*	2302	1,04
Wolfgangsee	538	13	114	48/52*	619	3,85

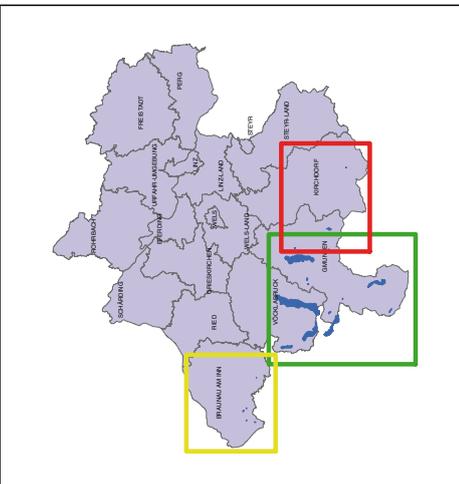
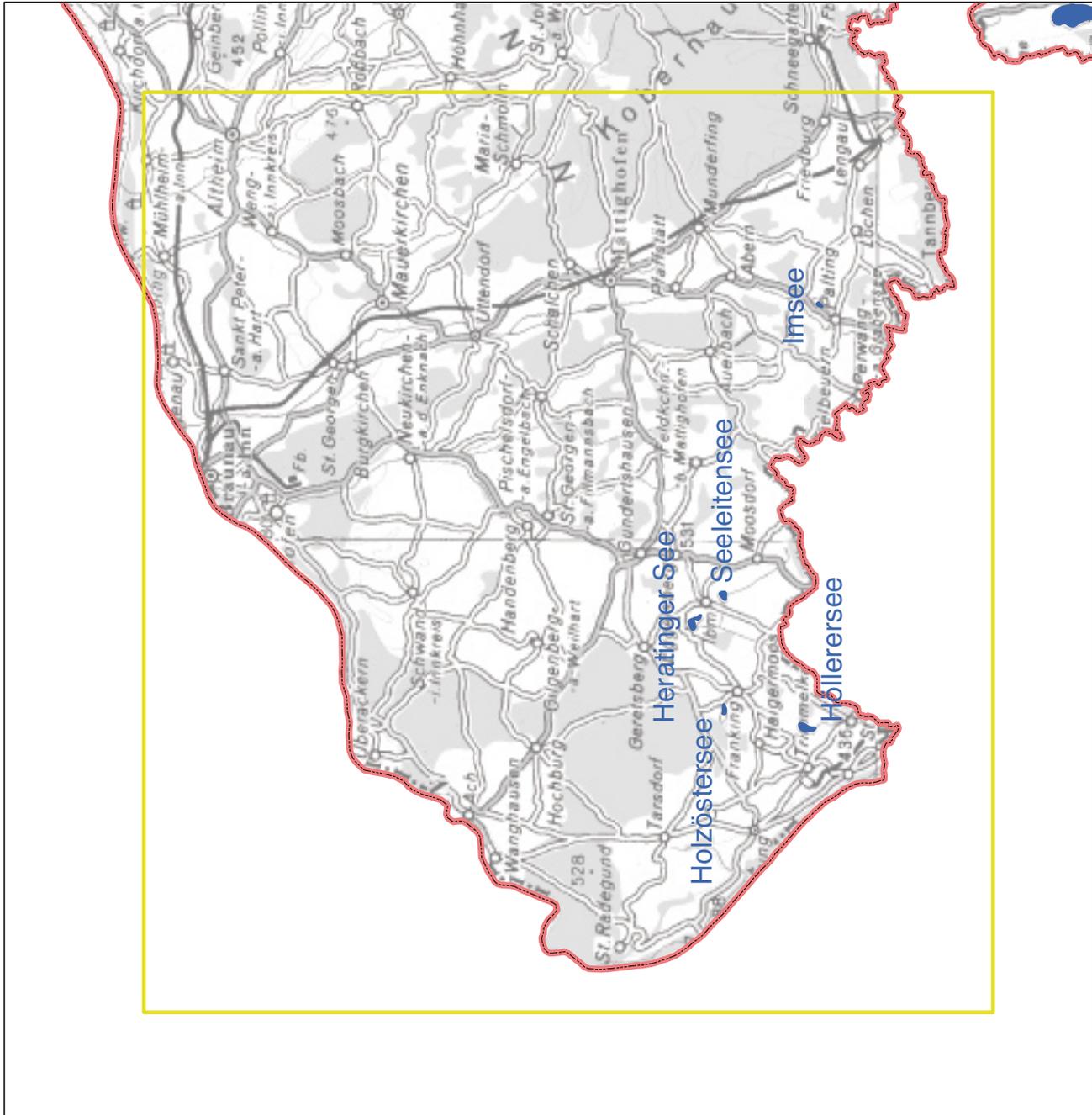
Morphometrische Daten der öö. Seen aus Schwarz & Jagsch (1998), ergänzt aus

Werth & Müller (1982),

* Beiwl & Mühlmann (2008),

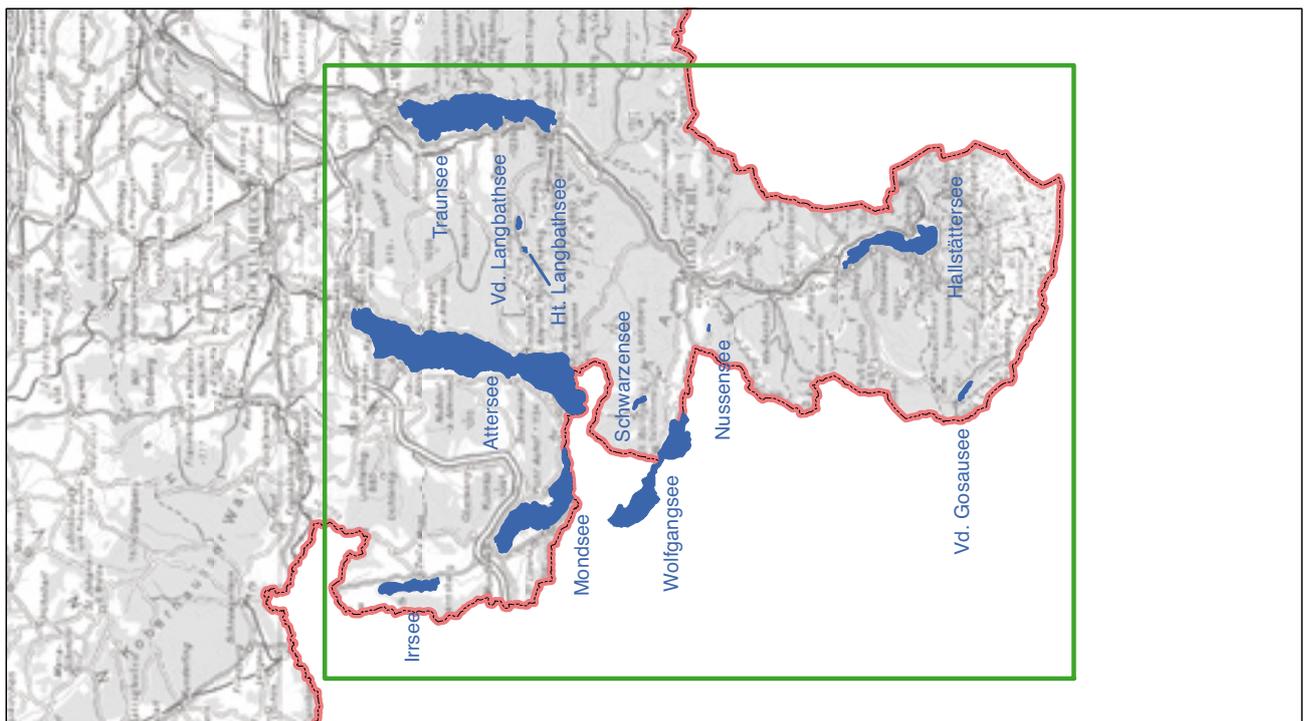
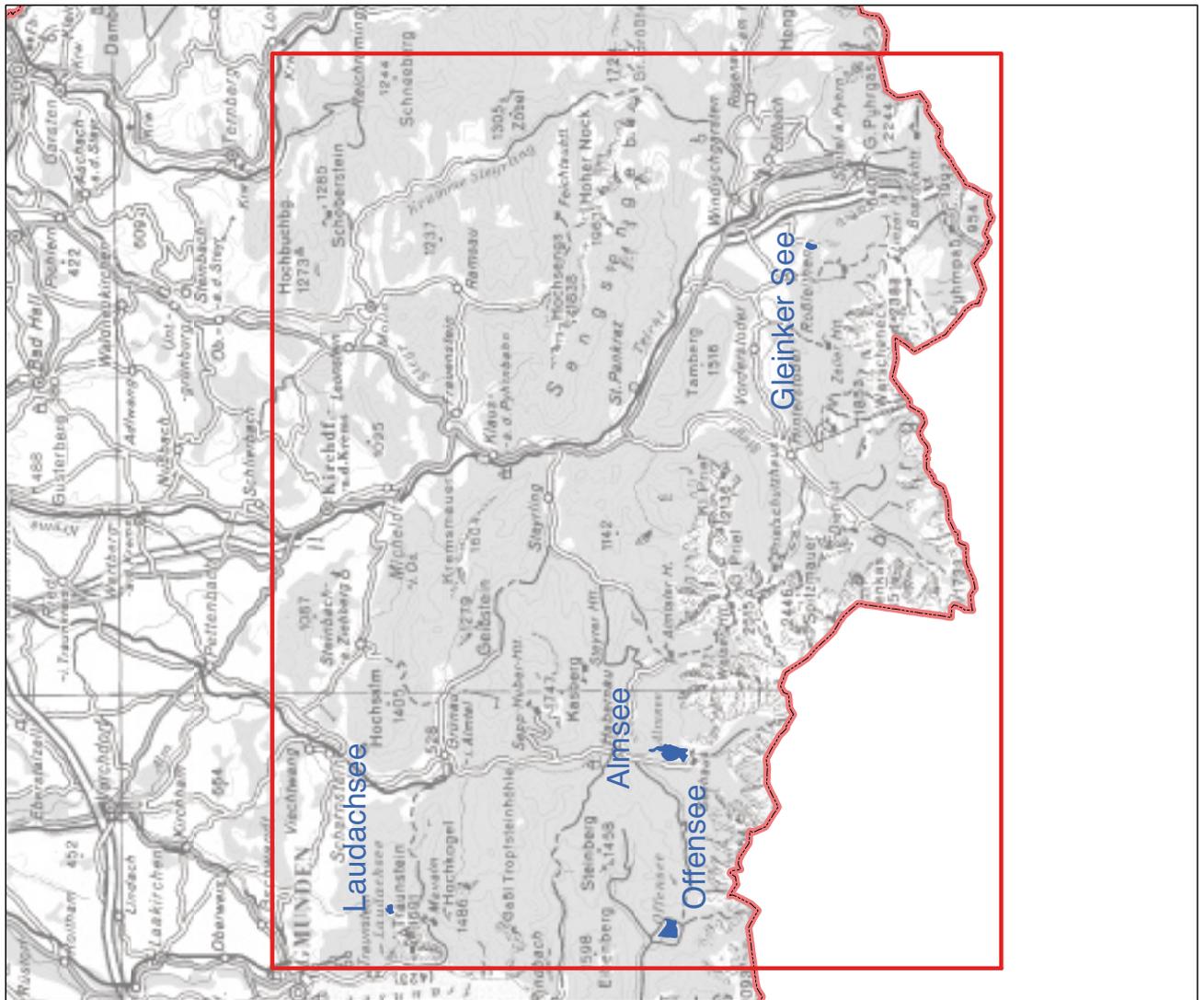
** Dokulil (1991) und Dokulil & Jagsch (1987),

*** Gassner et al. 2006.



Daten: Land OÖ/DIRIS; BEV
 Kartographie: Ing. Binder, 03/2009

Abb. 12 Übersichtskarte der öö. Seen







Almsee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 13 Almsee

Allgemeines

Der Almsee liegt im Gemeindegebiet Grünau im Almtal auf etwa $47^{\circ}45'$ nördlicher Breite und $13^{\circ}57,5'$ östlicher Länge etwa 11 km südlich des Ortszentrums von Grünau (Abb. 13 und 14). Er ist am Ende der Würmeiszeit durch einen spätglazialen Bergsturz in der Hetzau (Almtalerhaus) entstanden. Dabei lösten sich $500.000.000 \text{ m}^3$ Felsmaterial aus dem Büchsenkar im Bereich der heutigen Jakobinermütze im Hetzaukamm. Die Massen erfüllten die Hetzau und das Tal des Straneggbaches bis hinaus zum Almtal beim heutigen Gasthaus „Jagersimmerl“. Dadurch wurden der Almfluss und der Weißeneggbach gestaut und hinter dem Schwemmkegel des Weißeneggbaches bildete sich der Almsee.

Die Speisung des Sees erfolgt einerseits aus oberirdischen Zuflüssen, wie zum Beispiel dem Aagbach, der sich im Mündungsbereich in mehrere Teilarme mit veränderlichem Verlauf aufteilt. Die oberirdischen Zuflüsse haben ihr Einzugsgebiet an den Nordabhängen des Toten Gebirges, hauptsächlich in dem auf drei Seiten von steil aufragenden Bergen begrenzten Talkessel der Röll. Andererseits wird der Almsee vor allem an der Ostseite durch zahlreiche unterirdische oder besser unterseeische Quelltrichter mit Wasser versorgt.

Das Gebiet südlich des Sees ist auffallend flach und moorig, teilweise mit Schwingrasen bewachsen. Wahrscheinlich handelt es sich dabei um verlandete Bereiche eines früher einmal noch größeren Sees. Im südlichen Bereich des Sees gegen das sogenannte Seehaus hin ist diese Tendenz zu einer weiteren Verlandung deutlich zu erkennen, die Wassertiefe beträgt hier in weiten Bereichen weniger als 50 cm,

das Substrat ist schlammig mit einem fast nahtlosen Übergang in mooriges Umland.

Die touristische Nutzung des Sees als Ausflugsziel ist intensiv, das Ostufer ist über die gesamte Länge von einem Wanderweg erschlossen. Die Freizeitmöglichkeiten beschränken sich aber fast ausschließlich auf Wanderungen und Spaziergänge, bedingt durch die zahlreichen unterirdischen Zuflüsse erreicht die Wassertemperatur selbst im Hochsommer selten badetaugliche Werte. Dies gilt insbesondere für das Ostufer, das wegen einiger Kies- und Schotterbänke an sich recht einladend für einen Badeaufenthalt wäre. Das Befahren mit Booten aller Art ist aus Naturschutzgründen zeitweilig verboten.



Abb. 14 Geologische Karte Almsee

Bedingt durch die oft schon im Frühwinter stattfindende Eisbedeckung ist der Almsee ein Anziehungspunkt für Eisläufer weit über das Gemeindegebiet von Grünau hinaus. Durch die vielen unterirdischen Zuflüsse kann diese Eisdecke aber tückische Schwachstellen aufweisen, die sich rasch zeigen, wenn im Gebirge die Schneeschmelze einsetzt. Dadurch wird der Almsee auch relativ rasch wieder eisfrei.

Die Probenahmen erfolgen im Bereich der Koordinaten 496900/290300 (bezogen auf M31) im Österreichischen Bundesmeldenetz. Hier beträgt die Wassertiefe etwa 5 m. Einen verschiedentlich erwähnten Quelltrichter mit einer Tiefe von 9 m im östlichen Bereich des Sees haben wir bisher noch nicht gefunden, was aber wahrscheinlich in erster Linie daran liegt, dass wir noch nicht systematisch danach gesucht haben. Eine Beprobung im Bereich dieses Trichters erscheint uns zumindest im Hinblick auf eine Charakterisierung der Wasserbeschaffenheit des Almsees nicht sinnvoll, auch wenn üblicherweise die tiefste Stelle für die limnologische Untersuchung herangezogen werden sollte.

Almsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		7	> 5	> 5	> 5
Temperatur	°C	0-1 m	9	14,3	3,1	9,0
pH-Wert		0-1 m	9	8,51	8,10	8,36
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	9	260	186	206
Gesamtphosphor	mg/l	0-4 m	18	0,006	0,002	0,004

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-4 m	9	0,003	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-4 m	18	0,600	0,400	0,450
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-4 m	18	0,088	0,005	0,019
Sauerstoff	mg/l	0-4 m	18	12,7	10,4	11,7
Chlorophyll-a	µg/l	0-4 m	6	1,6	0,2	1,0
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-4 m	9	0,46	0,02	0,23

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffgehalte des Almsees bewegen sich im Allgemeinen im Bereich der Sättigungsgrenze, wobei die höchsten prozentuellen Sättigungswerte naturgemäß von der Frühjahrszirkulation bis in den Herbst auftreten. Signifikante Unterschiede im Sauerstoffgehalt gibt es zwischen 0 und 4 m nicht, mehr oder weniger zufallsabhängig wird einmal an der Oberfläche und dann wieder über Grund der höchste Sauerstoffgehalt gemessen. Die höchsten Sättigungswerte wurden im Juni und September 2008 mit 126 % gemessen.

Da der See kaum Phytoplankton enthält, erfolgt die photosynthetische Sauerstoffversorgung des Sees von unten her durch die ausgedehnten Makrophytenbestände, die weite Teile des kalkig-sandigen Seebodens bedecken.

In einzelnen Fällen lag die Abnahme des Sauerstoffgehaltes über Grund bei mehr als 1 mg/l gegenüber der Oberfläche, dies dürfte aber nicht auf Zehrungsvorgänge hindeuten. Wir gehen eher davon aus, dass das auf einen Einfluss der zahlreichen unterirdischen Quellen zurückzuführen ist, die den See vor allem in seinem östlichen Bereich speisen. Einen Sättigungswert von 136 % wie im Gewässerschutzbericht von 1982 (*Werth & Müller 1982*) erwähnt, haben wir bei unseren mittlerweile 10 Untersuchungen nicht mehr erreicht.

Phosphor

Die Gesamtphosphorgehalte im Almsee bewegten sich 2007/08 zwischen 3 und 6 µg/l mit einem geometrischen Mittel aller untersuchten Werte von 4 µg/l. Eine vertikale Schichtung oder zeitliche Tendenz ist nicht zu erkennen. Die Messwerte 2007/08 decken sich ausgezeichnet mit den Untersuchungen aus dem Jahr 1979 (*Werth & Müller 1982*) und den Angaben im Gewässerschutzbericht 20/1998 (Untersuchungen im Jahr 1994) (*Schwarz & Jagsch 1998*). Von den Gesamtphosphorgehalten her ist der Almsee ohne Zweifel als oligotroph einzustufen.

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an NH₄⁺-N bewegten sich in den Jahren 2007 und 2008 an der Oberfläche zwischen 0,005 und 0,026 mg/l. Über Grund wurden Werte zwischen 0,005 und 0,088 mg/l gemessen, wobei ein großer

Teil der Werte unter 0,02 mg/l lag. Da auch über Grund Zehrungsvorgänge durch Sauerstoffmangel in nennenswertem Umfang auszuschließen sein dürften, muss wie beim Sauerstoff ein wechselnder Einfluss der zahlreichen unterirdischen Quellaustritte angenommen werden.

Die von uns gemessenen Werte decken sich sehr gut mit den Werten von 1979 (Werth & Müller 1982), bei den beiden Untersuchungen von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) wurde ein Maximalwert von 0,012 mg/l gemessen, was einem Großteil unserer Untersuchungen „gut“ entspricht.

Bei NO_3^- -N lagen die Werte sehr konstant bei 0,4-0,5 mg/l mit einer einzigen Messung von 0,6 mg/l. Im Bereich der Messgenauigkeit waren keinerlei Anzeichen für eine Nitratreduktion über Grund zu erkennen, auch ein zeitlicher Trend ist nicht festzustellen. Die Werte decken sich hervorragend mit den Messungen von 1979 (Werth & Müller 1982) und von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998), wobei im amtlichen oberösterreichischen Wassergüteatlas von 1982 die Werte als NO_3^- und nicht als NO_3^- -N angegeben worden sind.

Sichttiefe

Bedingt durch die geringe Maximaltiefe von 5 m und die oligotrophen Verhältnisse wurde bei sämtlichen Befahrungen die Messung der Sichttiefe durch die Gewässertiefe begrenzt. In allen Fällen war eine einwandfreie Sicht bis auf den Grund gegeben. Infolge dessen steht natürlich im gesamten Wasserkörper ausreichend Licht für die Photosynthese zur Verfügung, weite Bereiche des Seegrundes sind dicht mit Makrophyten bewachsen (siehe Sauerstoffgehalt, Seite 38).

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messwerte für die elektrische Leitfähigkeit waren 2007 und 2008 durchwegs höher als bei früheren Untersuchungen. Die Untersuchung vom August 1979 (Werth & Müller 1982) zeigte Werte zwischen 170 und 173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) wurden 176 bis 197 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen.

Dem gegenüber lagen unsere Messwerte zwischen 185 und 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einem geometrischen Mittel von 205 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Es ist innerhalb unserer Untersuchungen 2007 und 2008 weder ein zeitlicher Trend noch ein signifikanter vertikaler Gradient ersichtlich. Zeitweise ist die Leitfähigkeit an der Oberfläche etwas größer als in der Tiefe, was wahrscheinlich mit den unterseeisch aufgehenden Quellen zusammenhängt.

Bei der winterlichen Befahrung am 28.1.2008 wurde über Grund eine um 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höhere Leitfähigkeit gemessen als an der Oberfläche. Gleichzeitig war bei dieser Untersuchung mit 7,95 über Grund der niedrigste von uns am Almsee gemessene pH-Wert zu verzeichnen. Das kann man so interpretieren, dass durch die in den meisten Wintern stattfindende Eisbedeckung und die niedrigen Temperaturen die Photosynthese weitgehend zum Stillstand kommt, was zu einer Abnahme des pH-Wertes und anscheinend einer Mobilisierung von Ionen aus dem kalkigen Sediment führt. Weiters verringert sich im Winter die Schüttung der unterirdischen Quellen, weil die Niederschläge im teilweise hochalpinen Einzugsgebiet in Form von Schnee und Eis fixiert sind, kaum Schmelzwasser anfällt und in dieser Zeit die normalerweise zu beobachtende Verdünnung durch die Tiefenquellen fehlt.



Wassertemperatur

Die Wassertemperatur des Almsees wird vor allem an der von den Geländeformen her zum Baden einladenden Ostseite des Sees sehr stark durch die unterirdischen Quellaustritte beeinträchtigt. Dazu kommt die kurze Aufenthaltszeit des Wassers im Almsee (siehe Tabelle Charakteristische Kenngrößen der öö. Seen, Seite 31).

Die höchste Temperatur haben wir am 10.9.2008 mit 14,3 °C an der Oberfläche gemessen, im Hochsommer werden aber zumindest an der Oberfläche sicher auch höhere Werte gemessen. An Tagen mit einer höheren Oberflächentemperatur ist eine starke Temperaturabnahme zum Grund hin üblich, am 16.6.2008 wurde bei einer Oberflächentemperatur von 12,0 °C eine Abnahme um 3,9 °C gemessen, an

wirklich hochsommerlichen Tagen wird diese Abnahme sicher noch viel größer sein.

Eine temperaturbedingte Schichtung gibt es ansatzweise sicher nur in sommerlichen Schönwetterphasen. Wenn außerhalb solcher Phasen die Nachttemperaturen wesentlich tiefer absinken als die des Tiefenwassers, muss man ein mehr oder weniger dauerndes vertikales Durchmischen des Wasserkörpers annehmen.

Chlorophyll

Die Chlorophyllgehalte im Almsee lagen mit 0,2 bis 1,6 µg/l außerordentlich niedrig. Gründe dafür sind die geringen Phosphorgehalte, die kurze Aufenthaltszeit des Wassers im See und nicht zuletzt die niedrigen Wassertemperaturen. Ein zeitlicher Trend ist im Zeitraum unserer Untersuchungen nicht erkennbar, erstaunlich ist die Tatsache, dass der niedrigste Wert am 16.6.2008 gemessen wurde, also in einer Zeit in der eigentlich eine hohe Photosyntheseaktivität angenommen werden müsste. 1994 wurde ein Maximalwert von 2,5 µg/l gemessen (*Schwarz & Jagsch 1998*). Zusammen mit den sehr niedrigen Phosphorgehalten sind die Chlorophyllwerte maßgeblich für eine Einstufung des Almsees als oligotroph.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahresdurchschnitt 2008 hat sich das Algen-Biovolumen mit 0,33 mm³/L gegenüber dem Jahr 2007 mit 0,10 mm³/L mehr als verdreifacht, obwohl auch diese Werte (Maximum am 24.11.2008 mit 0,46 mm³/L)

nicht als hoch zu bezeichnen sind. Die Artenzusammensetzung zeigt, dass Dinophyceen in beiden Jahren große Anteile an der Bildung der Biomasse haben, wobei kleine Gymnodinium sp. die wichtigste Art darstellen. Nur im Herbst 2007 sind sie unter 10 % gefallen.

Chlorophyceen, die im Jahr 2007 vom Frühsommer bis zum Herbst die dominierende Algenklasse darstellten, waren 2008 nur mehr in geringer Menge vorhanden. Allerdings war zu diesen beiden Terminen des Jahres 2007 die Biomasse extrem niedrig (70 bzw. 20 mg/m³). Auffällig erscheint das vermehrte Vorkommen nicht näher determinierbarer kleiner coccaler sowie begeißelter Formen an allen Terminen 2008. Diese können bei der Bewertung nicht berücksichtigt werden, sodass im Jahr 2008 nur mehr 37 % statt 52 % des Algenaufkommens für die Berechnung des EQR relevant waren. Der EQR sank von 0,81 (2007) auf 0,78 (2008) und liegt damit knapp unter der Grenze von 0,8, was das Absinken vom „sehr guten“ auf einen „guten“ ökologischen Zustand bedeutet (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Almsee Phytoplankton

Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,81	0,78	0,795
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Gut	Gut

Trophie

Almsee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30%
Chlorophyll	oligotroph	1	14%
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph	1	4%
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph	1	4%
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4%
Biovolumen	oligotroph	1	14%
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
3,87	oligotroph-mesotroph	1,5	30%
Gesamtbewertung	oligotroph	1,15	100%





Gleinkersee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 15 Gleinkersee und Sengsengebirge

Allgemeines

Der Gleinkersee liegt im Gemeindegebiet von Spital am Pyhrn auf $47^{\circ}41'$ nördlicher Breite und $14^{\circ}17,5'$ östlicher Länge. Der See bzw. seine unmittelbare Umgebung ist westlich und östlich von steilen Felsabbrüchen aus Dachsteinkalk begrenzt, die höchsten Punkte ragen im Westen 450 m und im Südosten 750 m über den Wasserspiegel des Gleinkersees auf. Der Wasserspiegel liegt unter normalen Umständen auf 804 m Meereshöhe (Abb. 15 und 16).

Im Süden befindet sich der See- oder Zickergraben, durch den vor mehr als 20.000 Jahren ein Gletscher aus dem Warscheneckgebiet abgeflossen sein dürfte, die Endmoräne dieses eiszeitlichen Gletschers bildet den nördlichen Abschluss des Sees. Zu seiner Tiefe finden sich in der Literatur verschiedenste Angaben. Bei unseren Beprobungen an den Koordinaten 522196/283601, bezogen auf M31 im Österreichischen Bundesmeldenetz, messen wir bei Normalwasserstand eine Tiefe von knapp 29 m.

Einen verschiedentlich erwähnten Karstrichter mit bis zu 120 m haben wir nicht aufgefunden, allerdings wurde auch nicht systematisch danach gesucht. Aufgrund der relativ kleinen Fläche von $0,13 \text{ km}^2$ und einer vergleichsweise großen Tiefe von 29 m ist das Zirkulationsgeschehen des Wasserkörpers deutlich gestört. Dazu kommt die Tatsache, dass der Gleinkersee durch seine Kessellage sehr gut windgeschützt ist, insbesondere was die Hauptwindrichtung betrifft. Lediglich bei Föhnlagen kann der Seegraben geradezu wie eine Richtdüse wirken und es können dann hohe Windgeschwindigkeiten aus dieser Richtung herrschen. Die im gesamten nördlichen Bereich befindlichen ausgedehnten Flachwasserzonen dürften

die Ausbildung einer effizient in die Tiefe durchgreifenden „Strömungswalze“ auch bei starker Südströmung verhindern.

Der Gleinkersee friert aufgrund seiner windgeschützten und nebelfreien Lage und der winterlichen Abschattung durch die Seespitze früh zu und hat dann eine sehr kompakte Eisdecke, die im Frühjahr aber oft rasch bricht und schmilzt, wobei die Phase des Eisbruches bald in eine starke Erwärmung der Oberfläche übergeht. Somit stehen meistens nur sehr kleine Zeitfenster für die Herbst- und Frühjahrszirkulation zur Verfügung.

Aufgrund dieser Voraussetzungen hat sich bei unseren Untersuchungen die früher einmal geäußerte Vermutung (Schwarz & Jagsch 1998) einer zumindest fakultativen Meromixie erhärtet, wobei ein meromikthisches Verhalten der Regelfall zu sein scheint.



Abb. 16 Geologische Karte Gleinkersee

Gleinkersee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	5,5	3	4,4
Temperatur	°C	0-1 m	8	10,1	4,3	8,51
pH-Wert		0-1 m	8	8,40	7,90	8,70
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	295	240	263
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	26	0,016	0,002	0,009
Gesamtphosphor	mg/l	20 m	9	0,034	0,007	0,026
Gesamtphosphor	mg/l	25-28 m	11	0,081	0,036	0,054
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	26	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	25-28 m	11	0,023	0,001	0,009
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	26	1	0,400	0,573
Nitrat-Stickstoff	mg/l	25-28 m	11	0,05	0,001	0,017
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	26	0,21	0,008	0,07
Ammonium-Stickstoff	mg/l	25-28 m	11	1,8	0,55	1,14
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	12,4	7,3	9,32

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	25-28 m	11	1,1	0,4	0,63
Chlorophyll-a	µg/l	0-10 m	7	11,8	4,81	8,50
Phytoplankton gew.	mg/m ³	0-30 m	9	7,81	0,60	3,21

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt im Epilimnion zeigt bei den Untersuchungen vom Frühjahr bis in den Oktober hinein an der Oberfläche leichte Übersättigungen, die bis in 9 m Tiefe meistens noch zunehmen. Die höchsten Werte wurden am 10.9.2008 mit 132 % in 6 und 9 m Tiefe gemessen.

In der Zeit einer zumindest partiellen Durchmischung des Wasserkörpers sowie unter der geschlossenen Eisdecke nimmt die Sättigung deutlich ab. Der tiefste Wert an der Oberfläche wurde am 19.11.2007 mit 64 % (7,5 mg/l) gemessen. Eine weitere kritische Abnahme scheint auch unter Eisbedeckung nicht zu erfolgen, jedenfalls haben wir am 13.2.2008 unter einer 40 cm starken Eisdecke bereits wieder eine Sättigung von 74 % festgestellt.

Die Untergrenze der Sauerstoffversorgung schwankt sehr stark mit der Jahreszeit und der damit verbundenen Zirkulationsphase (Abb. 17, Seite 47). Mit Ausnahme der Untersuchung am 9.6.2008 (2,7 mg/l) zeigten sich in 12 m Tiefe noch Sauerstoffgehalte, die mehr oder weniger deutlich über 4 mg/l lagen. In den Zeiten mit thermischer Schichtung des Wasserkörpers zeigt sich unterhalb von 12 m ein dramatischer Abfall des Sauerstoffgehaltes, wobei in 15 m während des Sommers keine Werte über 1 mg/l mehr gemessen wurden. Die Steilheit dieses Abfalles ist derart, dass bei gezielten Untersuchungen am 10.9.2008 eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes innerhalb eines einzigen Meters (12 m auf 13 m) von 8,5 mg/l auf 0,8 mg/l messbar ist. In 20 m Tiefe stellen Sauerstoffwerte von 1 mg/l und darunter anscheinend den Normalfall dar, lediglich im Winter 2007/08 wurde dort ein Wert von 5,1 mg/l gemessen. In größeren Tiefen bis hin zur größten Beprobungstiefe von 28 m haben wir keine Sauerstoffwerte gemessen, die deutlich über 1 mg/l lagen. Bei allen weitgehend sauerstofffreien Proben (≤ 1 mg/l) machte sich intensiver Geruch nach Schwefelwasserstoff bemerkbar, das heißt das Tiefenwasser ist nicht nur zeitweilig sauerstofffrei, sondern stellt insgesamt einen reduzierten Wasserkörper dar.

In diesem Zusammenhang ist die Problematik anzusprechen, dass keines der gängigen Sauerstoffmessverfahren für sich das Recht in Anspruch nehmen kann, bei gleichzeitiger Anwesenheit von Schwefelwasserstoff korrekte Messwerte zu liefern. Dies gilt sowohl für das klassische Winkler-Verfahren als auch die amperometrische Messung und das neuartige Verfahren auf Basis einer Lumineszenzmessung. Schwefelwasserstoff wird sich in einem Gewässer zwar nur unter streng anaeroben Bedingungen bilden können, es ist aber nicht auszuschließen, dass sich schwefelwasserstoffhaltiges Wasser aus tiefsten Bereichen mit noch etwas sauerstoffhaltigem Wasser aus höheren Schichten mischt und dann sowohl Schwefelwasserstoff als auch Sauerstoff nach den Gesetzmäßigkeiten eines chemischen Gleichgewichtes nebeneinander vorliegen können.

Alle Sauerstoffmessungen mit Werten unter 1 mg/l sind daher mit Vorbehalt zu betrachten. Vergleichsmessungen in schwefelwasserstoffhaltigen Proben haben eine relativ gute Übereinstimmung zwischen dem von uns angewendeten amperometrischen Verfahren und den Messungen nach dem Lumineszenz-

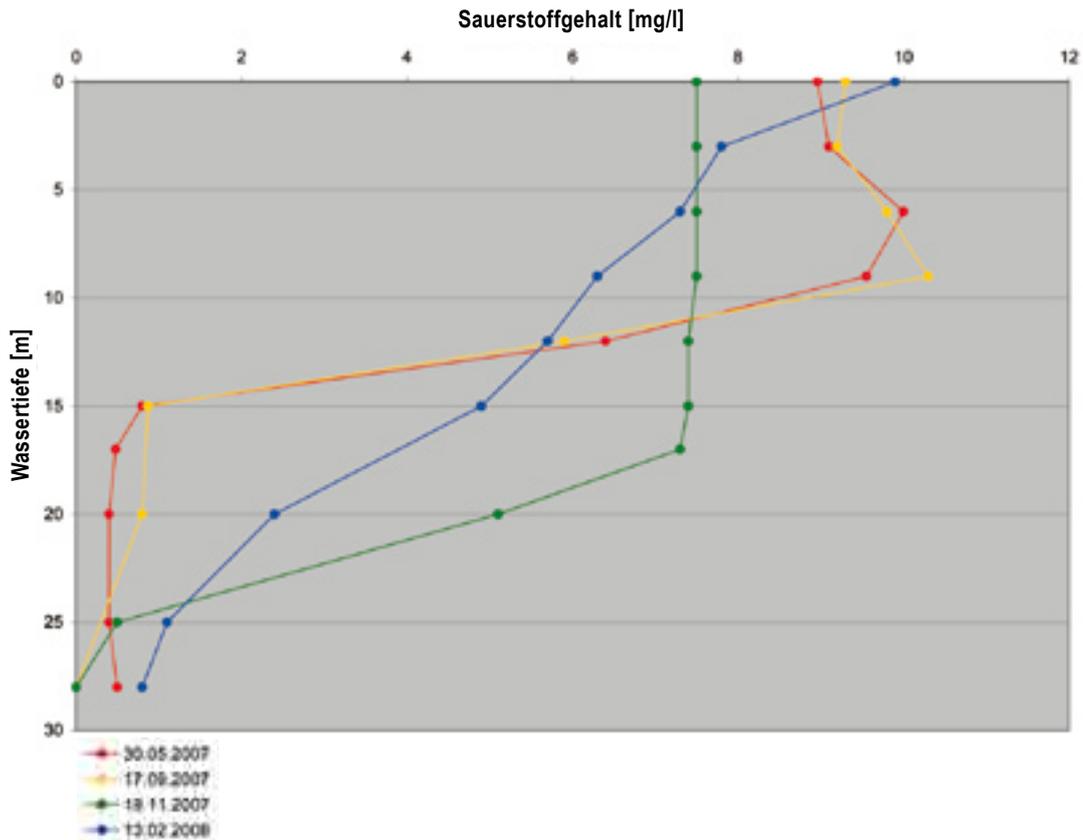


Abb. 17 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

prinzip ergeben. In praktisch allen Fällen wurden trotz deutlich wahrnehmbarem Schwefelwasserstoffgehaltes noch Sauerstoffgehalte in der Größenordnung von einigen Zehntel mg/l gemessen, während die klassische Methode nach Winkler unter diesen Bedingungen stets Werte von 0 ergibt, wie die früheren Untersuchungen zeigen und was auch methodisch zu erwarten ist.

Im Gleinkersee weisen die Sauerstoffprofile an vier ausgewählten Untersuchungstagen in der Sommerzeit eine typische, scharfe Schichtung aus und eine gleichmäßige Abnahme am 13.2.2008 in der Winterstagnation (mit fast 40 cm Eisbedeckung). Die Untersuchung am 19.11.2007 stellt unter unseren bisherigen Messungen einen Ausnahmefall dar, eine vergleichbar tieferreichende Homogenisierung und Sauerstoffversorgung des Wasserkörpers haben wir im Herbst/Winter des Jahres 2006/07 bzw. im Herbst 2008 nicht festgestellt. Allerdings betrug auch am 19.11.2007 in 25 m und 28 m die Sauerstoffkonzentration unter 1 mg/l.

Bemerkenswert ist die Tatsache, dass von der damaligen Gewässeraufsicht beim Amt der ö. Landesregierung am 16.1.1980 unter einer 15 cm starken Eisdecke in 21,5 m Metern Tiefe ein Sauerstoffgehalt von 8,48 mg/l gemessen wurde (*Werth & Müller 1982*). Leider war das bei dieser Beprobung auch bereits die Maximaltiefe, mangels geeigneter Navigationsmöglichkeiten wurde die jetzt von uns beprobte 29 m tiefe Stelle damals nicht aufgefunden.

Abb. 18 (Seite 48) zeigt den Verlauf der Sauerstoffkonzentration in vier verschiedenen Tiefenstufen, wobei auch hier die relativ gute Zirkulation im Spätherbst 2007 auffällt. Die Frage, ob der Gleinkersee dau-

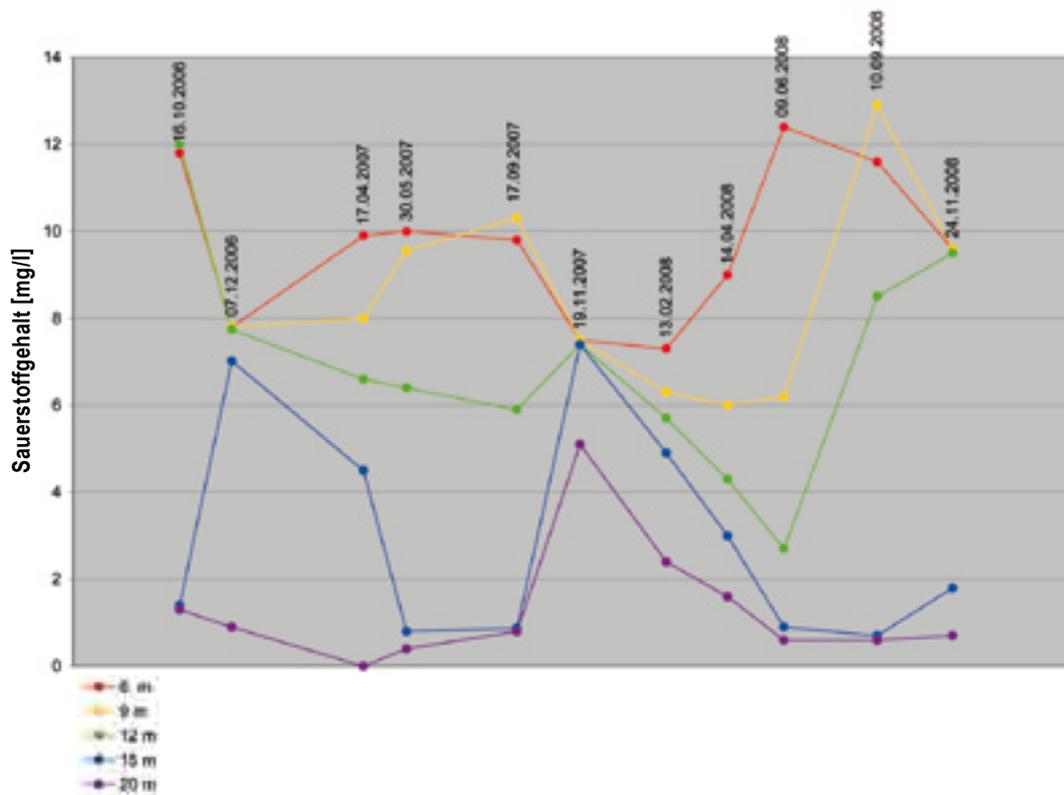


Abb. 18 Sauerstoffgehalt in 6, 9, 12, 15 und 20 m Tiefe, Gleinkersee

erhaft oder „nur“ fakultativ meromiktisch ist, kann auch aufgrund der jetzt vorliegenden Untersuchungen nicht mit Sicherheit beantwortet werden. Die Tiefenbereiche von 25-28 m scheinen aber generell nicht in das Zirkulationsgeschehen eingebunden zu sein und wären daher als im strengen Sinn Monimolimnion zu sehen. Bis 20 m scheint zumindest bei günstigen Verhältnissen, wie einem langen kühlen Herbst und einem milden Frühwinter in manchen Jahren, eine zeitweise Verbesserung der Sauerstoffversorgung möglich zu sein, allerdings erfolgt auch nach einer solchen Teilzirkulation ein rascher Rückfall zu den für den Gleinkersee normalen Verhältnissen mit einem Rückgang des Sauerstoffgehaltes in 15 m auf nahe null. Die relativ starke Teilzirkulation im Spätherbst 2007 hat die Sauerstoffvorräte des Epilimnions sehr stark belastet, an der Oberfläche betrug die Sauerstoffsättigung nur mehr 64 % (= 7,5 mg/l). Eine vielleicht irgendwann einmal stattfindende Vollzirkulation des Sees mit anschließender Bildung einer Eisdecke könnte zu einer kritischen Situation im Sauerstoffhaushalt des Epilimnions führen.

Phosphor

Der Gesamtphosphorgehalt deckt sich erstaunlich genau mit den Untersuchungen der Gewässeraufsicht (Werth & Müller 1982) vom 6.9.1979 und 21.1.1980.

Von 0-6 m haben unsere Messungen Werte zwischen 2 und 16 µg/l (gegenüber 8-15 µg/l in den Jahren 1979/80) und in 20 m Tiefe Werte von 7 und 34 µg/l (gegenüber damals 21-32 µg/l) ergeben. Die höchsten Werte über Grund lagen um 80 µg/l (Abb. 19, Seite 49). Bezeichnend ist die Tatsache, dass der höchste Wert für Gesamtphosphor an der Oberfläche mit 12 µg/l am 19.11.2007 gemessen wurde.

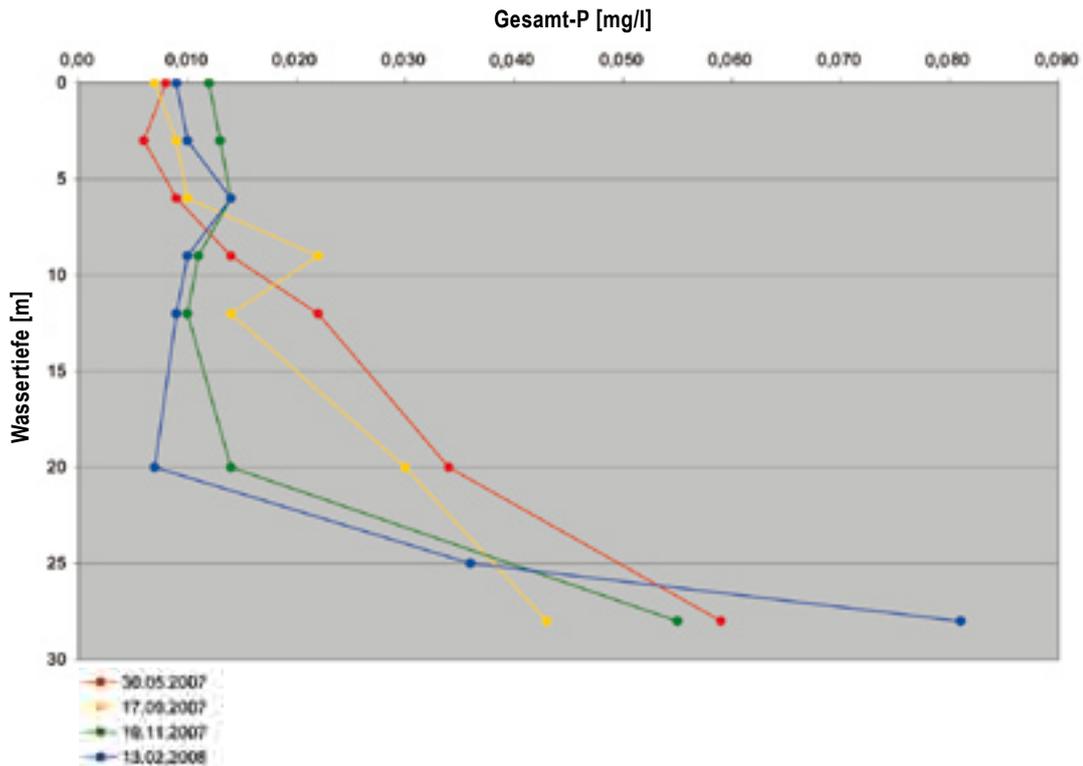


Abb. 19 Gesamtposphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

Das ist der Untersuchungstermin mit der am tiefsten von uns bisher festgestellten Teilzirkulation des Wasserkörpers.

Die Bestimmungen des Gesamtposphorgehaltes illustrieren, dass eine Abnahme der Phosphorkonzentration in den tieferen Schichten zu Lasten des oberen Epilimnions geht. Die Kurve für den 13.2.2008 lässt erkennen, dass selbst in der Phase ungestörter Sedimentation unter einer massiven Eisdecke die Phosphorgehalte im Epilimnion nicht entscheidend abnehmen.

In den vermutlich dauerhaft sauerstofffreien und reduzierten Tiefenschichten 25 und 28 m findet eine erhebliche Rücklösung des Phosphors statt, der Gesamtposphorgehalt in den filtrierten Proben erreicht dort 15 bzw. 25 $\mu\text{g/l}$, die Werte für Orthophosphat liegen unerheblich darunter.

Die Untersuchungen für den Gewässerschutzbericht 20/1998 (*Schwarz & Jagsch 1998*) vom Jahr 1994 zeigten im Epilimnion generell etwas geringere Werte. Aufgrund der Phosphorgehalte haben wir das Epilimnion des Gleinkersees in Anlehnung an das Bewertungsschema der ÖNORM M 6231 für holomiktische Seen bereits als „mesotroph“ eingestuft.

Wie bereits zum Sauerstoffgehalt ausgeführt, hätte eine eintretende Volldurchmischung des Sees gravierende Auswirkungen auf die darauffolgende Primärproduktion, wenn die im unteren Monimolimnion gespeicherten Phosphormengen im Epilimnion verfügbar würden.

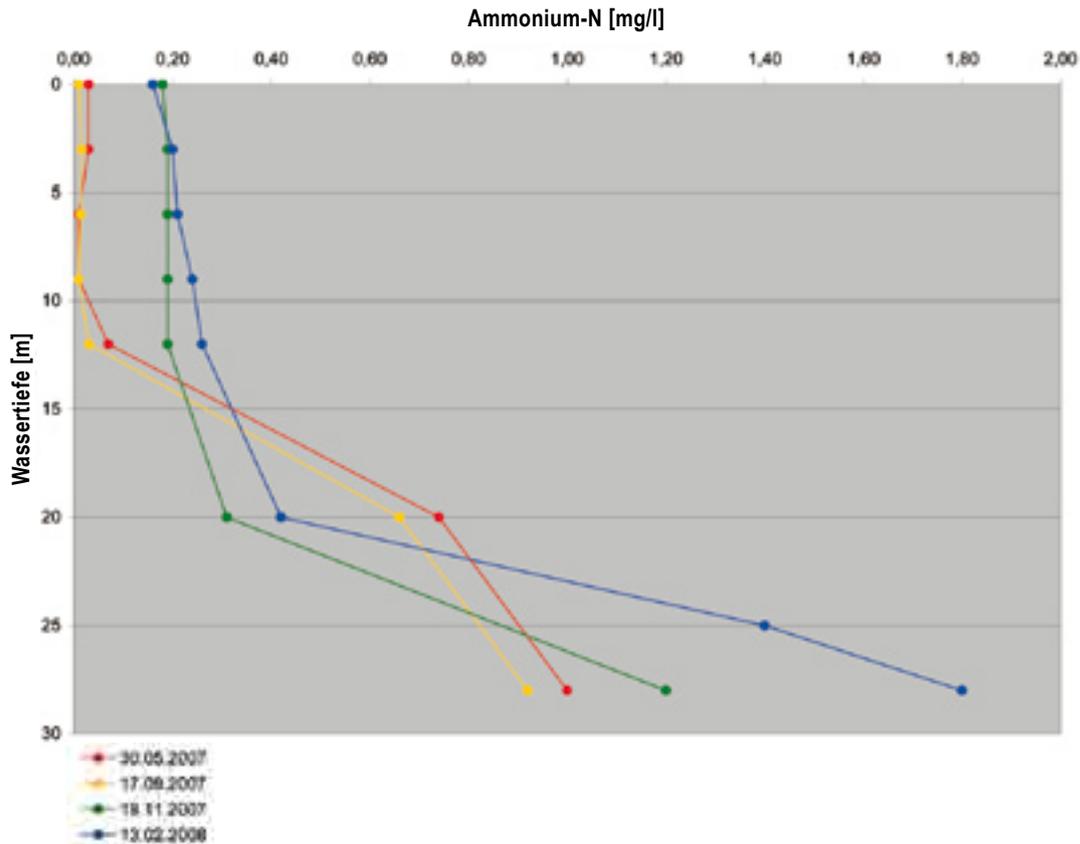


Abb. 20 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

Ammonium und Nitrat

Während der sommerlichen Temperaturschichtung wurden im oberen Epilimnion Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ von höchstens 0,03 mg/l gemessen, was hervorragend mit der Untersuchung vom 6.9.1979 übereinstimmt (Werth & Müller 1982), bei den Untersuchungen von 1994 wurden nur 0,015 bzw. 0,017 mg/l gemessen (Schwarz & Jagsch 1998).

Ab 12 m nimmt in den Zeiten sommerlicher Temperaturschichtung die Ammonium-Konzentration relativ gleichmäßig zu, um bei 25 bzw. 28 m Spitzenwerte von 1,5 mg/l und darüber zu erreichen. Die Teilzirkulation im Spätherbst 2007 bescherte dem Epilimnion am 19.11.2007 eine von 0-12 m gleichmäßige $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentration von 0,18 mg/l. Bei der darauf folgenden Winterstagnation lagen unter 40 cm Eisedecke die $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen im Epilimnion mit bis zu 0,26 mg/l sogar noch höher, woraus zu schließen ist, dass die herbstliche Teilzirkulation am 19.11.2007 noch nicht abgeschlossen war. Die hohen Ammonium-Gehalte in 25 und 28 m Tiefe scheinen vom darüber stattfindenden Zirkulationsgeschehen relativ unbeeinflusst zu sein (Abb. 20).

Genau die entgegengesetzte Tendenz zeigt der Gehalt an $\text{NO}_3\text{-N}$. Zumindest ab 20 m Tiefe ist bei sommerlicher Temperaturschichtung das Nitrat völlig reduziert. Der Gehalt an $\text{NO}_3\text{-N}$ lag bei den Untersuchungen 2007 und 2008 mit 0,3-1,0 mg/l über den Werten von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998). Die $\text{NO}_3\text{-N}$ Gehalte zeigen im Hypolimnion naturgemäß den entgegengesetzten Trend. In 25 und 28 m wird Nitratstickstoff nur mehr in Größenordnungen von weniger als 0,05 mg/l gefunden, die größten Unter-

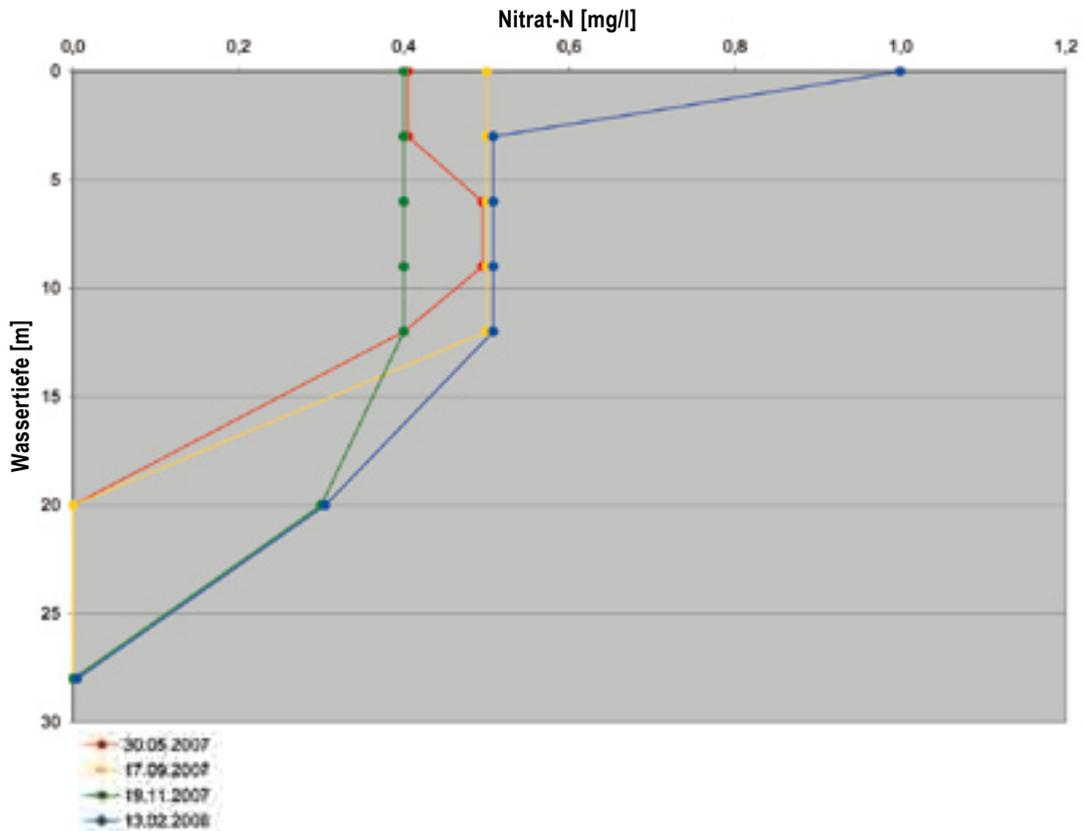


Abb. 21 Nitratgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

schiede beim Nitratstickstoff zeigt sich in 20 m Tiefe, hier bestehen markante Unterschiede zwischen Perioden mit Temperaturschichtung und solchen mit zumindest teilweiser Zirkulation (Abb. 21).

Die Tatsachen der deutlichen Ammonium-Anreicherung und Nitratreduktion wie auch die Schwefelwasserstoffbildung über Grund haben wir nicht in die Beurteilung des Trophiezustandes aufgrund der ÖNORM M 6231 einbezogen, weil der Gleinkersee unseres Erachtens nicht als holomiktisches Gewässer anzusehen ist.

Sichttiefe

Bei der Untersuchung im Jahre 1979 wurde eine Sichttiefe von 8,0 m gemessen (Werth & Müller 1982), auch 1994 werden noch Werte von 5,6 und 6,4 m angegeben (Schwarz & Jagsch 1998).

Solche Werte konnten wir an unseren insgesamt 11 Untersuchungstagen 2007 und 2008 trotz aller Sorgfalt bei der Ausführung der Messungen nicht feststellen. Die gemessenen Sichttiefen bewegten sich zwischen 3,0 und 5,5 m mit einem Mittelwert von 4,53 m.

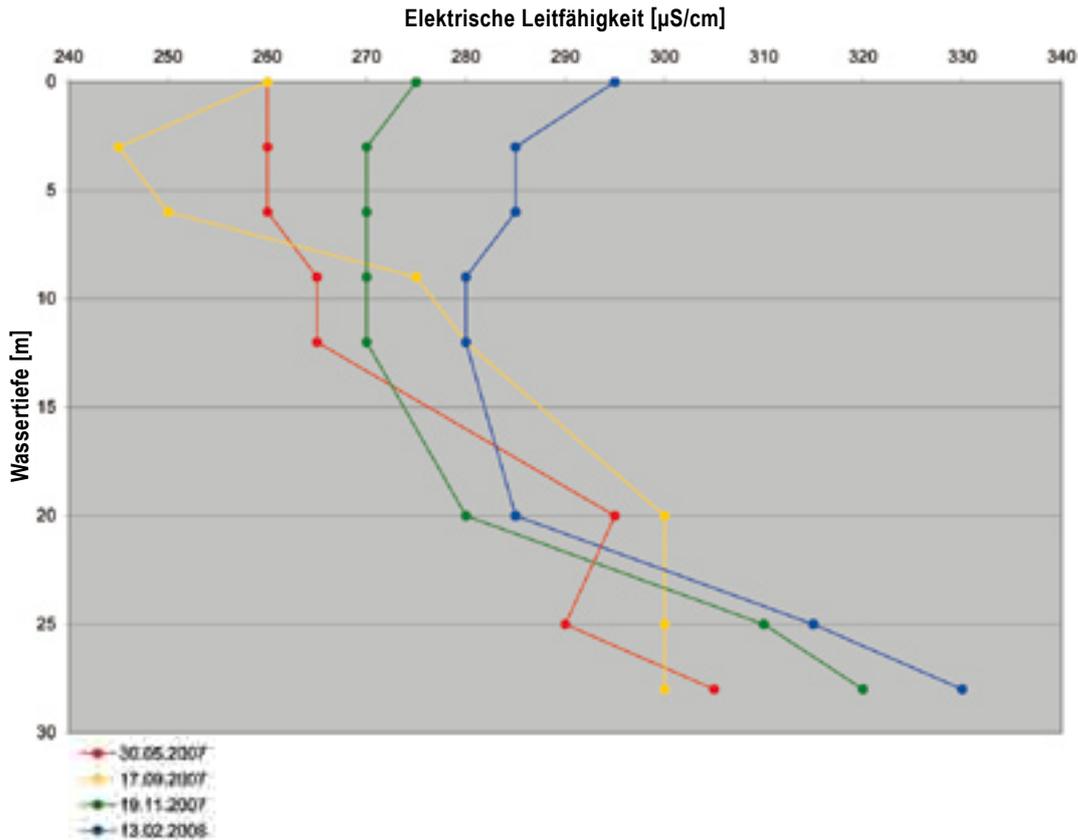


Abb. 22 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

Elektrische Leitfähigkeit

Wie bei einem sich überwiegend meromiktisch verhaltenden See nicht anders zu erwarten ist, zeigt die elektrische Leitfähigkeit von oben nach unten einen leicht steigenden Trend.

Im Sommer bildet sich auch eine an der Leitfähigkeit erkennbare, vom Temperaturgradienten abhängige Sprungschicht, während im Herbst und Winter zwischen 0 und 20 m kaum Unterschiede bestehen. Der Anstieg der Leitfähigkeit gegen den Grund hin ist zwar deutlich und signifikant aber keineswegs dramatisch.

Wenn man sich vor Augen hält, wie sehr sich der Chemismus des Tiefenwassers in anderen Punkten vom Epilimnion unterscheidet, nimmt sich das Ausmaß der Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit und damit der Elektrolyte Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- usw. sehr bescheiden aus. Der Mittelwert aller 2007 und 2008 durchgeführten Messungen beträgt an der Oberfläche 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und über Grund 310 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die elektrolytbedingten Dichteunterschiede im Gleinkersee sind unseres Erachtens zu gering, um einer Vollzirkulation des Wasserkörpers entgegenzustehen, die Meromixie ist wohl hauptsächlich auf die ungünstigen topografischen Bedingungen zurückzuführen. Typische Profile im Gleinkersee sind dem Diagramm über die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 22) zu entnehmen. Die von uns 2007 und 2008 gemes-

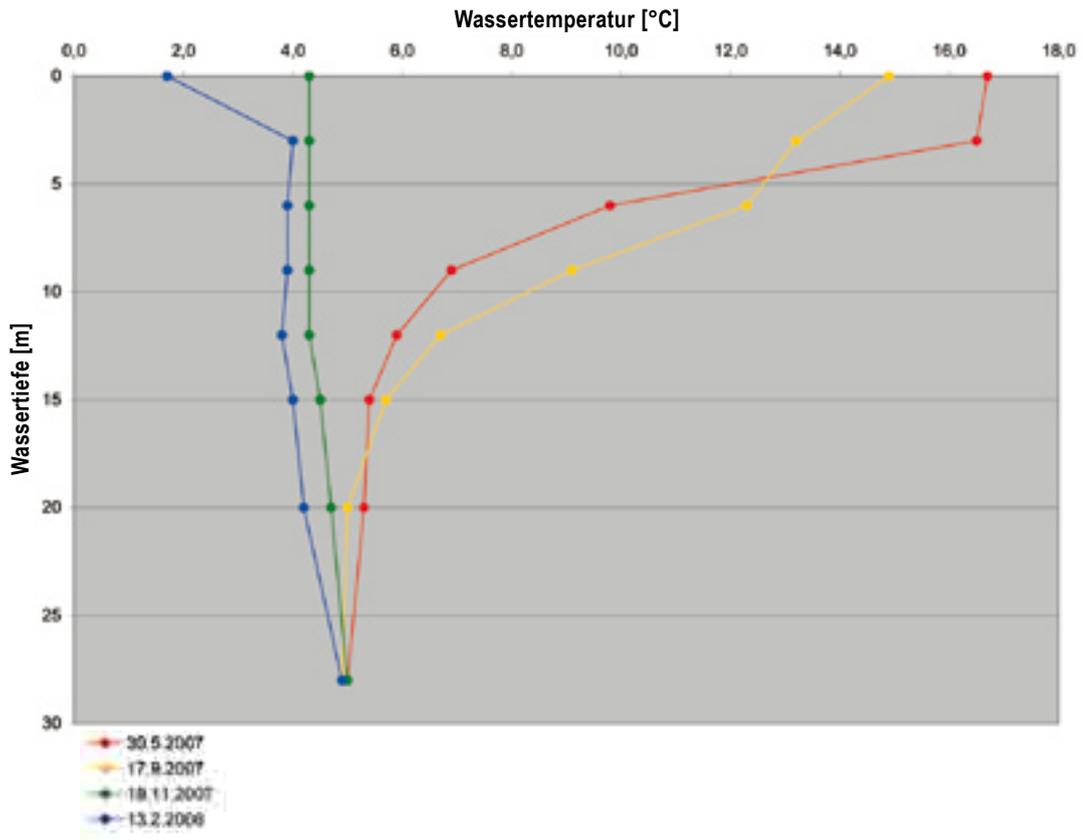


Abb. 23 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Gleinkersee

senen Werte decken sich gut mit den Messungen von 1979/80 (Werth & Müller 1982) und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998).

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur im Gleinkersee ist mitunter von großen Gegensätzen geprägt. Der bei den Untersuchungen 2007 und 2008 gefundene Maximalwert von 18,9 °C stellt bei weitem noch nicht das Maximum des Möglichen dar, in der hochsommerlichen Badesaison können durchaus Temperaturen von 24 °C und mehr an der Oberfläche erreicht werden.

Die früh- und spätsommerliche Temperaturschichtung ist deutlich, wobei wegen des geringen Windanriffes auf die Seeoberfläche die Sprungschicht meistens zwischen 6 und 9 m manchmal auch noch höher liegt (Abb. 23).

Der Gleinkersee ist dafür bekannt und touristisch geschätzt, dass sich das Wasser im Frühjahr rasch erwärmt, was naturgemäß wenig Zeit für eine tiefgreifende Frühjahrszirkulation lässt und sicher ein Grund für die mehr oder weniger stabile Meromixie ist. Die rasche herbstliche Abkühlung und die im Vergleich zu anderen Seen frühe Bildung einer Eisdecke sind einer ausgeprägten Herbstzirkulation nicht förderlich, wobei die Mächtigkeit der Eisdecke von fast 40 cm am 13.2.2008 in einem eher durchschnittlichen Winter einen langen Bestand der Eisbedeckung in das Frühjahr hinein vermuten lässt.



Abb. 24 Gleinkersee

Die jahreszeitlich so unterschiedliche Charakteristik vom warmen Badesee im Frühjahr und Sommer und dem geradezu arktisch wirkenden Szenario im Herbst und Winter ist auch auf die zeitweise Abschattung durch die 1500 m hohe Seespitze zurückzuführen. Bei sommerlichem Sonnenstand stellt sie kein Hindernis für die Sonneneinstrahlung dar, während sie im Spätherbst und Winter eine fast dauernde Abschattung des Sees verursacht.

Von diesen wechselnden Temperaturbedingungen völlig unbeeinflusst ist das Tiefenwasser auf 20 m und darunter. In 20 m Tiefe bewegten sich die gemessenen Temperaturen zwischen 4,2 °C im Hochwinter und 5,3 °C im Frühsommer. In 28 m Tiefe schwankten die Wassertemperaturen ziemlich unabhängig von der Jahreszeit zwischen 4,5 und 5,1 °C. Die bei vielen Seen beobachtete Temperaturzunahme von 0,1-0,2 °C über Grund war bei unseren Messungen am Gleinkersee nicht erkennbar.

Chlorophyll

Die Chlorophyllkonzentrationen bewegten sich 2007 und 2008 im Epilimnion zwischen 4,81 µg/l und 11,8 µg/l mit einem Mittelwert von 9,08 µg/l. Bei den Untersuchungen von 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) betragen die Werte 2,22 bzw. 4,85 µg/l, wobei man einschränkend berücksichtigen muss, dass damals dem Anschein nach summierte Proben bis in eine Tiefe von 20 m ausgewertet wurden, während die Entnahmen 2007 und 2008 nur bis zur Grenze des sauerstoffversorgten Bereiches erfolgt sind. Dadurch dürfte bei den Untersuchungen aus 1994 ein gewisser Verdünnungseffekt eingetreten sein, der vielleicht die niedrigeren Werte erklärt.

Aufgrund der Chlorophyllgehalte im Epilimnion wurde dieses ebenfalls mit „mesotroph“ in sinngemäßer Anwendung der ÖNORM M 6231 eingestuft.

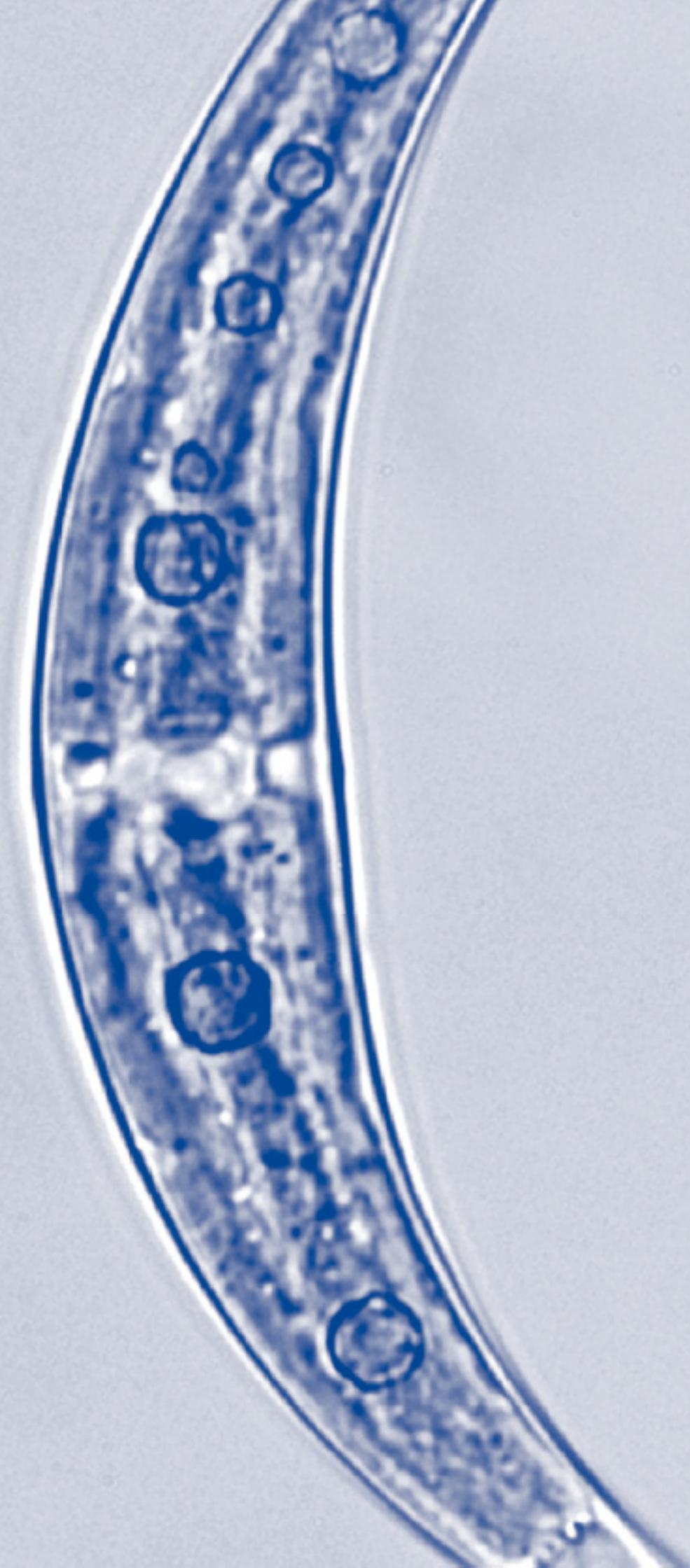
Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

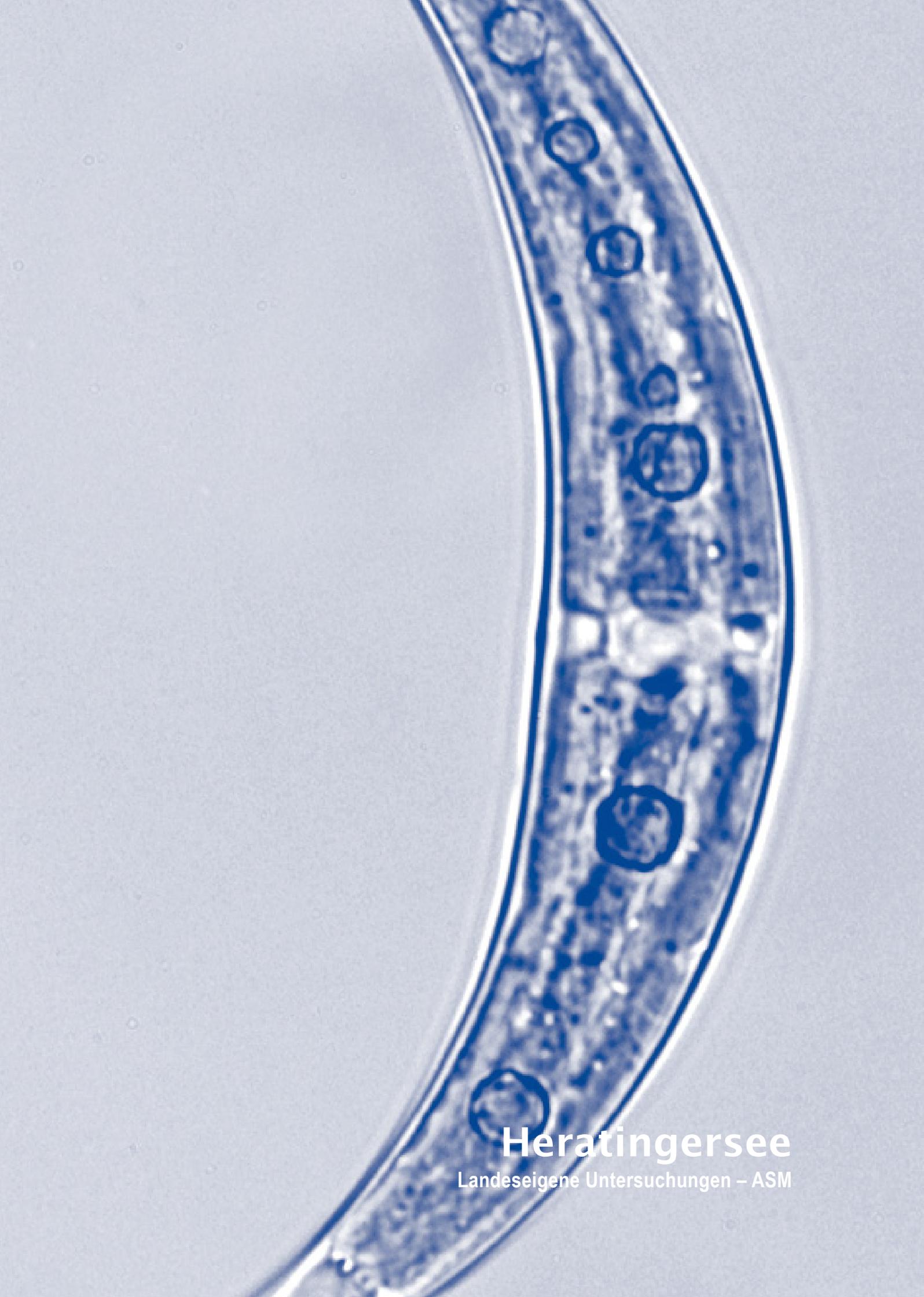
Das Jahresmittel des Biovolumens von 4,62 mm³/L war im Jahr 2008 um mehr als das Dreifache höher als 2007 (1,37 mm³/L), wobei diese Steigerung allein auf die Produktion von Planktothrix rubescens zurückzuführen ist, deren Anteil auch an den Einzelterminen prozentuell deutlich angestiegen ist. Das Maximum von 94 % Anteil wurde am 14.4.2008 erreicht. Die Burgunderblutalge P. rubescens bildet im Gleinkersee im Epilimnion auch in den Sommermonaten große Biomassen aus – unterschiedlich zu den meisten anderen von Planktothrix bestimmten Seen! Andere Algengruppen bzw. Arten spielen in beiden Jahren und auch an allen Terminen nur eine untergeordnete Rolle. Der EQR sank von 0,66 (2007) auf 0,52 (2008) – es liegt nunmehr ein „mäßiger“ ökologischer Zustand vor (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Gleinkersee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,66	0,52	0,59
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Mäßig	Mäßig

Trophie

Gleinkersee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	mesotroph	2	33 %
Chlorophyll	mesotroph	2	17 %
Ammonium/Nitrat über Grund	nicht anwendbar		0 %
Sauerstoffsättigung über Grund	nicht anwendbar		0 %
Sulfatreduktion über Grund	nicht anwendbar		0 %
Biovolumen	stark eutroph	4	17 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
4,0	oligotroph-mesotroph	1,5	33 %
Gesamtbewertung	mesotroph	2,18	100 %





Heratingersee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 25 Heratingersee

Allgemeines

Der Heratingersee ist wie die meisten Seen im Bereich des Innviertels durch die Tätigkeit eines eiszeitlichen Salzachvorlandgletschers entstanden und ein Überrest eines sehr viel größeren Sees. Er liegt auf etwa $48^{\circ}04'$ nördlicher Breite und $12^{\circ}57'$ östlicher Länge. Die von uns beprobte Stelle hat die Koordinaten 421626/325943 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz. Die gesamte Seefläche befindet sich auf dem Gebiet der Gemeinde Eggelsberg. Die nördliche Abgrenzung des Sees wird durch die Endmoräne einer Zunge des eiszeitlichen Gletschers gebildet. Dem entsprechend sind hier verhältnismäßig steile Geländeformationen vorherrschend. Allerdings wurden in diesem Bereich auch Aufschüttungen für die Errichtung eines Strandbades vorgenommen. An allen anderen Seiten geht der See in eine flache Moorlandschaft über. Hier gab es früher auch noch weitere flache Seen, die aber mit der Entwässerung des Moors gegen Ende des 19. Jahrhunderts verschwunden sind (Abb. 25 und 26).

Der Zufluss erfolgt zum Großteil unterirdisch durch die wasserdurchlässigen Moränenschotter an der Nordseite. Der einzige nennenswerte oberirdische Zufluss ist der westufig einmündende Enzelmoosbach. Der wichtigste Abfluss ist der Hauptkanal im Süden, in den weiter südlich auch der Seeleithensee entwässert. In weiterer Folge mündet dieser Hauptkanal in die Moosach.

Bedingt durch die hohen Wassertemperaturen, die der See im Sommer erreichen kann, findet eine rege touristische Nutzung statt, wobei sich die Badenutzung fast ausschließlich auf die Nordseite beschränkt. Hier gibt es ein öffentliches Strandbad, einen Campingplatz sowie einige Wochenendhäuser und Bade-



Abb. 26 Geologische Karte Heratingersee

hütten. Die moorigen Ufer im Westen, Süden und Osten sind für Badende nicht einladend, zum Teil am Landweg auch gar nicht erreichbar und in weiten Bereichen mit Schilf und Seerosen bewachsen. Das Gebiet steht unter Naturschutz.

Heratingersee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		10	4,5	1,2	2,6
Temperatur	°C	0-1 m	9	24,6	4,7	13,0
pH-Wert		0-1 m	9	8,45	7,65	8,00
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	9	475	330	398
Gesamtphosphor	mg/l	0-3 m	17	0,039	0,012	0,023
Gesamtphosphor	mg/l	6 m	9	0,140	0,015	0,051
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-3 m	17	0,003	0,001	0,002
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	6 m	9	0,003	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-3 m	17	0,500	0,015	0,253
Nitrat-Stickstoff	mg/l	6 m	8	0,500	0,015	0,237

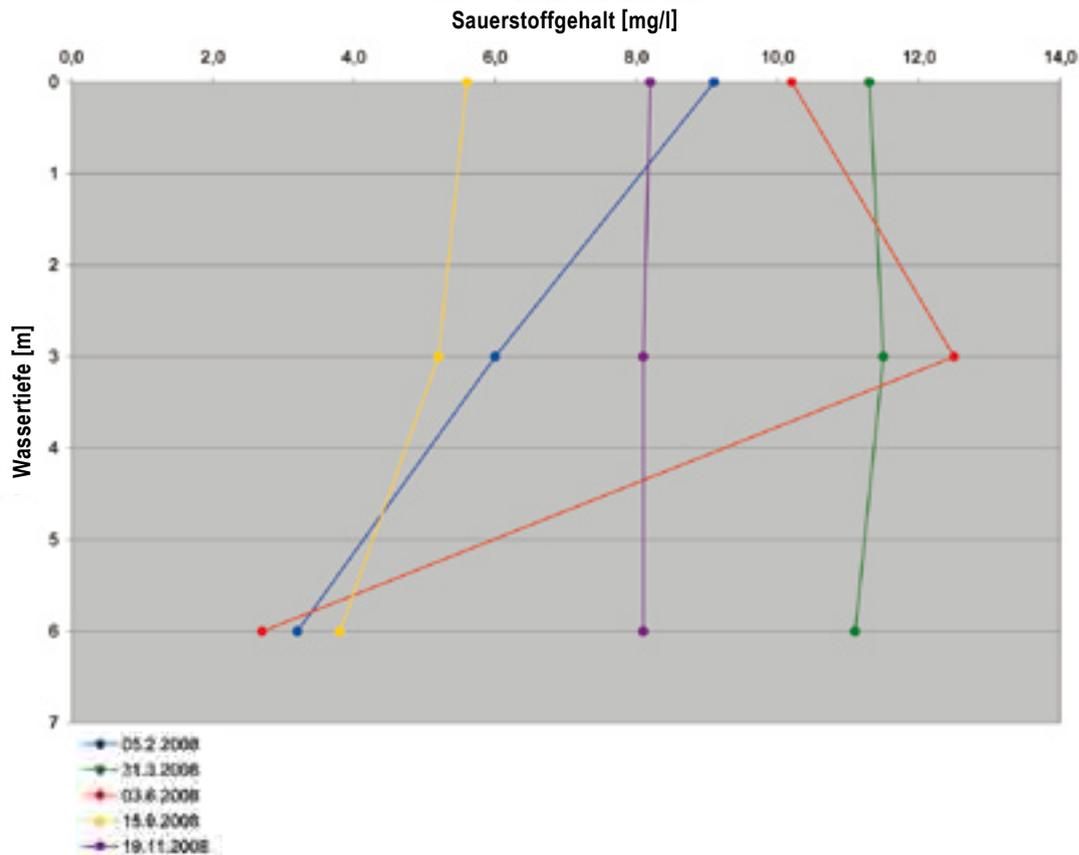


Abb. 27 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Heratingersee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-3 m	17	0,640	0,023	0,296
Ammonium-Stickstoff	mg/l	6 m	9	1,100	0,200	0,627
Sauerstoff	mg/l	0-3 m	17	12,5	5,1	8,5
Sauerstoff	mg/l	6 m	9	11,1	1,0	5,3
Chlorophyll-a	µg/l	0-6 m	8	12,9	1,2	6,6
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-6 m	9	4,35	0,24	1,50

Sauerstoffgehalt

Bereits an der Oberfläche ist der Sauerstoffgehalt Schwankungen unterworfen, die über das durch den jahreszeitlichen Temperaturverlauf bedingte Ausmaß hinausgehen (Abb. 27). Die niedrigsten Werte an der Oberfläche betragen jeweils im September 6,6 bzw. 5,6 mg/l, das entspricht einer Sättigung in der Größenordnung von 60 %. Auch in 3 m Tiefe waren keine wesentlich tieferen Minimal-Konzentrationen zu verzeichnen. Spektakuläre Übersättigungen haben wir an der Oberfläche nicht beobachtet, der höchste Wert betrug am 3.6.2008 bei über 24 °C Wassertemperatur 128 %, allerdings betrug an diesem Tag die Sättigung in 3 m Tiefe immerhin 151 %. In 6 m Tiefe waren die Sauerstoff-Konzentrationen extremen Schwankungen von 1 mg/l bis 11 mg/l unterworfen. Bereits am 7. Mai 2007 sind Sauerstoffgehalte von

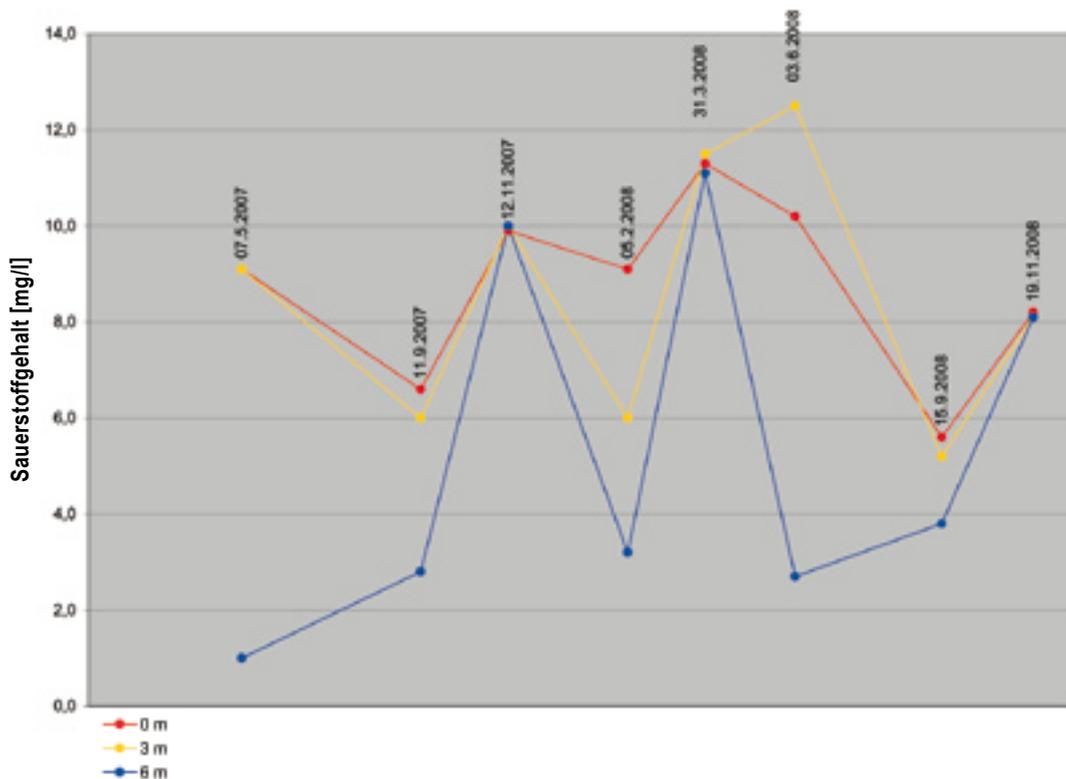


Abb. 28 Sauerstoffgehalt in 0, 3 und 6 m Tiefe, Heratingersee

nur mehr 1 mg/l zu beobachten. Zu dieser Zeit trat sowohl eine thermische Temperaturschichtung als auch eine Erwärmung des Tiefenwassers auf. Diese Schichtungen sind aber nur im Früh- bis Hochsommer sowie im Hochwinter mit Eisbedeckung einigermaßen stabil, bereits im September beginnt sie sich wieder aufzulösen. Die hypolimnischen Sauerstoffgehalte steigen dann bereits deutlich, während die Werte im Epilimnion ihre Jahresminima erreichen. Bei den Untersuchungen Mitte November war diese Schichtung jeweils völlig aufgelöst, die Sauerstoffgehalte waren von 0-6 m innerhalb der Messgenauigkeit identisch. Unter einer dünnen Eisdecke war am 5.2.2009 mit 9,1 mg/l an der Oberfläche noch ausreichend Sauerstoff vorhanden, die Konzentration fiel gleichmäßig ab. In 6 m Tiefe waren aber immerhin noch 3,2 mg/l vorhanden.

Im Vergleich mit früheren Untersuchungen fällt zunächst einmal auf, dass eine völlige Reduktion des Sauerstoffs im Tiefenwasser, wie sie am 30.7.1979 festgestellt wurde (Werth & Müller 1982), bei unseren Messungen nicht aufgetreten ist. Auch den Minimumwert von 0,2 mg/l in 6 m Tiefe am 6.9.1994 haben wir bei unseren Untersuchungen im September nicht erreicht (Abb. 28).

Phosphor

In 0 bzw. 3 m Tiefe bewegten sich die Gesamtphosphorgehalte zwischen einem Maximalwert von 40 µg/l am 19.11.2008 und Minimalwerten von 12 µg/l in der Zeit der winterlichen Temperaturschichtung unter einer Eisdecke. Die höchsten Werte in den oberflächennahen Bereichen treten naturgemäß in den Zeiten auf, in denen sich die thermische Schichtung aufzulösen beginnt bzw. bereits aufgelöst hat. Ein

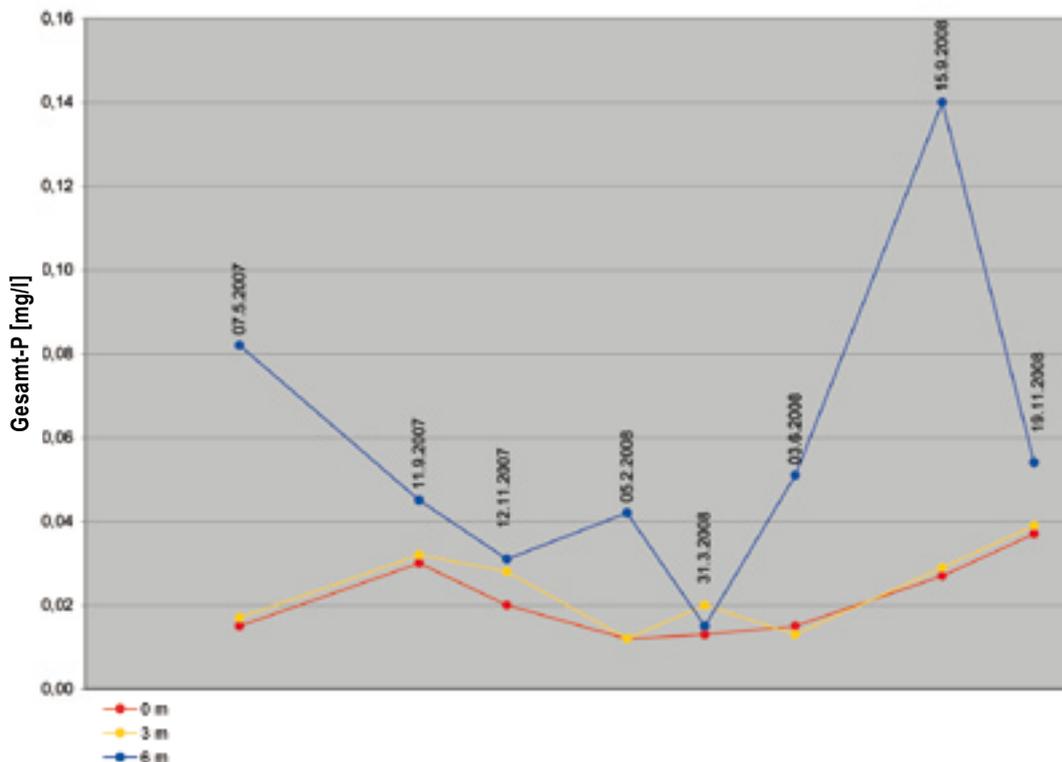


Abb. 29 Gesamtphosphorgehalt in 0, 3 und 6 m Tiefe, Heratingersee

weitgehender Ausgleich der Phosphorkonzentrationen über das gesamte untersuchte Tiefenprofil wurde jeweils im März und im November erreicht (Abb. 29).

Über Grund waren extrem hohe Schwankungen bei den Phosphorgehalten zu beobachten. Ein Minimalwert von 15 µg/l am 31.3.2008 steht ein Maximalwert von 140 µg/l am 15.9.2008 gegenüber. Grund für die stark schwankenden Werte dürfte der unterschiedliche Feststoffanteil im Tiefenwasser sein. Das wiederum hängt davon ab, wie sehr Anteile aus dem wenig verdichteten Substrat, z. T. Seekreide (*Schwarz & Jagsch 1998*), durch die Zirkulation des Wasserkörpers mobilisiert werden. Daher treten in Durchmischungsphasen mitunter auch recht hohe Werte auf, obwohl wegen der Vermischung mit dem phosphorärmeren Oberflächenwasser eigentlich das Gegenteil zu erwarten wäre.

Die Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen ist bei aller durch die starken Schwankungen gebotenen Vorsicht mit „sehr gut“ zu bezeichnen. Weder im Bezug auf die Ergebnisse von 1979 (*Werth & Müller 1982*) noch auf die von 1985 bzw. 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) ist ein signifikanter Trend zu erkennen. Von den Phosphorgehalten her stufen wir den Heratingersee als „mesotroph“-„schwach eutroph“ ein.

Ammonium und Nitrat

Auch der Gehalt an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ist extremen Schwankungen unterworfen und dies sowohl zeitlich gesehen als auch in Abhängigkeit von der Wassertiefe (Abb.30, Seite 63).

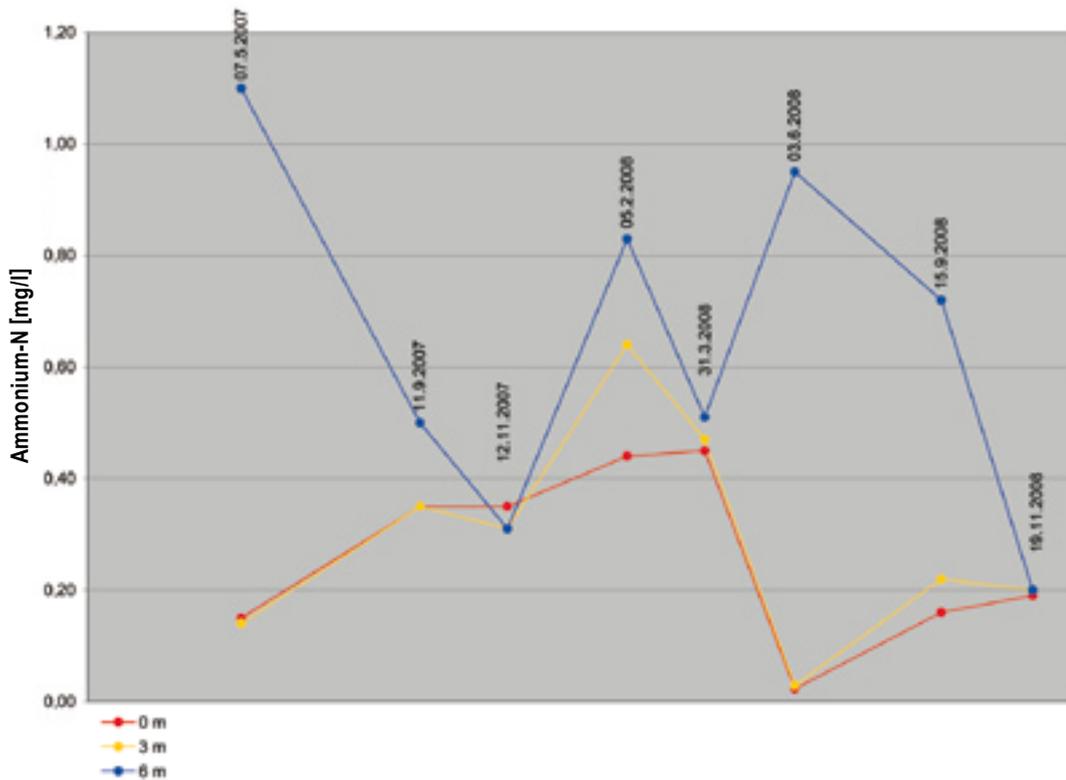


Abb. 30 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 0, 3 und 6 m Tiefe, Heratingersee

Die größten tiefenabhängigen Unterschiede werden in früh- und hochsommerlichen Phasen mit starker Phytoplankton-Produktion bei gleichzeitig relativ stabiler Temperaturschichtung verzeichnet. In solchen Perioden werden im Epilimnion die Jahresminima erreicht, so zum Beispiel 0,023 mg/l am 3.6.2008. Im Gegensatz dazu werden in dieser Zeit mit Werten um 1 mg/l über Grund die höchsten Werte im Jahresverlauf erreicht. Spitzenwerte von 2,8 mg/l am 30.7.1979 (Werth & Müller 1982) oder gar 3,58 mg/l am 6.9.1994 haben wir bei unseren Untersuchungen allerdings nicht gemessen. In den Zirkulationsphasen im Frühjahr und Herbst findet ein fast vollständiger Ausgleich der Gehalte an NH_4^+ -N im gesamten Wasserkörper statt. Am 5.2.2008 betrug der NH_4^+ -N-Gehalt unter einer Eisdecke 0,44 mg/l und nahm gleichmäßig auf 0,83 mg/l über Grund zu.

Nitrat war am 7.5.2007 über Grund völlig ausgezehrt, im Epilimnion war mit 0,3 mg/l noch ausreichend NO_3^- -N vorhanden. An diesem Tag haben wir mit 1,0 mg/l auch den niedrigsten Sauerstoffgehalt über Grund gemessen. Ansonsten war im Jahr 2007 im gesamten Wasserkörper immer NO_3^- -N mit einer Konzentration von mindestens 0,2 mg/l vorhanden (Abb. 31, Seite 64).

Im Jahr 2008 war im Gegensatz dazu ab der Untersuchung am 15.9.2008 der Vorrat an Nitratstickstoff in allen Tiefenstufen vollständig erschöpft (< 0,03 mg/l), nachdem am 3.6.2008 im Epilimnion noch 0,3 mg/l gemessen worden waren.

Vergleichbar unterschiedliche Jahresabläufe im Stickstoffhaushalt wurden auch in früheren Jahren bereits beobachtet und mit den unterschiedlichen Produktionsraten des Phytoplanktons begründet (Schwarz & Jagsch 1998).

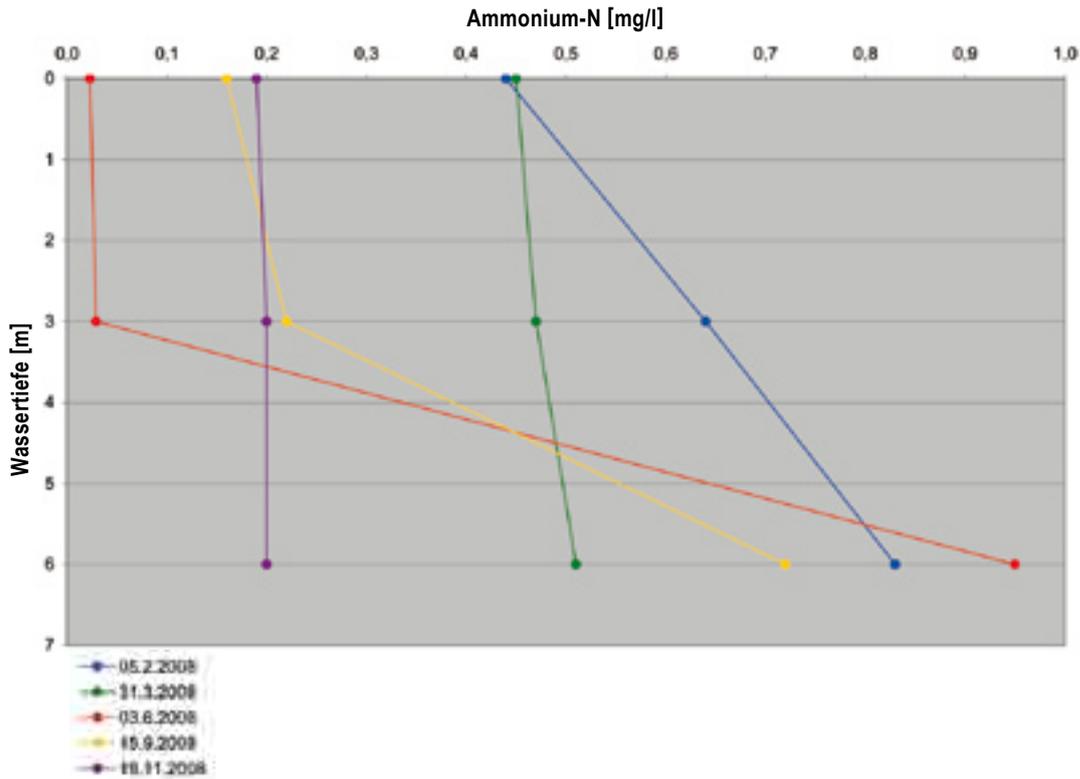


Abb. 31 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Heratingersee

Sulfat

Die Sulfatgehalte waren über Grund nur einmal signifikant niedriger als an der Oberfläche, auch nicht an Tagen mit reduziertem Sauerstoffgehalt. Lediglich am 15.9.2008 wurde bei relativ guter hypolimnischer Sauerstoffversorgung über Grund ein deutlich niedrigerer Sulfatgehalt gemessen. Kurz vorher hat nach einer spätsommerlichen Hitzeperiode ein dramatischer Wettersturz mit Starkregenfällen stattgefunden; möglicherweise wurde das noch warme Seewasser mit kaltem Sickerwasser aus den nördlich gelegenen Moränenhügeln oder mit Kaltwasser aus dem westlich mündenden oberirdischen Zulauf unterschichtet.

Sichttiefe

Die stark schwankenden Messwerte bei der Sichttiefe sind in erster Linie auf jahreszeitliche Einflüsse zurückzuführen. Der höchste Wert wurde am 5.2.2008 unter einer dünnen Eisdecke mit 5,4 m gemessen. Aber auch die beiden im Frühsommer (7.5.2007 und 3.6.2008) bei für das Phytoplankton bereits wachstumsfreundlichen Temperaturen gemessenen Werte waren mit 3,5 m noch erstaunlich hoch. Die niedrigsten Werte wurden mit 1,8 bzw. 1,2 m jeweils Mitte September gemessen. Ein wesentlicher Unterschied zwischen den früh- und den spätsommerlichen Messungen war der, dass im Frühsommer jeweils eine deutliche Temperaturschichtung vorhanden war, während bei den spätsommerlichen Untersuchungen homotherme Verhältnisse auf hohem Temperaturniveau geherrscht haben. Letztere Konstellation scheint durch Feststoff- und Nährstoffmobilisierung aus dem Substrat einerseits und günstige Temperaturbedingungen für Wachstum andererseits einen besonders nachteiligen Einfluss auf die Sichttiefe zu haben.

Dazu kann auch noch eine Mineraltrübe durch biogene Entkalkungsvorgänge auftreten.

Mit früheren Ergebnissen aus 1979 sowie 1985 und 1994 stimmen unsere Messungen sowohl was die Mittelwerte als auch die Bandbreite der Werte betrifft sehr gut überein. Es ist weder eine Tendenz zur Verschlechterung noch zur Verbesserung erkennbar.

Elektrische Leitfähigkeit

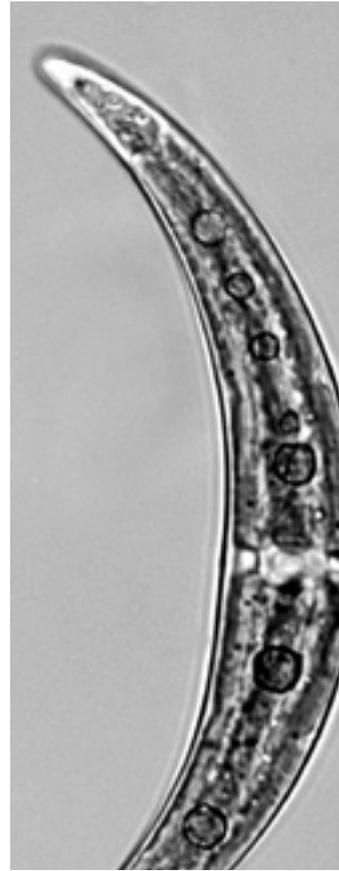
Bedingt durch die kalkhaltigen Moränenschotter im nördlichen Einzugsgebiet des Sees ist die Leitfähigkeit generell relativ hoch und scheint im Vergleich mit früheren Untersuchungen etwas zugenommen zu haben, wobei man beim Vergleich mit den Daten aus 1979 immer berücksichtigen muss, dass man die Ergebnisse damals auf eine Referenztemperatur von 20 °C anstatt wie später üblich auf 25 °C bezogen hat (*Werth & Müller 1982*). Zur Korrektur müssen die publizierten Werte aus 1979 mit dem Faktor 1,116 multipliziert werden.

Wenn man das berücksichtigt, fällt auf, dass 1979 bis 1995 an der Oberfläche keine Werte über 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen wurden, dagegen lagen 2007 und 2008 über die Hälfte der Messwerte mehr oder weniger deutlich über diesem Wert. Auch über Grund wurden früher keine Werte über 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, 2007 und 2008 war das bei fast einem Drittel der Messungen der Fall, der höchste Werte lag bei 510 $\mu\text{S}/\text{cm}$ während der Winterstagnation 2008.

Die hohe Leitfähigkeit geht auf Seite der Kationen fast ausschließlich auf das Konto der Erdalkalimetalle Calcium und Magnesium. Durch die hohe Calcium- und Magnesiumkonzentration einerseits und die zeitweise rasant verlaufende Photosynthese und der damit verbundenen Störung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts ist es wahrscheinlich, dass es immer wieder zum Ausfallen von Härtebildnern, einer „biogenen Entkalkung“ im Wasserkörper kommt. Im Lauf der Jahrtausende hat das zur Ansammlung einer 4 m starken Schicht aus Seekreide geführt (*Schwarz & Jagsch 1998*).

Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist in verschiedener Hinsicht eine wesentliche Besonderheit des Heratingersees. Zunächst einmal erreicht kaum ein natürlicher See in Oberösterreich ein ähnliches Temperaturniveau. Temperaturen von 25 °C scheinen in normal heißen Sommern häufig erreicht zu werden. Der See ist mit 7 m einerseits tief genug, um im Hochsommer eine recht stabile thermische Schichtung entstehen zu lassen, andererseits ist er nicht ausreichend tief, dass über Grund eine Temperatur im Bereich des Dichtemaximums von Wasser erhalten bleibt. Am 3.6.2008 wurde bei einer Oberflächentemperatur von 24,6 °C über Grund eine Temperatur von 14,6 °C gemessen, was in Verbindung mit der hohen Nährstoffkonzentration in Grundnähe zu viel stärkeren Sauerstoffzehrungen und Ammonium-Anreicherungen führen muss, als das bei einem tieferen temperaturschichteten See der Fall wäre.





Durch die für einen thermisch geschichteten See geringe Wassertiefe kommt es bereits bei einer relativ geringen Abkühlung der Oberfläche zu einer Homothermie, die sich im September 2007 auf einem Temperaturniveau von 15 °C und im September 2008 bei 18 °C eingestellt hat. Eine unter diesen Umständen stattfindende Vollzirkulation hat naturgemäß andere Auswirkungen als bei einem tiefen, holomiktischen See, in dem eine Volldurchmischung bei 4-5 °C stattfindet. Dementsprechend haben wir den höchsten Chlorophyllwert und die geringste Sichttiefe am 15.9.2008 gemessen.

Chlorophyll

Wie die meisten nährstoffassoziierten Parameter schwankt auch die Chlorophyllkonzentration stark mit der Jahreszeit, aber auch zwischen einzelnen Jahren scheint es markante Unterschiede zu geben. Den tiefsten Wert haben wir mit 1,2 µg/l am 5.2.2008 unter einer Eisdecke gemessen, der höchste Wert stammt wie schon erwähnt vom 15.9.2008 mit 12,9 µg/l. Der arithmetische Mittelwert aller acht in den Jahren 2007 und 2008 durchgeführten Messungen errechnet sich mit

6,57 µg/l. Die beiden sommerlichen Werte aus dem Jahr 2008 sind größenordnungsmäßig etwa doppelt so hoch wie 2007, wobei der Begriff „Sommer“ limnologisch zu sehen ist.

An vergleichbaren früheren Messungen stehen nur die Ergebnisse von April und September 1994 zur Verfügung. Beide Werte waren mit 14,4 bzw. 18,7 µg/l höher als der höchste von uns gemessene Wert. Der Chlorophyllgehalt im Heratingersee entspricht der Einstufung als „mesotroph“ aufgrund der ÖNORM M 6231.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahresdurchschnitt hat sich das Biovolumen von 1,36 mm³/L im Jahr 2007 auf 1,55 mm³/L 2008 gesteigert. Während die Werte im Vorjahr zu allen 4 Terminen relativ ähnlich waren – Minimum im März 1,12 mm³/L, Maximum im September 1,53 mm³/L, zeigte sich 2008 nach sehr niedrigen Werten Ende des Winters (0,24 mm³/L) und im Frühjahr (0,65 mm³/L) ein Maximalwert von 4,35 mm³/L am 3.6.2008, der sich im Herbst mit 1,81 mm³/L und 1,02 mm³/L zu Winterbeginn wieder normalisierte.

Die Algenzusammensetzung zeigt eine große Variabilität und Artenvielfalt. Im Jahr 2007 sind Bacillariophyceen die wichtigste Algenklasse – sie sind im Frühjahr und im Herbst dominierend und auch an den beiden anderen Terminen bei den wichtigsten Algenklassen. Hauptvertreter sind Formen der Centrales. 2008 wechselt die Zusammensetzung des Planktons sehr, was darin zum Ausdruck kommt, dass zu fast jedem Termin eine andere Algengruppe vorherrscht. Nur die Cryptophyceen sind zu Beginn und Ende der

Saison dominierend. Ende März 2008 treten Piko-Formen und kleine begeißelte Formen mit mehr als der Hälfte der Biomasse stark in den Vordergrund. Im Juni kommt es zu einer Algenblüte der Conjugatophyceen, namentlich von *Closterium acutum*, das mit einem Anteil von zwei Drittel an der Bildung des Phytoplanktons beteiligt ist und bereits im November 2007 einen Biomasse-Anteil von einem Drittel stellte. Es ist an allen Terminen beider Jahre im Plankton zu finden. Im Herbst beider Jahre nehmen chroococcale Blaualgen zu, die mit Arten der Gattungen *Merismopedia*, *Chroococcus*, *Aphanocapsa*, *Microcystis* und *Woronichinia* vertreten sind. 2008 bleiben Blaualgen auch noch im November von Bedeutung. Chlorophyceen sind zu allen Jahreszeiten in beiden Jahren mit zahlreichen, kleinen Arten (Chlorococcales) vorhanden, doch bilden sie wegen ihrer geringen Größe meist nur relativ geringe Biomassen aus. Auch Euglenophyceen sind mit mehreren Trachelomonas-Arten häufig vertreten. Besonders im Herbst und Frühwinter 2008 war die Artenvielfalt sehr groß – es wurden 90 bzw. 81 Taxa gezählt. Vor allem auf Grund der hohen Biomasse der Conjugatophyceen im Juni 2008 verschlechterte sich der EQR von 0,68 (2007) auf 0,49. Dies entspricht einem „mäßigen“ ökologischen Zustand (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



Heratingersee Phytoplankton

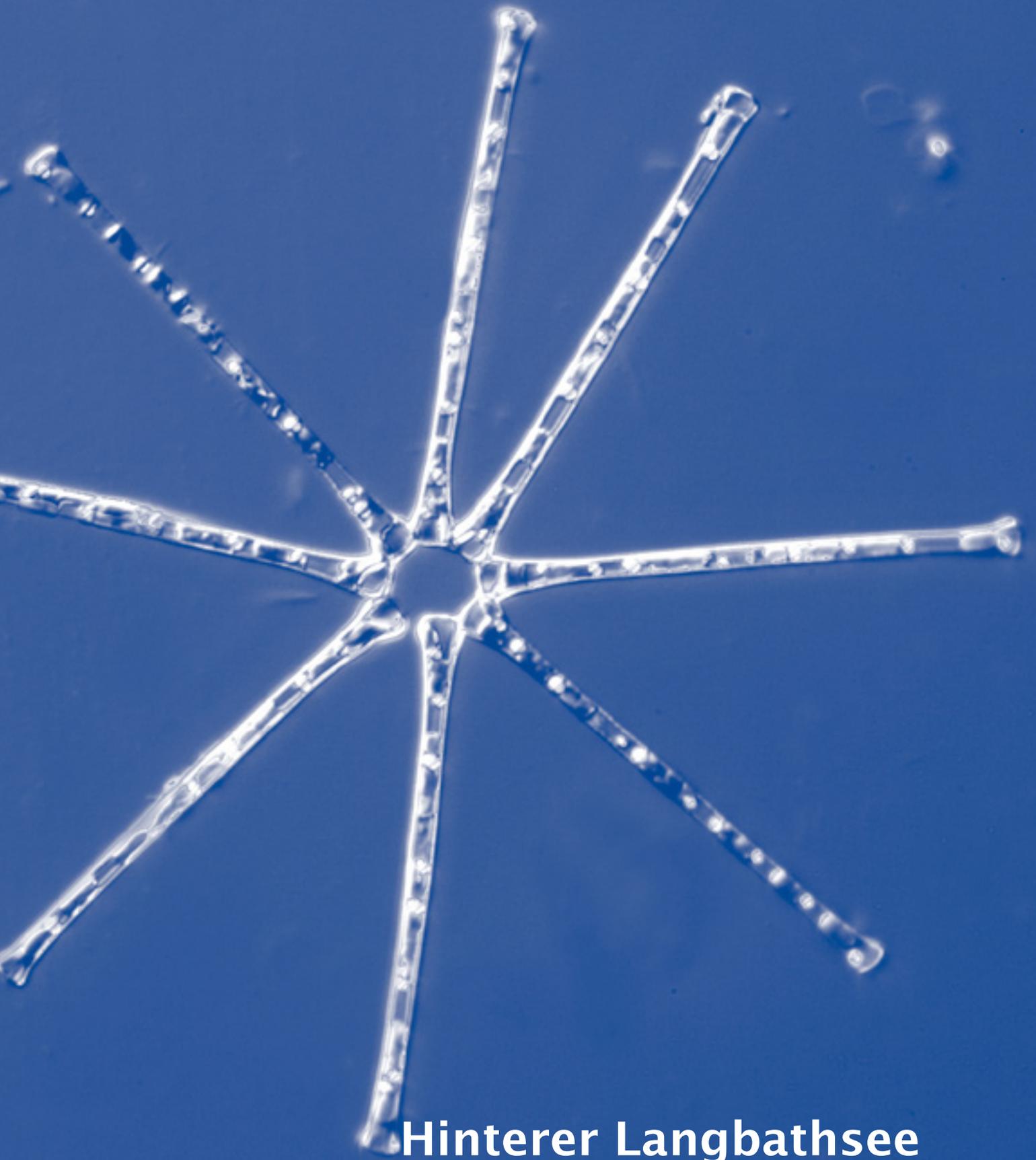
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,68	0,49	0,585
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Mäßig	Mäßig

Trophie

Heratingersee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	mesotroph 2	30 %
Chlorophyll	mesotroph 2	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	mesotroph 2	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
2,91	mesotroph-schwach eutroph 2,5	30 %
Gesamtbewertung	mesotroph 2,07	100 %





Hinterer Langbathsee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 32 Hinterer Langbathsee

Allgemeines

Der Hintere Langbathsee befindet sich etwa 2 km westsüdwestlich des Vorderen Langbathsees im Gemeindegebiet von Ebensee etwa auf der Position 13°39' östlicher Länge und 47°50' nördlicher Breite. Die bei unseren Untersuchungen aufgesuchte, tiefste Stelle hat die Koordinaten 474002/299182 bezogen auf M31 im Österreichischen Bundesmeldenetz. Der Seespiegel liegt bei Normalwasserstand auf 732 m Meereshöhe, wobei die Spiegelschwankungen eher gering sind. Die Wassertiefe beträgt an der von uns beprobten Stelle je nach Spiegellage 19 bis 20 m (Abb. 32 und 33).

Der See hat wenige oberirdische Zuflüsse, wie zum Beispiel den südlich einmündenden Hirschbach, die aber in trockenen Perioden allesamt zumindest oberflächlich austrocknen. Der Großteil des Wasserzuflusses erfolgt unterirdisch. Im Einzugsgebiet sind die Steilabstürze und Abhänge des Höllengebirges, die den Hinteren Langbathsee nahezu vollständig umrahmen. Der Abfluss erfolgt über den an der Ostseite ausfließenden Pfrillenbach, der nach etwa 1,5 km teilweise unterirdischer Fließstrecke in den Vorderen Langbathsee mündet.

Durch das im Verhältnis zur Seefläche große, verkarstete Einzugsgebiet mit geringem Rückhaltevermögen in der niederschlagsreichsten Region Oberösterreichs weist der See eine sehr starke Durchströmung auf. Die mittlere Verweildauer des Wassers im See wird in der Literatur mit 69 Tagen angegeben (*Werth & Müller 1982*).

Der See ist streng überwachtetes Natur-
schutzgebiet, das Tauchen ist hier im Ge-
gensatz zum Vorderen Langbathsee ver-
boten. Das Gebiet um den See wird von
Forststraßen erschlossen, ein Befahren
dieser Straßen ist nur für Berechtigte ge-
stattet. Somit müssen Erholungssuchen-
de einen etwa 2,7 km langen Fußmarsch
vom Parkplatz am Ostende des Vorderen
Langbathsees in Kauf nehmen, um zum
Hinteren Langbathsee zu gelangen. Die
Wassertemperaturen liegen etwas unter
denen des Vorderen Langbathsees.

Im felsigen Steilgelände, im Bereich der
sogenannten Schaflucke, haben sich in
jüngerer Vergangenheit einige Bergstürze
ereignet, die zu einer zeitweiligen Sperre
des dort befindlichen alpinen „Schaf-
luckensteiges“ geführt haben und immer
noch führen. Der See selbst wurde von
den Auswirkungen dieser Bergstürze bis-
her aber noch nicht unmittelbar in Mitlei-
denschaft gezogen.



Abb. 33 Geologische Karte Hinterer Langbathsee

Hinterer Langbathsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	13,2	7,5	9,1
Temperatur	°C	0-1 m	8	17,4	2,7	8,9
pH-Wert		0-1 m	8	8,35	7,75	8,11
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	250	200	216
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	25	0,011	0,002	0,005
Gesamtphosphor	mg/l	9 m	8	0,008	0,002	0,004
Gesamtphosphor	mg/l	19 m	8	0,038	0,003	0,009
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	19 m	8	0,006	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	1,000	0,700	0,872
Nitrat-Stickstoff	mg/l	19 m	8	1,000	0,700	0,844
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	22	0,045	0,005	0,019
Ammonium-Stickstoff	mg/l	19 m	8	0,079	0,010	0,032
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	12,6	9,5	11,0

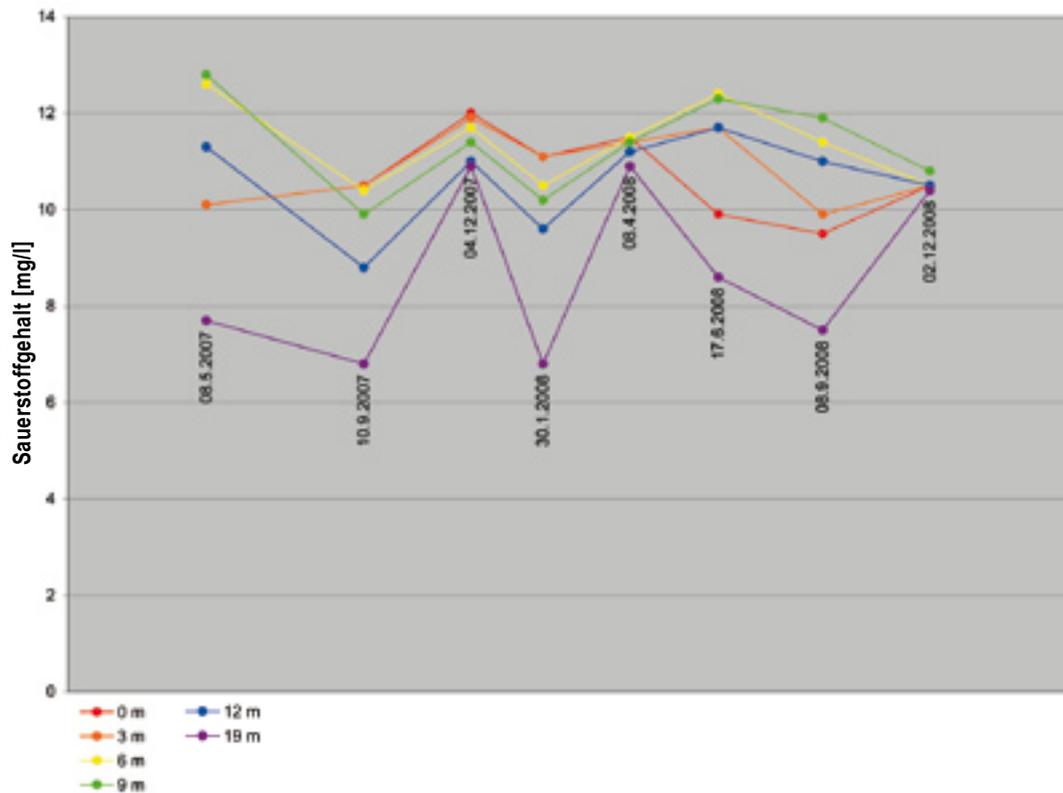


Abb. 34 Sauerstoffgehalt in 0, 3, 6, 9, 12 und 19 m Tiefe, Hinterer Langbathsee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	19 m	8	11,7	6,8	9,0
Chlorophyll-a	µg/l	0-19 m	8	2,60	0,98	1,52
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-19 m	9	1,49	0,01	0,49

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffgehalte in den untersuchten Tiefen zeigen das typische Bild eines nährstoffarmen, dimiktischen Sees mit großer Sichttiefe. Dem entsprechend tritt während der gesamten Produktionsperiode sehr häufig der Fall auf, dass der höchste Sauerstoffgehalt nicht an der Oberfläche, sondern in 6 oder 9 m Tiefe gemessen wird. Über Grund tritt vor allem gegen Ende der sommerlichen Schichtungsperiode ein deutlicher Sauerstoffschwund auf, Werte unter 6,5 mg/l haben wir jedoch bei keiner der 2007/2008 durchgeführten Untersuchungen gemessen (Abb. 34).

In den ufernahen Bereichen ist zu beobachten, dass der Seeboden stellenweise mit Laub von den Buchenbeständen des Umlandes bedeckt ist. Wenn sich das auch in den tieferen Bereichen des Seebe-

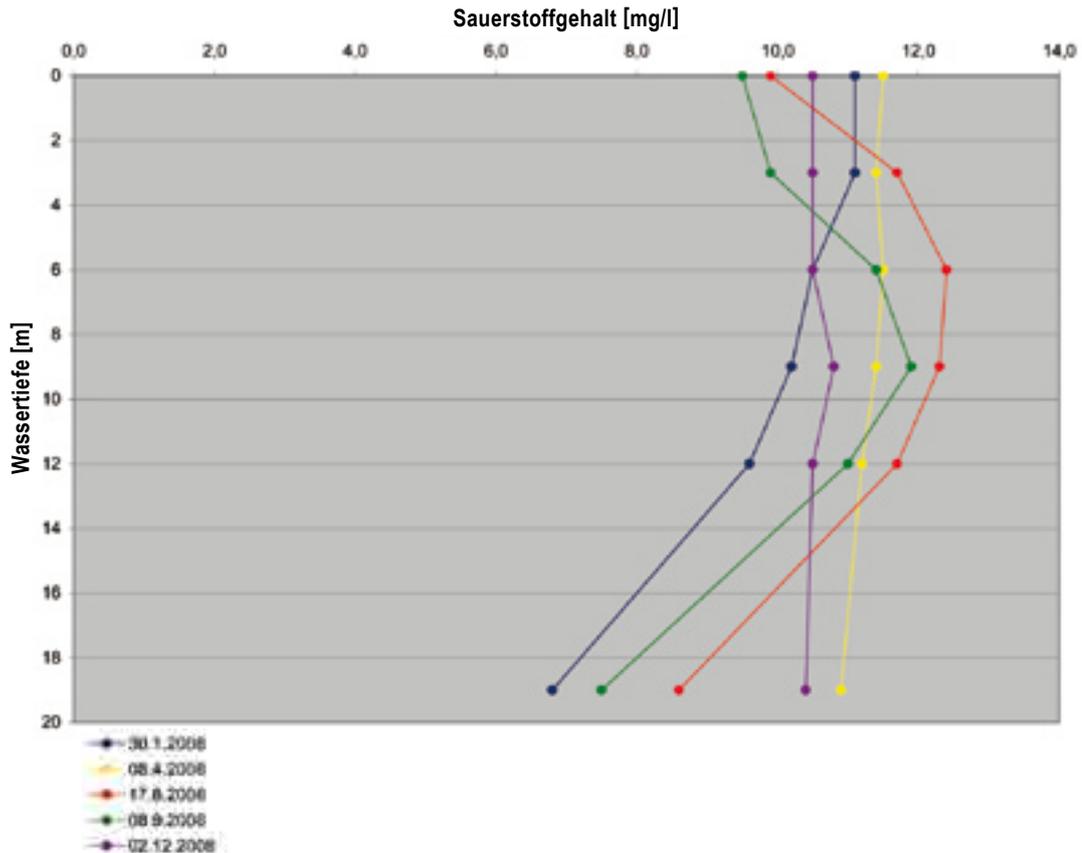


Abb. 35 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Hinterer Langbathsee

ckens fortsetzt, erklärt das die für einen sonst so nährstoffarmen See doch recht beachtliche Sauerstoffzehrung über Grund.

Im Zuge der zweimal pro Jahr stattfindenden Vollzirkulation kommt es zu einem vollständigen oder zumindest sehr weitgehenden Ausgleich der Sauerstoffgehalte über das gesamte Vertikalprofil, selbst über Grund werden dabei regelmäßig Werte über 10 mg/l gemessen (Abb. 35).

Phosphor

Die Gesamtphosphorgehalte in 0-12 m bewegten sich im Bereich von 2 bis 11 $\mu\text{g/l}$, wobei der Wert von 11 $\mu\text{g/l}$ ein ziemlich einsamer, am 8.5.2007 in 3 m Tiefe gemessener Ausreißer ist. Die Mittelwerte lagen in den untersuchten Tiefenstufen von 0-12 m zwischen 4 und 5 $\mu\text{g/l}$. Selbst über Grund waren die Werte nicht höher, wenn man von einem Extremwert von 38 $\mu\text{g/l}$ am 17.6.2008 absieht. Dieser Wert dürfte durch aufgewirbeltes Sediment entstanden sein, denn in der filtrierten Probe wurde zu diesem Zeitpunkt ein Wert von nur 3 $\mu\text{g/l}$ gemessen.

Bei der einzigen uns zur Verfügung stehenden früheren Untersuchung am 30.8.1979 wurden beim Gesamtphosphor Werte zwischen 8 und 13 $\mu\text{g/l}$ mit einem Mittelwert von 10,3 $\mu\text{g/l}$ gemessen, die Werte

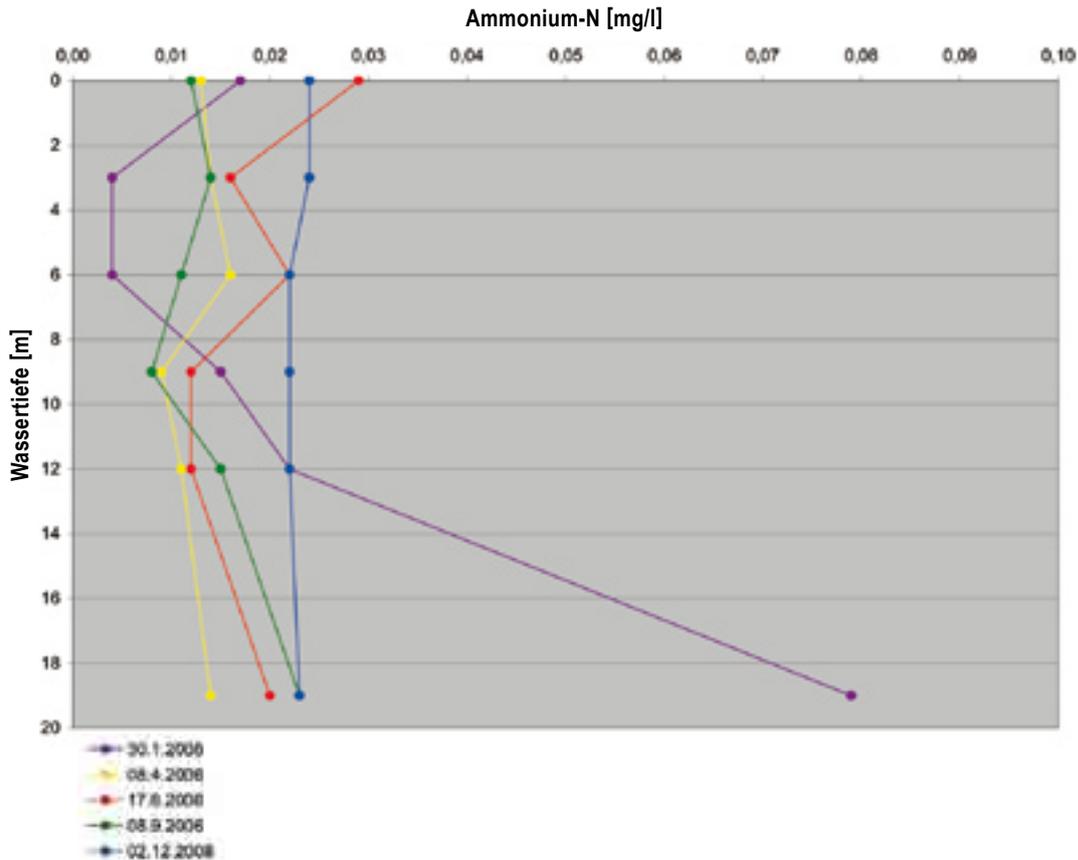


Abb. 36 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Hinterer Langbathsee

waren also tendenziell deutlich über den von uns gemessenen (Werth & Müller 1982). Von den Phosphorgehalten her ist der Hinterer Langbathsee als oligotroph einzustufen.

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ lagen an der Oberfläche im Mittel bei 0,022 mg/l mit fallender Tendenz zu einem Mittelwert von 0,014 mg/l in 9 m Tiefe. In 12 m errechnet sich ein Mittelwert von 0,016 mg/l, über Grund ist je nach Jahreszeit eine geringe bis deutliche Tendenz zur Ammonium-Anreicherung zu beobachten. Diese Anreicherung ist naturgemäß gegen Ende der Stagnationsphasen am deutlichsten ausgeprägt, wie Werte von 0,049 mg/l am 10.9.2007 oder von 0,079 mg/l am 30.1.2008 unter einer starken Eisdecke zeigen. Vor allem die Herbstzirkulation führt zu einer Auflösung der Konzentrationsunterschiede auch bei $\text{NH}_4^+\text{-N}$. So war am 2.12.2008 bei relativ hohen Werten im Epilimnion über Grund kein erhöhter Wert mehr festzustellen (Abb. 36).

Die Werte der Einzeluntersuchung vom 30.8.1979 waren im allgemeinen etwas niedriger als unsere Mittelwerte, decken sich aber ziemlich genau mit unserer Untersuchung vom 8.9.2008, also einem jahreszeitlich vergleichbaren Termin (Werth & Müller 1982).

Der Gehalt an $\text{NO}_3^-\text{-N}$ bewegte sich im Untersuchungszeitraum 2007/2008 sehr konstant zwischen 0,8 und 1,0 mg/l. Eine Tendenz zur Reduktion des Nitrats über Grund war selbst in Zeiten längerer Stagnation nur in einem überaus geringen Ausmaß feststellbar.

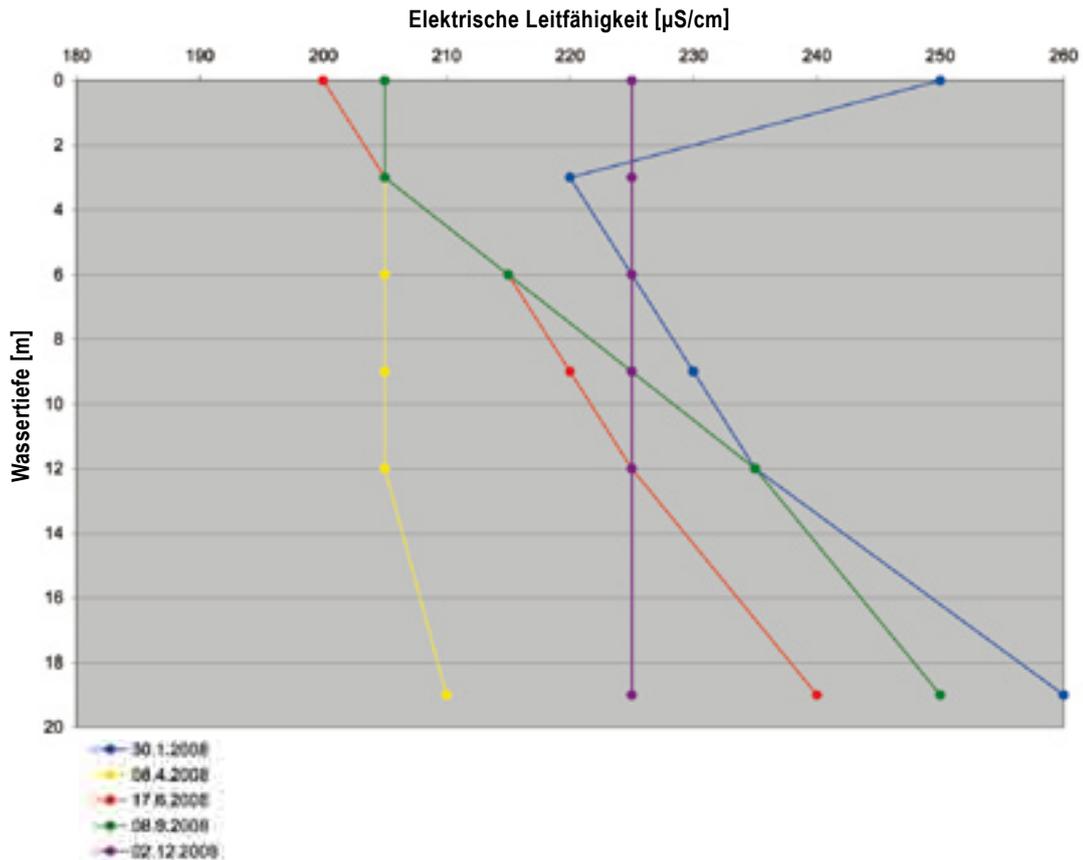


Abb. 37 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Hinterer Langbathsee

Die von uns gemessenen Werte stimmen hervorragend mit den Ergebnissen der Untersuchung vom 30.8.1979 überein (Werth & Müller 1982).

Sulfat

Die Werte an Sulfat variierten 2007/2008 in einem Bereich von 1,4-2,1 mg/l mit Mittelwerten von 1,6 mg/l in oberflächennahen Bereichen und 1,8 mg/l über Grund. Hinweise auf eine Reduktion des Sulfates über Grund wurden bei keiner der durchgeführten Untersuchungsserien gefunden. Die Werte über Grund waren sogar signifikant etwas höher als in der Nähe der Oberfläche. Die organische Substanz am Seeboden, die naturgemäß auch Schwefelverbindungen enthält, wird also augenscheinlich unter reichlich aeroben Verhältnissen abgebaut.

Sichttiefe

Die Sichttiefe des Hinteren Langbathsees kann nicht ganz mit der des Vorderen mithalten, das wahrscheinlich mit dem auf das Volumen bezogen höheren Eintrag an organischer Substanz (Laub) zusammenhängt. Weiters ist der Hintere Langbathsee kaum gegen den Eintrag von Abschwemmungen aus dem gebirgigen Einzugsgebiet bei Starkregenereignissen geschützt und wirkt wie ein dem Vorderen Langbathsee vorgelagertes Sedimentationsbecken.

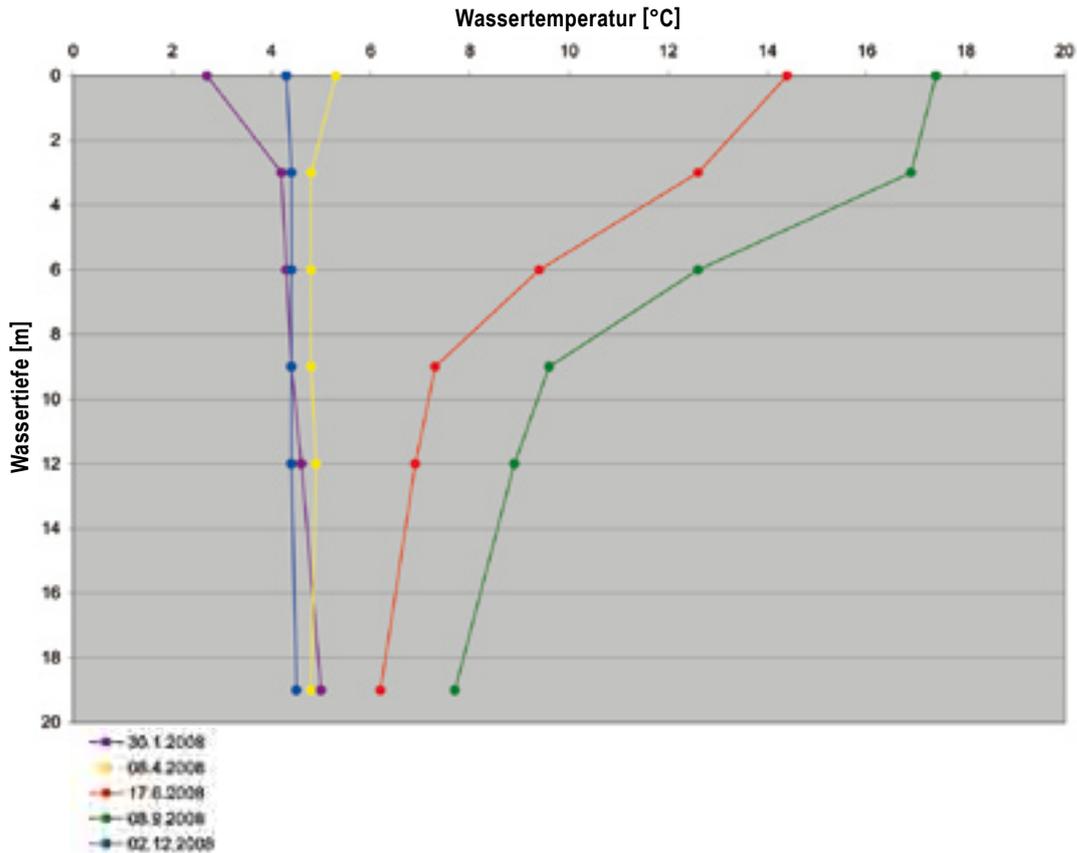


Abb. 38 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Hinterer Langbathsee

Bei den insgesamt 9 in den Jahren 2007/2008 durchgeführten Untersuchungen haben wir Werte zwischen 7,5 und 13,2 m gemessen, der arithmetische Mittelwert aller neun Messungen errechnet sich mit 9,1 m. Am 30.8.1979 hat die Messung der Sichttiefe 8,7 m ergeben (Werth & Müller 1982).

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messwerte für die elektrische Leitfähigkeit bewegten sich 2007/2008 zwischen einem Minimalwert von 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Maximalwert von 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Mittelwerte zeigen einen deutlichen Trend zur Zunahme mit steigender Wassertiefe. An der Oberfläche betrug er gerundet 215 $\mu\text{S}/\text{cm}$, über Grund gerundet 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Das völlig homogene Leitfähigkeitsprofil am 2.12.2008 zeigt die zu diesem Zeitpunkt fast perfekte Voldurchmischung des Wasserkörpers (Abb. 37, Seite 75).

Die Werte stimmen sehr gut mit den Werten vom 30.8.1979 überein. Damals wurden umgerechnet auf die heute übliche Referenztemperatur von 25 °C Werte von 204 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bis 242 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen.

Wassertemperatur

Der Hintere Langbathsee weist deutlich niedrigere Wassertemperaturen auf als der Vordere. Auch wenn wir 2007/2008 keine Befahrung unter wirklich hochsommerlichen Bedingungen vorgenommen haben,

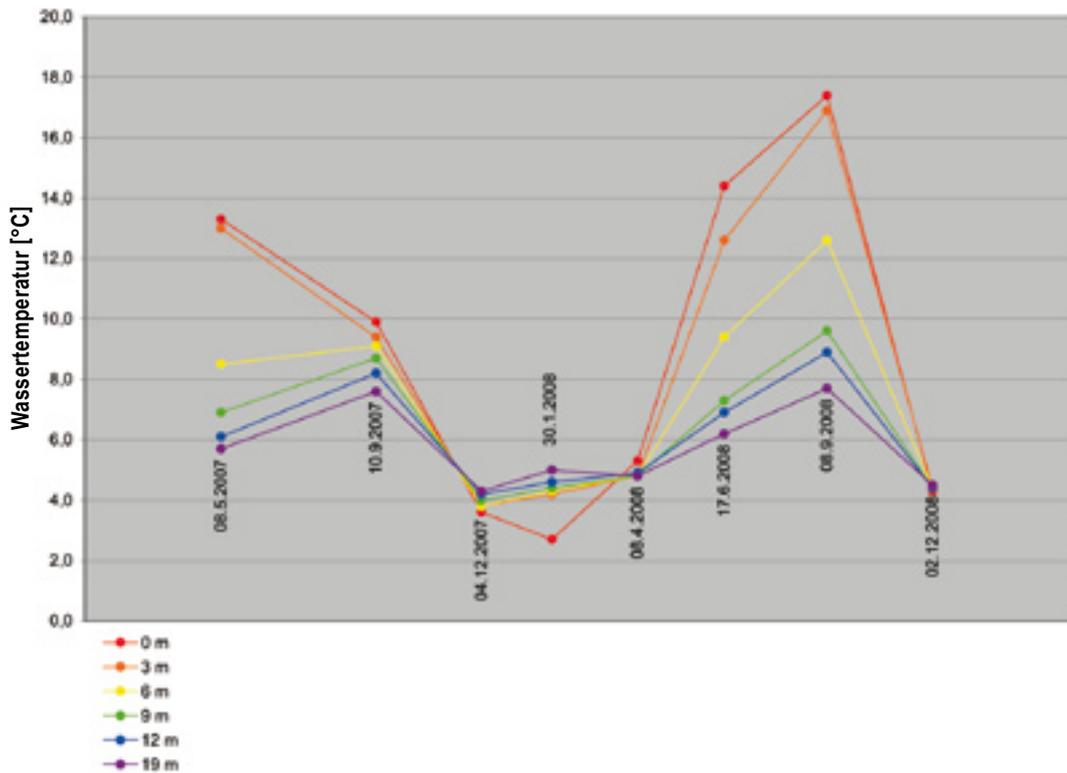


Abb. 39 Wassertemperatur in 0, 3, 6, 9, 12 und 19 m Tiefe, Hinterer Langbathsee

muss man davon ausgehen, dass Oberflächentemperaturen von mehr als 20 °C zumindest im Bereich der tiefsten Stelle eher selten sind, möglicherweise werden in den flacheren Zonen im nördlichen Seeabschnitt zeitweise etwas höhere Temperaturen erreicht. Die höchste von uns gemessene Temperatur betrug 17,4 °C am 8.9.2008, am 30.8.1979 wurden 13,2 °C gemessen (Werth & Müller 1982, Abb. 38, Seite 76).

Die Temperaturprofile zeigen keine sehr ausgeprägte Schichtung sondern eher eine relativ gleichmäßige Temperaturabnahme mit zunehmender Wassertiefe. Bemerkenswert ist, dass selbst das Tiefenwasser im Sommer etwas erwärmt wird, Anfang September haben wir in 19 m Temperaturen von 7,6 und 7,7 °C gemessen. Grund dafür dürfte, wie schon im Band 10 des Amtlichen Oberösterreichischen Wassergüteatlases festgestellt wurde, die starke Durchströmung des Sees sein (Werth & Müller 1982).

Zweimal jährlich stellen sich vollständig isotherme Verhältnisse ein und bilden dadurch die Voraussetzung für eine Vollzirkulation des Sees, die nach unseren bisherigen Erfahrungen regelmäßig zumindest einmal jährlich zustande kommt (Abb. 39).

Chlorophyll

Wie aufgrund der Nährstoffsituation nicht anders zu erwarten, sind die Chlorophyllgehalte im Hinteren Langbathsee sehr niedrig. Den tiefsten Wert haben wir mit 0,98 µg/l am 3.12.2007, den höchsten mit



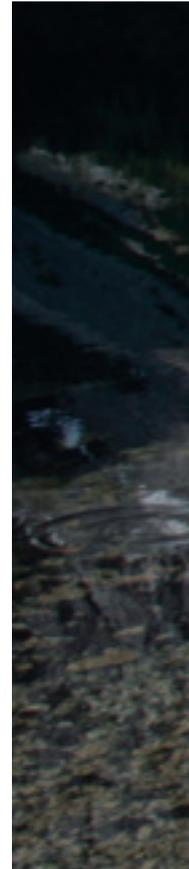
Abb. 40 Hinterer Langbathsee

2,60 $\mu\text{g/l}$ am 8.9.2008 gemessen. Der arithmetische Mittelwert der sieben von uns durchgeführten Messungen beträgt 1,52 $\mu\text{g/l}$. Die Werte entsprechen einer Einstufung als „oligotrophes“ Gewässer im Sinn der ÖNORM M 6231.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahr 2007 betrug das durchschnittliche Biovolumen 0,19 mm^3/L und steigerte sich 2008 auf 0,73 mm^3/L , wobei auch an jedem Einzeltermin im Jahr 2008 das Biovolumen zumindest doppelt so hoch, meist aber viel höher ausfiel. Zu bemerken ist allerdings, dass 2007 im Mai (0,07 mm^3/L) und September (0,2 mm^3/L) für diese Jahreszeiten extrem niedrige Biovolumina gemessen wurden. Die Algenzusammensetzung der beiden Untersuchungsjahre ähnelt sich stark. Bacillariophyceen sind die Algenklasse, die am häufigsten die Dominanz erreicht. Im Jahr 2007 sind sie ab dem Mai-Termin die vorherrschende Gruppe und produzieren knapp zwei Drittel der Biomasse. 2008 sind sie im Jänner, Juni und September dominant. Weiters sind Cryptophyceen, Dinophyceen und Chlorophyceen mit unterschiedlichen Anteilen zu finden.

Beispielhaft für die Konstanz der Artenzusammensetzung sind im Besonderen die Fröhsommer- bzw. Herbst-Termine beider Jahre, obwohl gerade an diesen Terminen die Biomasse-Werte deutlich differieren – selbst die Reihenfolge der drei föhrenden Gruppen ist gleich. Bacillariophyceen dominieren an beiden Terminen 2007 und 2008 mit 61-63 %. Es folgen im Mai Cryptophyceen und Dinophyceen, im September Chlorophyceen und Cryptophyceen mit Anteilen, die sich nur um wenige Prozentpunkte unterscheiden. Der EQR ist zwar aufgrund der höheren Biomassen von 0,79 auf 0,66 gefallen. Der „gute“ ökologische Zustand blieb jedoch erhalten (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



Hinterer Langbathsee Phytoplankton

Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,79	0,66	0,725
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut

Trophie

Hinterer Langbathsee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph 1	30 %
Chlorophyll	oligotroph 1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph 1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	oligotroph-mesotroph 1,5	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
3,88	oligotroph-mesotroph 1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph 1,24	100 %





Höllerersee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 41 Höllernersee

Allgemeines

Der Höllernersee liegt anteilmäßig etwa zur Hälfte im Gebiet der Gemeinden Haigermoos und St. Pantaleon auf etwa $48^{\circ}02'$ nördlicher Breite und $12^{\circ}53'$ östlicher Länge. Die von uns regelmäßig untersuchte Stelle hat die Koordinaten 416981/320983 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz.

Er ist wie die meisten Innviertler Seen als Restsee des großen Salzburger Sees entstanden, der nach dem Ende der letzten Eiszeit und dem Rückgang des Salzachvorlandgletschers von Golling im Süden bis Tittmoning im Norden reichte. Der See ist auf drei Seiten von Moränenhügeln des eiszeitlichen Gletschers umgeben (Abb. 41 und 42).

Von den Innviertler Seen ist er mit Abstand der tiefste und zeigt dadurch eine von den anderen Seen in diesem Bereich abweichende limnologische Charakteristik. Seine Tiefe von 21 m und seine im Verhältnis dazu kleine Fläche wie auch der verminderte Windangriff durch das bewaldete und hügelige Umland bewirken, dass es selbst bei günstigsten Temperaturverhältnissen zu keiner Vollzirkulation kommt. Er ist daher als eindeutig meromiktisch zu bezeichnen. Diese Eigenschaft ist bei keinem von uns untersuchten See so ausgeprägt.

Der Höllernersee hat nur einen ständig wasserführenden Zufluss, der von Norden her einmündet. Zusätzlich gibt es noch einige kleinere, verschlammte Gerinne über die zeitweise Wasser aus dem klei-

nen Einzugsgebiet in den See gelangt. Der Abfluss liegt am Süden des Sees und gelangt nach etwa 2 km in die Moosach. Das nähere Einzugsgebiet ist zum Großteil bewaldet, wobei Misch- und Buchenwald dominieren. Im Hinterland gibt es aber auch landwirtschaftliche Nutzung.

Durch seine windgeschützte Lage erreicht der See im Sommer angenehme Badetemperaturen. Durch die fehlenden Volldurchmischungen und der damit verbundenen Fixierung der Nährstoffe im Monimolimnion ist die Wasserqualität im Mixolimnion für Badende durchaus ansprechend und es kommt daher zu einem regen Badetourismus. Am Nord- und Süden sowie am Westufer gibt es allgemein zugängliche Seebäder bzw. Badewiesen. Im Winter bildet sich meistens eine Eisdecke.



Abb. 42 Geologische Karte Höllerersee

Höllerersee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	6,5	1,5	4,5
Temperatur	°C	0-1 m	8	21,6	5,1	12,9
pH-Wert		0-1 m	8	8,60	7,60	8,17
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	415	315	366
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	28	0,037	0,008	0,013
Gesamtphosphor	mg/l	12 m	9	0,015	0,048	0,041
Gesamtphosphor	mg/l	20 m	10	0,260	0,075	0,141
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	20 m	10	0,130	0,001	0,039
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	28	1,000	0,500	0,704
Nitrat-Stickstoff	mg/l	20 m	9	0,015	0,001	0,013
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	28	0,900	0,110	0,499
Ammonium-Stickstoff	mg/l	20 m	10	10,000	5,200	6,900
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	28	16,5	3,3	8,4

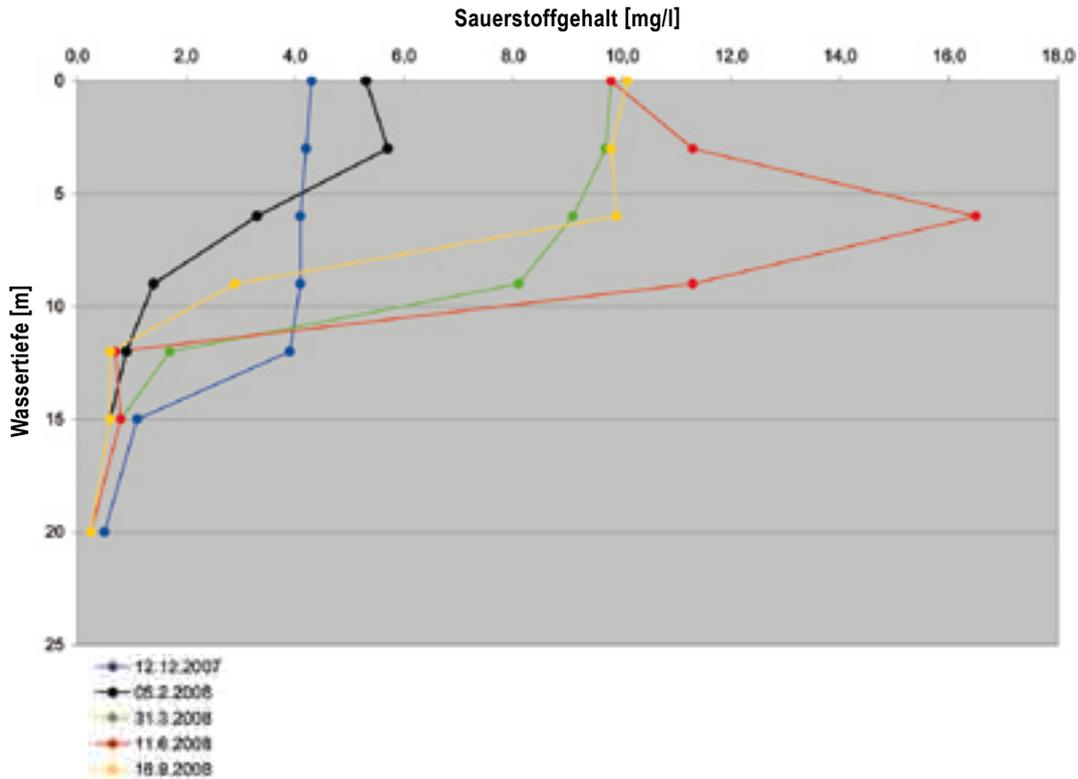


Abb. 43 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Höllerersee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	20 m	5	0,9	0,3	0,6
Chlorophyll-a	µg/l	0-10 m	8	7,3	0,3	3,7
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-21 m	9	2,67	0,08	1,18

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt ist aufgrund des meromiktischen Verhaltens des Sees von größten Gegensätzen zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser geprägt. Vom Frühjahr bis in den November hinein sind die Sauerstoffwerte an der Oberfläche meistens im Bereich der theoretischen Sättigung, fallweise auch etwas darüber. Dramatische Übersättigungen haben wir 2007 und 2008 an der Oberfläche nicht festgestellt. Den höchsten Wert haben wir am 11.6.2008 in 6 m Tiefe mit 16,5 mg/l gemessen, das entspricht einer Sättigung von 170 % (Abb. 43). Unterhalb von 6 m fallen die Sauerstoffwerte bei sommerlicher Schichtung rasant ab. Am Ende der Sommerstagnation lagen die Werte in 9 m Tiefe immer unter 3 mg/l. Ab 12 m Tiefe ist bei thermischer Schichtung kein Sauerstoff in nennenswerten Konzentrationen vorhanden. Bei stabiler thermischer Schichtung erfolgt der Rückgang der Sauerstoffkonzentration oftmals schlagartig, am 11.6.2008 haben wir von 9 m auf 10 m Wassertiefe eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration von 11,3 mg/l auf 1,6 mg/l gemessen. Im reduzierten Tiefenwasser ergibt sich – wie bereits beim Gleinkersee ausgeführt – das Problem der Analytik von Sauerstoff neben Schwefelwasserstoff.

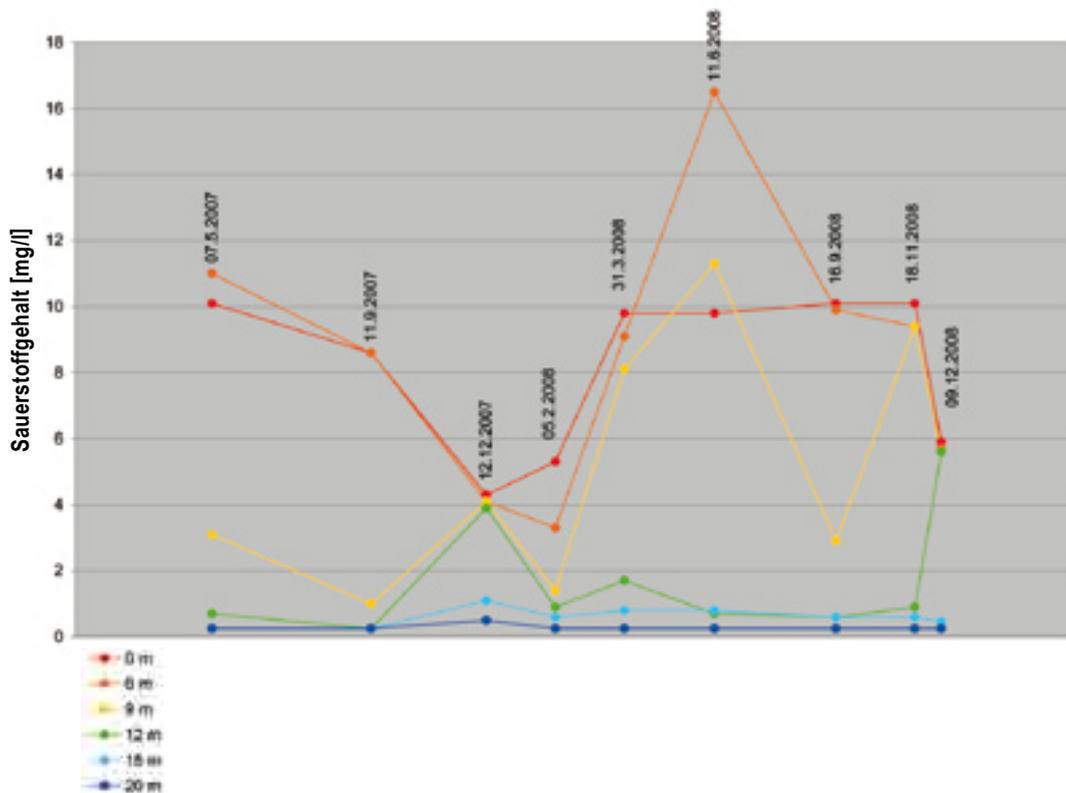


Abb. 44 Sauerstoffgehalt in 0, 6, 9, 12, 15 und 20 m Tiefe, Höllerersee

Die Nachweisgrenze wurde daher bei den Tiefenmessungen im Höllerersee mit 0,05 mg/l angenommen, die Darstellung in den Grafiken erfolgte mit der halben Nachweisgrenze. Der Messwert von 0,9 mg/l am 11.6.2008 wurde für die Darstellungen auf „< 0,05“ korrigiert, weil es sich nach allen Begleitumständen zu schließen um eine Fehlmessung durch die enorme Schwefelwasserstoff-Konzentration während der Sommerstagnation handelt.

In der Herbstzirkulation, die zwar nicht bis zum Grund reicht, aber den Wasserkörper bis zu einer Tiefe von etwa 12 m weitgehend homogenisiert, kommt es aufgrund des reduzierenden Potentials des eingemischten Tiefenwassers zu einem bedenklichen Sauerstoffschwund in den oberen Schichten. Am 12.12.2007 wurde an der Oberfläche ein Wert von nur 4,3 mg/l gemessen, dies war auch bereits der höchste Messwert an diesem Tag. In der darauf folgenden Winterstagnation waren bei der Messung am 5.2.2008 unterhalb einer dünnen, schneefreien Eisdecke die Werte in 0 m und 3 m zwar wieder etwas höher, in 6 m haben wir jedoch nur mehr einen Wert von 3,3 mg/l ermittelt. Ohne Zweifel wird der Sauerstoffhaushalt der obersten Schichten durch die partiellen herbstlichen Zirkulationen sehr belastet und es ist insbesondere bei darauffolgender lang dauernder Eisbedeckung nicht auszuschließen, dass es in Zukunft einmal zu kritischen Verhältnissen für den Fischbestand kommen kann (Abb. 44).

Die Frühjahrszirkulationen scheinen diesbezüglich weniger kritisch zu sein. Entweder sind sie weniger effektiv was die Einmischung von Tiefenwasser betrifft oder der Sauerstoffschwund durch zehrende Substanzen wird durch photosynthetische Sauerstoffproduktion bei der anspringenden Primärproduktion kompensiert. Für die erste Annahme spricht die Feststellung im Seenzustandsbericht 1994 (Schwarz & Jagsch 1998), wonach für den Höllerersee eine rasche Frühjahrserwärmung nach dem Eisbruch charak-

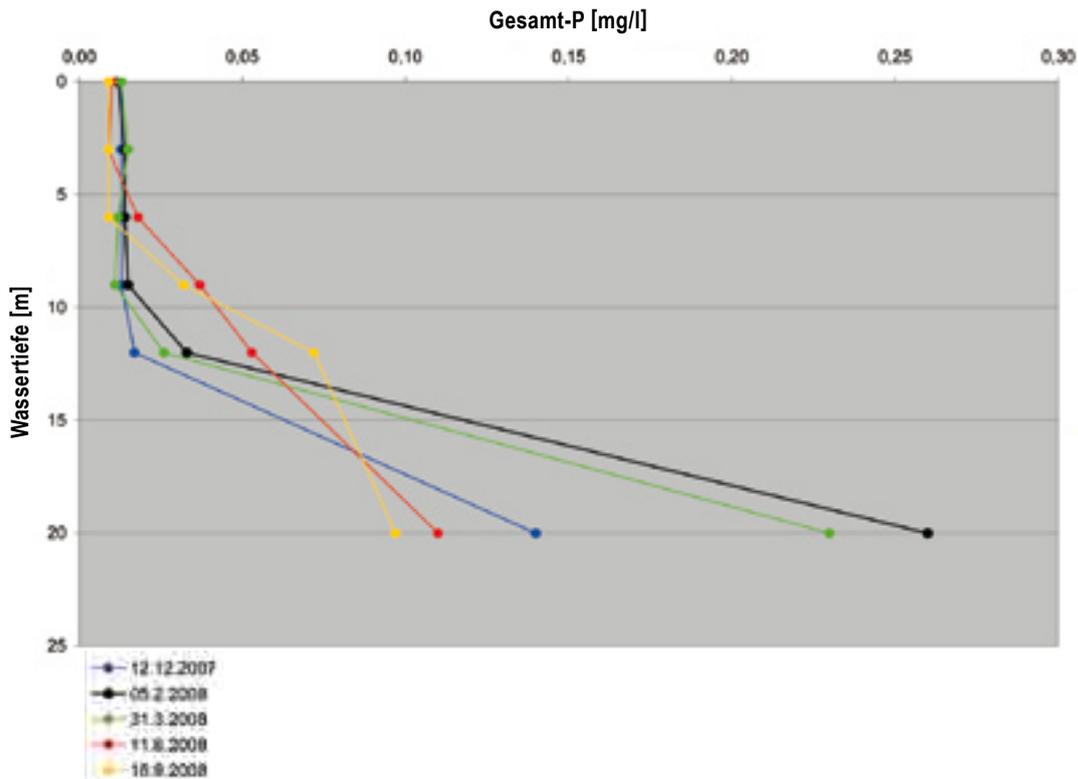


Abb. 45 Gesamtphosphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Höllerersee

teristisch sei. Dadurch steht im Frühjahr ein kleineres Zeitfenster für die Zirkulation zur Verfügung als im Herbst, in dem die Temperaturabnahme nach unseren Beobachtungen ziemlich langsam vor sich geht. Frühere Untersuchungen decken sich, auch was fallweise Übersättigungen und epilimnische Sauerstoffdefizite betrifft, vollständig mit unseren Messungen (Werth & Müller 1982, Schwarz & Jagsch 1998).

Phosphor

Die Gesamtphosphorwerte in den Bereichen, die nach den jeweiligen jahreszeitlichen Gegebenheiten als Epilimnion zu bezeichnen sind, bewegen sich zwischen 0,008 und 0,019 mg/l und entsprechen einem mesotrophen Zustand im Sinn der ÖNORM M 6231 (Abb. 45). Ein Einzelwert von 0,037 mg/l am 18.11.2008 in 6 m Tiefe kann als „Ausreißer“ betrachtet werden.

Die arithmetischen Mittelwerte zwischen 0 m und 6 m reichen von 0,011-0,016 mg/l. Die Ergebnisse unserer Messungen stimmen sehr gut mit der Einzelmessung vom 19.7.1979 überein (Werth & Müller 1982), auch 1984 und 1995 wurden Werte in der gleichen Größenordnung gemessen, wobei damals im Epilimnion höhere Extremwerte und mit 0,018 mg/l auch ein höherer Mittelwert ermittelt wurden. Eine signifikante Tendenz zur Verbesserung oder Verschlechterung ist aus unserer Sicht aber nicht abzuleiten. Im Monimolimnion treten durch die Abschottung vom Zirkulationsgeschehen enorm hohe Phosphorwerte mit einem Spitzenwert von 0,260 mg/l am 5.2.2008 auf. Durch die dauerhaft anaeroben und stark reduzierenden Bedingungen liegt ein erheblicher Teil des Gesamtphosphors in gelöster Form bzw. als Orthophosphat vor.

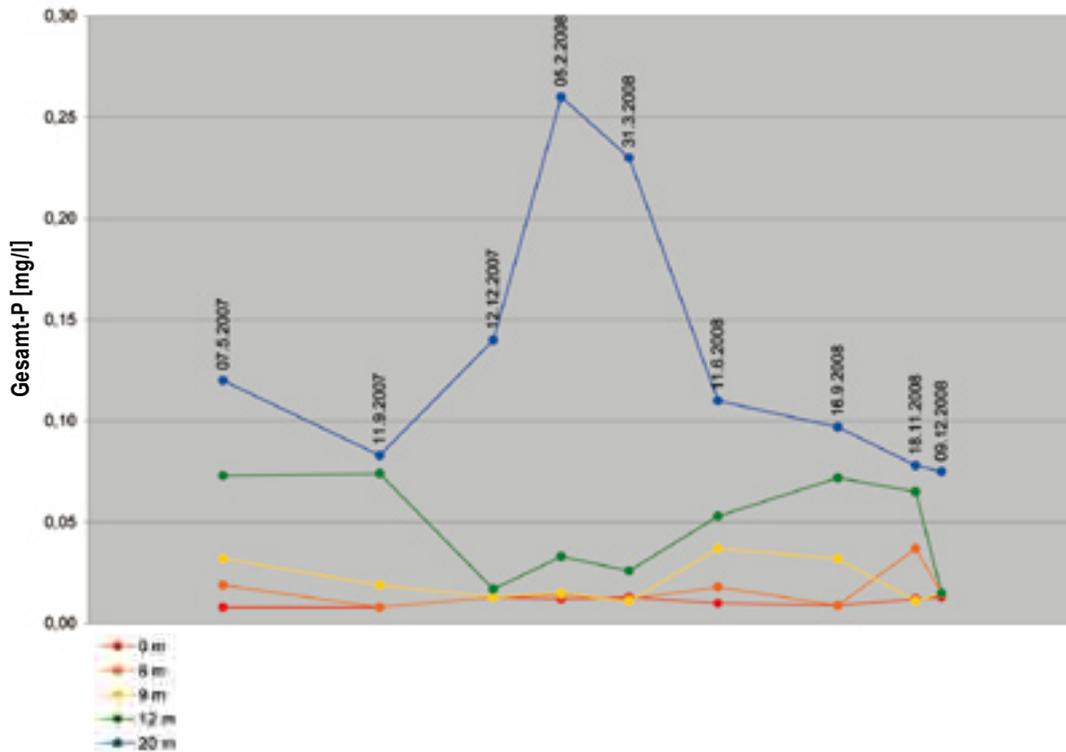


Abb. 46 Gesamtphosphorgehalt in 0, 6, 9, 12 und 20 m Tiefe, Höllerersee

Der Mittelwert aller 9 bzw. 10 Messungen, die 2007 und 2008 durchgeführt worden sind, beträgt in 12 m Tiefe 0,048 mg/l und in 20 m Tiefe 0,141 mg/l. Die beiden Einzelmessungen von 1979 und 1980 erbrachten in 12,5 bzw. 14 m etwa vergleichbare Werte, über Grund wurden mit 0,049 und 0,086 mg/l eher niedrigere Ergebnisse erzielt. 1985 und 1994 wurden in 20 m Spitzenwerte gemessen, die fast exakt mit unseren höchsten Werten übereinstimmen. Als Mittelwert für das Hypolimnion wird ein Wert von 0,079 mg/l angegeben (Schwarz & Jagsch 1998). Wenn man annimmt, dass in diesem Mittelwert alle Messdaten von 12 m bis 20 m eingerechnet worden sind, kann man ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit unseren Ergebnissen feststellen (Abb. 46).

Die herbstlichen Teilzirkulationen bewirken nur eine geringe Erhöhung des Gesamtphosphorgehaltes im oberen Epilimnion (0-6 m). In den sommerlichen Stagnationsphasen nehmen die Konzentrationen in 9 m und 12 m zu und in 20 m ab. Bei der Messung am 5.2.2008, also mitten in der Winterstagnation, war genau der gegenläufige Trend zu beobachten. Wie bei anderen meromiktischen Seen führt die Periode der völlig unbeeinflussten Sedimentation zu einem Anstieg des Phosphorgehaltes in den tiefsten Schichten.

Im Monimolimnion lagern große Phosphorvorräte, die bei einer plötzlich einsetzenden Volldurchmischung des Sees katastrophale Auswirkungen auf die Biomasseproduktion und den Sauerstoffhaushalt im Epilimnion hätten. So gesehen muss vor Maßnahmen in Richtung einer technischen Unterstützung oder Ingangsetzung einer Vollzirkulation gewarnt werden. Auf der Basis der gemessenen Konzentrationen an Gesamtphosphor im Epilimnion ist der Höllerersee im Sinn der ÖNORM M 6231 als „mesotroph“ einzustufen.

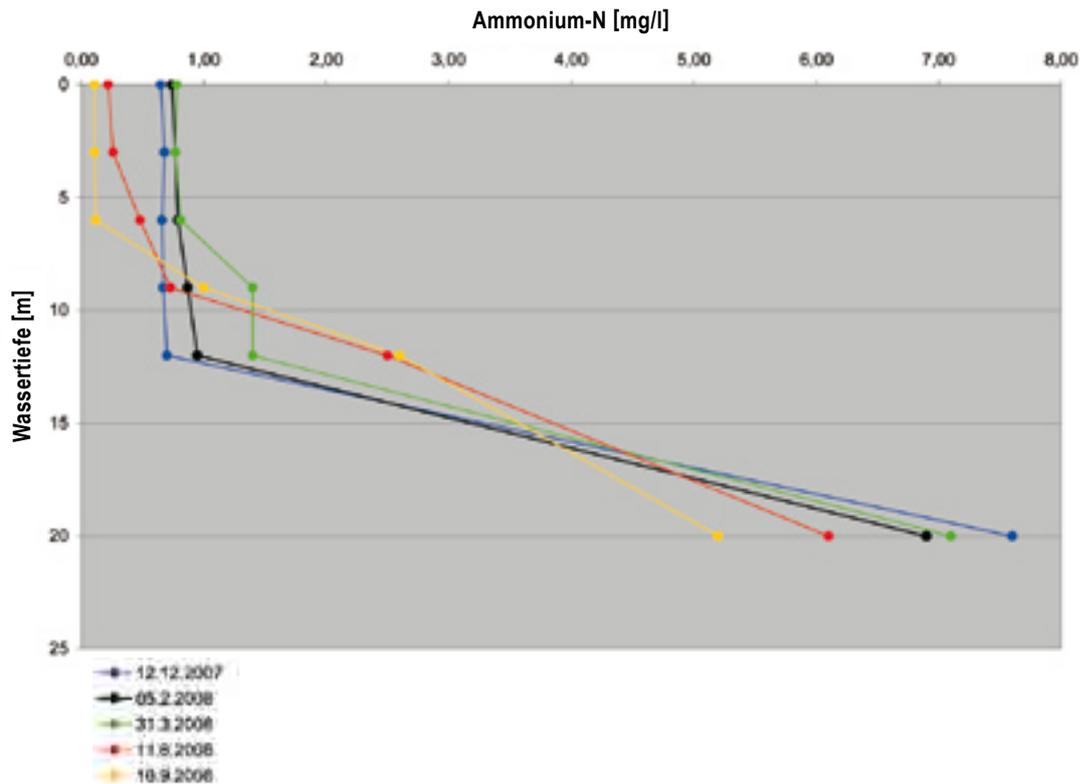


Abb. 47 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Höllerersee

Ammonium und Nitrat

Wie nach den bisherigen Betrachtungen nicht anders zu erwarten ist, treten auch beim NH_4^+ -N extreme Messwerte auf (Abb. 47).

Schon die epilimnischen Konzentrationen sind mit 0,11 bis 0,90 mg/l an NH_4^+ -N auffällig hoch. Die Schwankungen im Epilimnion sind eng mit den bis etwa 12 m reichenden Teilzirkulationen verbunden. In Zeiten mit thermischer Schichtung und Phytoplankton-Produktion sind die Werte im Epilimnion im allgemeinen niedrig, während sie in 12 m regelmäßig über 2 mg/l liegen. Bei der Herbstzirkulation und in der Periode danach steigen die Werte im Epilimnion an und die Werte in 12 m Tiefe sinken ab, sodass ab etwa Mitte Dezember für einige Zeit von 0-12 m Tiefe gleiche NH_4^+ -N-Konzentrationen herrschen. In 20 m Tiefe treten regelmäßig Konzentrationen zwischen 5 und 8 mg/l an NH_4^+ -N auf, jahreszeitliche Schwankungen sind nicht erkennbar. Augenscheinlich ist dieser Bereich vom Zirkulationsgeschehen völlig unbeeinflusst (Abb. 48).

Der Vergleich mit früheren Messungen zeigt eine glänzende Übereinstimmung mit den beiden Einzelprofilen von 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982), lediglich der über Grund gemessene Wert war am 19.7.1979 mit 3,1 mg/l relativ niedrig. Was den Mittelwert im Epilimnion betrifft, besteht auch mit den Untersuchungen von 1985 und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) eine ausgezeichnete Konformität. Allerdings haben unsere Messungen bisher weder Minimalwerte von 0,011 mg/l an der Oberfläche wie im August 1985 noch einen Maximalwert von mehr als 10 mg/l über Grund ergeben, wie sie damals anscheinend regelmäßig aufgetreten sind.

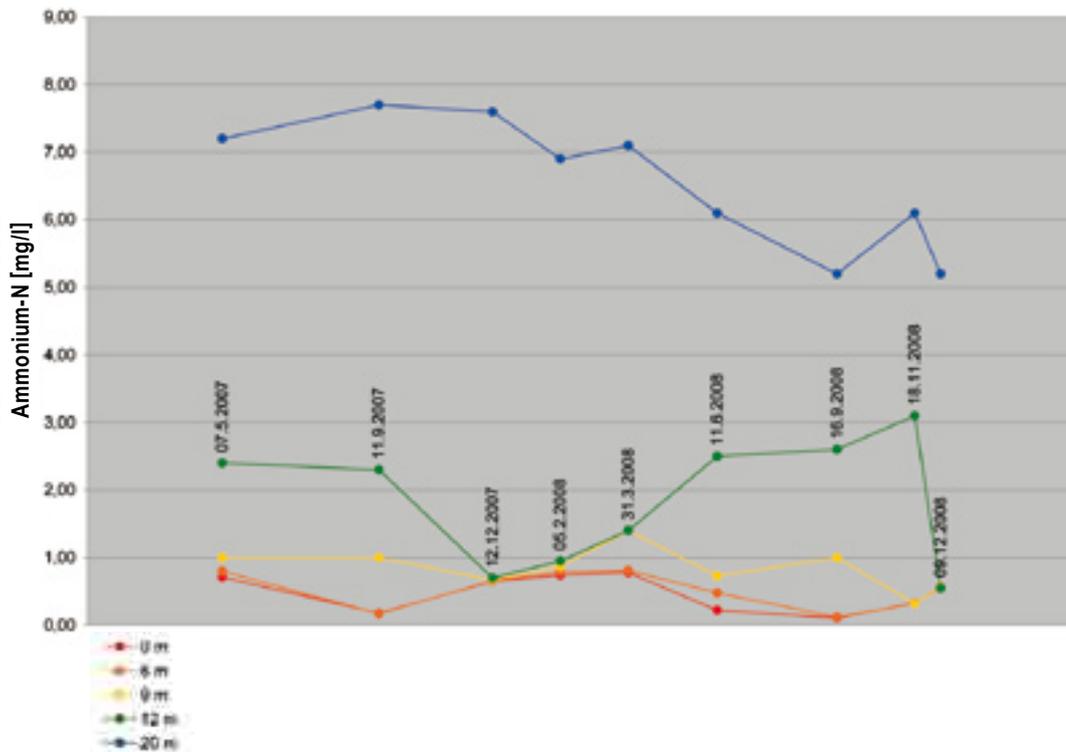


Abb. 48 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 0, 6, 9, 12 und 20 m Tiefe, Höllerersee

Die Auswertungen für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ haben besonders gezeigt, dass das bisher von uns gewählte Tiefenraster zu grob war, in Zukunft wird jedenfalls auch die 15 m-Stufe mit untersucht. Die Konzentrationen an $\text{NO}_3^-\text{-N}$ zeigen erwartungsgemäß den zum $\text{NH}_4^+\text{-N}$ entgegengesetzten Trend und bewegen sich im Epilimnion zwischen 0,5 und 1,0 mg/l mit einem Mittelwert von etwa 0,7 mg/l. Das entspricht etwa den $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Werten von 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982) und deckt sich ebenfalls gut mit den Messungen von 1985 und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998).

Über Grund war das Nitrat immer vollständig ausgezehrt, in 12 m Tiefe war das nur in den sommerlichen Stagnationsphasen bis zur Herbstzirkulation der Fall, nicht jedoch während der Winterstagnation 2007/08. Ähnlich wie beim Phosphor ist das im Monimolimnion gespeicherte Potential an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ein Risikofaktor für das Ökosystem Höllerersee, der so lange keine Rolle spielt, wie der meromiktische Charakter erhalten bleibt. Von der Nährstoffseite her wäre eine Vollzirkulation des Ammonium-Stickstoffs weniger problematisch, weil im Epilimnion ohnehin ausreichend Stickstoff zur Verfügung steht. Allerdings könnte es bei pH-Werten von durchschnittlich über 8,1 an der Oberfläche zur Freisetzung fischtoxischer Ammoniakmengen kommen.

Sulfat

Das Sulfat ist bereits ab 12 m Tiefe fast immer vollständig reduziert. Nur nach der Herbstzirkulation war in 12 m noch Sulfat vorhanden, in 20 m war es jedoch auch zu diesem Zeitpunkt durch Reduktion aufgezehrt. Die aus dem Monimolimnion entnommenen Proben wiesen regelmäßig extrem starken

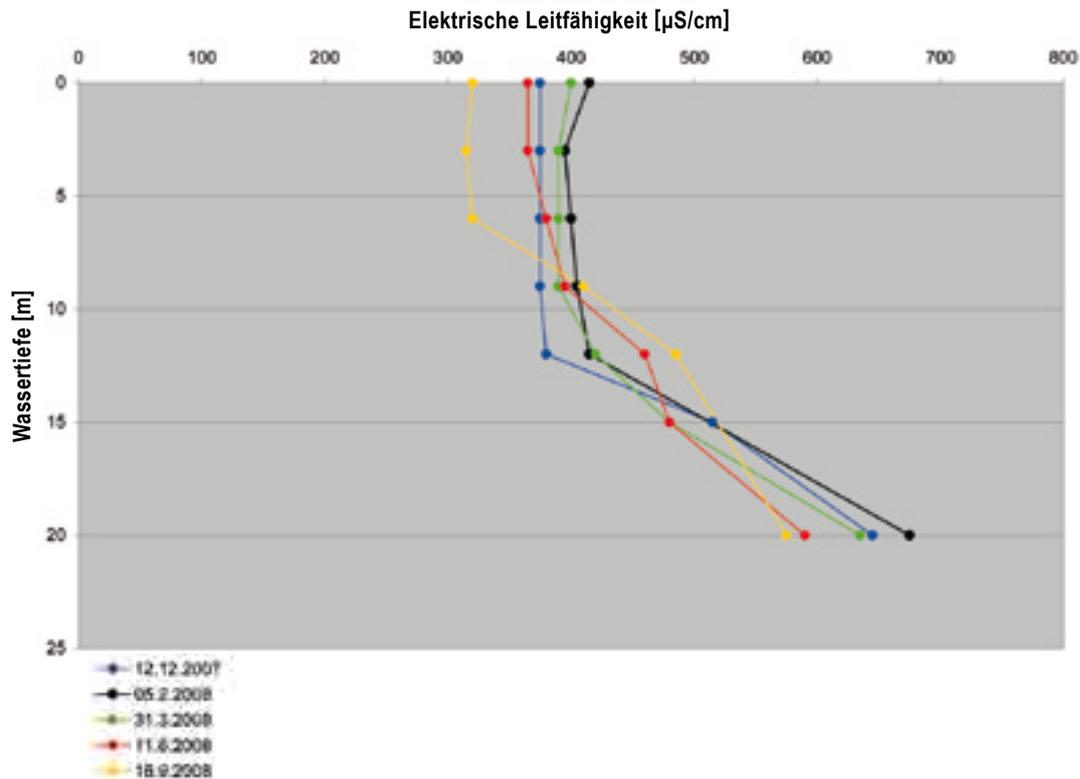


Abb. 49 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Höllersee

Geruch nach Schwefelwasserstoff auf. Bei den aus 20 m Tiefe gezogenen Proben bildeten sich an den Wandungen des Schöpfgerätes nach einiger Zeit regelmäßig Gasblasen, die vermutlich neben Stickstoff, Kohlenstoffdioxid und einfachen Kohlenwasserstoffen auch Schwefelwasserstoff enthielten.

Sichttiefe

Die Sichttiefe schwankte von 1,5 m am 16.9.2008 bis 6,5 m am 11.9.2007, wobei zum Minimalwert angemerkt werden muss, dass kurz vorher extreme Niederschläge mit kleinräumigen Überschwemmungen geherrscht haben. Der arithmetische Mittelwert unserer 10 Messungen beträgt bei Mitberücksichtigung des hochwasserbeeinflussten Wertes 4,42 m.

Frühere Messungen von 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982) sowie 1984 und 1985 (Schwarz & Jagsch 1998) zeigen durchwegs vergleichbare Werte, wobei eine leichte Tendenz zur Verbesserung zu bestehen scheint.

Elektrische Leitfähigkeit

Aufgrund der schon seit langer Zeit bestehenden Meromixie haben sich im Monimolimnion zwangsläufig Elektrolyte angereichert, die ein großes Leitfähigkeitsgefälle zwischen Oberfläche und Tiefenwasser verursachen.

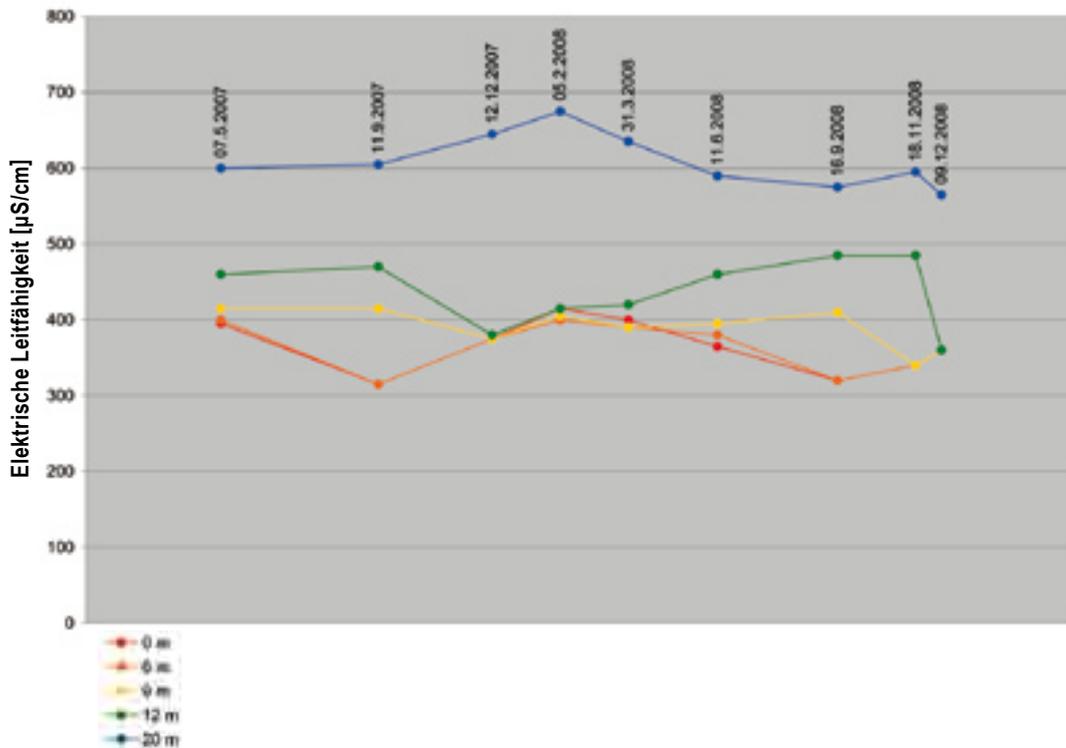


Abb. 50 Elektrische Leitfähigkeit in 0, 6, 9, 12 und 20 m Tiefe, Höllerersee

Der Mittelwert an der Oberfläche beträgt 365 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Werten von 315–415 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Über Grund liegt der Mittelwert bei 617 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit Werten von 565–680 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 49, Seite 90).

Die Wertedifferenz zwischen Oberfläche und Grund liegt relativ konstant zwischen 200 und 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Derartige Unterschiede sind sonst nur vom Traunsee bekannt und stellen auch hier zusätzlich zu den topografischen Rahmenbedingungen ein zusätzliches Hindernis für das Zustandekommen einer Vollzirkulation dar (Abb. 50).

Auch bei diesem Parameter besteht eine sehr gute Übereinstimmung mit früheren Messergebnissen. Bemerkenswert ist, dass 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982) über Grund mit 444 und 477 $\mu\text{S}/\text{cm}$ relativ niedrige Werte gemessen worden sind, während die Messungen an der Oberfläche in der Größenordnung unserer Werte lagen. Die Differenz zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser lag im Juli 1979 bei 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im Jänner 1980 bei 159 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die damals noch auf 20 °C bezogenen Messwerte sind zum Vergleich mit den heutigen, auf eine Referenztemperatur von 25 °C mit einem Faktor von 1,116 umzurechnen. So ergibt sich dennoch ein leichter Trend zur Zunahme der Salzkonzentration im Monolimnion.

Eine nähere Betrachtung der Ionenbilanz zeigt, dass die Aufsatzung in erster Linie auf die Zunahme der Ca^{2+} -Konzentration im Ausmaß von durchschnittlich 85 % zurückzuführen ist. Weiters erhöht sich die K^+ -Konzentration im Tiefenwasser im Schnitt um 23 %. Ersteres ist auf die eiszeitlichen Kalkschotter zurückzuführen, der erhöhte Kaliumgehalt stammt von der Verrottung pflanzlichen Materials. Der Magnesiumgehalt ist im Tiefenwasser nur unmerklich, der Natriumgehalt überhaupt nicht erhöht. Bei den Ani-

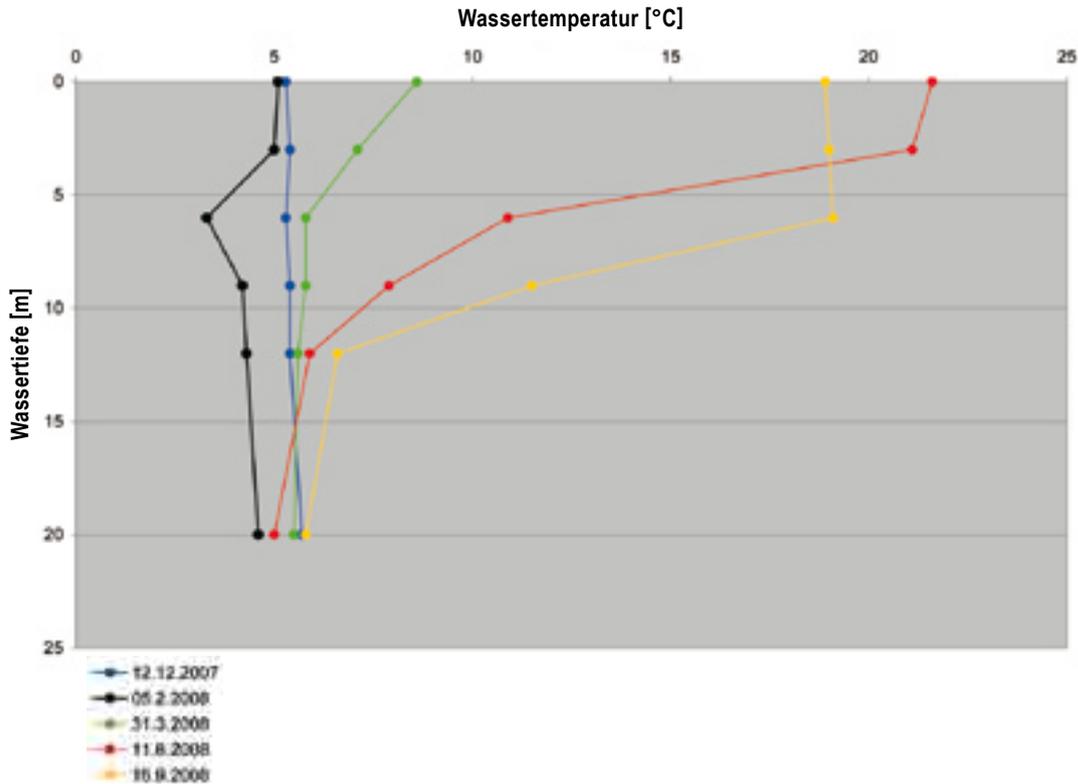


Abb. 51 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Höllerersee

onen ist für die Leitfähigkeitserhöhung ausschließlich das Hydrogencarbonat verantwortlich, alle anderen dominanten Anionen sind im Tiefenwasser sogar in geringerer Konzentrationen vorhanden.

Wassertemperatur

Der Höllerersee ist wegen seiner angenehmen sommerlichen Temperaturen als Badesee sehr geschätzt. Die höchste im Zuge unserer Messungen ermittelte Temperatur betrug 21,6 °C am 11.6.2008 (Abb. 51).

Im Sommer bildet sich innerhalb des Mixolimnions ein stabiles thermisches Epilimnion aus, das am 16.9.2008 bis in eine Tiefe von mindestens 6 m gereicht hat, das deckt sich mit den Ergebnissen früherer Messungen (*Schwarz & Jagsch 1998*, Abb. 52, Seite 93).

Im Spätherbst tritt gewöhnlich eine Phase idealer Homothermie ein, die Temperatur des Wasserkörpers lag dabei im Dezember 2007 bei 5,4 °C und im Dezember 2008 bei 6,2 °C. Wenn der Frühwinter nicht extrem kalt ist, dauert diese Phase meist längere Zeit an, selbst am 5.2.2008 betrug die Wassertemperatur unter einer fragilen Eisdecke noch 5,1 °C.

Die Frühjahrserwärmung scheint nach dem Bruch der Eisdecke im allgemeinen zu rasch vor sich zu gehen (*Schwarz & Jagsch 1998*), sodass die Voraussetzungen für eine Zirkulation im Frühjahr schlechter

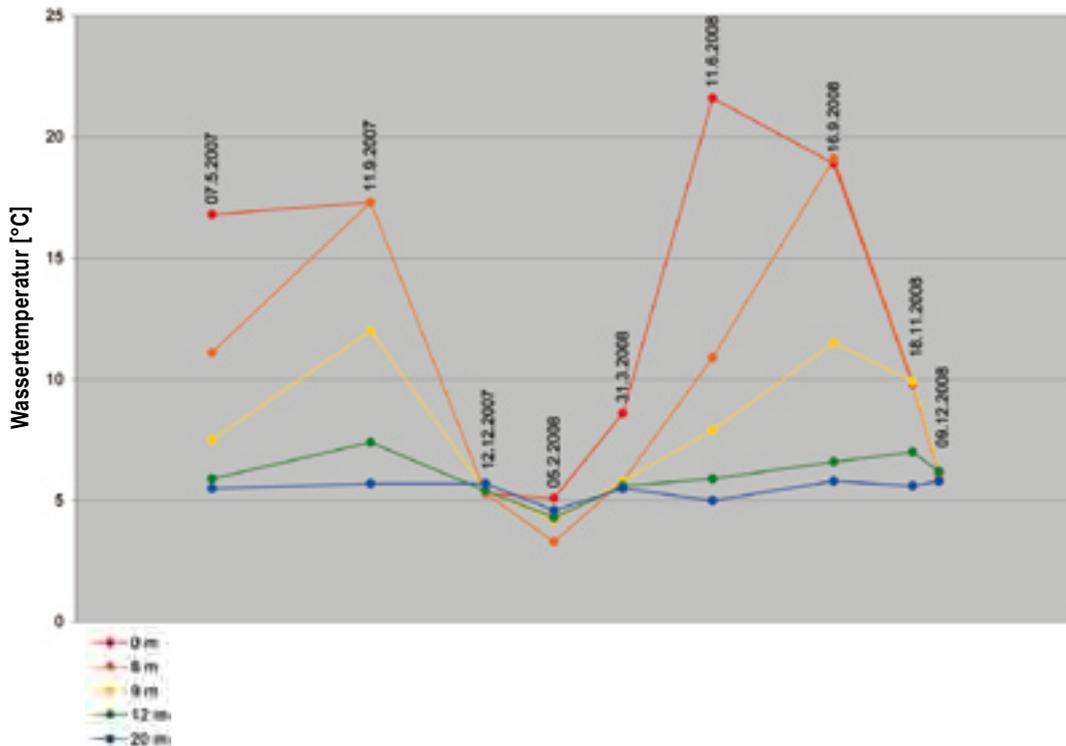


Abb. 52 Wassertemperatur in 0, 6, 9, 12 und 20 m Tiefe, Höllerersee

sind als im Herbst. Im Frühjahr 2008 war Ende März bereits wieder eine thermische Schichtung vorhanden. Über Grund erreichten die Temperaturen außer in der Winterstagnation niemals Werte unter 5 °C.

Chlorophyll

Regelmäßige Untersuchungen des Chlorophyllgehaltes im Epilimnion werden von uns erst seit September 2007 durchgeführt. Bis Ende 2008 wurden dabei 8 integrierte Proben ausgewertet, der Maximalwert betrug 7,3 µg/l am 11.6.2008, dem gegenüber stand ein Minimumwert von nur 0,3 µg/l am 18.11.2008.

Bei den Untersuchungen 1979 und 1980 wurden keine Chlorophyllmessungen durchgeführt, im April bzw. September 1994 wurden Werte von 5,5 bzw. 8,8 µg/l gemessen, was sich von der Größenordnung her sehr gut mit unseren Messungen zu vergleichbaren Jahreszeiten deckt.

Einschränkend muss man beim Vergleich der Ergebnisse aber berücksichtigen, dass 1994 mit dem summierenden Schöpfer die gesamte Wassersäule bis 20 m Tiefe erfasst wurde, während unsere Beprobungen jeweils nur bis zum Übergang in den anoxischen Bereich reichen. Aufgrund der gemessenen Chlorophyllkonzentrationen ist der Höllerersee im Sinn der ÖNORM M 6231 als „mesotroph“ einzustufen, weil bei der Beurteilung die sommerlichen Werte wesentlich höher zu gewichten sind.



Abb. 53 Höllerensee

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das Jahresmittel des Biovolumens betrug 2007 $0,43 \text{ mm}^3/\text{L}$ und verdreifachte sich im Jahr darauf mit $1,57 \text{ mm}^3/\text{L}$. Bereits beim März-Termin 2008 war die Algenproduktion mehr als doppelt so hoch wie im Vorjahr, im Frühsommer über fünf mal höher bzw. im Herbst fast das Vierfache. Am eklatantesten war die Zunahme des Biovolumens zu Winterbeginn, wo der Wert des Jahres 2007 mit $0,075 \text{ mm}^3/\text{L}$ sehr niedrig war und 2008 mit $1,06 \text{ mm}^3/\text{L}$ das Vierzehnfache erreicht wurde. Im Frühjahr und Frühsommer 2007 waren Chrysophyceen mit jeweils etwa einem Viertel der Biomasse die bedeutendste Algenklasse, zu Winterbeginn auch wieder mit 25 % vertreten. 2008 hatten sie ihren Höchststand bereits im Februar erreicht, wo sie mit einem Biomasse-Anteil von knapp zwei Drittel die vorherrschende Gruppe sind. Im weiteren Jahresverlauf haben sie gänzlich an Bedeutung verloren. Die Dinophyceen mit großen Arten wie *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei*, *Gymnodinium uberrimum* und anderen großen Peridiniolen sowie Gymnodinien beherrschen in der zweiten Jahreshälfte 2007 das Phytoplankton und bleiben auch im gesamten Jahr 2008 mit Anteilen von zumindest 10 % von Bedeutung, wobei sie im März und Juni die dominante Algenklasse sind. Weiters kommen auch Cyanophyceen in beiden Untersuchungsjahren regelmäßig mit nennenswerten Anteilen vor – was 2007 fast ausschließlich auf *Planktothrix rubescens* zurückzuführen ist, 2008 jedoch auch von anderen Arten verursacht wird: Im Februar 2008 *Pseudana-*

baena catenata, im September 2008 Microcystis flos-aquae. Zu Ende des Jahres 2008 sind sie die dominante Algengruppe mit etwas mehr als einem Viertel der Biomasse im November und mehr als der Hälfte im Dezember, wobei in beiden Monaten wieder P. rubescens fast allein dafür verantwortlich ist. Cryptophyceen stellen 2007 zu allen Terminen jeweils ein Fünftel der Algen-Biomasse, haben aber 2008 kaum mehr Anteile von 10 %. Auffällig ist noch ein hoher Chlorophyten-Anteil im Herbst des Jahres 2008; im Jahr zuvor traten sie nie stärker hervor. Der sehr gute EQR-Wert von 0,91 aus dem Jahr 2007 konnte im vergangenen Jahr mit 0,77 nicht mehr erreicht werden. Es ergab sich eine Verschlechterung auf den „guten“ ökologischen Zustand (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



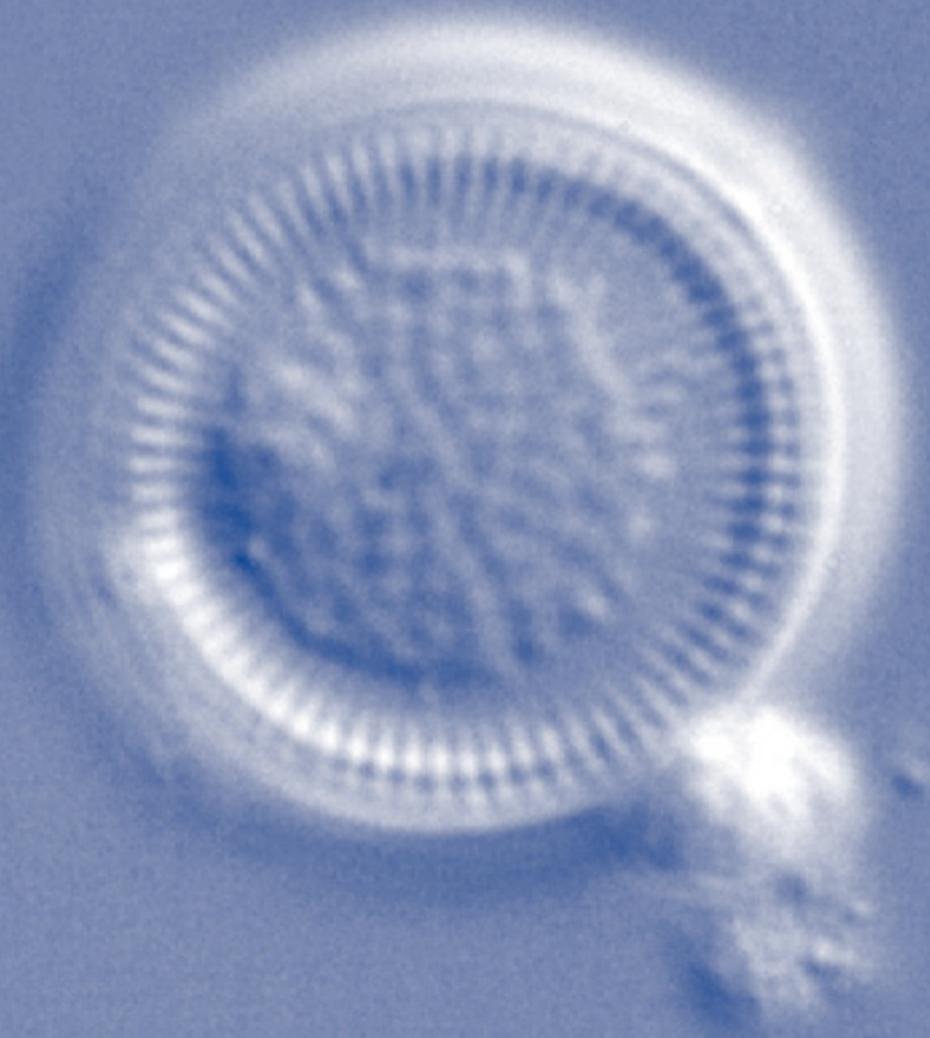
Höllerersee Phytoplankton

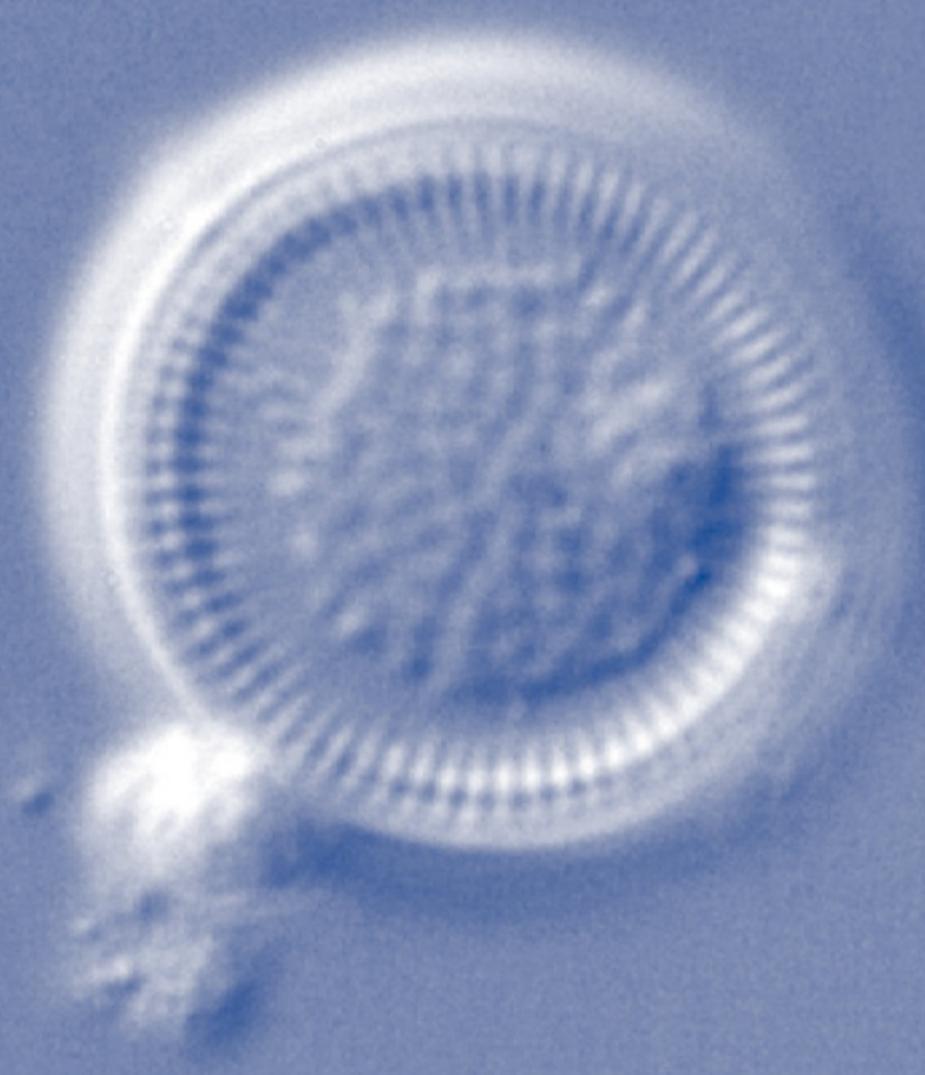
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,91	0,77	0,84
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Gut	Sehr Gut

Trophie

Höllerersee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	mesotroph 2	33 %
Chlorophyll	mesotroph 2	17 %
Ammonium/Nitrat über Grund	nicht anwendbar	0 %
Sauerstoffsättigung über Grund	nicht anwendbar	0 %
Sulfatreduktion über Grund	nicht anwendbar	0 %
Biovolumen	mesotroph 2	17 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
4,02	oligotroph-mesotroph 1,5	33 %
Gesamtbewertung	mesotroph 1,84	100 %





Holzöstersee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 54 Holzöstersee

Allgemeines

Der Holzöstersee befindet sich in der Gemeinde Franking auf etwa $48^{\circ}03'$ nördlicher Breite und $12^{\circ}54'$ östlicher Länge. Wie die anderen Seen im Bereich des Ibmer Moores ist auch dieser See durch die Ausschürfungen und Moränenablagerungen eines eiszeitlichen Salzachvorlandgletschers entstanden und ein Überrest des großen Salzburger Sees (Abb. 54 und 55).

Heute ist er zwischen bewaldete Moränenhügel eingebettet, das Umland ist zum Teil moorig, das Wasser des Holzöstersees ist durch seinen Huminstoffgehalt deutlich braun gefärbt. Der Seeboden ist mit Schlamm bedeckt, der zumindest an seiner Oberfläche sehr wenig verdichtet ist. Das dürfte in Zirkulationsphasen zu Feststoffmobilisierungen führen. Die Obergrenze des Schlammkörpers befindet sich derzeit in einer Tiefe von etwa 4,5 m, der Übergang von der Wasser- in die Schlammphase ist sehr diffus. Die Probenentnahmen aus 4 m Tiefe sind häufig durch Partikel aus dem Substrat beeinflusst. Im Jahr 1975 wurde im Zuge eines großangelegten Sanierungsprojektes Schlammwasser aus dem See abgepumpt und auf insgesamt 6 Deponieflächen im Raum Franking verteilt.

In den Sommermonaten wird dem See zusätzlich zu den organisch belasteten natürlichen Zubringern Grundwasser aus einer nahegelegenen Brunnenanlage aus über 100 m Tiefe zugeführt. Die Wassertemperatur erreicht im Sommer Werte, die durchaus in der Größenordnung von 25°C liegen können. Das Tiefenwasser wird mit einiger zeitlicher Verzögerung auf vergleichbare Werte erwärmt.



Abb. 55 Geologische Karte Holzöstersee

Durch die hohen Wassertemperaturen hat sich ein reger Badetourismus entwickelt. Neben öffentlich zugänglichen Flächen mit entsprechender Infrastruktur, die das Land Oberösterreich zur Verfügung stellt, stehen ein Strandbad, ein Campingplatz sowie mehrere Gastronomiebetriebe zur Verfügung.

Holzöstersee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	2,4	1	1,6
Temperatur	°C	0-1 m	9	22,6	4,6	11,6
pH-Wert		0-1 m	9	8,65	7,80	8,20
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	9	360	275	316
Gesamtphosphor	mg/l	0 m	9	0,041	0,020	0,026
Gesamtphosphor	mg/l	4 m	9	0,087	0,019	0,038
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0 m	9	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	4 m	9	0,003	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0 m	9	0,200	0,015	0,107



Abb. 56 Holzöstersee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Nitrat-Stickstoff	mg/l	4 m	8	0,200	0,015	0,083
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0 m	9	0,580	0,010	0,169
Ammonium-Stickstoff	mg/l	4 m	9	0,900	0,021	0,321
Sauerstoff	mg/l	0 m	9	14,2	7,0	10,4
Sauerstoff	mg/l	4 m	9	12,8	2,7	8,4
Chlorophyll-a	µg/l	0-4 m	9	32,0	9,4	16,9
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-4 m	9	4,24	0,87	2,52

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt an der Oberfläche lag bei allen durchgeführten Messungen im Bereich der durch die jeweiligen Temperaturverhältnisse bedingten Sättigung. Diese Feststellung gilt auch für die Untersuchung vom 5.2.2008 durch eine dünne Eisdecke, wo ein Wert von 14,2 mg/l gemessen wurde. Vom Sauerstoffgehalt her gesehen kritische Verhältnisse haben wir an der Oberfläche 2007 und 2008 nicht beobachtet. Auch am 3.6.2008 waren die Sauerstoffwerte bei einer Wassertemperatur von 22,6 °C mit 9,6 mg/l bzw. einer Sättigung von 115 % noch in einem normalen Bereich. In Phasen hoher Wassertemperatur aber auch in der Winterstagnation ist in 4 m Tiefe fallweise ein deutlicher Sauerstoffschwund zu beobachten.

Der tiefste Wert wurde am 7.5.2007 mit 2,7 mg/l bzw. 30 % Sättigung ermittelt. Andererseits war am 3.6.2008 bei einer Wassertemperatur von 20,2 °C in einer Tiefe von 4 m der Sauerstoffgehalt dort mit 7,4 mg/l immer noch verhältnismäßig hoch. Durch die Nähe zu den gering verdichteten Schlamm Massen am Grund sind die Sauerstoffkonzentrationen in dieser Tiefe starken und nicht nachvollziehbaren Schwankungen unterworfen.

Phosphor

An der Oberfläche bewegen sich die Gesamtphosphorgehalte zwischen 20 und 41 µg/l mit einem arithmetischen Mittelwert von 26 µg/l. Eine jahreszeitliche Systematik ist nicht zu erkennen. Auffallend war, dass beide Septemberwerte überdurchschnittlich hoch waren, während alle anderen Werte mit einer einzigen Ausnahme in einer erstaunlich kleinen Bandbreite zwischen 20 und 23 µg/l lagen. In 4 m Tiefe war die Schwankung der Werte bedeutend größer. Das hängt wahrscheinlich mit der Konzentration der zum Zeitpunkt der Probenahme gerade in Schwebelag befindlichen Feststoffpartikel zusammen.

Der mit großem Abstand höchste Wert über Grund wurde am 7.5.2007 mit 87 µg/l gemessen. Der arithmetische Mittelwert errechnet sich mit 38 µg/l. Eine Tendenz zur Phosphorrücklösung über Grund ist in keiner Weise erkennbar. Der Mittelwert für den Gesamtphosphorgehalt in den filtrierten Proben liegt sowohl an der Oberfläche als auch in 4 m Tiefe bei 6 µg/l.

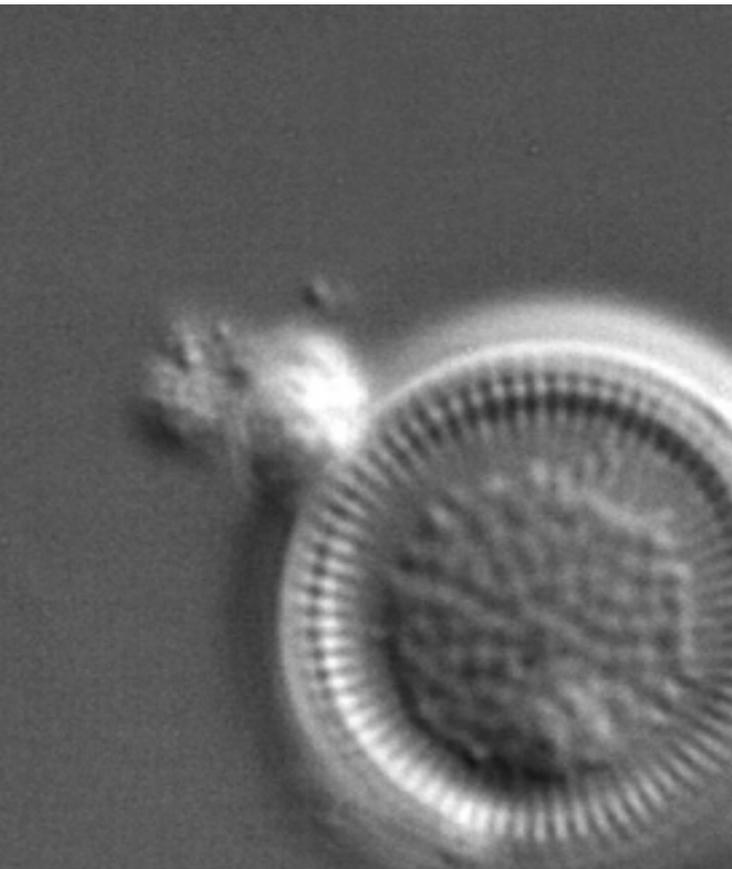
Ein Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt etwas höhere Werte am 9.8.1979 und am 18.10.1979 (Werth & Müller 1982). Es wurden in den oberflächennahen Bereichen durchwegs Werte um 40 µg/l gemessen, was deutlich über dem Durchschnitt unserer Messungen an der Oberfläche mit 26 µg/l liegt. Allerdings haben auch unsere Messungen einen einmaligen Spitzenwert von 41 µg/l an der Oberfläche am 11.9.2007 erbracht.

Am 21.1.1980 (Werth & Müller 1982) wurden durch eine kompakte Eisdecke in Oberflächennähe Werte um 24 µg/l gemessen, was sehr gut mit unserem Messwert von 20 µg/l am 5.2.2008 ebenfalls bei Eisbedeckung übereinstimmt. In den Jahren 1984 und 1995 wurden sowohl an der Oberfläche als auch in der Tiefe Werte gemessen, die sehr gut mit unseren Untersuchungen der Jahre 2007 und 2008 übereinstimmen. Von den Phosphorgehalten her stufen wir den Holzöstersee im Sinn der ÖNORM M 6231 für 2007 und 2008 als „schwach eutroph“ ein.

Ammonium und Nitrat

Die Konzentrationen an NH_4^+ -N waren in den Jahren 2007 und 2008 schon an der Oberfläche starken Schwankungen unterworfen und reichten von 0,010 mg/l am 3.6.2008 bis 0,580 mg/l am 21.3.2007. Ein vergleichbarer Wert wurde auch im Februar 1985 gemessen (Schwarz & Jagsch 1998). Die Tendenz zur Ammonium-Anreicherung über Grund scheint stark von der Jahreszeit abhängig zu sein und war am 7.5.2007 sowie am 3.6.2008 sehr deutlich ausgeprägt, während am 11.9.2007 und am 15.9.2007 bei immer noch hohen Wassertemperaturen bis zum Grund kaum eine Anreicherung des NH_4^+ -N erkennbar war. Auch in der Zeit der Winterstagnation mit Bildung einer Eisdecke ist eine Anreicherung des





NH_4^+ -N festzustellen, wie die Untersuchung vom 5.2.2008 zeigt. Werte von deutlich über 1 mg/l, wie das 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982) sowie 1985 (Schwarz & Jagsch 1998) der Fall war, sind beim Parameter NH_4^+ -N in den Jahren 2007 und 2008 nicht aufgetreten, ein Wert von 0,900 mg/l am 7.5.2007 stellt bei einem Mittelwert von 0,321 mg/l einen einsamen Ausreißer dar.

Die Gehalte an NO_3^- -N sind im Holzöstersee ganz außerordentlich niedrig. Im Jahre 2008 war der NO_3^- -Stickstoff bereits ab der Untersuchung am 3. Juni völlig aufgebraucht (< 0,030 mg/l). Diese Werte liegen sogar noch niedriger als das im Sommer 1994 gemessene Minimum von 0,043 mg/l (Schwarz & Jagsch 1998). Der höchste Wert an der Oberfläche lag bei 0,20 mg/l, Extremwerte von 0,495 mg/l wie im Februar 1985 wurden bei weitem nicht erreicht.

Die Werte für NO_3^- -N waren an der Oberfläche praktisch immer identisch mit denen in 4 m Tiefe, lediglich in der Winterstagnation am 5.2.2008 war über Grund eine Nitratreduktion um 50 % zu beobachten.

Sulfat

Eine geringfügige Tendenz zur Sulfatreduktion war in den aus 4 m Tiefe entnommenen Proben jeweils nur im Frühjahr und zwar am 7.5.2007 und am 3.6.2008 festzustellen, Geruch nach Schwefelwasserstoff ist in keiner der entnommenen Proben aufgefallen.

Sichttiefe

Die Sichttiefe reichte in den Beobachtungsjahren 2007 und 2008 von 1,0 m am 11.9.2007 bis zu 2,4 m am 19.11.2008 mit einem arithmetischen Mittelwert der insgesamt 9 Messserien von 1,62 m. Die Sichttiefe ist durch den hohen Huminstoffgehalt des Sees bereits grundsätzlich begrenzt, dazu kommen Beeinträchtigungen durch das Phytoplankton und mobilisierte Partikel aus dem äußerst gering verdichteten schlammigen Substrat. Für die letztere Annahme spricht die Tatsache, dass die geringsten Werte für die Sichttiefe jeweils im September gemessen wurden und bei diesen beiden Untersuchungen die Temperatur in der Tiefe höher war als an der Oberfläche. Durch diese „Temperaturinversion“ werden naturgemäß vertikale Strömungsbewegungen ausgelöst, die eine windbedingte Zirkulation noch verstärken.

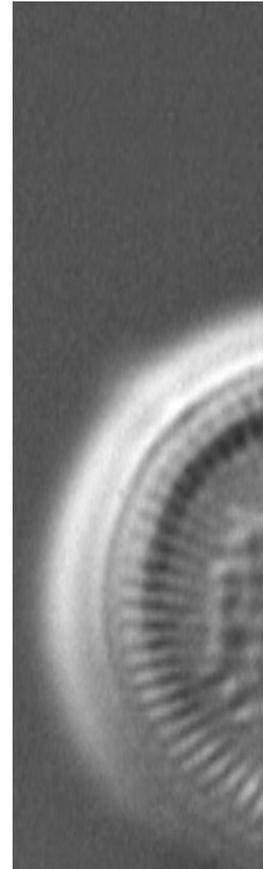
Die von uns gemessenen Werte decken sich sehr gut mit den Messungen von 1979 und 1980 (Werth & Müller 1982). Der Mittelwert von 1,9 m aus den Messungen von 1984 und 1995 sowie der Höchstwert vom Jänner 1985 mit 2,9 m wurde bei unseren Messungen jeweils nicht ganz erreicht.

Elektrische Leitfähigkeit

In den Untersuchungsjahren 2007 und 2008 bewegten sich die Werte für die elektrische Leitfähigkeit zwischen 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei einem Mittelwert von etwa 315 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Weder eine jahreszeitliche Tendenz noch ein signifikanter, systematischer Unterschied zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser ist erkennbar, der deutlichste vertikale Gradient war in der Phase der Winterstagnation unter einer dünnen Eisdecke am 5.2.2008 zu beobachten.

Die Messungen der Jahre 2007 und 2008 stimmen sehr gut mit denen der Jahre 1979 und 1980 überein, wenn man beachtet, dass die damaligen Werte noch auf eine Referenztemperatur von 20 °C anstelle der jetzt üblichen 25 °C bezogen wurden.

Der Mittelwert der insgesamt 13 Messungen aus den Jahren 1985 und 1994 war mit 268 $\mu\text{S}/\text{cm}$ doch um einiges niedriger als bei unseren Messungen. Ob das mit einer zunehmenden Versäuerung der Böden im Einzugsgebiet und einer damit verbundenen verstärkten Rücklösung von Erdalkalimetallen zusammenhängen könnte, muss beim derzeitigen Kenntnisstand der Spekulation vorbehalten bleiben – die von uns im Seewasser gemessenen pH-Werte decken sich mit Ausnahme eines Minimalwertes von 7,28 in 4 m Tiefe am 7.5.2007 sehr gut mit den Messergebnissen früherer Jahre.

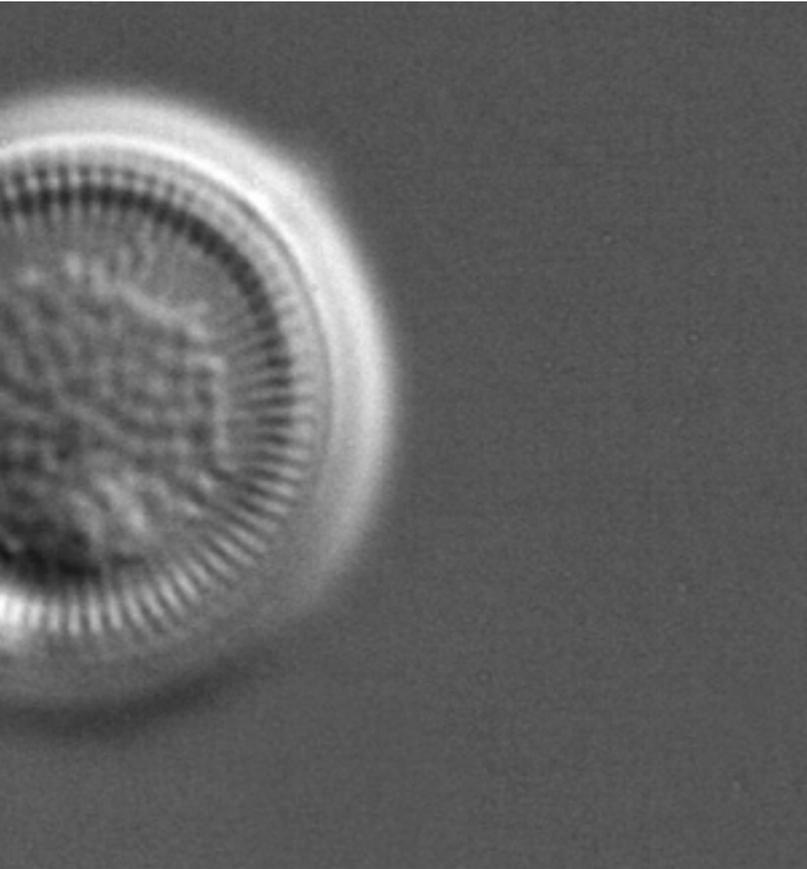


Wassertemperatur

Aufgrund seiner geringen Tiefe und des damit verbundenen minimalen Wärmepuffervermögens werden beim Holzöstersee rasche Änderungen der Wassertemperatur und vor allem ab dem Frühsommer badetaugliche Wassertemperaturen gemessen. Der vertikale Temperaturgradient ist trotz der mitunter geringen optischen Durchlässigkeit des Seewassers meistens ziemlich gering, am ehesten haben wir in Phasen einer raschen Erwärmung z.B. im Frühjahr Temperaturunterschiede von etwa 2 °C zwischen Oberfläche und Tiefenwasser beobachtet. Frühere Messungen haben aber auch vertikale sommerliche Temperaturunterschiede von bis zu 6 °C gezeigt (*Werth & Müller 1982, Schwarz & Jagsch 1998*).

In längeren Schönwetterphasen setzt sich die Erwärmung der Oberfläche rasch in die Tiefe fort, Temperaturen von mehr als 20 °C sind auch über Grund durchaus möglich, wie die Untersuchung vom 3.6.2008 zeigt. Dass es unter diesen Umständen nicht zu einem dramatischen Anstieg des $\text{NH}_4^+\text{-N}$ über Grund kam, ist wahrscheinlich nur dem Umstand zu verdanken, dass auch der Vorrat an $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in dem zumindest zeitweise stickstofflimitierten See zu diesem Zeitpunkt bereits völlig verbraucht war.

In Zeiten länger und kühler werdender Nächte (gegen Ende des Sommers) kann es zur Ausbildung einer „Temperaturinversion“ kommen, wenn das Wasser an der Oberfläche schneller abkühlt als in der Tiefe. Den größten negativen Temperaturgradienten haben wir am 15.9.2008 gemessen, die Oberflächentemperatur betrug 17,1 °C, in 4 m Tiefe lag die Temperatur um 0,7 °C höher. Ein derartiger instabiler Zustand löst zwangsweise vertikale Ausgleichsströmungen aus, weshalb der See sicherlich öfter als nur in den zwei klassischen Zirkulationsphasen eine weitgehende Durchmischung erfährt.



Chlorophyll

Wie aufgrund der Phosphorkonzentrationen zu erwarten ist, sind die Chlorophyllkonzentrationen im Holzöstersee relativ hoch. Der niedrigste Wert stammt vom 7.5.2007 mit 9,41 µg/l, der höchste vom 12.11.2007 mit 32 µg/l, der Mittelwert errechnet sich mit 16,89 µg/l. Erstaunlicherweise haben wir die höchsten Werte bei weitem nicht in den (früh)sommerlichen Produktionsphasen gemessen, die Werte von Mai 2007 und Juni 2008 waren weit unterdurchschnittlich, die beiden Septembermessungen lagen fast genau beim arithmetischen Mittelwert.

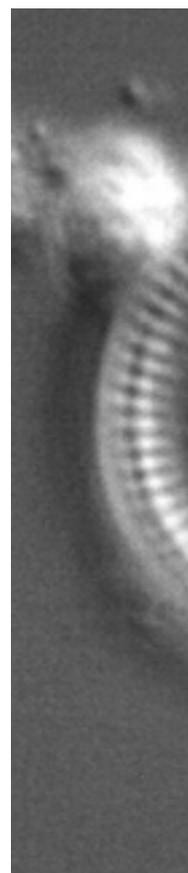
Die 1994 gemessenen Werte von 30,2 µg/l im April und 23,5 µg/l im September liegen im Bereich der höchsten von uns beobachteten Konzentrationen. Von der sommerlichen Chlorophyllkonzentration her wäre der Holzöstersee aus unserer Sicht als „schwach eutroph“ bis „stark eutroph“ einzustufen.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das durchschnittliche Biovolumen des Jahres 2007 betrug 1,43 mm³/L; im Jahr 2008 war es mit 3,39 mm³/L fast zweieinhalb mal so hoch (Maximum am 31.3.2008 mit 4,24 mm³/L). Im Holzöstersee lebt eine sehr artenreiche Algenflora. Die Bacillariophyceen waren im Jahr 2007 die bedeutendste Algengruppe, die außer im Mai immer an führender Position waren. 2008 waren sie fast immer (Ausnahme Juni) mit etwa einem Viertel der Biomasse vertreten, wobei Formen der Centrales die Hauptrolle spielten. 2008 dominieren sie allerdings nur im November mit knappem Vorsprung vor den Cryptophyceen, die ebenfalls in beiden Jahren regelmäßig höhere Anteile an der Algen-Biomasse hatten (ausgenommen die beiden Herbsttermine 2007 und 2008) und auch immer wieder die dominante Algengruppe waren (2007 im Mai sowie 2008 im Februar und März). Zwei weitere Algenklassen, die Dinophyceen und die Chrysophyceen, traten 2007 nur zum Frühsommertermin nennenswert in Erscheinung, wo sie Bestandteil eines sehr vielfältigen Algenbestandes waren, während sie im Jahr 2008 an fast allen Terminen von geringer Bedeutung waren.

Cyanophyceen waren im Jahr 2007 nicht von Bedeutung, hingegen erlangten sie 2008 im Juni und September die Dominanz über das Phytoplankton, wohl weil die anderen Algengruppen zuvor mit deutlich

höheren Biomassen als im Jahr zuvor das im Wasser vorhandene Nitrat bereits aufgebraucht hatten und sie in der Lage waren, molekularen Luft-Stickstoff als „Dünger“ zu nutzen. Erwähnenswert sind für den Holzöstersee auch die Chlorophyceen, obwohl ihr Biomasse-Anteil fast immer sehr gering ist. Sie kommen mit zahlreichen Arten, vor allem der Chlorococcales vor, bilden hohe Abundanzen, aber aufgrund ihrer Kleinheit nur wenig Biomasse aus. Besonders zu Winterbeginn 2008 waren alle genannten Gruppen an der Bildung der Algen-Biomasse beteiligt. Der EQR-Wert lag 2008 mit 0,63 fast auf gleichem Niveau wie 2007 (0,64), der „gute“ ökologische Zustand blieb erhalten (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



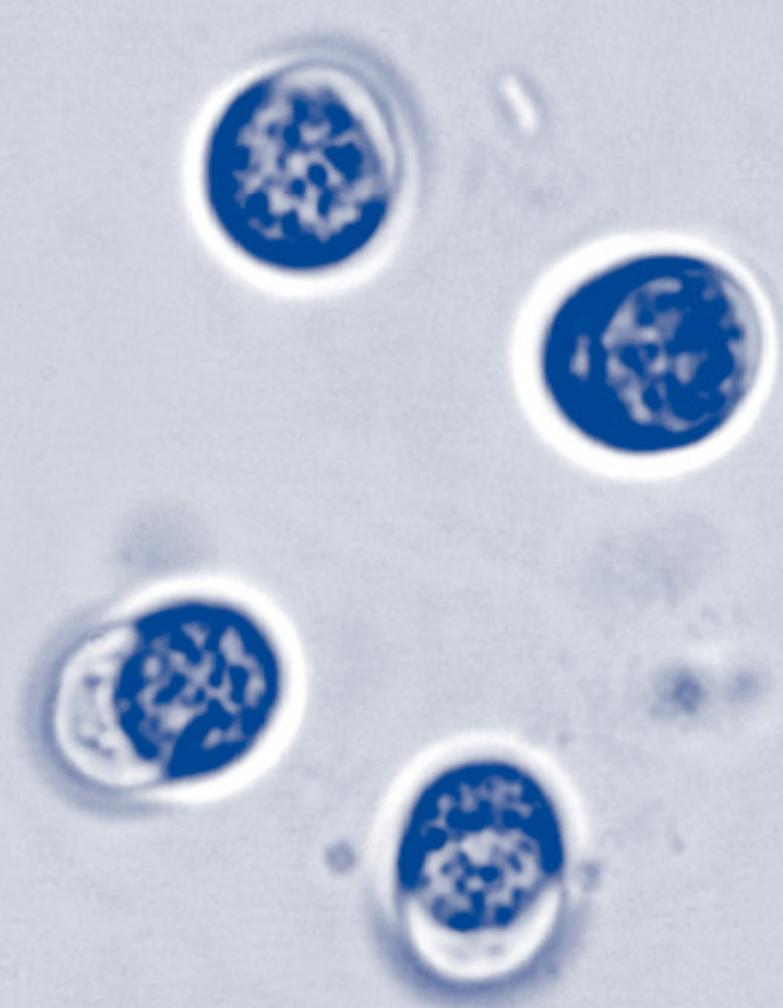
Holzöstersee Phytoplankton

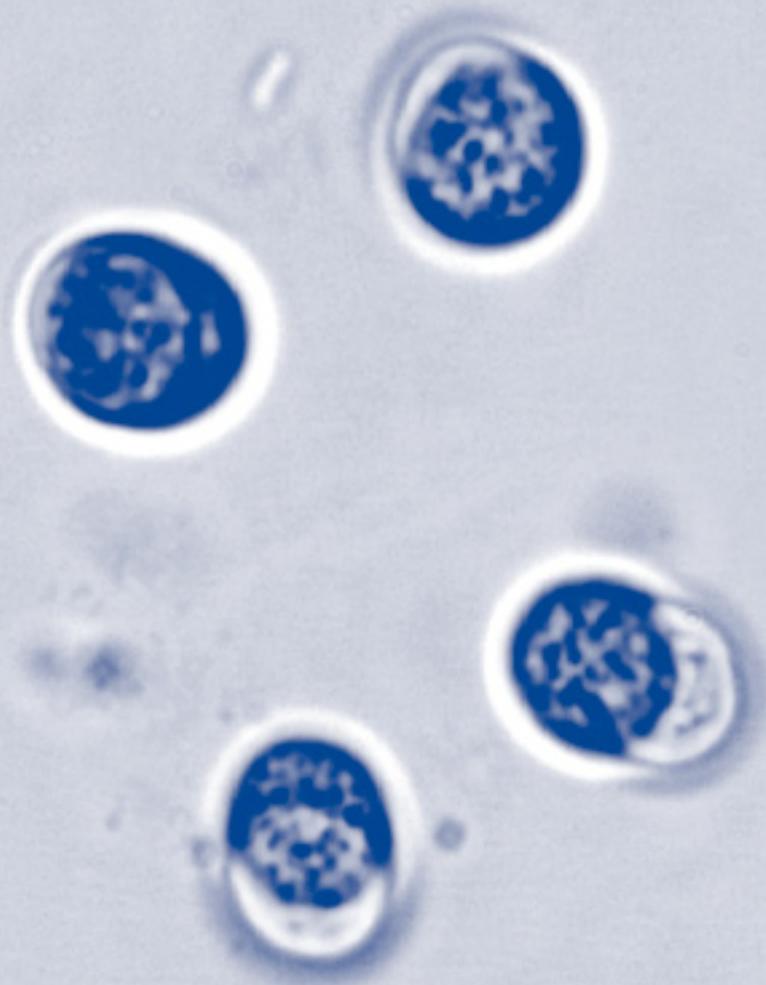
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,64	0,63	0,635
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut

Trophie

Holzöstersee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	schwach eutroph 3	30 %
Chlorophyll	schwach-stark eutroph 3,5	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph 1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	schwach eutroph 3	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
3,4	mesotroph 2	30 %
Gesamtbewertung	mesotroph-schwach eutroph 2,55	100 %





Imsee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 57 Imsee

Allgemeines

Der Imsee liegt im Gemeindegebiet der Gemeinde Palting im politischen Bezirk Braunau auf etwa 48°01' nördlicher Breite und 13°08' östlicher Länge. Die von uns beprobte Stelle hat die Koordinaten 435365/320452 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz. Die Wassertiefe beträgt an dieser Stelle etwa 7 m (Abb. 57 und 58).

Der See hat sich in einem Toteisloch am östlichen Rand des eiszeitlichen Salzachgletschers gebildet (*Schwarz & Jagsch 1998*) und ist heute von landwirtschaftlich genutzten Flächen, teilweise auch von Wald umgeben.

Der Zulauf erfolgt über mehrere, nicht ständig wasserführende Gerinne sowie höchstwahrscheinlich auch durch unterseeische Wassereintritte aus dem hügeligen bzw. im Norden des Sees sumpfigen Umland. Der einzige größere Abfluss tritt am Südeinde aus und mündet nach ca. 1 km teilweise verrohrter Fließstrecke nordwestlich von Palting in die Mattig.

Der Imsee befindet sich in Privatbesitz und steht unter Naturschutz. Eine nennenswerte touristische Nutzung gibt es nicht, lediglich Angelfischerei wird ausgeübt.

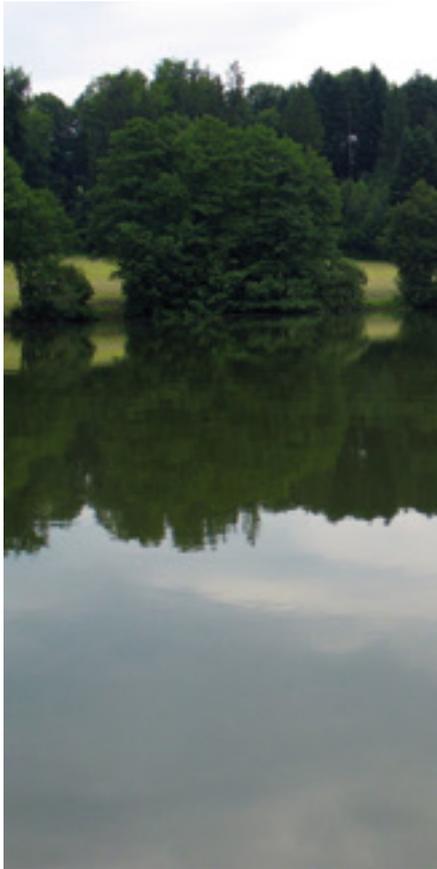


Abb. 58 Geologische Karte Imsee

Imsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	2,1	0,4	1,3
Temperatur	°C	0-1 m	8	22,4	5,5	12,3
pH-Wert		0-1 m	8	8,30	7,65	8,02
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	395	260	311
Gesamtphosphor	mg/l	0-3 m	17	0,037	0,012	0,027
Gesamtphosphor	mg/l	6 m	9	0,093	0,024	0,049
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-3 m	17	0,003	0,001	0,002
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	6 m	9	0,004	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-3 m	17	0,500	0,015	0,199
Nitrat-Stickstoff	mg/l	6 m	9	0,400	0,015	0,138
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-3 m	17	0,400	0,028	0,199
Ammonium-Stickstoff	mg/l	6 m	9	1,300	0,099	0,544

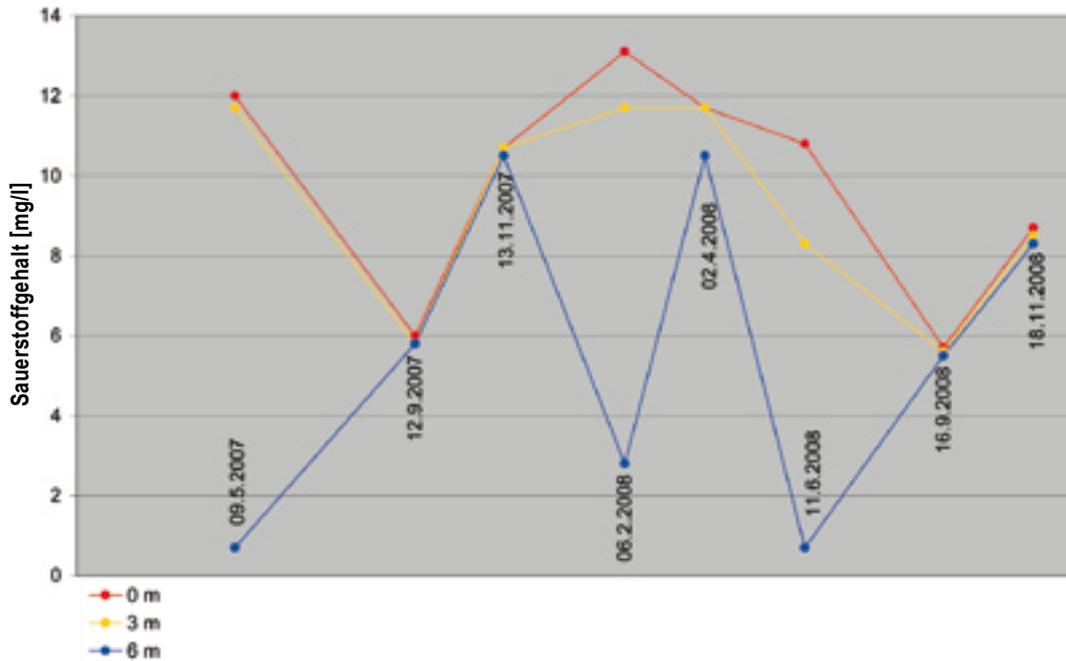


Abb. 59 Sauerstoffgehalt in 0, 3 und 6 m Tiefe, Imsee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	0-3 m	17	13,1	5,6	9,6
Sauerstoff	mg/l	6 m	9	10,6	0,7	6,2
Chlorophyll-a	µg/l	0-6 m	7	16,3	8,5	11,4
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-6 m	9	5,10	1,69	2,83

Sauerstoffgehalt

Aufgrund seiner erheblichen Nährstoffbelastung und den damit verbundenen Produktions- und Zehrungsvorgängen schwanken die Sauerstoffgehalte sowohl zeitlich wie auch tiefenabhängig sehr stark. Die höchsten Sättigungswerte an der Oberfläche werden naturgemäß in den Phasen der Primärproduktion verzeichnet, am 9.5.2007 wurden 127 % und am 11.6.2008 sogar 135 % Sauerstoffsättigung gemessen. An diesen beiden Untersuchungstagen betrug der Sauerstoffgehalt über Grund nur 0,7 mg/l, die Schichtung kann also anscheinend bereits Anfang Mai so ausgeprägt sein, dass über Grund ein bedenklicher Sauerstoffschwund einsetzt.

Bedingt durch die geringe Sichttiefe und die damit verbundene geringe Tiefenausdehnung der trophogenen Zone war bei keiner Messung der Sauerstoffgehalt in 3 m Tiefe höher als an der Oberfläche. In der



Abb. 60 Imsee

Phase der Winterstagnation ist wie in den sommerlichen Schichtungsperioden eine deutliche Abnahme der Sauerstoffkonzentration über Grund zu beobachten, am 6.2.2008 haben wir bei geschlossener Eisdecke über Grund einen Gehalt von 2,8 mg/l gemessen (Abb. 59, Seite 110).

Bei starker Erwärmung im Frühjahr oder wahrscheinlich nach kühleren Perioden im Sommer, stellt sich rasch eine Schichtung ein, die den Sauerstoffnachschub in die Tiefe unterbindet. Ebenso rasch kann sich bei Abkühlung ein homothermer Zustand einstellen, der eine Durchmischung des Wasserkörpers ermöglicht. Dem entsprechend war der Wasserkörper am 12.9.2007 und am 16.9.2008 hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes bereits völlig homogen, allerdings auf einem sehr niedrigen Niveau von 5,5-6,0 mg/l. Erst im November hatte sich der Sauerstoffgehalt in allen Tiefen auf ca. 10,5 mg/l (13.11.2007) bzw. 8,5 mg/l (18.11.2008) erholt.

Wegen der geringen Tiefe und der möglichen Erwärmung des Tiefenwassers auf Temperaturen über 17 °C ist anzunehmen, dass ein ähnliches Zirkulationsgeschehen, wie wir es jeweils im September beobachtet haben, den ganzen Sommer über möglich ist. Und zwar immer dann, wenn auf eine längere Schönwetterphase eine abrupte und nachhaltige Abkühlung folgt, oder vielleicht genügt bereits die Abfolge heißer Tage mit sehr kalten Nächten.

Die Messungen vom 26.7.1979 stimmen größenordnungsmäßig sehr gut mit unseren Werten überein, die Sättigung an der Oberfläche betrug damals 115 %. Über Grund war der Sauerstoffgehalt 0,53 mg/l (Werth & Müller 1982). Auch die in den Jahren 1983, 1990 und 1994 zu verschiedenen Jahreszeiten vor-

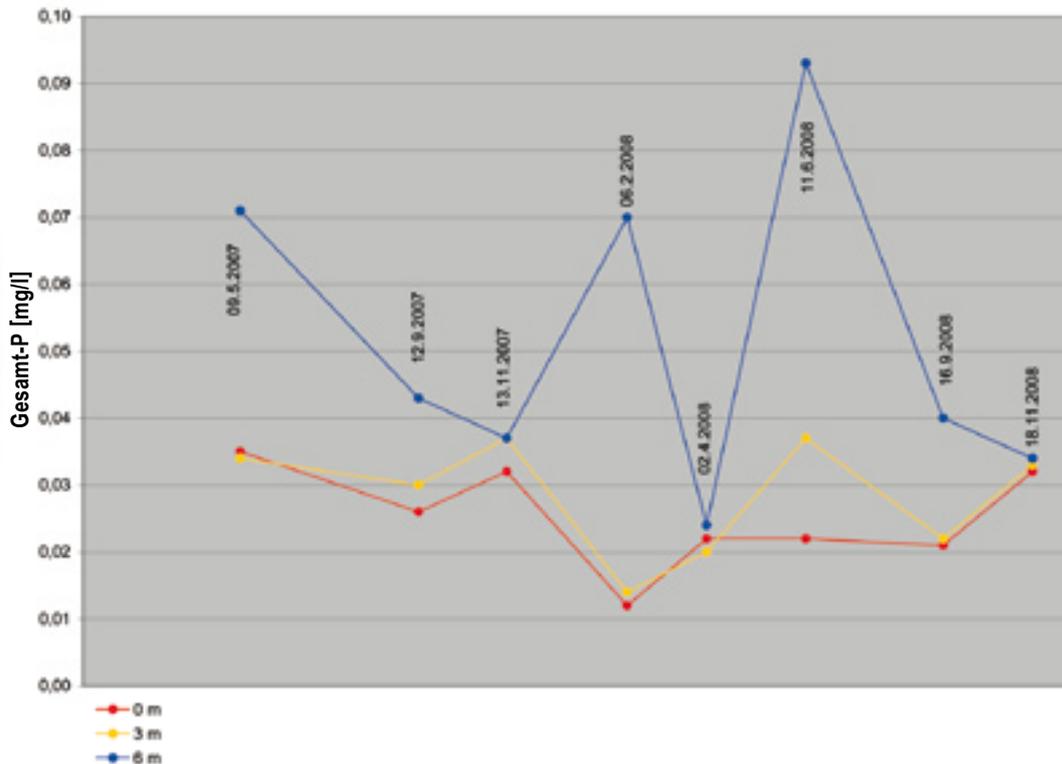


Abb. 61 Gesamtphosphorgehalt in 0, 3 und 6 m Tiefe, Imsee

genommenen Messungen führten zu ähnlichen Beobachtungen, vor allem auch zur Feststellung großer zeitlicher und tiefenabhängiger Unterschiede der Sauerstoffgehalte (Schwarz & Jagsch 1998).

Phosphor

Mit Ausnahme der Winterstagnation mit Eisbedeckung des Sees lagen die Gesamtphosphorgehalte an der Oberfläche und in 3 m Tiefe immer über 20 µg/l. Jeweils zu den Zeiten der klassischen Herbstzirkulation im November erfolgt auch eine Homogenisierung des Phosphorgehaltes, die sich in den Jahren 2007 und 2008 auf einem Niveau von etwa 35 µg/l eingestellt hat. Bei der Frühjahrszirkulation 2008 hatte der gesamte Wasserkörper einen ziemlich einheitlichen Gesamtphosphorgehalt von etwa 22 µg/l (Abb. 61).

Im Gegensatz zu den Parametern Temperatur, Sauerstoffgehalt und Ammonium-Stickstoff, die bereits im September in allen Tiefenstufen ausgeglichen waren, stellte sich beim Phosphor eine homogene Verteilung erst im November ein. Das ist darauf zurückzuführen, dass der weitaus größte Teil des Phosphors in ungelöster Form vorliegt und es zum vertikalen Transport partikulärer Stoffe wesentlich größerer Strömungsenergie bedarf, als das bei gelösten Stoffen wie Ammonium-Verbindungen oder Sauerstoff der Fall ist.

Die höchsten Werte über Grund werden in Zeiten der Stagnation und damit der relativ ungestörten Sedimentation gemessen. Am 9.5.2007 und am 6.2.2008 betrug die Konzentration an Gesamtphosphor über

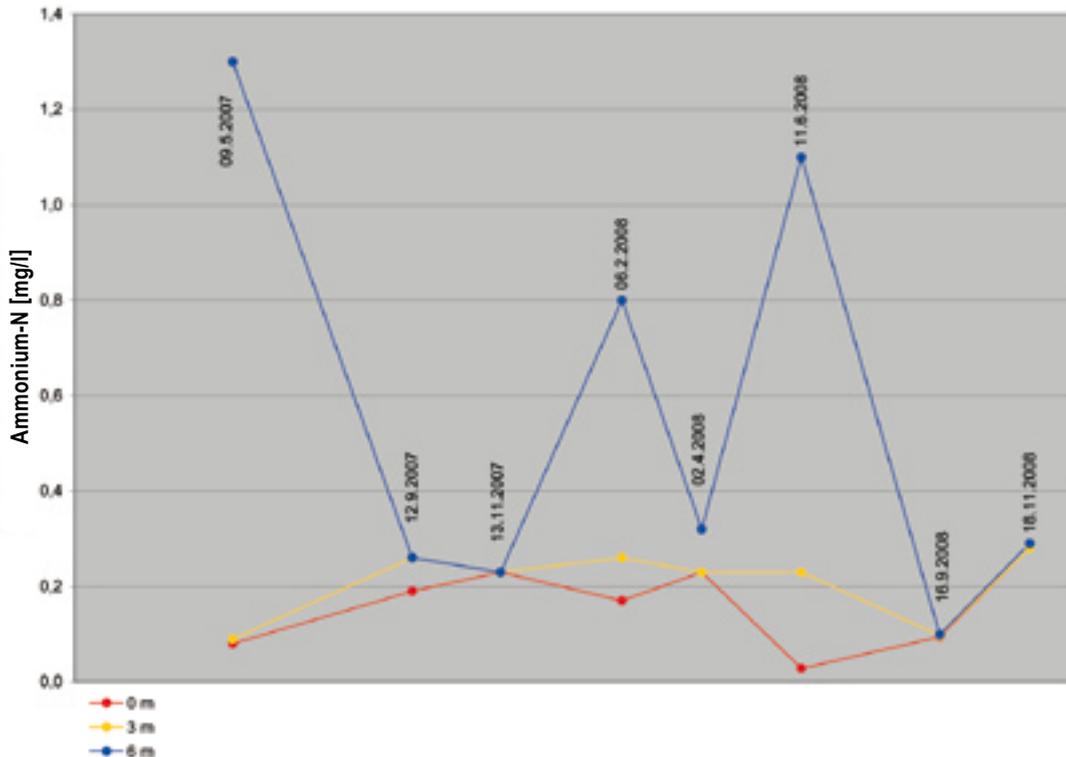


Abb. 62 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 0, 3 und 6 m Tiefe, Imsee

Grund um 70 µg/l, am 11.6.2008 sogar 93 µg/l. Die Werte für Gesamtphosphor in den membranfiltrierten Proben waren selbst über Grund nie höher als 8 µg/l. Anzeichen einer ins Gewicht fallenden Phosphorrücklösung über Grund waren auch in Zeiten von Sauerstoffmangel nicht zu erkennen.

Die Untersuchungen vom 26.7.1979 (Werth & Müller 1982) und vom Februar 1990 sowie vom 13.6.1994 (Schwarz & Jagsch 1998) stimmen mit unseren Untersuchungen hervorragend überein. Im Oktober 1983 wurden generell wesentlich geringere Werte ermittelt, alle Werte – auch der über Grund – lagen ziemlich einheitlich zwischen 15 und 17 µg/l. Aufgrund des Gesamtphosphorgehaltes ist der Imsee im Sinne der ÖNORM M 6231 als „schwach eutroph“ mit Tendenz zu einem „stark eutrophen“ Zustand einzustufen.

Ammonium und Nitrat

Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff ist ähnlich wie der Sauerstoffgehalt großen Schwankungen unterworfen und wird in erster Linie von dem aktuell gerade herrschenden Stagnations- oder Zirkulationsgeschehen beeinflusst (Abb. 62).

Am stärksten wirken sich diese Schwankungen über Grund aus. Die Werte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ reichen von 0,099 mg/l in einer spätsommerlichen Durchmischungsphase am 16.9.2008 bis 1,3 mg/l am 9.5.2007 zu 1,1 mg/l am 11.6.2008 in Phasen fröhsummerlicher Temperaturschichtung. In den sommerlichen Stagnationsphasen werden Sauerstoffzehrung und Ammoniakproduktion durch die verhältnismäßig hohen Temperaturen über Grund verschärft, während die Winterstagnation im Februar 2008 nur zu einem Gehalt



an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ von 0,8 mg/l über Grund geführt hat.

An der Oberfläche bewegten sich die Messwerte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in den Jahren 2007/2008 zwischen einem Minimalwert von 0,028 mg/l am 11.6.2008 und Maximalwerten in der Phase der Herbstzirkulation von 0,23 mg/l am 13.11.2007 und 0,28 mg/l am 18.11.2008.

Ein Vergleich mit den uns vorliegenden früheren Untersuchungen zeigt eine recht gute Übereinstimmung mit den Messungen vom 26.7.1979 (Werth & Müller 1982) sowie vom Februar 1990 und vom Juni 1994 (Schwarz & Jagsch 1998), wenn man jeweils die jahreszeitlich vergleichbaren Messergebnisse gegenüberstellt. Allerdings wurden bei den früheren Untersuchungen keine so hohen Messwerte über Grund registriert, wie es bei unseren Untersuchungen der Fall war. Werte von jeweils 0,75 mg/l am 26.7.1979 und im Juni 1994 reichen bei weitem nicht an unsere Höchstwerte von 1,3 bzw. 1,1 mg/l heran. Daraus

kann man aber noch keine signifikante Verschlechterung ableiten, da es sich um Einzelmessungen handelt, von denen wir nur wenig über die Begleitumstände ihres Zustandekommens wissen.

Bei einem See mit instabiler sommerlicher Schichtung wäre es für die Vergleichbarkeit der Werte wichtig, Informationen darüber zu haben, wie lange die bei der jeweiligen Beprobung vorhandene Schichtung bereits besteht. Das bedürfte laufender Temperaturbeobachtungen in mehreren Tiefen, die doch nicht zur Verfügung stehen.

Auch die Gehalte an $\text{NO}_3\text{-N}$ unterliegen starken Schwankungen. Die höchsten Werte haben wir mit 0,5 mg/l am 9.5.2007 an der Oberfläche und in 3 m gemessen, was sich gut mit den Ergebnissen der Messungen vom 26.7.1979 (Werth & Müller 1982) sowie Februar 1990 und Juni 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) deckt. In den Stagnationsphasen am 9.5.2007 und am 6.2.2008 war über Grund ein deutlicher Trend zur Nitratreduktion erkennbar, in beiden Fällen wurden nur mehr 0,1 mg/l gemessen. Im Juni 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) war die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration über Grund mit 0,077 mg/l sehr ähnlich.

Am 11.6.2008 wurden in 3 m Tiefe noch 0,1 mg/l Nitratstickstoff gemessen. Ab dieser Beprobung bis zur Untersuchung am 18.11.2008 war der Nitratstickstoff mit Ausnahme einer einzigen Messung im Rahmen der statistisch abgesicherten Nachweisgrenze von 0,03 mg/l ausgezehrt. Da auch bei Ammonium-Stickstoff am 11.6.2008 an der Oberfläche ein Minimalwert von 0,028 mg/l festgestellt wurde, ist es möglich, dass die Produktionsvorgänge im See in dieser Phase zumindest zeitweise stickstofflimitiert waren. Vergleichbares wurde weder 2007 noch in den uns bekannten früheren Untersuchungen beobachtet.

Sulfat

Die Sulfatgehalte bewegten sich recht gleichmäßig im Bereich zwischen 1,9 und 3,5 mg/l. Am 11.6.2008 war eine geringe Tendenz zur Sulfatreduktion über Grund bemerkbar. Bei den übrigen Beprobungen waren keine tiefenabhängigen Konzentrationsunterschiede zu erkennen.

Sichttiefe

Entsprechend der hohen Nährstoffbelastung des Sees weist der Imsee eine recht geringe Sichttiefe auf. Eine huminstoffbedingte Eigenfärbung des Wassers dürfte ebenfalls einen Beitrag zur Minderung der Sichttiefe leisten. Allerdings ist die Eigenfärbung des Wassers bei weitem nicht so stark wie die des Holzöstersees. Den höchsten Wert haben wir mit 2,1 m zur Zeit der Winterstagnation mit Eisbedeckung am 6.2.2008 erhalten, der niedrigste Wert stammt vom 11.6.2008 mit nur 0,4 m. Der Mittelwert aller 9 Messungen errechnet sich mit 1,34 m.

Der Vergleich mit den früheren Messungen zeigt, dass sich die Sichttiefe deutlich verschlechtert hat. So wurde am 26.7.1979 eine Sichttiefe von 2,3 m gemessen (*Werth & Müller 1982*), im Oktober 1983 waren es 2,5 m und im Juni 1994 sogar 3,2 m (*Schwarz & Jagsch 1998*). Alle diese Werte liegen deutlich über unserem Mittelwert der Jahre 2007/2008, wenn man bei den damaligen Untersuchungen nicht besonders günstige Untersuchungstermine ausgewählt hat, würde das auf eine erhebliche Verschlechterung hindeuten. Nur die Sichttiefe von 2,2 m im Februar 1990 stimmt fast genau mit unserer Messung vom 6.2.2008 überein.



Elektrische Leitfähigkeit

Mit Ausnahme der Stagnationsphasen zeigt sich die elektrische Leitfähigkeit im Imsee in Bezug auf die Wassertiefe stets sehr konstant, aber recht unterschiedlich zu verschiedenen Befahrungsterminen.

Den niedrigsten Wert haben wir am 11.6.2008 an der Oberfläche mit 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. An diesem Tag war auch die Zunahme im Tiefenwasser, mit über Grund 390 $\mu\text{S}/\text{cm}$, am stärksten ausgeprägt. Der höchste Wert war am 6.2.2008 bei solider Eisbedeckung mit 405 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund zu verzeichnen. Die Mittelwerte reichten von 311 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche bis 337 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund.

Der Vergleich mit den spärlich zur Verfügung stehenden älteren Messdaten ergibt kein einheitliches Bild. Die Messungen vom 26.7.1979 (*Werth & Müller 1982*) stimmen nach Korrektur auf die heute übliche Referenztemperatur von 25 °C sehr gut mit dem von uns berechneten Mittelwert für 2007/2008 überein. Die Werte der Jahre 1983, 1990 und 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) lagen tendenziell geringfügig unter unseren Mittelwerten. Aufgrund der zeitlich schwankenden Werte und des spärlichen Datenmaterials ist daraus keine statistisch abgesicherte Erhöhung herauszulesen, zumal einzelne Messungen sehr gut

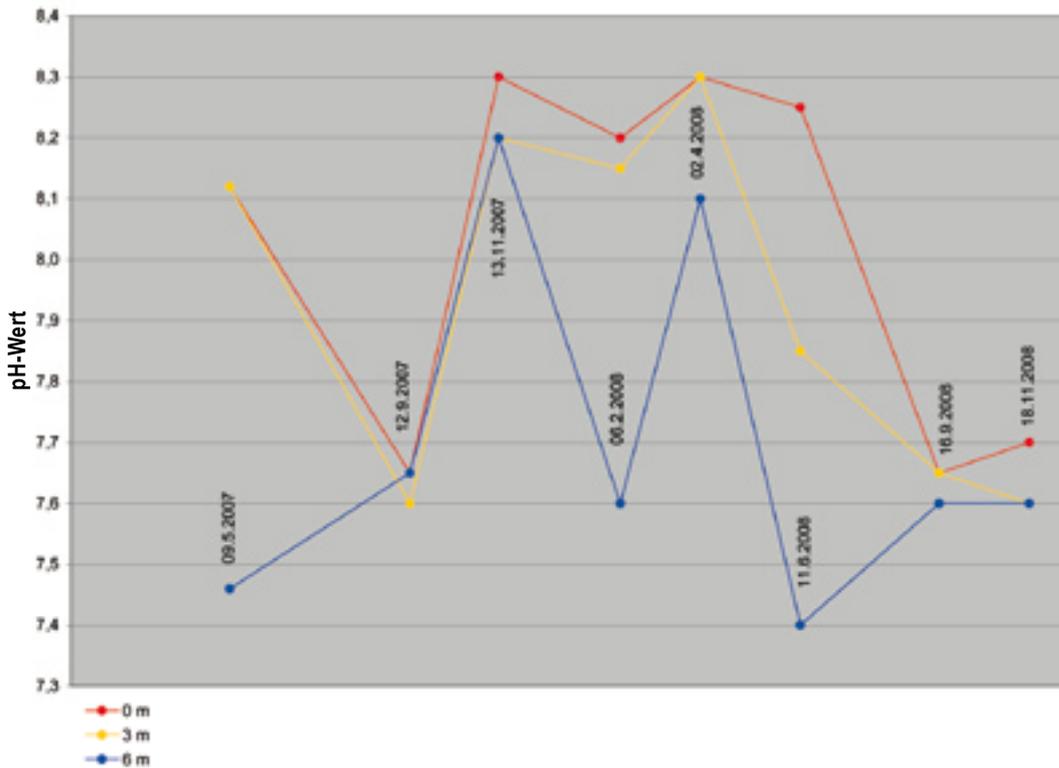


Abb. 63 pH-Wert in 0, 3 und 6 m Tiefe, Imsee

übereinstimmen. So wurde im Oktober 1983 im Stadium der Vollzirkulation eine mittlere Leitfähigkeit von 284 $\mu\text{S}/\text{cm}$ beobachtet. Am 12.9.2007 haben unsere Messungen bei ebenfalls homogenem Wasserkörper einen praktisch identischen Wert ergeben.

pH-Wert

Bei einem Gewässer mit einer so hohen und schwankenden biologischen Aktivität ist es sinnvoll, auch den pH-Wert einer genaueren Betrachtung zu unterziehen.

Höchstwerte treten, wie zu erwarten, an der Oberfläche und in Perioden der höchsten Produktivität auf, aber auch in der Phase der Herbstzirkulation 2007 und der Winterstagnation 2008 waren die pH-Werte mit 8,3 am 13.11.2007 und 8,2 am 6.2.2008 relativ hoch.

Starke Schwankungen sind auch bei den pH-Werten über Grund festzustellen. Je nach Mischungsstatus reichen dort die Werte von 7,4 in Perioden mit relativ stabiler Schichtung bis 8,2 in Zirkulationsphasen (Abb. 63).

Mit den Messungen aus den Jahren 1979 (Werth & Müller 1982) sowie 1983, 1990 und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) stimmen unsere Untersuchungen sowohl was die absolute Höhe als auch den Tiefengradienten betrifft ausgezeichnet überein.

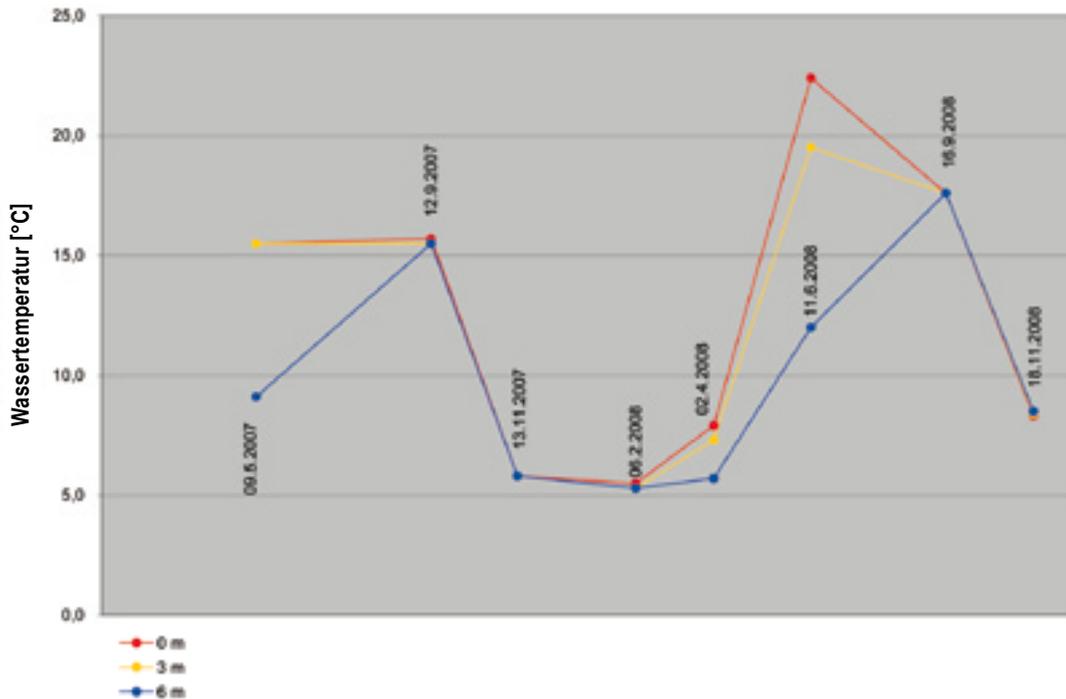


Abb. 64 Wassertemperatur in 0, 3 und 6 m Tiefe, Imsee

Wassertemperatur

Aufgrund seiner geringen Tiefe kann sich im Imsee eine stabile Temperaturschichtung nur selten für eine längere Zeit entwickeln. Homotherme Verhältnisse haben sich bei unseren 2007 und 2008 durchgeführten Messungen nicht erst zu den Zeitpunkten der klassischen Herbst- und Frühjahrszirkulation eingestellt, sondern waren auch bereits bei den Befahrungen Mitte September gegeben. Zu diesem Zeitpunkt waren auch die chemischen Parameter mit Ausnahme des Gesamtphosphors über die gesamte Wassertiefe ausgeglichen. Wir halten es für durchaus wahrscheinlich, dass sommerliche Kälteeinbrüche ebenfalls zu einer Voll- oder zumindest Teilzirkulation des Wasserkörpers führen können.

Einigermaßen stabile Schichtungen haben wir nur in warmen Witterungsperioden beobachtet, wobei aber auch dann das Tiefenwasser stark miterwärmt wird. Am 11.6.2008 war die Wassertemperatur über Grund 12,0 °C, was die Sauerstoffzehrung und Ammoniakproduktion zusätzlich begünstigt hat, zumal bei einer Oberflächentemperatur von über 22 °C in diesem Zeitraum jegliche Zirkulation unterbunden war.

Noch höhere Temperaturen im Tiefenwasser traten im September auf. Am 16.9.2008 lag die Temperatur des gesamten Wasserkörpers von der Oberfläche bis zum Grund bei 17,6 °C. Durch die Vollzirkulation auf so hohem Temperaturniveau entspannte sich zwar die Sauerstoffsituation im Tiefenwasser, das aber zu Lasten des epilimnischen Sauerstoffgehaltes ging. Er betrug im gesamten Wasserkörper damals nur 5,5-5,7 mg/l (Abb. 64).



Abb. 65 Imsee

Chlorophyll

Die Chlorophyllgehalte im Imsee sind weniger hoch, als es aufgrund des Phosphorangebotes anzunehmen wäre. Die Aufenthaltszeit des Wassers im See ist mit 174 Tagen (*Werth & Müller 1982*) relativ lang und daher keine ausreichende Erklärung für die hinter dem Nährstoffangebot zurückbleibende Biomasseentwicklung. Eher kommt noch in Frage, dass wegen der geringen Sichttiefe das Lichtangebot ein limitierender Faktor für die Phytoplankton-Entwicklung ist.

Die Chlorophyll-Werte reichten von 8,5 µg/l am 6.2.2008 bis zu einem einmaligen Extremwert von 16,3 µg/l am 13.11.2007. Der Mittelwert aller 7 Messungen betrug 11,44 µg/l, was noch einem mesotrophen Zustand mit Neigung zu einem „schwach eutrophen“ Zustand zuzuordnen ist. Diese Bewertung ist um eine Stufe besser als die Einstufung aufgrund der Gesamtposphorgehalte (jeweils auf Basis der ÖNORM M 6231).

An älteren Untersuchungsdaten ist uns nur ein Messwert von 10,3 µg/l am 13.6.1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) bekannt, dieser Wert ordnet sich gut in die Bandbreite unserer Messdaten ein.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahresdurchschnitt lag das Biovolumen 2008 mit 2,38 mm³/L um etwa ein Drittel niedriger als 2007 mit 3,4 mm³/L. Auch die Einzelwerte der Termine lagen immer etwas unter denen des Vorjahres. Der Imsee zeigt ein stark Chlorophyceen bestimmtes Phytoplankton. Sie sind über beide Jahre hinweg die deutlich dominierende Algenklasse mit mindestens 50 %, meist jedoch bedeutend mehr. Im Februar 2008 brachten sie allein 91 % der Biomasse auf. Vertreter sind zahlreiche Arten der Chlorococcales, allen voran *Oocystis parva*, die 2007 an 3 Terminen die größte Biomasse (von bis zu 50 %) erzeugte. 2008 traten auch *Crucigenia*-Arten, *Tetrachlorella incerta*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Tetrastrum triangulare* (2007 im Herbst) verstärkt auf und wechselten einander in der Dominanz ab. Bacillariophyceen, Chrysophyceen, Cryptophyceen und auch Conjugatophyceen tragen abwechselnd bis maximal 20 % zum Algenaufkommen bei, zeigen aber keine klare, jahreszeitliche Präferenz. Der EQR-Wert lag mit 0,42 im Jahr 2008 noch etwas unter dem des Jahres 2007 mit 0,50 aufgrund des noch verstärkten Grünalgen-Anteils. Der „mäßige“ ökologische Zustand blieb bestehen (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Imsee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,42	0,50	0,46
Bewertung ökologischer Zustand	Mäßig	Mäßig	Mäßig

Trophie

Imsee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	schwach eutroph	3	30 %
Chlorophyll	mesotroph	2	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	schwach eutroph	3	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	mesotroph	2	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	schwach eutroph	3	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
2,5	schwach eutroph	3	30 %
Gesamtbewertung	schwach eutroph	2,74	100 %





Laudachsee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 66 Laudachsee

Allgemeines

Der Laudachsee und das ihm südlich vorgelagerte Laudachmoor ist durch den in der Würmeiszeit hier befindlichen, lokalen Laudachgletscher entstanden. Er liegt im Gemeindegebiet Gmunden etwa auf $13^{\circ}51,3'$ östlicher Länge und $43^{\circ}52,7'$ nördlicher Breite (Abb. 66 und 67). Der Wasserspiegel liegt auf 895 m Meereshöhe, die Wassertiefe beträgt ca. 13 m. Wegen der Schlamm- und Laubschicht am Seeboden ist die genaue Tiefe nicht leicht festzustellen. Die größte Beprobungstiefe liegt bei 12 m, um Beeinflussungen durch aufgewirbelte Sedimente zu vermeiden. Die Koordinaten unserer Beprobungsstelle lauten 488956/304614 im BMN-M 31. Die Probenstelle ist insofern recht heikel, als bereits eine geringe Windverdriftung nach Norden zu einer raschen Verringerung der Wassertiefe führt. Es ist immer eine genaue Positionierung mittels GPS und Stabilisierung mit einem schweren Klappanker erforderlich.

Der Zufluss erfolgt zum Teil oberirdisch durch einen kleinen, am Nordfuß des Katzensteins entspringenden Baches, zum Teil aber sicher auch unterirdisch und durch kleine Gräben, die vom südlich gelegenen Laudachmoor zum See führen. Der Laudachsee ist trotz des weitgehenden Fehlens anthropogener Belastungen erheblich mit Nährstoffen belastet. Verantwortlich dafür sind wahrscheinlich in erster Linie die Zuflüsse aus dem Laudachmoor und in zweiter Linie große Mengen an Laub, die jährlich aus den bis an den See reichenden Mischwaldbeständen anfallen.

Da der Laudachsee im Winter von Südosten bis Südwesten vom Katzenstein bzw. vom Traunstein abgeschattet wird und zudem nebfrei liegt, bildet sich auch in nicht sehr strengen Wintern rasch eine so-

liche Eisdecke, die oft erst spät im Frühjahr bricht. Allerdings erfolgt dann auch meist eine sehr schnelle Frühjahrserwärmung. Im Sommer werden durchaus Badetemperaturen erreicht.

Unsere Untersuchungen haben gezeigt, dass der See im Regelfall ein- bis zweimal pro Jahr praktisch vollständig durchmischt, wobei es scheint, dass die Herbstzirkulationen effizienter ausfallen als die im Frühjahr – Grund dafür ist wahrscheinlich die oft zu rasche Frühjahrserwärmung.

Der Laudachsee ist mit dem Fahrzeug nur für Nutzungsberechtigte des umfangreichen Forststraßennetzes in seiner Umgebung zu erreichen, ansonsten muss ein zirka einstündiger Fußmarsch in Kauf genommen werden. Das Gebiet um den See stellt ein beliebtes Wanderziel dar, zumal am Nordwestende ein Ausflugsgasthaus zur Verfügung steht. Im Sommer findet trotz der fehlenden Zufahrtsmöglichkeit ein nicht unerheblicher Badetourismus statt.



Abb. 67 Geologische Karte Laudachsee

Sowohl der Laudachsee mit seinen Schwinggrasen im Norden als auch das Laudachmoor sind Naturschutzgebiete. Die am Westufer durch einen Straßenbau freigelegten Sandsteinfelsen stellen einen der wertvollsten Moosstandorte Österreichs dar, es werden dort seltene, kalkmeidende Silikatmoose gefunden (Schlüsslmayr 2005).

Laudachsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	8	4,5	6,1
Temperatur	°C	0-1 m	6	10,5	0,7	3,9
pH-Wert		0-1 m	7	8,70	7,75	8,32
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	7	220	155	201
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	23	0,014	0,003	0,007
Gesamtphosphor	mg/l	12 m	8	0,120	0,007	0,038
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	7	0,003	0,002	0,003
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	12 m	3	0,003	0,002	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	23	1,100	0,600	0,778

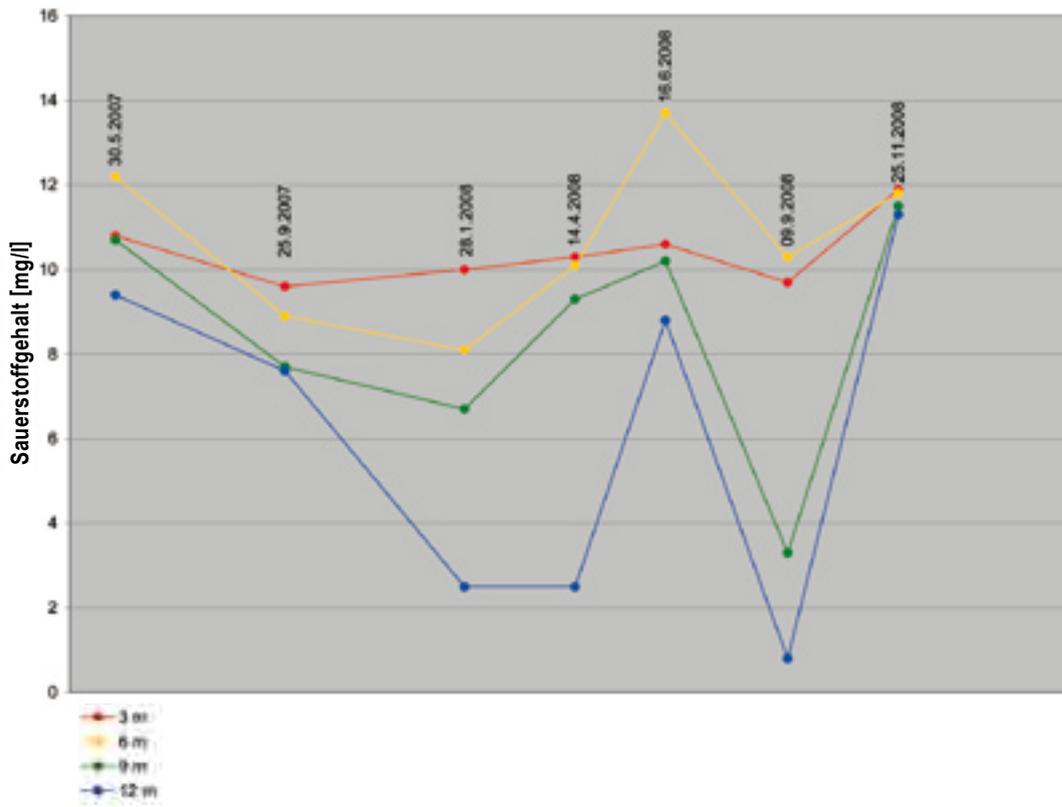


Abb. 68 Sauerstoffgehalt in 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Laudachsee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Nitrat-Stickstoff	mg/l	12 m	8	0,800	0,200	0,563
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	23	1,100	0,600	0,778
Ammonium-Stickstoff	mg/l	12 m	8	0,800	0,200	0,563
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	23	13,7	8,1	10,6
Sauerstoff	mg/l	12 m	7	11,3	0,8	6,1
Chlorophyll-a	µg/l	0-10 m	6	10,5	0,7	3,9
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-12 m	8	1,39	0,07	0,79

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt liegt nahe der Oberfläche fast immer im Bereich der Sättigung. Auch unter einer bereits mehr als zwei Monate bestehenden ganzflächigen Eisdecke wurde am 28.1.2008 noch 10,0 mg/l gemessen. Starke Übersättigungen sind selten und treten am ehesten im Frühsommer in 6 m Tiefe auf. Bei der Herbst- und Frühjahrszirkulation erfolgt eine gute Sauerstoffversorgung der Tiefenzonen. Selbst knapp über Grund werden je nach Qualität der Durchmischung durchaus Sauerstoffgehalte im Bereich von 9-11 mg/l erreicht (Abb. 68).

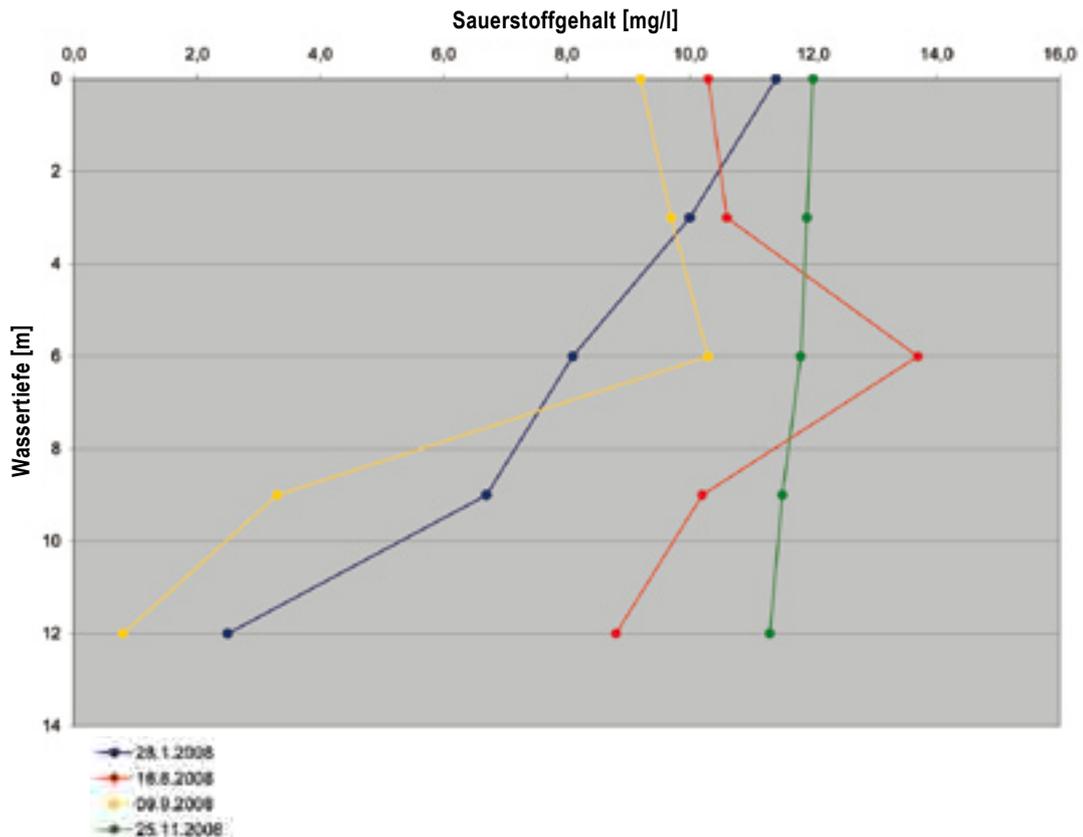


Abb. 69 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Laudachsee

Am Ende der Sommerstagnation, aber auch während der Winterstagnation, fällt der Sauerstoffgehalt in der Tiefe deutlich ab. Davon ist nicht nur die Messung über Grund sondern auch die 9 m Tiefenstufe betroffen. Am 9.9.2008 lag der Sauerstoffgehalt über Grund unter 1 mg/l, auch in 9 m Tiefe wurden nur 3,3 mg/l gemessen. Bei der anschließenden Volldurchmischung stieg der Sauerstoffgehalt über Grund auf über 11 mg/l an. Der epilimnische Sauerstoffhaushalt wird durch die Vollzirkulationen nur wenig belastet, weil die Tiefenwässer nur eine Verdünnung des sauerstoffreichen Oberflächenwassers bewirken und keine spontan sauerstoffzehrenden Reduktionsprodukte enthalten.

Auffällig ist, dass im Sommer die höchste Sauerstoffkonzentration häufig in 6 m Tiefe herrscht. Anscheinend gibt es in diesem Tiefenhorizont, der häufig auch die Grenze der Secchi-Sichttiefe darstellt, Phytoplankton-Einschichtungen. Der dort photosynthetisch erzeugte Sauerstoff ist aufgrund des hydrostatischen Druckes anderen Sättigungsgrenzen als an der Oberfläche unterworfen (Abb. 69).

Bei der einzigen uns bekannten früheren Untersuchung des Laudachsees am 20.8.1979 waren die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe viel besser. Es wurden über Grund 7,13 mg/l gemessen (Werth & Müller 1982). Der See war zu dieser Zeit noch eindeutig sommerlich geschichtet.

Aufgrund der festgestellten Abnahme des Sauerstoffgehaltes am Ende der Sommerstagnation und in der Winterstagnation auf unter 20 % ist der Laudachsee vom Sauerstoffhaushalt her im Sinn der ÖNORM M 6231 als mesotroph einzustufen.

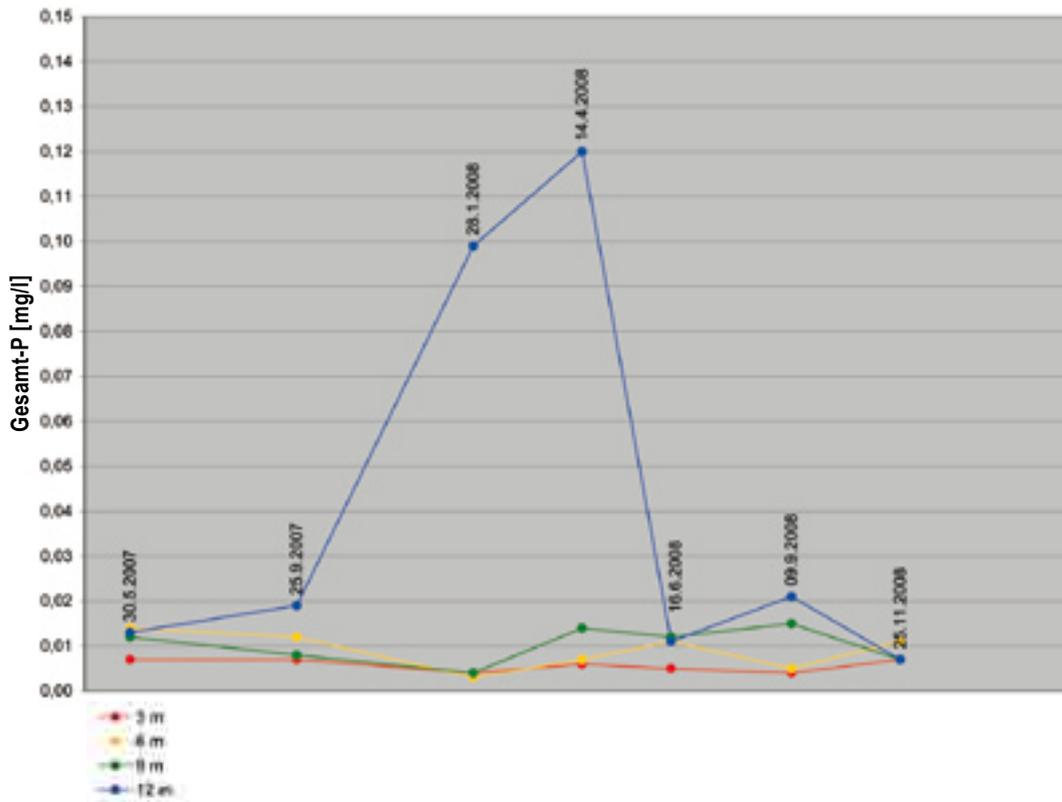


Abb. 70 Gesamtphosphorgehalt in 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Laudachsee

Phosphor

Die Ganzjahres-Mittelwerte des Gesamtphosphors reichen von 0,006 mg/l an der Oberfläche bis 0,01 mg/l in 9 m Tiefe. Über Grund werden fallweise höhere Werte gemessen. Hier fallen die Werte am 28.1.2008 (Winterstagnation) und am 14.4.2008 (noch unvollständige Frühjahrszirkulation) aus der Reihe (Abb. 70).

In der sommerlichen Phase treten in 6 m, manchmal auch in 9 m Tiefe vereinzelt überdurchschnittliche Werte auf (30.5. und 25.9.2007 sowie 16.6. und 9.9.2008). In den Diagrammen sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht alle erhobenen Messwerte enthalten (Abb. 71, Seite 127).

Die hohen Werte für Gesamtphosphor während und kurz nach der Winterstagnation kommen wahrscheinlich durch völlig ungestörte Sedimentationsvorgänge während der mehrmonatigen winterlichen Eisbedeckung zu Stande. Eine Tendenz zur Phosphorrücklösung über Grund besteht auch in Zeiten weitgehender Auszehrung des Sauerstoffs nicht. Die Phosphorgehalte in der gelösten Fraktion lagen jeweils im Bereich der statistisch gesicherten Nachweisgrenzen oder darunter.

Aufgrund der Phosphorgehalte wäre der Laudachsee im Sinn der ÖNORM M 6231 noch knapp als oligotroph einzustufen. Die am 23.8.1979 gemessenen Werte lagen tendenziell höher, wenn man von unseren beiden Extremwerten über Grund absieht (Werth & Müller 1982).

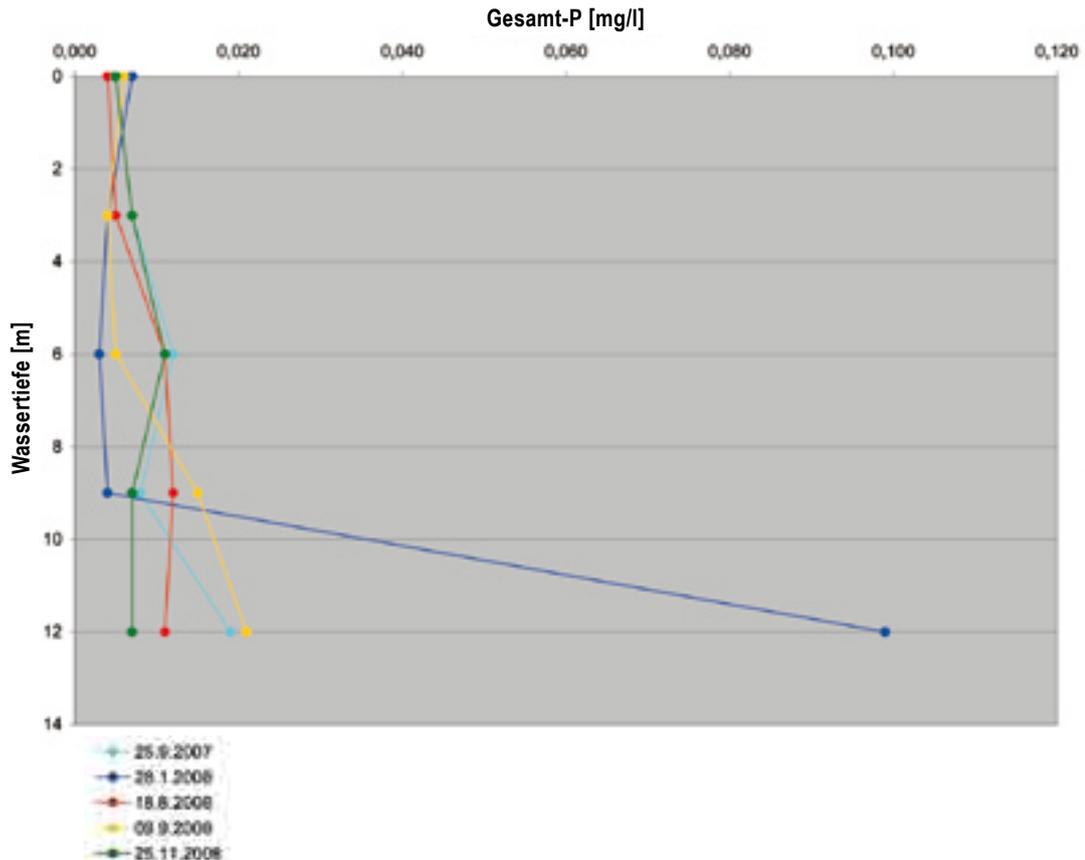


Abb. 71 Gesamtphosphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Laudachsee

Ammonium und Nitrat

Wie zu erwarten, zeigt sich in und vor allem am Ende der jahreszeitlichen Stagnationsphasen eine deutliche Tendenz zur Ammonium-Anreicherung, die sich nicht nur auf die Messungen über Grund beschränkt, sondern auch in 9 m Tiefe bemerkbar macht.

Der höchste Wert für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ wurde am 28.1.2008 in der Winterstagnation und über Grund mit 0,31 mg/l gemessen. Bemerkenswert ist, dass der Messwert direkt unter der Eisdecke deutlich höher lag als in 3 m Tiefe. Da aufgrund der von uns angewendeten Eisbohrtechnik eine Kontamination weitgehend ausscheidet, nehmen wir an, dass es sich dabei um Ammoniakgas handelt, das zusammen mit dem ebenfalls durch anaerobe Abbauvorgänge im Bodenschlamm gebildeten Methan an die Oberfläche steigt, dort wegen der Eisdecke nicht entweichen kann und sich im Gegensatz zu dem fast unlöslichen Methan langsam im Wasser löst (Abb. 72 und 73, Seite 128).

Parallel mit der Ammonium-Anreicherung findet in den Zeiten und Bereichen mit verringertem Sauerstoffgehalt eine Nitratreduktion statt, die insbesondere am 9.9.2008 sehr deutlich ist. Eine völlige Auszehrung des Nitrates haben wir aber auch über Grund noch nicht festgestellt. Sowohl die Werte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ als auch für $\text{NO}_3^-\text{-N}$ stimmen gut mit den Messwerten für Ammonium und Nitrat vom 23.8.1979 überein (Werth & Müller 1982). Infolge der eindeutigen Tendenz zur Ammonium-Anreicherung und Nitratreduktion ohne vollständige Nitratzehrung wäre der Laudachsee von diesen Parametern her im Sinn der ÖNORM M 6231 als „mesotroph“ einzustufen.

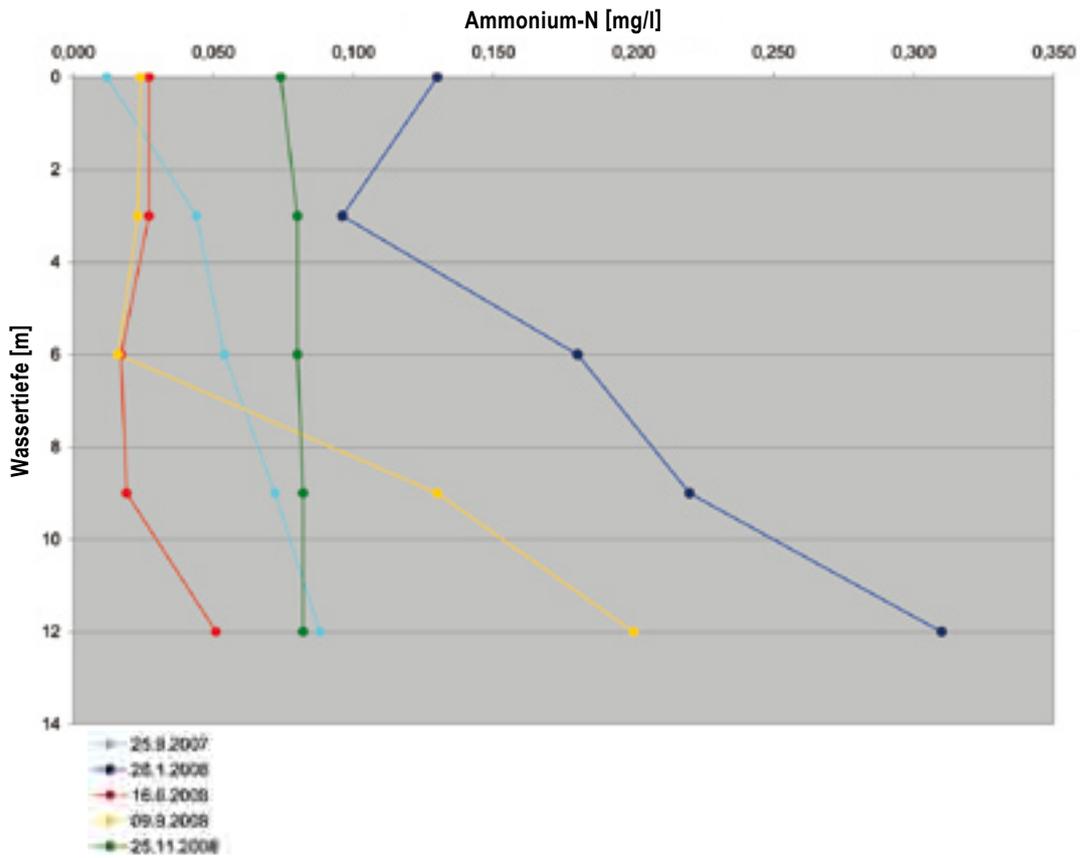
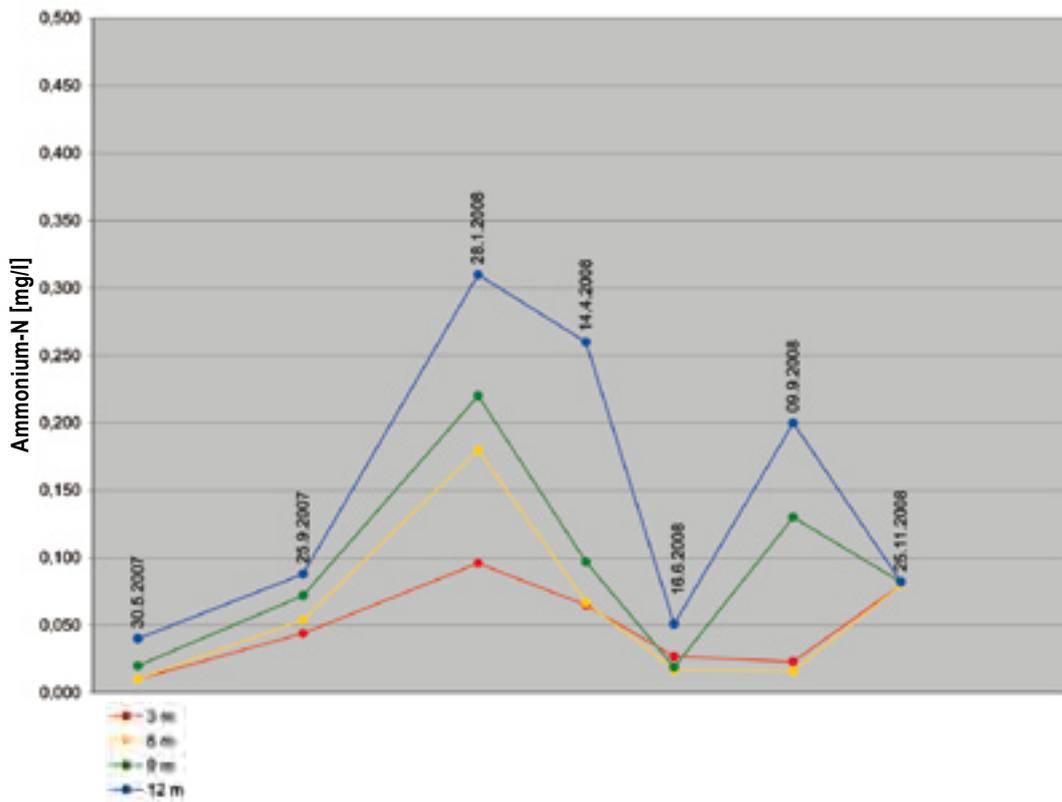


Abb. 72 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Laudachsee

Abb. 73 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Laudachsee



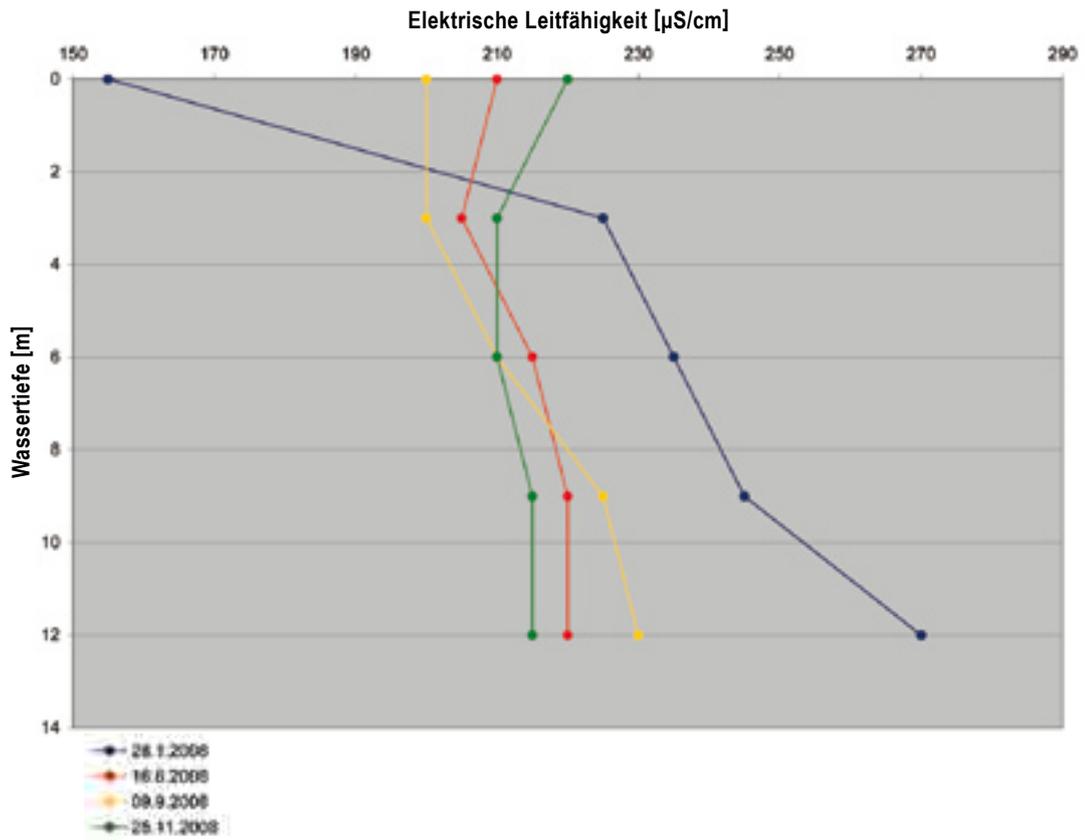
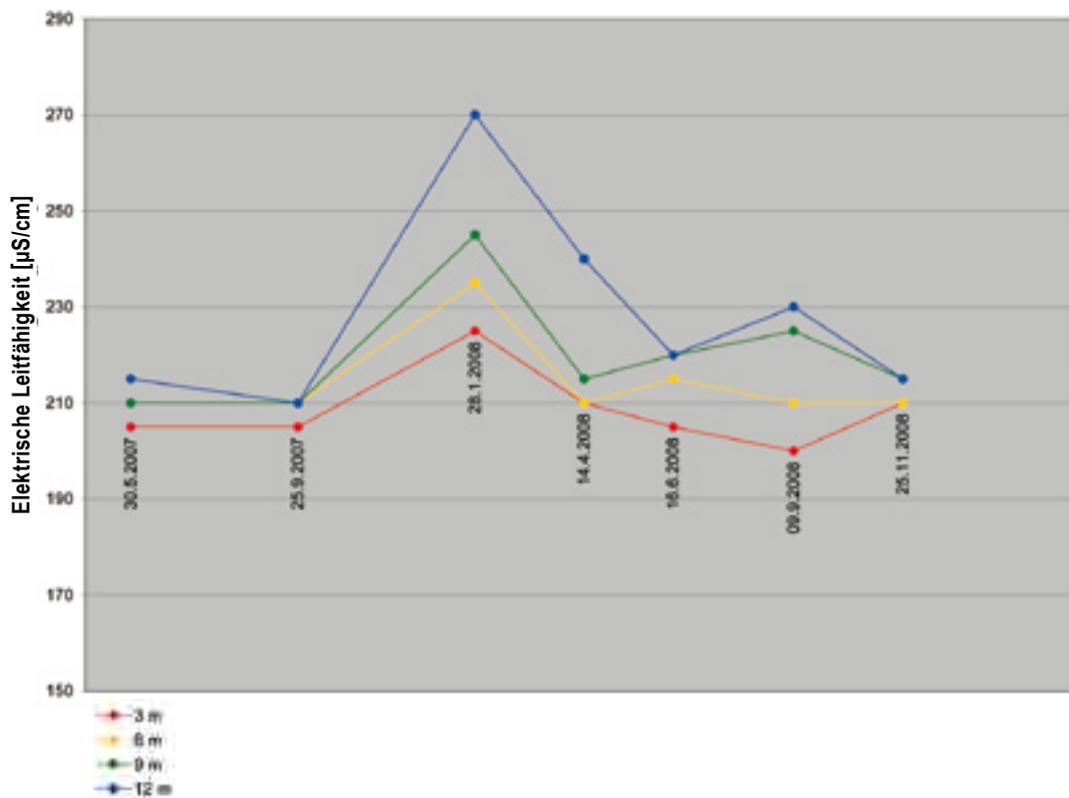


Abb. 74 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Laudachsee

Abb. 75 Elektrische Leitfähigkeit in 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Laudachsee



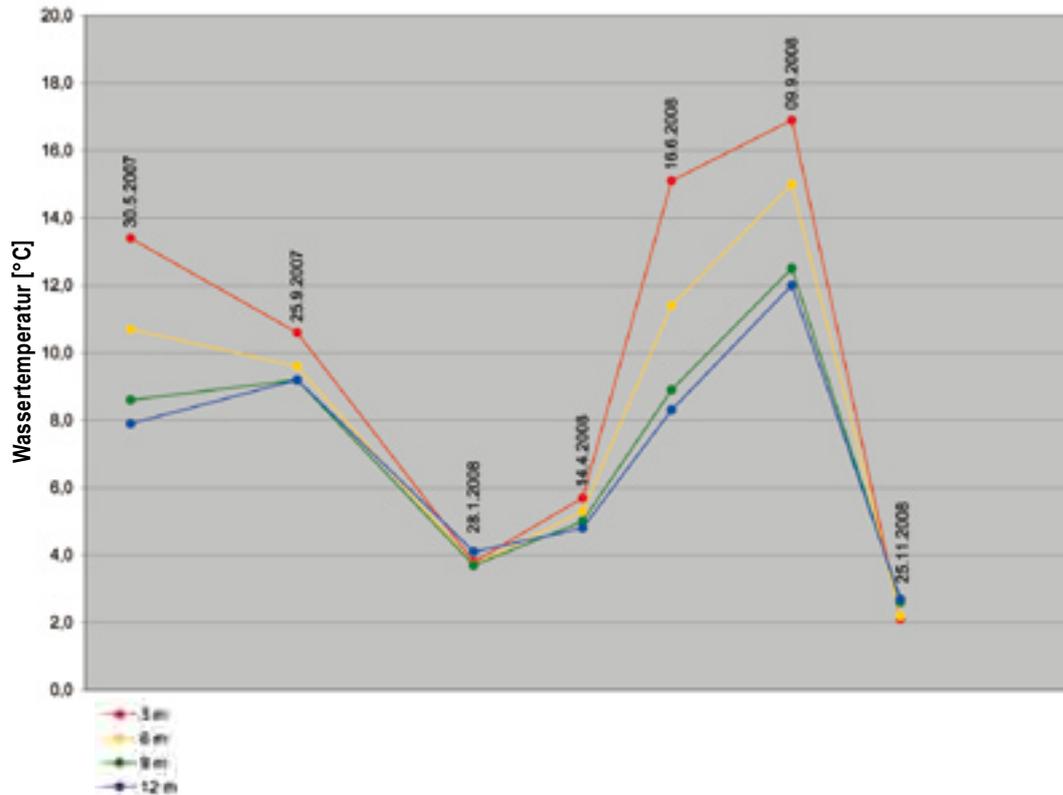


Abb. 76 Wassertemperatur in 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Laudachsee

Sichttiefe

Die von uns gemessenen Sichttiefen reichten von 4,5 m in Zirkulationsphasen bis zu 8,0 m in Phasen mit stabiler Schichtung; der Mittelwert aller 8 Messungen errechnet sich mit 6,1 m.

Die Werte decken sich gut mit der Messung am 20.8.1979, damals wurden 5,8 m gemessen. (Werth & Müller 1982).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist auch beim Laudachsee der beste Parameter zur Beurteilung der Vollständigkeit der Homogenisierung in den Zirkulationsphasen. Den steilsten Gradienten haben wir bei der Winterstagnation am 28.1.2008 gemessen: hier gab es sowohl den niedrigsten von uns gemessenen Wert mit 155 $\mu\text{S}/\text{cm}$ direkt unter der Eisdecke bis 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund. Ansonsten bewegen sich die Werte typisch zwischen 200 und 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Im August 1979 wurden mit 150-203 $\mu\text{S}/\text{cm}$ Werte gemessen, die man als deutlich niedriger bezeichnen muss, wenn man die 155 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unter Eis als einen durch die Umstände bedingten, untypischen Ausreißer betrachtet (Abb. 74 und 75, Seite 129).

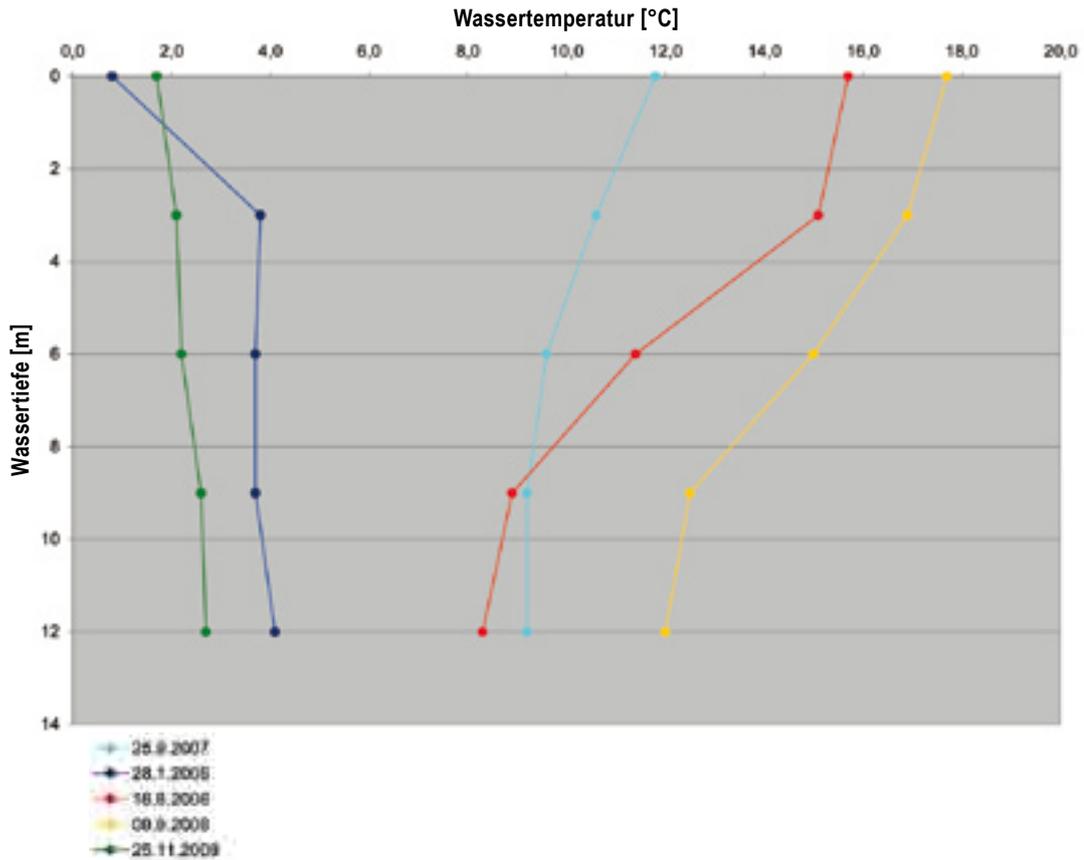


Abb. 77 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Laudachsee

Wassertemperatur

Durch die windgeschützte Lage erreicht der Laudachsee im Sommer badetaugliche Temperaturen. Die von uns am 9.9.2008 gemessenen 17 °C sind mit Sicherheit weit nicht die Grenze des Möglichen. Die im Süden steil aufragenden Wände des Traunsteins und des Katzensteins sind bei hohem Sonnenstand kein Hindernis für die Sonneneinstrahlung (Abb. 76, Seite 130).

Für eine genaue Beschreibung der Mächtigkeit des sommerlichen Epilimnions ist die Dichte unserer Tiefenprofile nicht ausreichend. Bis auf 3 m ist der Temperaturabfall eher gering, bis zu einer Tiefe von 9 m nimmt die Temperatur ziemlich linear auf Werte ab, die etwa 6-7 °C unter der Oberflächentemperatur liegen. Zum Grund hin erfolgt eine weitere geringfügige Abnahme (Abb. 77).

Einen Tiefenwasserkörper mit annähernd 4 °C gibt es im Sommer nicht. Das Tiefenwasser erwärmt sich parallel mit dem Oberflächenwasser, wobei der höchste von uns über Grund gemessene Wert am 9.9.2008 12,0 °C beträgt. Wie die Untersuchung am 25.9.2008 zeigt, ist schon bei einer Oberflächentemperatur von 12 °C eine fast vollständige Durchmischung des Wasserkörpers möglich; die Leitfähigkeit betrug an diesem Tag in allen Tiefen 210 µS/cm, nur in 3 m wurde ein Wert von 205 µS/cm gemessen.

Das lässt vermuten, dass im See vor allem im Spätsommer dauernd partielle Durchmischungsvorgänge stattfinden, die durch das in dieser Lage zweifellos herrschende große Temperaturgefälle zwischen Tag



und Nacht begünstigt werden. Die hohen Temperaturen in der Tiefe beschleunigen die biochemischen Vorgänge, die zur Sauerstoff- und Nitratreduktion und der Ammonium-Anreicherung führen. Sie sind in diesem Ausmaß vom Nährstoffgehalt allein her kaum zu erklären.

Sulfat

Die eindeutige Tendenz zur Sauerstoff- und Nitratreduktion sowie zur Ammonium-Anreicherung im Tiefenwasser während der Stagnationsphasen verlangt eine besondere Betrachtung des Sulfatgehaltes in den einzelnen Tiefenstufen. Bei keiner einzigen Untersuchung waren Anzeichen einer Sulfatreduktion über Grund erkennbar, in den meisten Fällen waren die Werte in 12 m Tiefe sogar etwas höher als an der Oberfläche oder in 3 m Tiefe. In keinem Fall wurde Geruch nach Schwefelwasserstoff festgestellt.

Chlorophyll

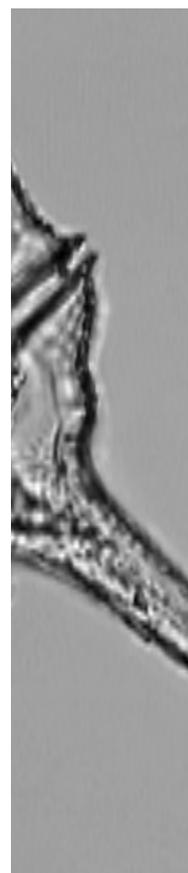
Die Chlorophyllkonzentrationen bewegten sich 2007 und 2008 zwischen einem Minimalwert von 0,7 µg/l in der Winterstagnation bis zu einem einmaligen Spitzenwert von 10,51 µg/l unmittelbar nach der Frühjahrzirkulation am 24.4.2007. Typischerweise lagen die sommerlichen Werte in einer ziemlich schmalen Bandbreite zwischen 2,8 und 4,1 µg/l.

Das arithmetische Mittel derjenigen Messwerte, die limnologisch gesehen der sommerlichen Jahreszeit zugerechnet werden können, beträgt 3,42 µg/l. Da die ÖNORM M 6231 die Messwerte des sommerlichen Epilimnions zur Bewertung heranzieht, erscheint aufgrund des Parameters Chlorophyll eine Einstufung als „oligotroph“ gerade noch gerechtfertigt.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahresdurchschnitt lag das Biovolumen 2008 mit 0,81 mm³/L um etwa 10 % höher als 2007 mit 0,74 mm³/L. Es muss auch bemerkt werden, dass 2007 wegen Eisbedeckung nur drei Termine beprobt werden konnten, 2008 jedoch fünf. Die Algenzusammensetzung im Laudachsee war im Jahr 2007 von 3 Gruppen maßgeblich bestimmt: Bacillariophyceen, die jeweils ein Viertel bis ein Fünftel der Biomasse ausmachten und an allen Terminen an zweiter Stelle standen; Cryptophyceen dominierten im Frühjahr

und waren an den beiden anderen Beprobungsterminen auch noch mit Anteilen von 18 und 16 % vorhanden; schließlich waren noch die Dinophyceen im Frühjahr und Fröhsommer, wo sie dominierten, von Bedeutung. 2008 waren mehrere Algengruppen am Aufbau der Biomasse maßgeblich beteiligt: wiederum die Bacillariophyceen, Cryptophyceen und Dinophyceen, hinzu kamen die Chrysophyceen und Chlorophyceen, was sich bereits im Herbst 2007 ankündigte. Vor allem die Chrysophyceen waren in diesem See 2008 das ganze Jahr über mit bedeutenden Anteilen vertreten und dominierten das Phytoplankton im Fröhwinter 2008 mit 77 %, was zumeist auf das Auftreten von *Mallomonas caudata*, einer großen Schuppen und Nadel tragenden Art, zurückzuführen war. Im Jahr 2008 verschob sich das Artenspektrum etwas hin zu Chrysophyceen und Chlorophyceen, was den EQR von 0,74 im Jahr 2007 auf 0,59 absinken ließ. Damit liegt er bereits knapp im Bereich des „mäßigen“ ökologischen Zustandes (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



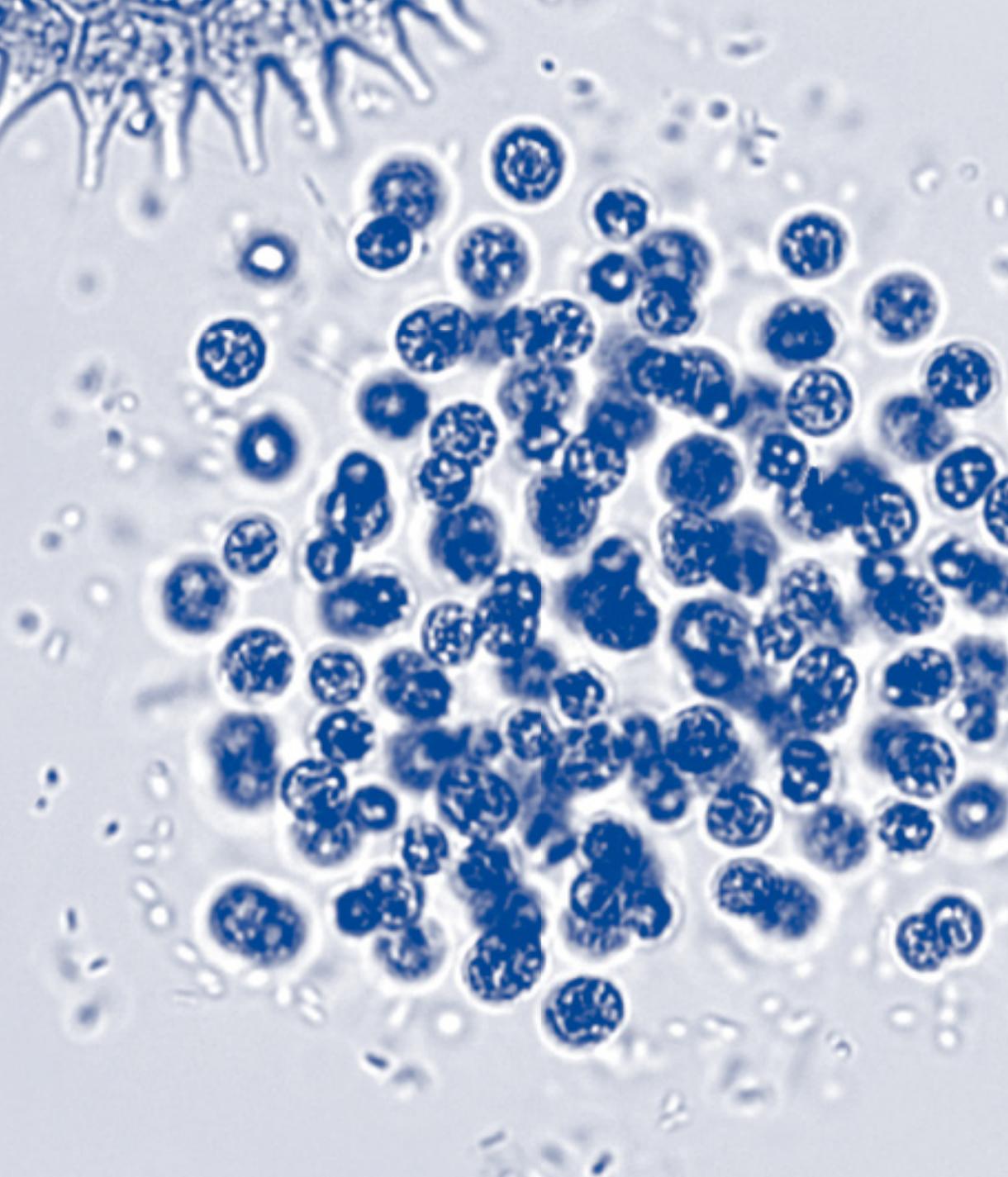
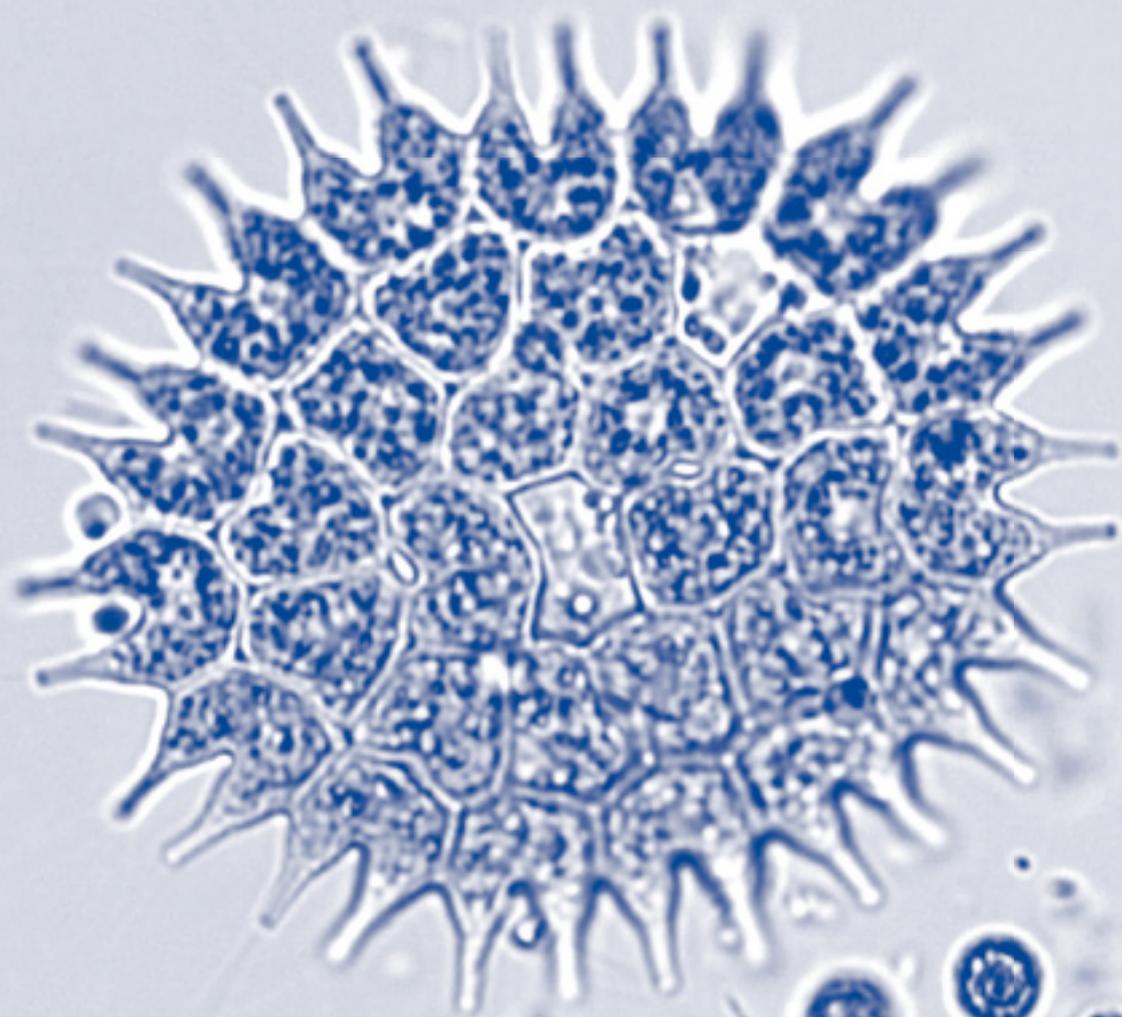
Laudachsee Phytoplankton

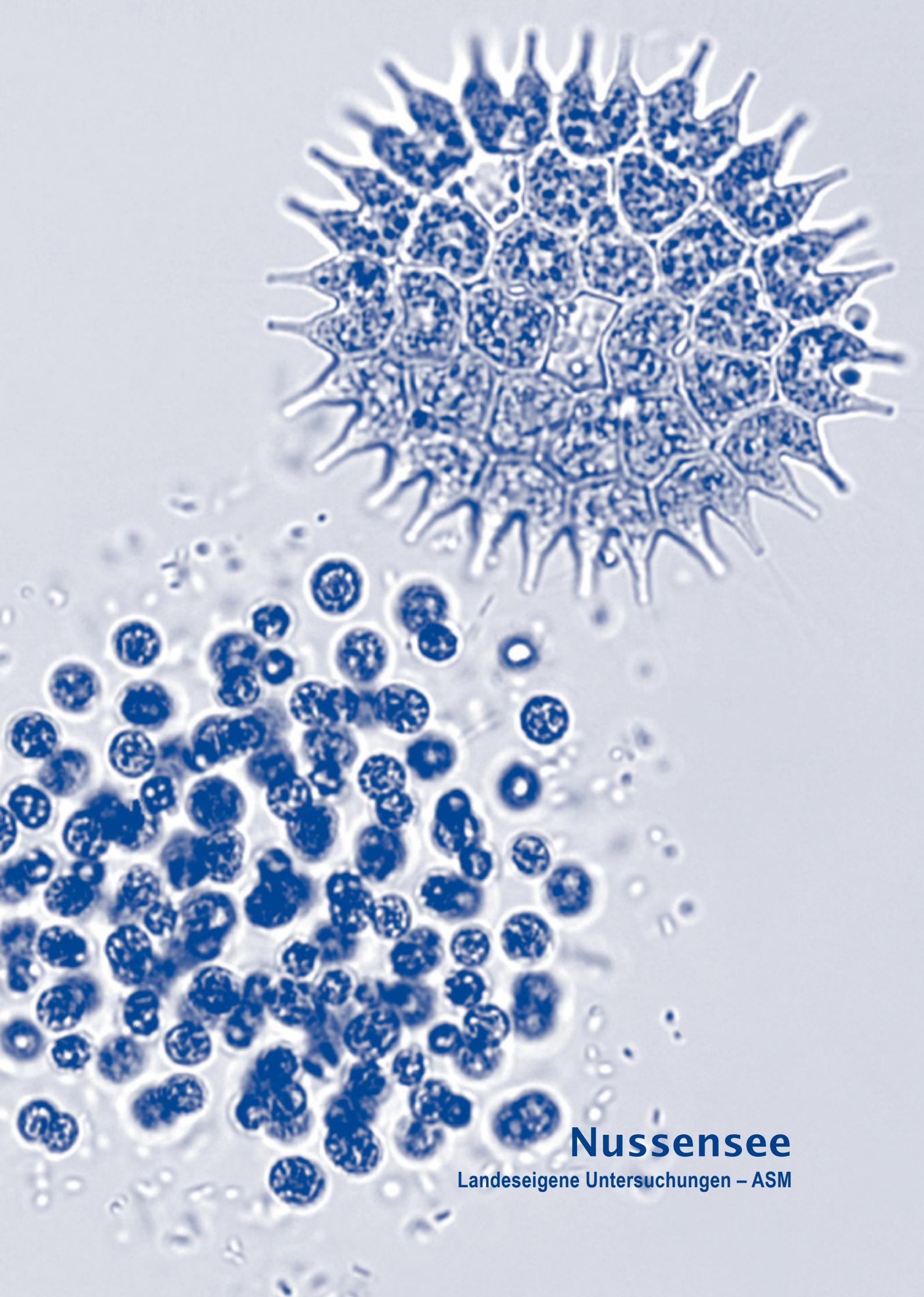
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,71	0,59	0,65
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Mäßig	Mäßig

Trophie

Laudachsee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph	1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	mesotroph	2	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	oligotroph-mesotroph	1,5	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
3,85	oligotroph-mesotroph	1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,28	100 %





Nussensee

Landeseigene Untersuchungen – ASM

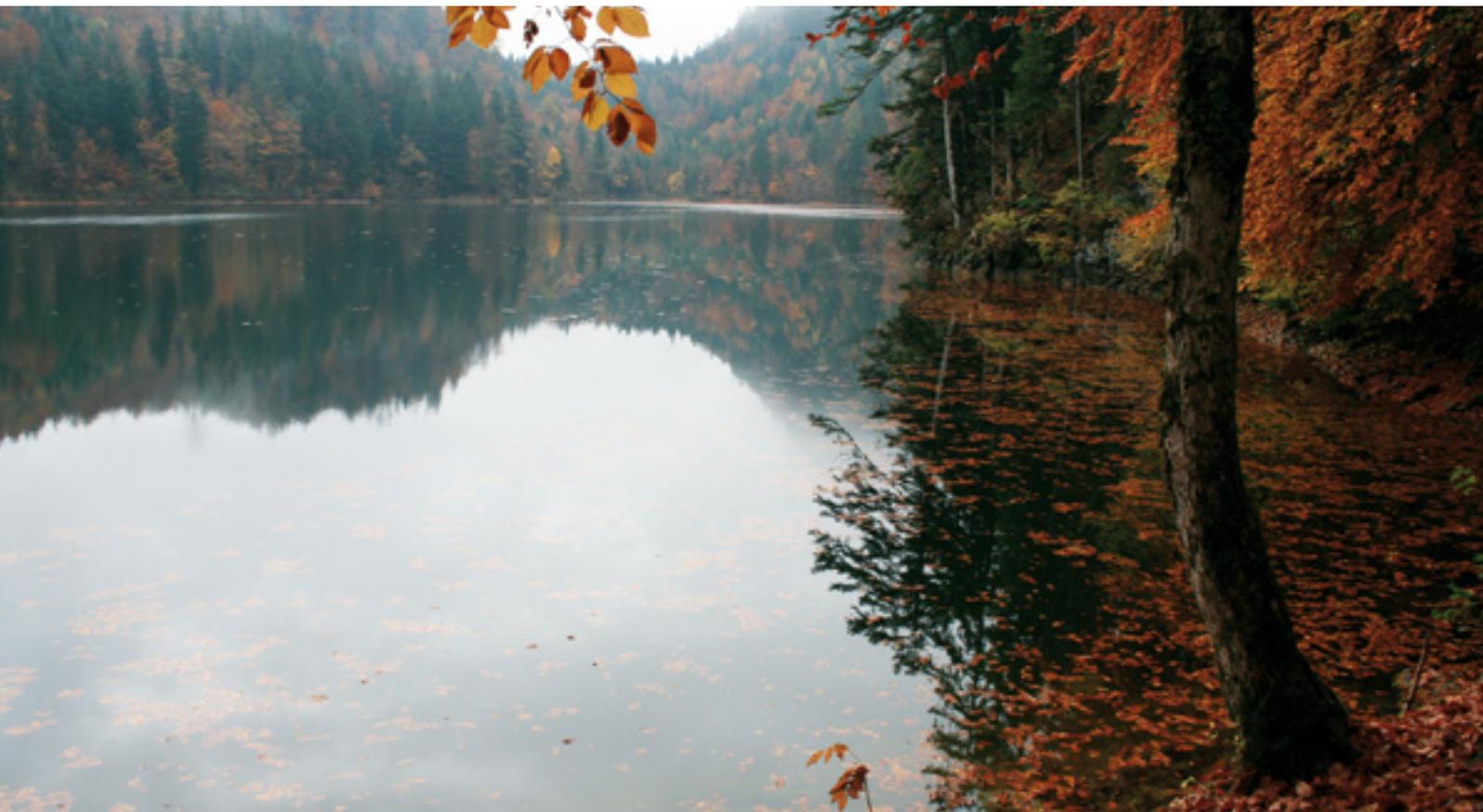


Abb. 78 Nussensee

Allgemeines

Der Nussensee liegt im Gemeindegebiet von Bad Ischl auf etwa $47^{\circ}42'$ nördlicher Breite und $13^{\circ}34'$ östlicher Länge. Die Entnahmestelle an der größten Wassertiefe hat die Koordinaten 468011/285107 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz (Abb. 78 und 79).

Der Nussensee ist in der letzten Eiszeit bzw. an deren Ende entstanden. Die Seewanne wurde zunächst durch Überschiebung der Dachsteindecke vorgeformt, seine endgültige Form wurde durch eine Seitenzunge des eiszeitlichen Traungletschers ausgeschliffen (*Schwarz & Jagsch 1998*). Der Zufluss erfolgt durch einige nur zeitweise wasserführende Oberflächengerinne, in der Hauptsache aber durch unterirdische Quellen. Der See wird vom Typus her auch als Druckwassersee bezeichnet. Er entwässert in den Nussenbach am Westende des Sees.

Zu den auffälligsten Eigenschaften des Nussensees gehören die extremen Spiegelschwankungen, die zu einem zeitweisen Trockenfallen des Nussenbaches führen. Bei normalem Wasserstand beträgt die größte Tiefe nach eigenen Messungen etwa 17 m. Die niedrigste von uns gemessene Tiefe betrug in den Jahren 2007/2008 am 25.11.2008 nur 13,5 m. Am 9.2.2009 haben wir unter einer 31 cm starken Eisdecke sogar nur mehr 7 m bis zum Grund gemessen. Nach Mitteilung Einheimischer sei der Wasserstand im See im vorhergehenden Jänner sogar noch wesentlich niedriger gewesen und in Extremfällen sei überhaupt nur mehr eine „Pfütze“ von etwa 3 m Tiefe übrig.

Bedingt durch seine Lage an den steilen Nordabhängen des Katergebirges liegt der Nussensee im Winter lange Zeit ganztägig im Schatten. Dadurch weist er im Winter meistens eine sehr starke Eisdecke auf, bei Hochdruckwitterung bildet sich über der Eisdecke oft ein stabiler Kaltluftsee mit Nebel aus. Im 19. Jahrhundert wurden vom zugefrorenen See Eisblöcke ausgeschnitten und bis in den Sommer zu Kühlzwecken gelagert.

Im Gegensatz zu den arktischen Bedingungen im Winter kann der Nussensee im Sommer an der Oberfläche Temperaturen von mehr als 24 °C erreichen, wobei die Wassertemperatur mit zunehmender Tiefe sehr rasch abnimmt. Die touristische Nutzung zu Badezwecken ist aber gering, weil die wenigen als Liegewiesen in Frage kommenden Flächen in Privatbesitz sind und dem Bürger von einer kleinen Kiesbank abgesehen nur unbequeme Aufenthaltsmöglichkeiten am Seeufer zur Verfügung stehen.



Abb. 79 Geologische Karte Nussensee

Nussensee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	5,5	2,1	4,1
Temperatur	°C	0-1 m	8	23,7	1,6	10,0
pH-Wert		0-1 m	8	8,60	7,90	8,27
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	235	200	218
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	27	0,016	0,004	0,007
Gesamtphosphor	mg/l	9 m	8	0,011	0,005	0,007
Gesamtphosphor	mg/l	17 m	8	0,025	0,006	0,013
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	26	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	17 m	8	0,003	0,001	0,002
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	26	1,400	0,800	0,996
Nitrat-Stickstoff	mg/l	17 m	8	1,000	0,500	0,825
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	26	0,039	0,004	0,009
Ammonium-Stickstoff	mg/l	17 m	8	0,045	0,008	0,017

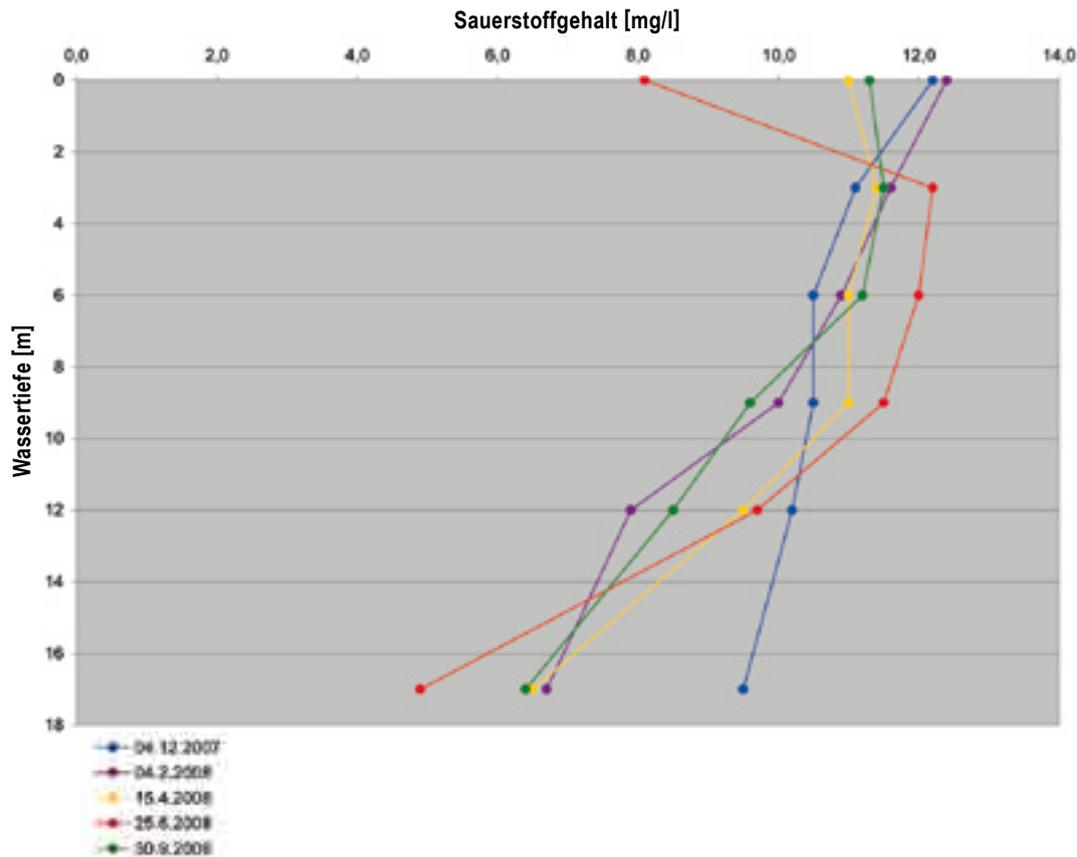


Abb. 80 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Nussensee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	26	12,6	8,1	11,23
Sauerstoff	mg/l	17 m	8	9,5	3,5	5,95
Chlorophyll-a	µg/l	0-16 m	7	6,2	1,0	2,5
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-16 m	9	4,00	0,33	1,18

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffgehalte im Nussensee waren in den Jahren 2007/2008 im allgemeinen unauffällig. An der Oberfläche wurden häufig Werte im Bereich der theoretischen Sättigung gemessen, die höchste Sauerstoffsättigung an der Oberfläche betrug 127 % am 14.5.2007, die niedrigste 87 % am 25.11.2008 bei Volldurchmischung. Bedingt durch die meist gute Sichttiefe war der Sauerstoffgehalt im Sommer in tieferen Schichten höher als an der Oberfläche, den höchsten Sättigungswert haben wir am 25.6.2008 in 3 m Tiefe mit 143 % gemessen.

Über Grund ist in Stagnationsphasen naturgemäß ein deutlicher Sauerstoffschwund zu verzeichnen, wobei bedrohliche Engpässe bei den Untersuchungen 2007/2008 nicht erkennbar waren. Der niedrigste Wert über Grund wurde am 26.9.2007 mit 3,5 mg/l gemessen, alle anderen Werte lagen zum Teil deutlich

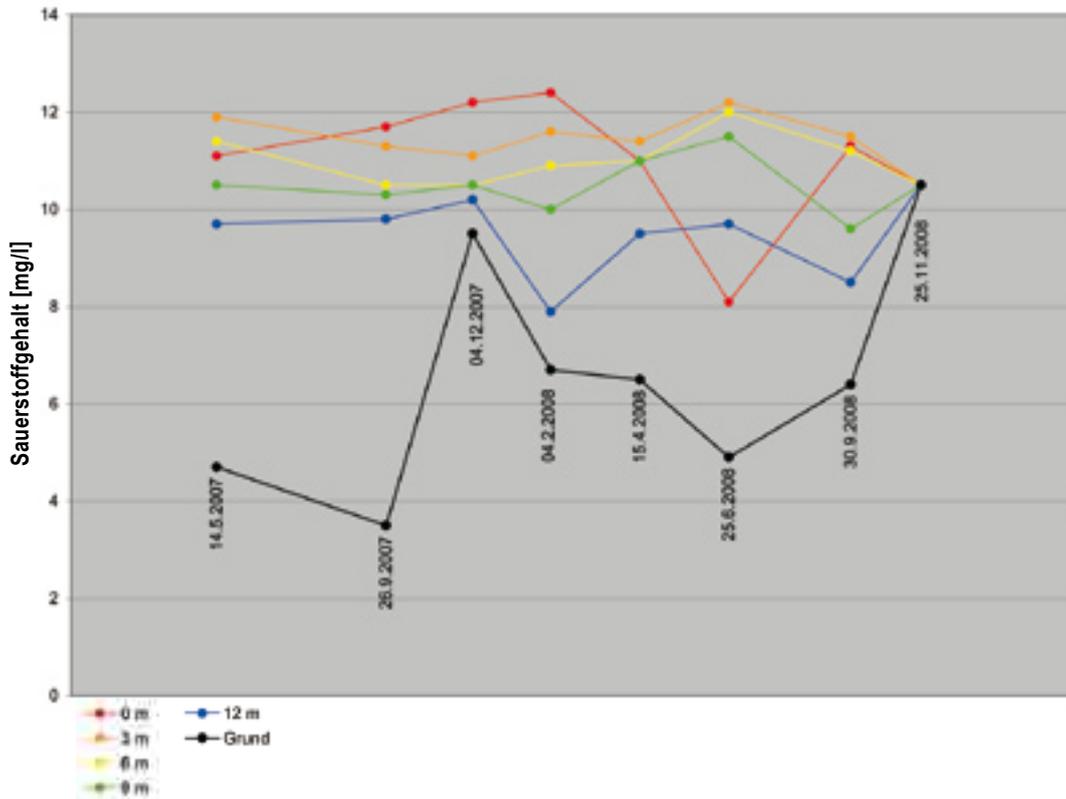


Abb. 81 Sauerstoffgehalt am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

über 4 mg/l (Abb. 80, Seite 138). In der winterlichen Stagnationsphase mit starker Eiskecke waren am 4.2.2008 über Grund immerhin noch 6,7 mg/l Sauerstoff gelöst. Möglicherweise ist dieser erstaunlich hohe Wert auf Karstquellen zurückzuführen, die in der Tiefe in den See münden und dadurch selbst während der Winterstagnation die Sauerstoffvorräte im Tiefenwasser ergänzen.

Eine Volldurchmischung mit homogenem Sauerstoffgehalt im ganzen Wasserkörper scheint sich etwa in der 2. Novemberhälfte einzustellen, am 25.11.2008 hatte die gesamte Wassersäule den gleichen Sauerstoffgehalt, während am 4.12.2007 bei einer Oberflächentemperatur von 2,2 °C bereits eine schwache winterliche Temperaturschichtung ausgebildet war, was auch im Sauerstoffprofil seinen Niederschlag fand (Abb. 81).

Die Frühjahrszirkulationen scheinen, was den Sauerstoffgehalt betrifft, weniger effizient zu sein. Das lassen die niedrigen Tiefenwerte am 14.5.2007 und 25.6.2008 vermuten. Wahrscheinlich ist das für eine Volldurchmischung zur Verfügung stehende Zeitfenster zwischen dem Abschmelzen der Eiskecke und dem Beginn der Ausbildung einer thermischen Schichtung nicht in allen Jahren ausreichend groß.

Phosphor

Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen in den einzelnen untersuchten Tiefenstufen im Mittel deutlich unter 0,01 mg/l, nur über Grund wurden durchschnittlich 0,013 mg/l gemessen. Im Stadium einer nahezu

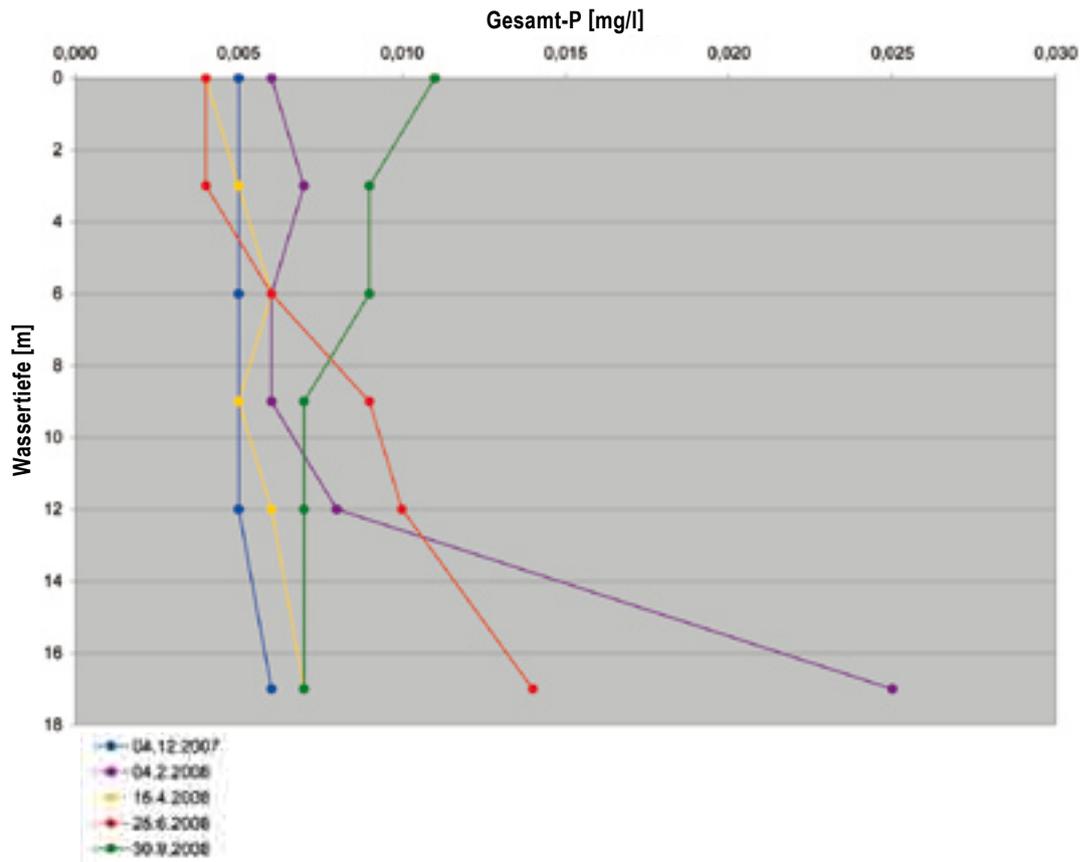


Abb. 82 Gesamtphosphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Nussensee

perfekten Volldurchmischung, wie sie am 25.11.2008 angetroffen wurde, war der Phosphorgehalt im Epilimnion überdurchschnittlich hoch und betrug im gesamten Wasserkörper mit Ausnahme der 6 m Probe 0,011 mg/l.

Die höchsten Phosphorwerte über Grund wurden gegen Ende längerer Stagnationszeiten gemessen, am 26.9.2007 betrug die Konzentration über Grund 0,023 mg/l und am 4.2.2008 0,025 mg/l. Bei der Befahrung am 13.8.1979 wurden mit 0,013-0,019 mg/l wesentlich höhere Konzentrationen an Gesamtphosphor festgestellt (Werth & Müller 1982), wobei der höchste Wert in 2 m Tiefe gemessen wurde. Vergleichbar hohe Werte haben wir im Epilimnion bei keiner unserer Befahrungen festgestellt (Abb. 82).

Weiters gibt es Vergleichsdaten aus dem Jahr 1994 (Schwarz & Jagsch 1998), es wurde damals im Februar und im Juli beprobt, die Werte sind tendenziell etwas niedriger als unsere Messungen zu vergleichbaren Jahreszeiten. Es kann aber von einer guten Übereinstimmung gesprochen werden.

In den membranfiltrierten Proben lagen die Phosphorgehalte fast immer im Bereich von 0,003 mg/l oder darunter. Nur am 26.9.2007 war mit einem Wert von 0,005 mg/l an gelöstem Phosphor über Grund eine geringfügige Tendenz zur Phosphorrücklösung erkennbar. Der Sauerstoffgehalt betrug an diesem Tag über Grund 3,5 mg/l und war damit der niedrigste von uns im Nussensee gemessene Wert. Von den Phosphorgehalten her kann der Nussensee anhand der ÖNORM M 6231 noch als oligotroph mit einem leichten Hang zum „mesotrophen“ Bereich eingestuft werden (Abb. 83).

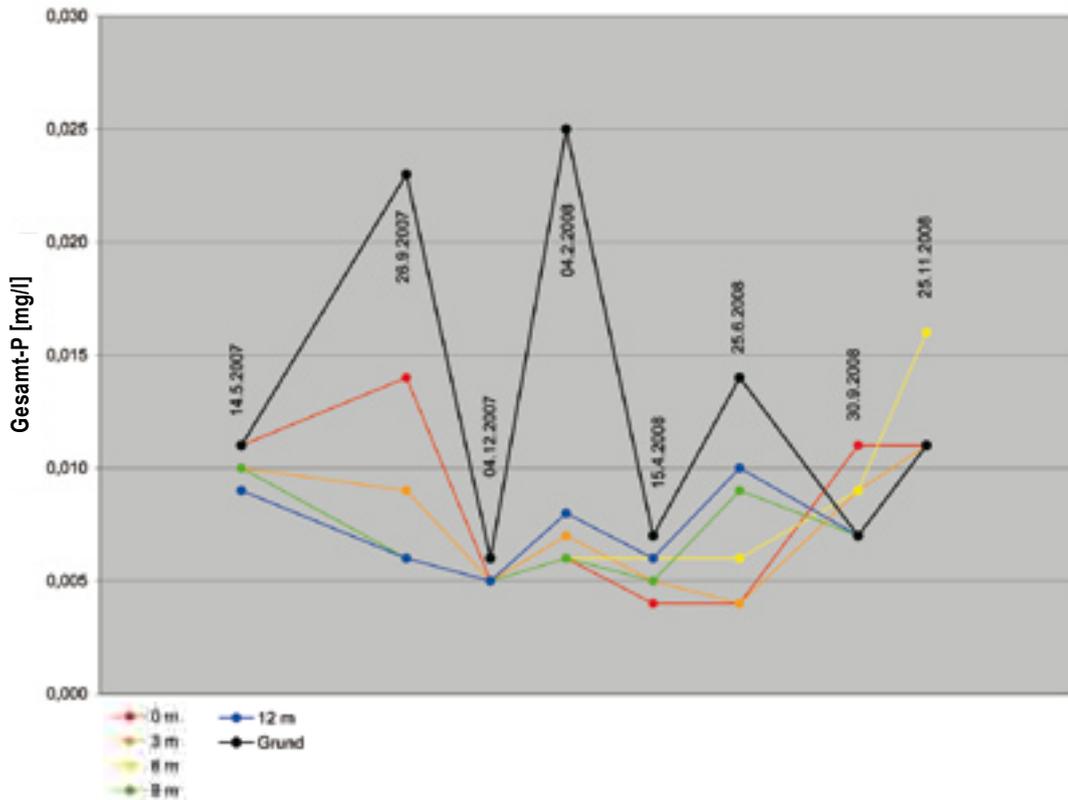


Abb. 83 Gesamtposphorgehalt am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ sind wie bei den meisten vergleichbaren Seen großen jahreszeitlichen und tiefenbedingten Schwankungen unterworfen (Abb. 84, Seite 142).

Die höchsten Werte treten, wie zu erwarten, über Grund am Ende längerer Stagnationsperioden auf, der Spitzenwert wurde am 26.9.2007 mit 0,045 mg/l gemessen. Der Wert mit der höchsten Konzentration an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ fällt daher mit dem höchsten Wert an gelöstem Phosphor und dem niedrigsten Sauerstoff- und Nitratgehalt zusammen. Ziemlich konstant waren die Werte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in 3-9 m Tiefe, mit Mittelwerten zwischen 0,007-0,009 mg/l. Am 13.8.1979 wurden mit 0,044-0,090 mg/l an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ durchwegs bedeutend höhere Werte gemessen (Werth & Müller 1982), während die Werte vom Juli 1994 sehr gut mit unseren Messungen übereinstimmen (Schwarz & Jagsch 1998).

Bei den Ergebnissen der Befahrung im Februar 1994 werden für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ durchwegs Werte von „0“ ohne Angabe der Nachweisgrenze angegeben. Ein Vergleich mit unseren Ergebnissen vom 4.2.2008 ist somit nicht möglich. Festzustellen ist aber, dass die Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ an diesem Tag in allen untersuchten Tiefen überdurchschnittlich hoch waren.

Die Gehalte an $\text{NO}_3\text{-N}$ waren von wenigen Ausnahmen abgesehen sehr konstant im Bereich von 0,8 bis 1,1 mg/l. Der Mittelwert errechnet sich für alle untersuchten Tiefenstufen außer „über Grund“

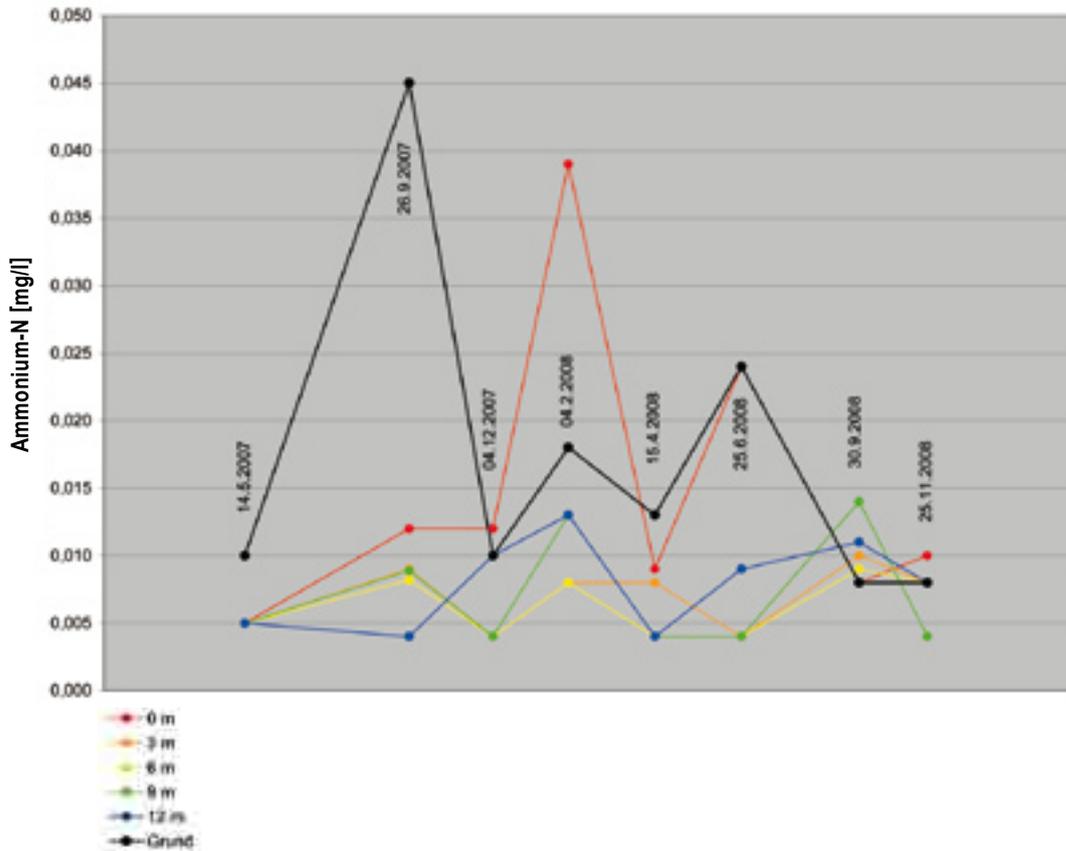


Abb. 84 Gehalt an Ammonium-Stickstoff am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

mit 1,0 mg/l. Am 15.4.2008 lag der Wert im Epilimnion um 1,3 mg/l und somit etwas höher als bei den anderen Untersuchungen. Der niedrigste Wert wurde mit 0,5 mg/l am 26.9.2007 über Grund verzeichnet, die bei dieser Untersuchung festgestellte Ammonium-Anreicherung geht also mit einer deutlichen Nitratreduktion einher, was an sich zwar zu erwarten, aber nicht bei allen untersuchten Seen auch wirklich immer der Fall ist.

Die Messwerte vom 13.8.1979 lagen mit 0,5-0,7 mg/l an $\text{NO}_3\text{-N}$ deutlich unter den Mittelwerten unserer Messungen, wenn man von den Werten über Grund absieht (Werth & Müller 1982). Die Messergebnisse vom Februar 1994 lagen sehr genau im Bereich unserer Werte vom Februar 2008, im Juli 1994 wurden im Epilimnion mit 0,63-0,65 mg/l etwas geringere Gehalte an $\text{NO}_3\text{-N}$ gemessen, als es bei unseren Messungen sowohl im Mittel als auch bei Einzelwerten der Fall war.

Sulfat

Die Sulfatgehalte waren über Grund immer höher als in den darüber liegenden Schichten. Anzeichen einer Sulfatreduktion waren nicht im geringsten zu erkennen, auch war in keiner der über Grund entnommenen Proben Geruch nach Schwefelwasserstoff wahrzunehmen.

In der Winterstagnation war der Sulfatgehalt am 4.2.2008 über Grund mit 12,0 mg/l mehr als fünfmal so hoch wie an der Oberfläche. Eine so starke Sulfatzunahme über Grund wurde bei anderen vergleichbaren

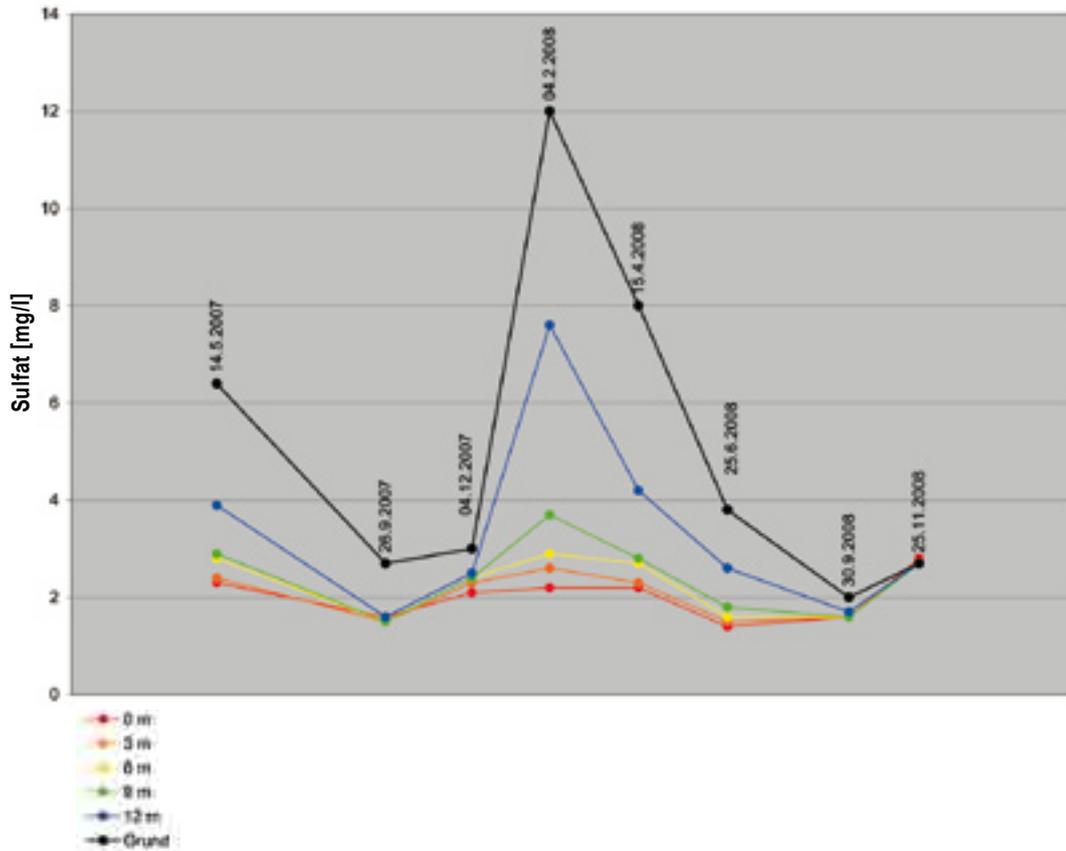


Abb. 85 Sulfatgehalt am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

Seen nicht festgestellt. Möglicherweise liegt ein Einfluss von unterseeisch eintretenden Wässern vor. Allerdings kann bei Karstwässern kaum ein so hoher Sulfatgehalt angenommen werden (Abb. 85).

Sichttiefe

Die Sichttiefe im Nussensee bewegte sich zwischen 2,1 m am 25.11.2008 und 5,5 m am 4.2.2008 und 15.4.2008, der Mittelwert betrug 4,13 m. Eine Messung am 13.8.1979 ergab einen Wert von 3,1 m, was sehr gut mit unseren Septemberwerten von 2007 und 2008 übereinstimmt (Werth & Müller 1982).

Im Februar 1994 wurde eine Sichttiefe von 6,0 m und am 7. Juli 1994 eine solche von 7,2 m gemessen (Schwarz & Jagsch 1998). Beide Werte liegen somit höher als unsere Messungen zu vergleichbaren Jahreszeiten.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Werte für die elektrische Leitfähigkeit bewegten sich im Bereich von 200-295 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und es war zumeist ein sehr deutlicher vertikaler Gradient zu erkennen. Die höchsten Werte traten in der Winterstation am 4.2.2008 auf.

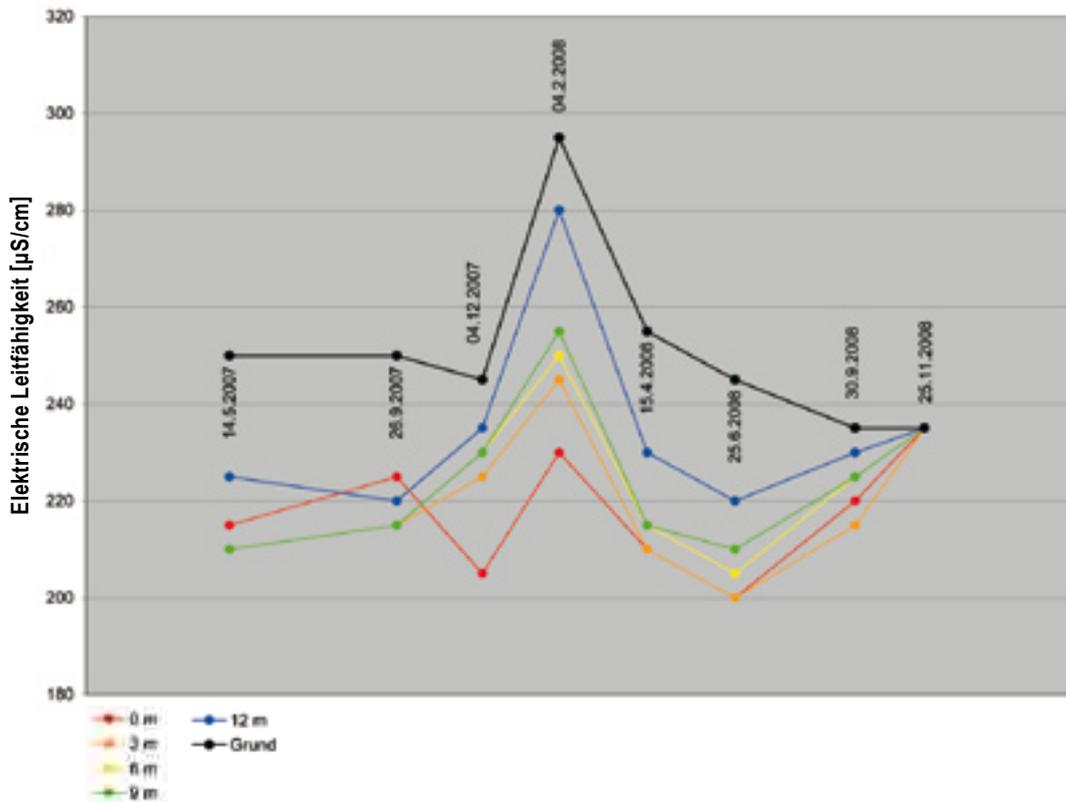


Abb. 86 Elektrische Leitfähigkeit am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

Die Leitfähigkeitsprofile bestätigen die schon vorher beschriebene Charakteristik, dass die Frühjahrszirkulation im Nussensee zumindest manchmal sehr unvollständig verlaufen dürfte, während bei der Befahrung am 25.11.2008 der See in perfekter Voldurchmischung angetroffen wurde (Abb. 86).

Die Werte vom 13.8.1979 wurden auf die heute verbindliche Referenztemperatur von 25 °C umgerechnet und liegen nach dieser Korrektur mit 220-233 µS/cm innerhalb der Bandbreite unserer Messungen (Werth & Müller 1982). Die Übereinstimmung mit den September-Werten von 2007 und 2008 ist hervorragend.

Auch mit den Werten des Jahres 1994 ist eine ideale Übereinstimmung festzustellen (Schwarz & Jagsch 1998). Die bei mehreren anderen Seen zu beobachtende tendenzielle Zunahme der Leitfähigkeit gegenüber früheren Untersuchungen ist beim Nussensee nicht zu erkennen.

Wassertemperatur

Der Nussensee ist bekannt für seine besonders niedrigen Wassertemperaturen in Zeiten, in denen starke Sonneneinstrahlung fehlt. So trägt er regelmäßig eine dicke Eisdecke (die vor Erfindung der Kühlmaschinen sogar halbindustriell abgebaut und genutzt wurde). Im Jahr 2007 hatte sich Anfang Dezember bereits eine winterliche Temperaturschichtung eingestellt, bei anderen vergleichbaren Seen war um diese Zeit die Herbstzirkulation gerade einmal in Gang gekommen.

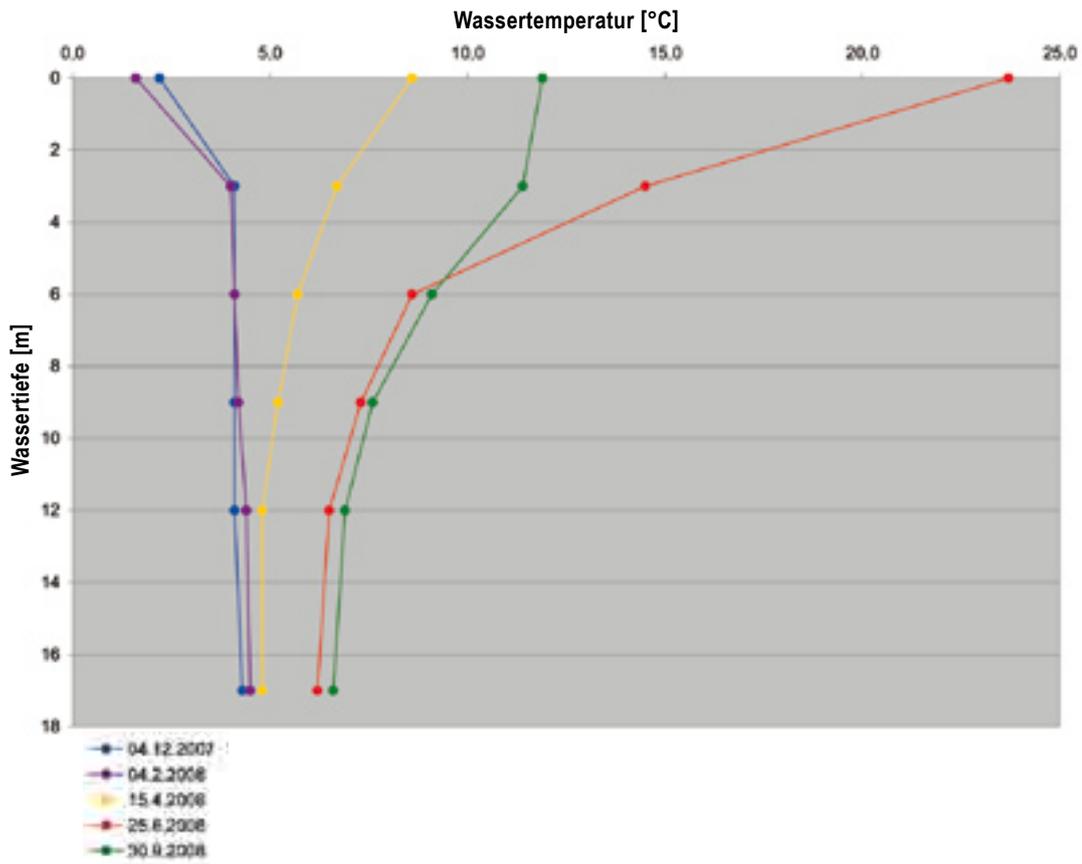


Abb. 87 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Nussensee

In der Winterstagnation ist eine leichte Zunahme der Wassertemperatur mit steigender Tiefe zu erkennen, über Grund wurden 4,5 °C gemessen (Abb. 87). Die Untersuchungen im Februar 1994 ergaben praktisch den gleichen Befund (Schwarz & Jagsch 1998).

In Zeiten mit starker Sonneneinstrahlung können bedingt durch die windgeschützte Lage an der Oberfläche Badeseetemperaturen erreicht werden. Am 25.6.2008 betrug die Wassertemperatur an der Oberfläche 23,7 °C, wobei aber ein außerordentlich großer Temperaturgradient zu beobachten war. In 3 m Tiefe wurden nur mehr 14,5 °C und in 6 m sogar nur mehr 8,6 °C gemessen. Beim nahegelegenen und viel tieferen Schwarzensee wurde am gleichen Tag zwar eine vergleichbare Oberflächentemperatur aber eine wesentlich geringere Abnahme in 3 und 6 m Tiefe festgestellt. Es ist also anzunehmen, dass eine Erwärmung des Nussensees nur an der Oberfläche stattfindet und dauerhaft hohe Temperaturen nur so lange erreicht werden, sowie sommerliches Schönwetter herrscht, weil sich kaum ein tiefer reichender Wärmepuffer ausbilden kann (Abb. 88, Seite 146).

Bei der Untersuchung am 7.7.1994 wurde ein ähnlicher, insgesamt aber etwas weniger steiler Temperaturgradient beobachtet. Im damaligen Untersuchungsbericht wird treffend angemerkt, dass diese Temperaturverteilung eher an eine Sprungschicht als an ein Epilimnion erinnert (Schwarz & Jagsch 1998). Bei der Untersuchung am 13.8.1979 wurde ein Temperaturgefälle von 15,4 °C an der Oberfläche auf 6,7 °C in 8 m Tiefe gemessen. Auch damals wurde festgestellt, dass kein Epilimnion im eigentlichen Sinne vorhanden ist (Werth & Müller 1982).

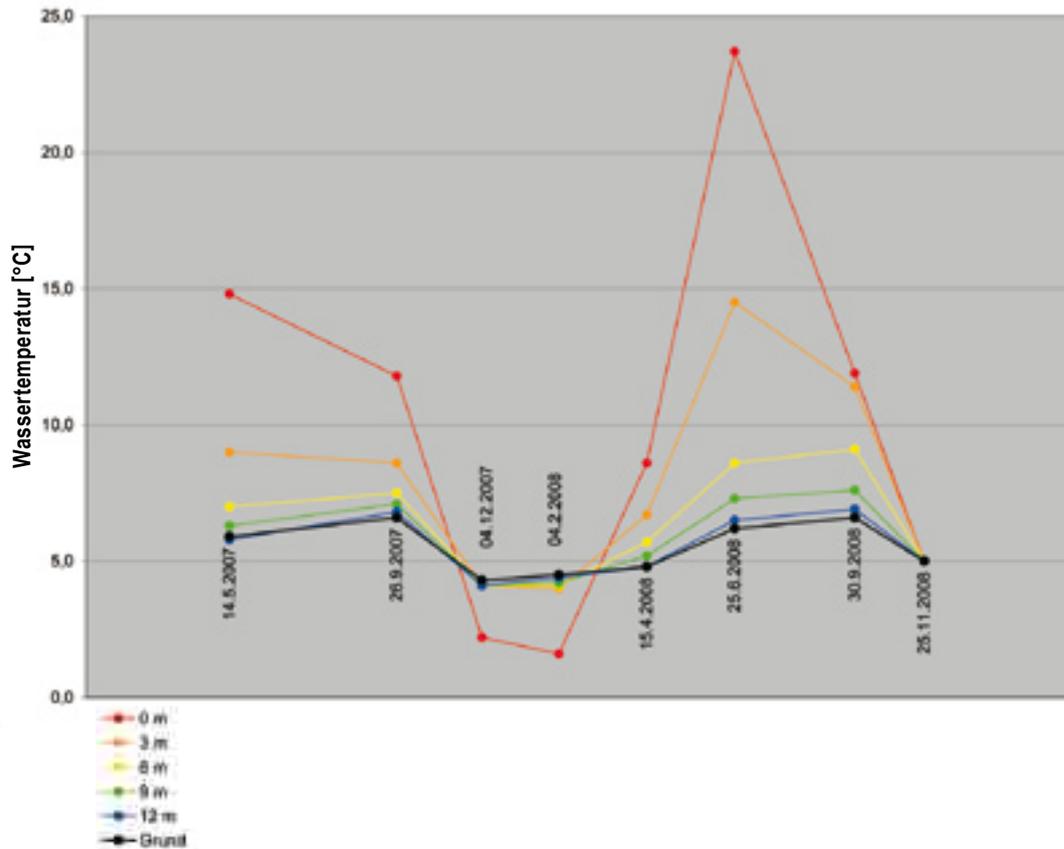


Abb. 88 Wassertemperatur am Grund und in 0, 3, 6, 9 und 12 m Tiefe, Nussensee

Chlorophyll

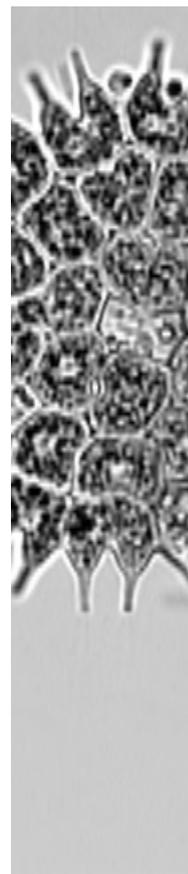
Die Chlorophyllgehalte reichten im Untersuchungszeitraum 2007/2008 von 1,0 µg/l in der Endphase einer stabilen thermischen Schichtung am 26.9.2007 bis zu 6,20 µg/l in der Vollzirkulation am 25.11.2008. Der Mittelwert aller 7 durchgeführten Messungen beträgt 2,54 µg/l. Die Mehrzahl der Werte lag deutlich unter 4 µg/l, was im Sinn der ÖNORM M 6231 dem „oligotrophen“ Bereich, allenfalls mit leichter Tendenz zur „mesotrophen“ Stufe zuzuordnen ist.

Die Untersuchungen des Jahres 1994 zeigten ein absolut vergleichbares Bild. Im Februar 1994 wurden 0,83 µg/l gemessen, dem steht ein Wert von 1,1 µg/l im Februar 2008 gegenüber. Der im Juli 1994 gemessene Wert von 2,16 µg/l deckt sich mit den von uns unter sommerlichen Bedingungen gemessenen Werten (z.B. 2,20 µg/l am 25.6.2008).

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das durchschnittliche Biovolumen hat sich von 0,44 mm³/L im Jahr 2007 auf das Vierfache (1,76 mm³/L) im Jahr 2008 erhöht, wobei erst die Werte ab der Jahresmitte 2008 bis zu einem Maximalwert von

4,0 mm³/L im November (November 2007: 0,58 mm³/L) anstiegen. Chlorophyceen sind im Nussensee ab dem September-Termin 2007 und das gesamte Jahr 2008 die mit deutlichem Abstand vorherrschende Algengruppe, was hauptsächlich auf *Dictyosphaerium pulchellum* zurückgeführt werden muss. Nur im Frühjahr und Frühsommer 2007 dominieren Bacillariophyceen mit kleinen *Cyclotella* sp., die 2008 zwar auch regelmäßig vorhanden sind, aber an Bedeutung verloren haben. Auch Cryptophyceen kommen häufig vor, wobei sie 2008 nur noch im Jänner über 10 % der Biomasse erbringen. Da verstärktes Auftreten von Grünalgen einen höheren Nährstoffgehalt anzeigt, sank der EQR von 0,71 (2007) auf 0,42 (2008), was das Absinken vom „guten“ auf einen „mäßigen“ ökologischen Zustand bedeutet (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



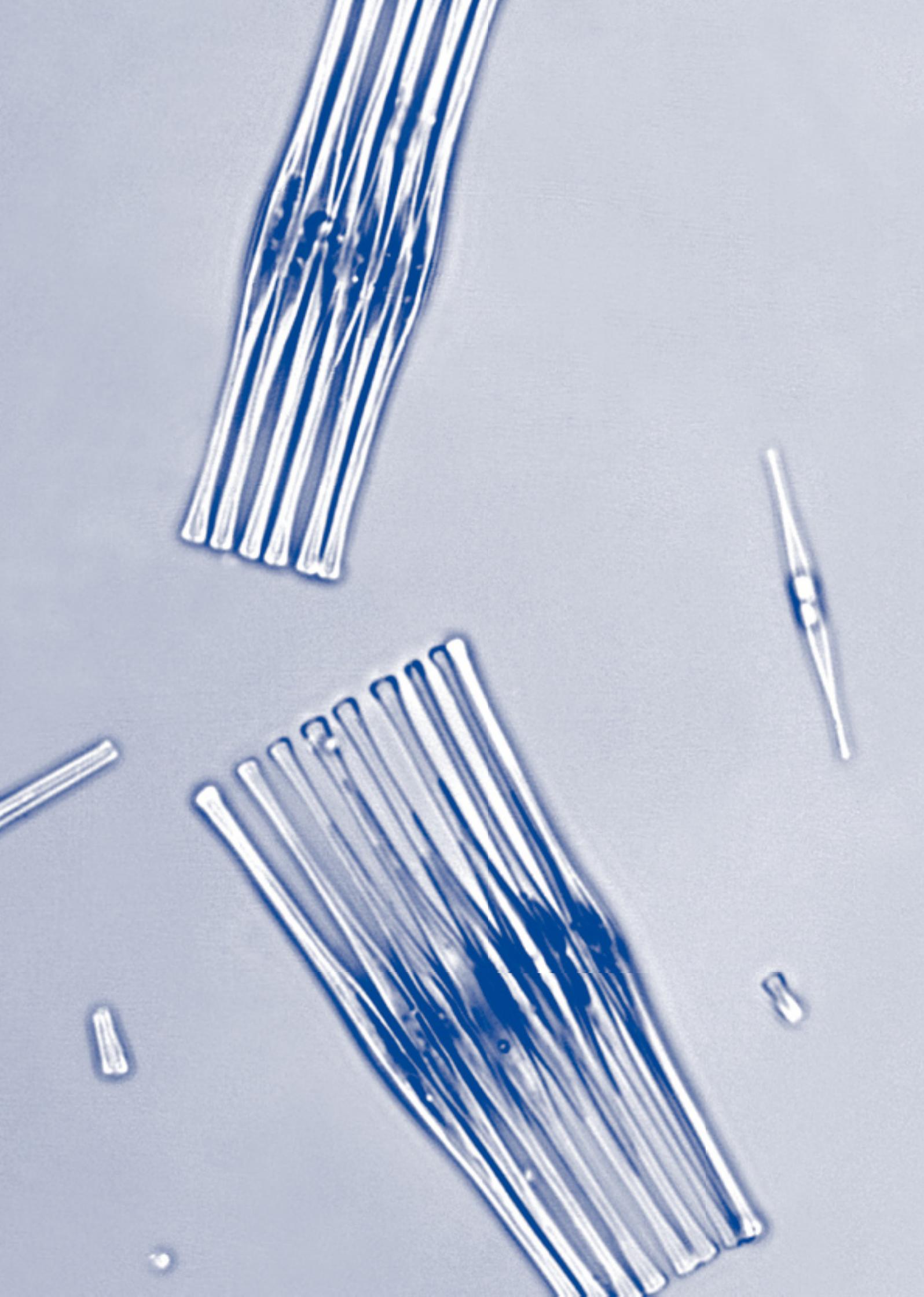
Nussensee Phytoplankton

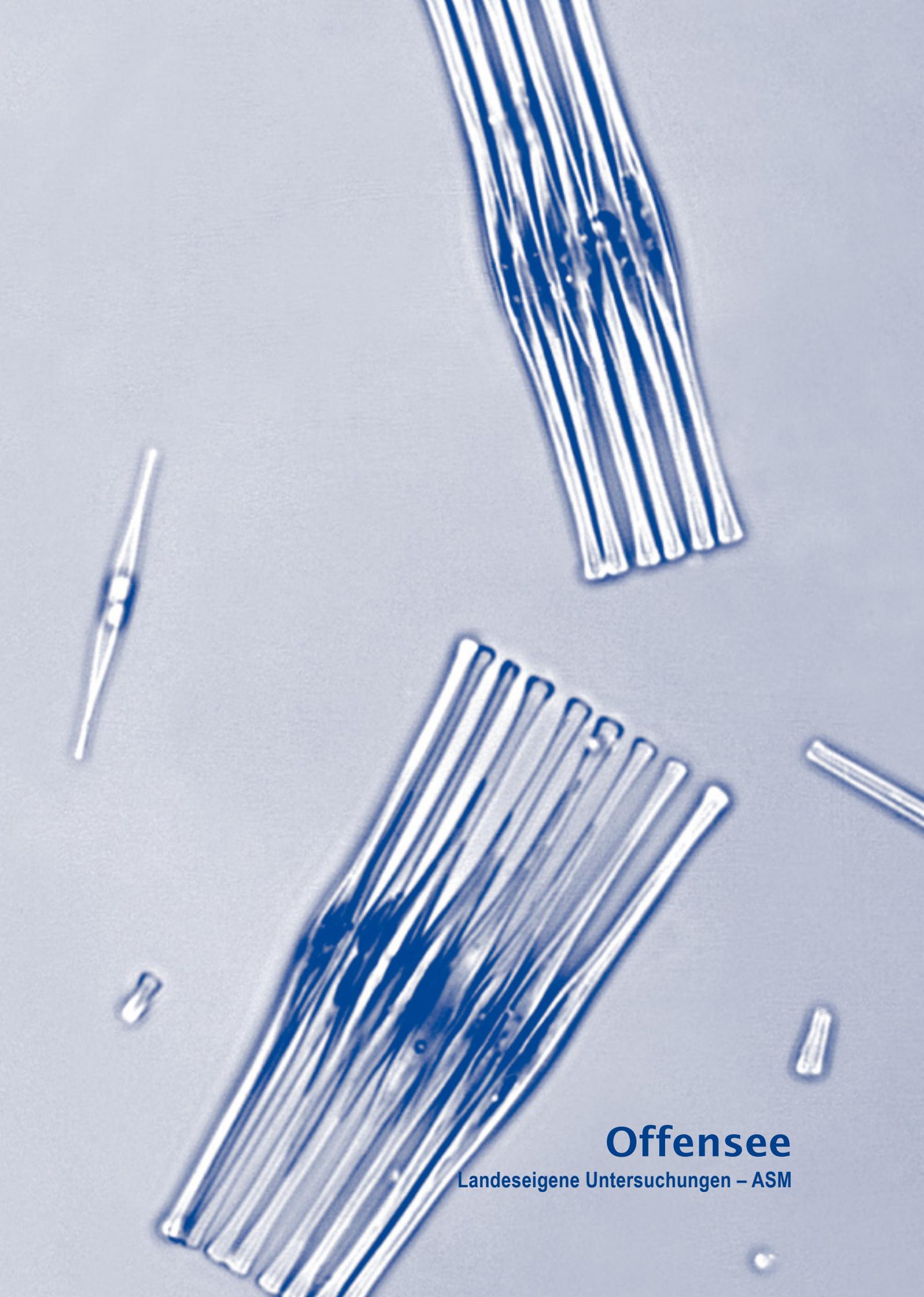
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,71	0,42	0,565
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Mäßig	Mäßig

Trophie

Nussensee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph	1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph	1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	mesotroph	2	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
3,48	mesotroph	2	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph-mesotroph	1,46	100 %





Offensee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 89 Offensee

Allgemeines

Der Offensee befindet sich im Gemeindegebiet von Ebensee am nordwestlichen Rand des Toten Gebirges und zwar nördlich der Rinnerkogel-Schönberggruppe auf etwa $47^{\circ}45'$ nördlicher Breite und $13^{\circ}51'$ östlicher Länge. Sein Wasserspiegel liegt unter Normalbedingungen auf 649 m Meereshöhe, die Spiegelschwankungen sind im Regelfall gering. Die von uns untersuchte Stelle hat die Koordinaten 487900/290650 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz, die Wassertiefe beträgt an dieser Stelle etwa 38 m (Abb. 89 und 90).

Der Zufluss zum Offensee erfolgt hauptsächlich von Süden her in erster Linie unterirdisch aus den dort lagernden Kalkschottern. Der einzige nennenswerte oberirdische Zufluss ist der Rinnerbach, in den kurz vor der Einmündung in den See linksufrig der Grünbach einmündet. Diese beiden Bachläufe fallen oberirdisch sehr häufig trocken. Die im Einmündungsbereich oft frühe Eisschmelze und die dort vergleichsweise niedrigeren Wassertemperaturen im Sommer lassen aber annehmen, dass durch den Schotterkörper, der das Bachbett bildet, ein permanenter Wasserzufluss stattfindet. Das Einzugsgebiet liegt in einem von den steilen Nordabstürzen des Weißhorns und des Rinnerkogels begrenzten Talkessel. Abgänge von Großlawinen und Hochwässer in diesem Bereich können für erhöhte Nährstoffeinträge sorgen.

Den einzigen oberflächlichen Abfluss bildet der Offenseebach, der nach seinem Zusammenfluss mit dem Gimbach als Frauenweißenbach in der Ortschaft Lahnstein in die Traun mündet. Der Offensee bietet an drei Seiten, vor allem aber am Südufer mit einladenden Kies- und Schotterbänken, eine gute Zu-

gangs- und Liegemöglichkeit für Badende, was zusammen mit den im Sommer einladenden Wassertemperaturen einen regen Badetourismus bewirkt. Die Badeplätze sind für den Bürger nicht mit dem Fahrzeug erreichbar, von einem großen Parkplatz am Nordostende muss ein viertelstündiger Fußmarsch über Forststraßen zum Südufer in Kauf genommen werden. Dafür ist der Seebereich fast frei von Verkehrslärm.

Lediglich das Nordufer ist von touristischen Aktivitäten fast zur Gänze verschont, hier befindet sich ein ausgedehnter Flachwasserbereich mit grundlos tiefem, kalkigem Schlamm. Dieser Flachwasserbereich geht in einen schmalen Schilfgürtel und anschließend in ausgedehnte, flache Feuchtwiesen über. Dem Anschein nach findet von Nordosten her eine langsame Verlandung des Offensees statt.



Abb. 90 Geologische Karte Offensee

Offensee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	13	2,9	9,7
Temperatur	°C	0-1 m	8	21,8	2,6	10,59
pH-Wert		0-1 m	8	8,74	8	8,3
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	275	215	253
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	25	0,012	0,002	0,004
Gesamtphosphor	mg/l	20 m	9	0,007	0,002	0,004
Gesamtphosphor	mg/l	38 m	9	0,017	0,003	0,008
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	38 m	9	0,003	0,001	0,001
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,80	0,50	0,66
Nitrat-Stickstoff	mg/l	38 m	9	0,70	0,02	0,47
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	23	0,024	0,005	0,01
Ammonium-Stickstoff	mg/l	38 m	9	0,22	0,011	0,1
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	11,2	8,9	10,3

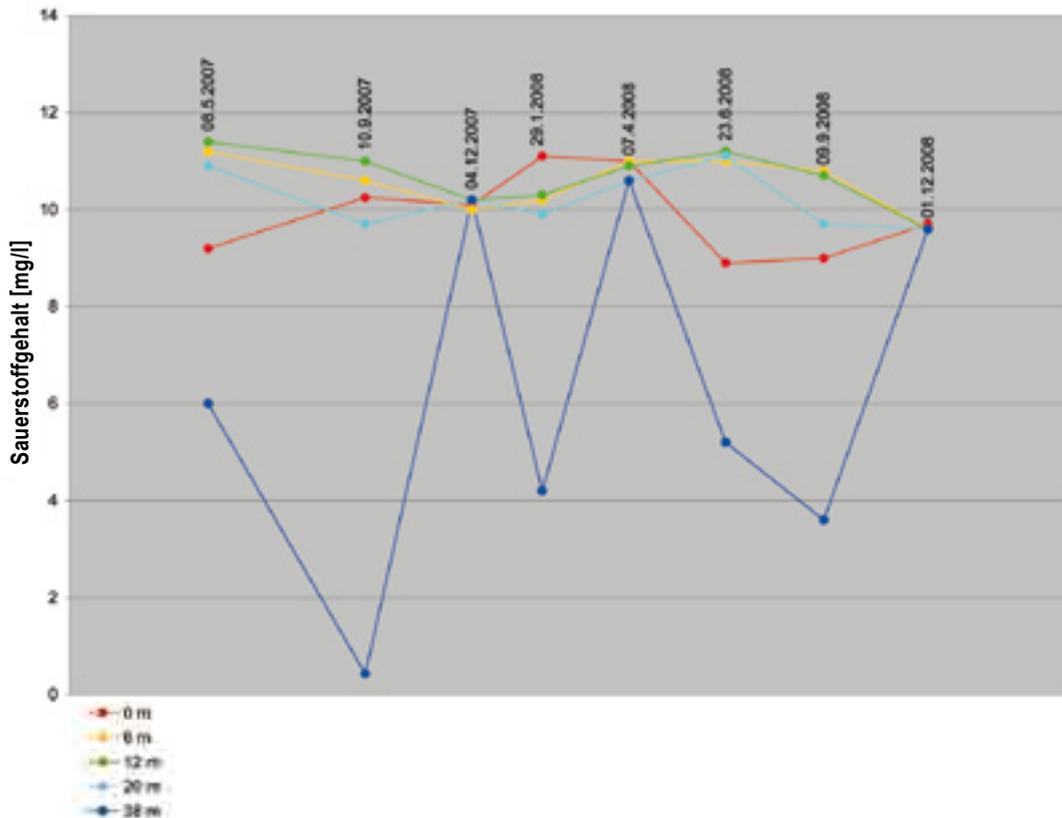


Abb. 91 Sauerstoffgehalt in 0, 6, 12, 20 und 38 m Tiefe, Offensee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sauerstoff	mg/l	38 m	9	10,6	0,4	6,7
Chlorophyll-a	µg/l	0-20 m	7	1,5	0,5	0,9
Biovolumen-PHP gew.	mm ³ /l	0-20 m	9	0,50	0,07	0,33

Sauerstoffgehalt

Die epilimnischen Sauerstoffgehalte im Offensee bewegen sich fast ausnahmslos im Bereich der Sättigung, nur während der herbstlichen Vollzirkulation und in Zeiten längerer Eisbedeckung sinken die Werte etwas unter 90 % der theoretischen Sättigung. Über Grund fallen die Werte am Ende der Sommerstagnation wie auch während der Winterstagnation deutlich ab, Werte von etwa 4 mg/l scheinen der Regelfall zu sein (Abb. 91).

Allerdings dürfte diese Sauerstoffabnahme über Grund (38 m) meistens nur auf den letzten wenigen Metern erfolgen, zusätzliche Messungen (z.B. am 29.1.2008 und 3.2.2009) haben gezeigt, dass sogar in 35 m Tiefe noch Sauerstoffgehalte von 9 mg/l vorgeherrscht haben. Der Sauerstoffgradient über Grund ist mitunter so steil, dass am 3.2.2009 innerhalb von nur 50 cm eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes um 30 % gemessen wurde. Die über Grund gemessenen Werte sind daher sehr stark vom Zufall beeinflusst, bereits wenige Zentimeter zeigen deutliche Auswirkungen auf das Messergebnis.

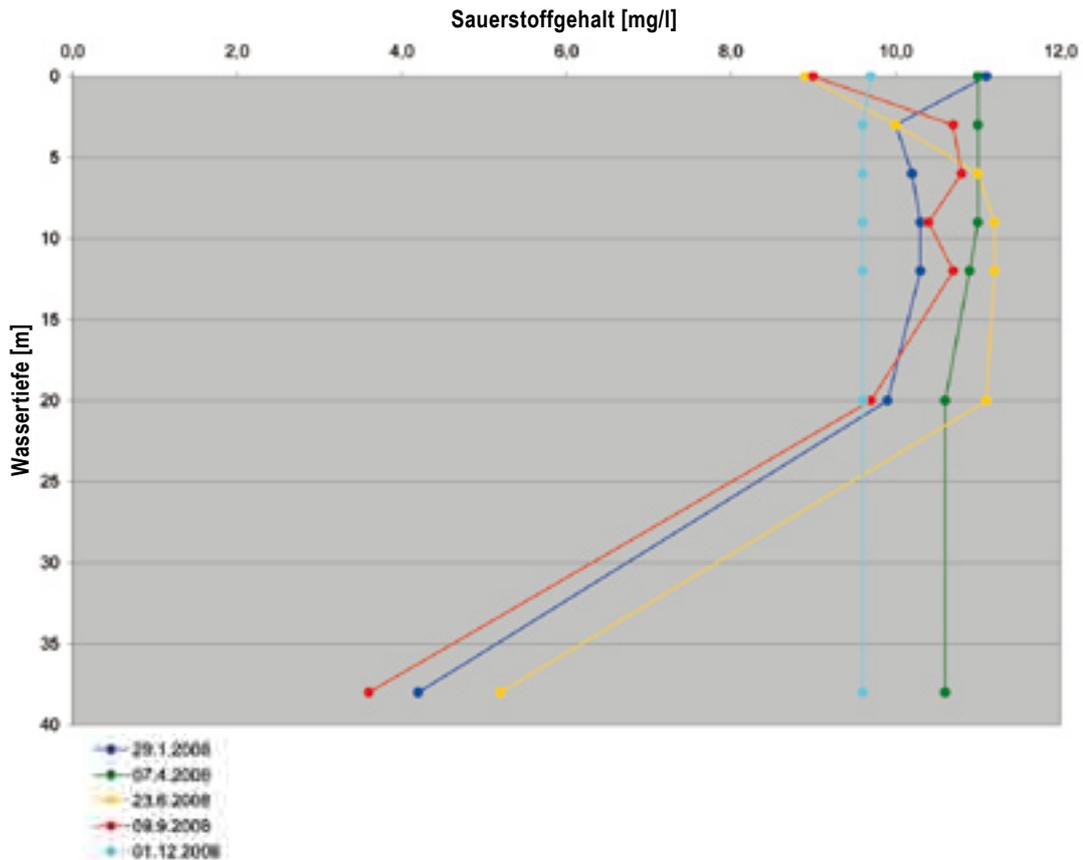


Abb. 92 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Offensee

Der niedrigste über Grund gemessene Wert stammt vom 10.9.2007 mit 0,7 mg/l. Allerdings ist dieser Befahrung eine mehrtägige Phase mit Extremniederschlägen vorausgegangen, es gab im Einzugsgebiet massive Abschwemmungen und Rutschungen. Wir haben an diesem Tag mit nur 2,9 m eine für den Offensee ungewöhnlich niedrige Sichttiefe gemessen. Auch die Werte für DOC und Nitrit waren deutlich von der Norm abweichend, ein stark erhöhter Wert für Gesamtcoliforme Bakterien in der Seemitte belegt zusätzlich den Einfluss durch Oberflächenabschwemmungen. Bei diesem Extremereignis dürfte sehr viel organisches Material in das Hypolimnion gelangt sein und den Sauerstoffhaushalt dort erschöpft haben.

Der Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt eine recht gute Übereinstimmung zu dem Sauerstoffprofil vom 20.8.1978 (Werth & Müller 1982). Am besten decken sich die Untersuchungen von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) mit unseren Messungen der Jahre 2007/2008. Man hat damals am 16.3.1994 eine perfekte Volldurchmischung festgestellt, am 4.8.1994 zeigte sich eine für die Jahreszeit typische Schichtung mit einem Sauerstoffgehalt von immerhin noch 6,8 mg/l in 35,7 m Tiefe. Auch die Messungen des Bundesamtes für Wasserwirtschaft von 2002 bis 2005 (Gassner et al. 2006) erbrachten im Wesentlichen Ergebnisse, die mit unseren Messungen vergleichbar sind. Allerdings wurden damals jeweils im Oktober über Grund häufiger Sauerstoffkonzentrationen von deutlich unter 1 mg/l gemessen, als es bei unseren Untersuchungen im September der Fall war. Auch die Juli-Werte 2002 bis 2005 lagen unter unserem September-Wert von 2008.

Daraus einen Trend zur Verbesserung oder Verschlechterung der hypolimnischen Sauerstoffversorgung abzuleiten, erschiene allerdings vermessen, wenn man sich die unwägbareren Zufälligkeiten vor Augen hält, die die Sauerstoff-Messungen über Grund beeinflussen können. Gleiches gilt für die Einstufung des

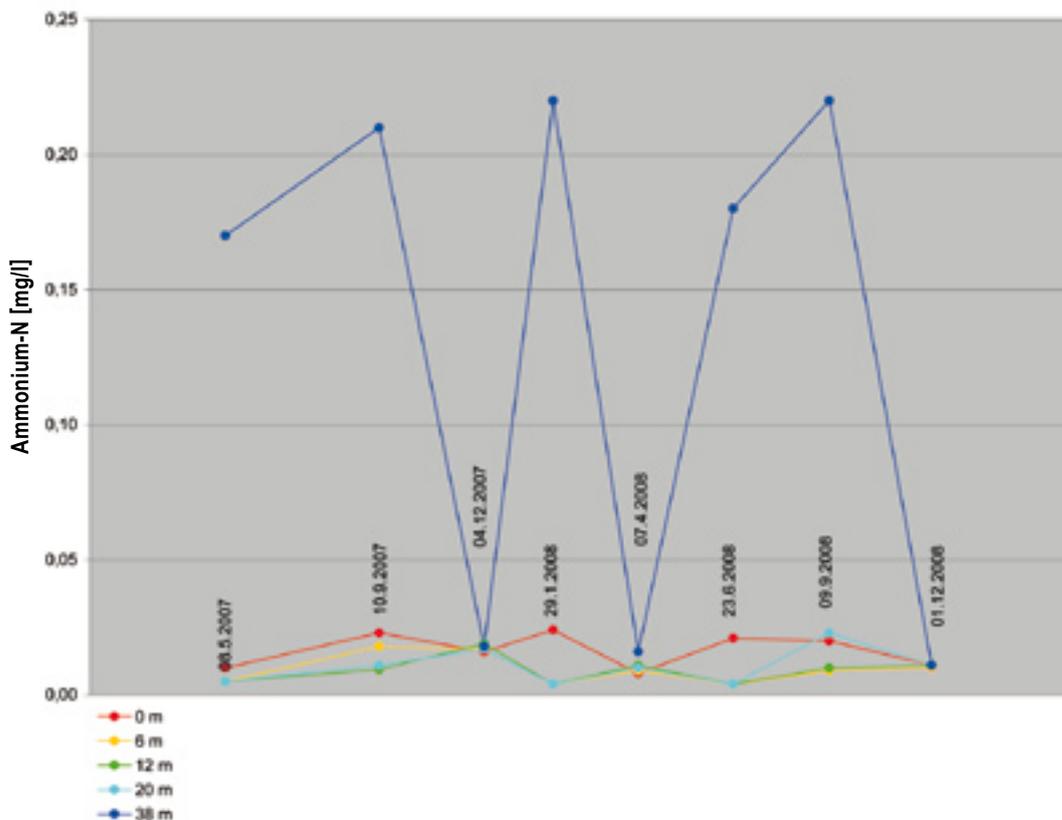


Abb. 93 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 0, 6, 12, 20 und 38 m Tiefe, Offensee

Trophiezustandes. Nur ein Wert lag über Grund unter 20 % Sauerstoffsättigung (nach Hochwasser am 10.9.2007). Als Schlussfolgerung aus den bisherigen zwei Untersuchungsjahren drängt sich die Notwendigkeit auf, beim Offensee in Hinkunft auch Beprobungen auf 30 und 35 m Tiefe durchzuführen – was für 2009 bereits in die Wege geleitet wurde (Abb. 92, Seite 153).

Markant ist jedenfalls die Tatsache, dass im Offensee jährlich ein- bis zweimal eine Zirkulation stattfindet, die vom Grad der Homogenisierung des Wasserkörpers her mit keinem anderen von uns untersuchten oberösterreichischen See ähnlicher Tiefe zu vergleichen ist. Vor allem die Herbstzirkulationen scheinen sehr verlässlich und vollständig zu sein.

Phosphor

Die Mittelwerte für den Gesamtphosphor-Gehalt lagen in den von uns untersuchten Tiefenstufen des Epilimnions zwischen 0,004 und 0,005 mg/l mit einzelnen Werten von 0,008 mg/l. Lediglich am 10.9.2007 (nach Hochwasser) wurde in 3 m Tiefe ein Wert von 0,012 mg/l gemessen, gleichzeitig war an diesem Tag mit 0,017 mg/l der höchste über Grund gemessene Wert zu verzeichnen.

Die Werte entsprechen sehr gut den Untersuchungen aus dem Jahr 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) und hinsichtlich des Epilimnions auch denen des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 2002-2005 (Gassner et al. 2006). Allerdings hat das Bundesamt für Wasserwirtschaft im Oktober 2003 über Grund einen

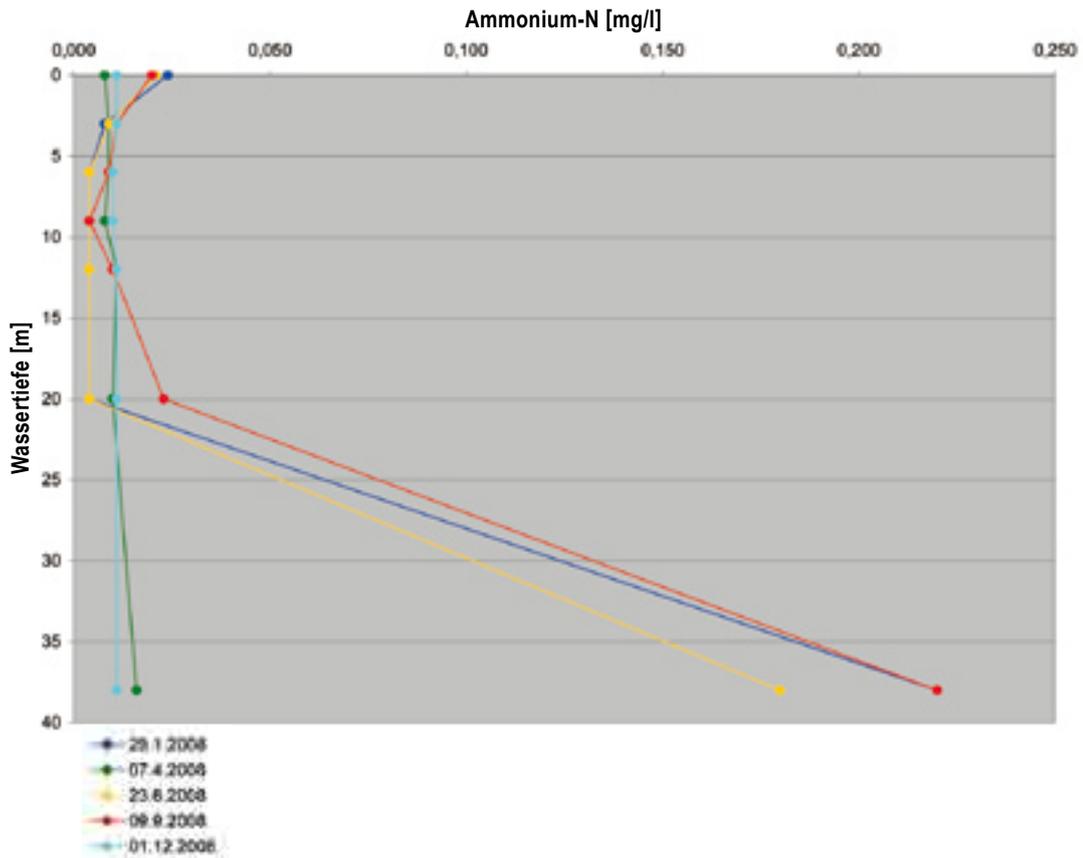


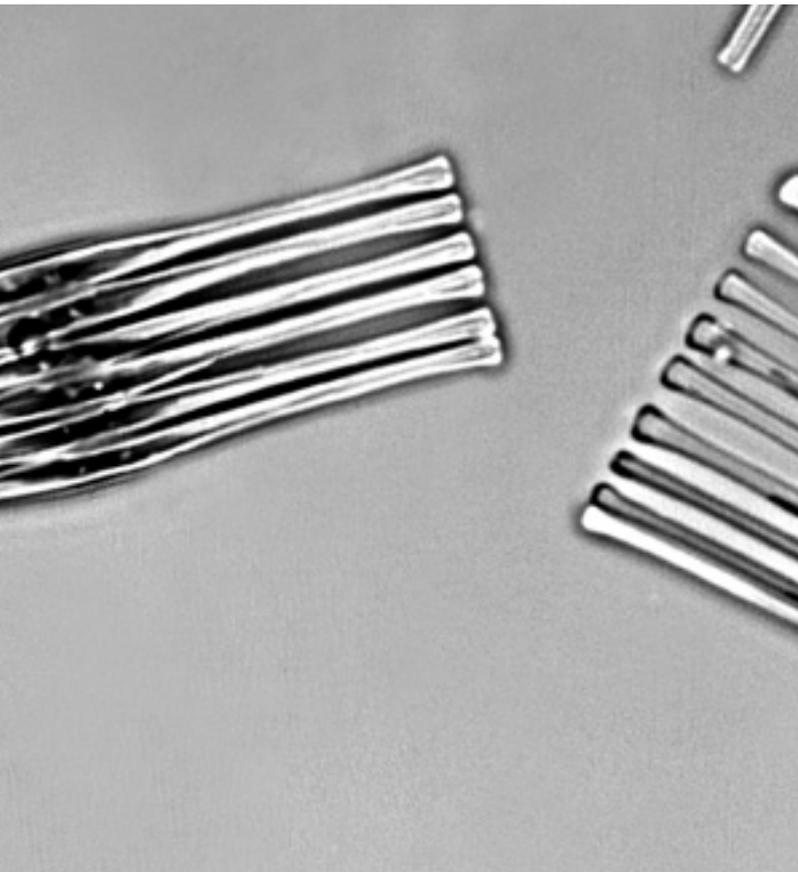
Abb. 94 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Offensee

Gesamtposphor-Gehalt von 0,036 mg/l und einen Gehalt an Orthophosphat-Phosphor von 0,014 mg/l gemessen. Vergleichbare Werte haben wir bei unseren insgesamt 9 bisherigen Untersuchungen nicht beobachtet, vor allem lagen alle unsere Werte für Gesamtposphor in der filtrierten Fraktion und erst recht die für den Orthophosphat-Phosphor über Grund im Bereich der statistisch abgesicherten Bestimmungsgrenze von 0,002 mg/l. Tendenzen für eine Phosphorrücklösung waren in unserem Untersuchungszeitraum also nicht erkennbar. Anscheinend haben im Herbst 2003 nach dem „Jahrhundertsommer“ aus welchen Gründen auch immer im Hypolimnion außergewöhnlich anaerobe Verhältnisse geherrscht.

Am 20.8.1979 wurden im Epilimnion Gesamtposphorwerte gemessen, die mit Werten von 0,013-0,018 mg/l um Größenordnungen über allen späteren uns bekannten Untersuchungen lagen (*Werth & Müller 1982*). Im Bezug auf den Gehalt an Gesamtposphor ist der Offensee auf Basis unserer Untersuchungen jedenfalls als „oligotroph“ einzustufen. Auf eine grafische Darstellung der Phosphorwerte wird verzichtet.

Ammonium und Nitrat

Wie aufgrund der Sauerstoffmessungen zu erwarten ist, zeigt sich am Ende von Stagnationsphasen über Grund ein deutlicher Trend zur Ammonium-Anreicherung. Mit erstaunlicher Regelmäßigkeit haben sich im September 2007 und 2008 sowie Ende Jänner 2008 über Grund für NH_4^+ -N Werte zwischen 0,21 und 0,22 mg/l eingestellt (Abb. 93, Seite 154).



Die epilimnischen Werte in 3 bis 12 m Tiefe lagen in den Stagnationsphasen im Allgemeinen etwas unter 0,01 mg/l, wobei die statistisch gesicherte Bestimmungsgrenze des Labors von 0,008 mg/l bei einzelnen Proben unterschritten wurde. Bei der hochwasserbeeinträchtigten Beprobung am 10.9.2007 lagen die epilimnischen Werte bedeutend höher, sollten aber nicht als repräsentativ angesehen werden. In Zirkulationsphasen bewegten sich die Konzentrationen für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ im Epilimnion zwischen 0,008 und 0,017 mg/l. Die Werte an der Oberfläche waren bei unseren Untersuchungen häufig um einiges höher als in 3-12 m, der höchste Wert wurde am 29.1.2008 unter einer Eisdecke gemessen, der Messwert betrug 0,024 mg/l, bereits in 3 m Tiefe waren es aber nur mehr 0,008 mg/l.

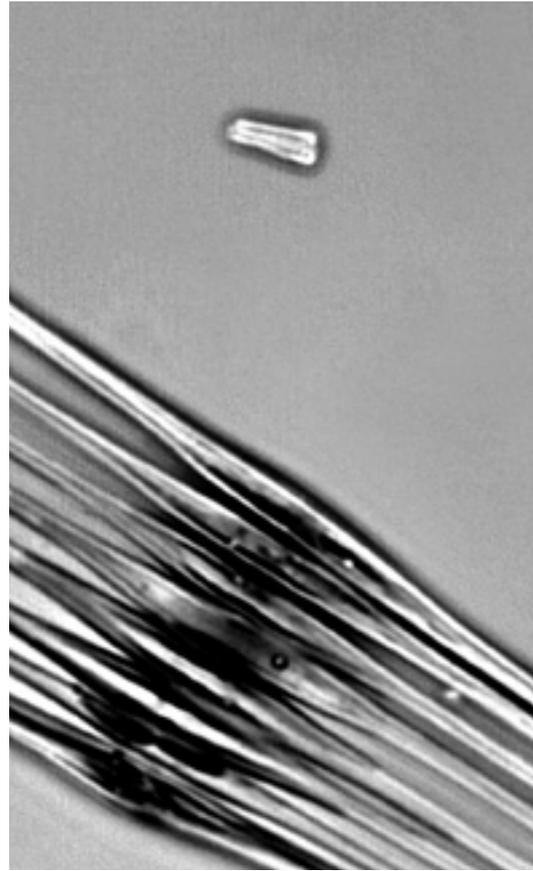
Bei den regelmäßigen Vollzirkulationen kommt es auch zu einem völligen Ausgleich der $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen von der Oberfläche bis zum Grund (z.B. 1.12.2008).

Der Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt ein recht uneinheitliches Bild: Am 20.8.1979 wurden wie beim Phosphor durchwegs höhere Werte gemessen (*Werth & Müller 1982*) und zwar lagen die Ergebnisse zwischen 0,035 mg/l in 2,5 m Tiefe und 0,347 mg/l über Grund, jeweils ausgedrückt als NH_4^+ , das entspricht 0,027-0,27 mg/l ausgedrückt als $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Die Untersuchungen von 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) zeigen eine Tendenz in die andere Richtung. Am 16.3.1994 wurden nur an der Oberfläche 0,002 mg/l gemessen, darunter lagen die Werte bis zum Grund unter der Nachweisgrenze, jedenfalls unter 0,002 mg/l. Am 4.8.1994 wurden im Epilimnion Werte gemessen, die mit unseren Septemberwerten sehr gut übereinstimmen, bemerkenswert ist allerdings ein Wert von nur 0,001 mg/l über Grund in der Mitte der Sommerstagnation. 2002 bis 2005 wurden im Hypolimnion wieder bedeutend höhere Werte von 0,034-0,115 mg/l mit Gesamtjahresmittelwerten um 0,0047 mg/l ermittelt (*Gassner et al. 2006*); diese Werte liegen deutlich über den Werten von 1994 aber etwas unter den Werten von 2007/2008. Ob daraus ein Trend abzulesen ist, werden künftige Untersuchungen zeigen (Abb. 94, Seite 155).

Im Sommer 2003, der schon bei den Phosphorwerten über Grund auffällig war, wurde ebenfalls über Grund ein Wert von 0,600 mg/l an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ erreicht. Auch nur annähernd Vergleichbares ist bei unseren Untersuchungen bislang noch nicht aufgetreten. Der Sommer 2003 dürfte wirklich eine Sonderstellung einnehmen, was die reduzierenden Verhältnisse im Hypolimnion des Offensees betrifft.

Die Werte für $\text{NO}_3\text{-N}$ bestätigen durch ihren gegenläufigen Trend die Feststellung zur Ammonium-Anreicherung. Die epilimnischen Werte stimmen von der Größenordnung sehr gut mit früheren Veröffentlichungen überein. Im Jahr 1994, in dem über Grund keinerlei Ammonium-Anreicherung beobachtet worden ist (*Schwarz & Jagsch 1998*), sind auch keine Anzeichen für eine Nitratreduktion erkennbar.

Durch das von uns gewählte Untersuchungsra-ster ist leider ein zu großer Zwischenraum zwi-schen der vorletzten beprobten Tiefe (20 m) und dem Grund (ca. 38 m) entstanden. Dadurch ist keine Beurteilung möglich, ob sich die Tendenz zur Ammonium-Anreicherung auf weite Bereiche des Hypolimnions erstreckt oder nur für den Bereich unmittelbar über Grund gilt. Nach den Erfahrungen mit den Sauerstoff-Messungen, die fallweise auch auf 30 und 35 m ausgeweitet worden sind, ist eher zweiteres anzunehmen. In Hinkunft wird der Offensee zusätzlich in 30 und 35 m regelmäßig untersucht. Aus dem Titel der Ammonium-Anreicherung und Nitratreduktion ist der Offensee im Sinn der ÖNORM M 6231 als „mesotroph“ zu bewerten.



Sulfat

Jeweils gegen Ende der Sommerstagnation, also bei den September-Befahrungen, wurde über Grund eine geringfügige Tendenz zur Sulfatreduktion über Grund festgestellt. Die Werte waren zwar gleich hoch wie die an der Oberfläche, lagen aber um 29 % bzw. 13 % unter den Werten von 20 m. Geruch nach Schwefelwasserstoff war in keiner der über Grund gezogenen Proben wahrzunehmen, vermutlich wurde das Sulfat nur bis zum Sulfit reduziert.

Sichttiefe

Die Werte für die Sichttiefe reichten 2007 und 2008 von 6,5-13,5 m mit einem außergewöhnlich niedrigen Wert von 2,9 m am 10.9.2007 nach dem schon erwähnten Hochwasserereignis. Der Mittelwert beträgt ohne den hochwasserbedingten Minimalwert 11,0 m. Die Werte decken sich sehr gut mit denen von früheren Untersuchungen.

Elektrische Leitfähigkeit

Abgesehen von einem Niedrigstwert von 215 $\mu\text{S}/\text{cm}$ direkt unter einer kompakten Eisdecke lagen die Werte bis 20 m Tiefe in einer sehr engen Bandbreite zwischen 255 und 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lediglich über Grund wurden am Ende von Stagnationsphasen Werte bis 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Die Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen ist hervorragend.

Die regelmäßigen Vollzirkulationen zeigen sich auch daran, dass in solchen Phasen die Leitfähigkeit innerhalb einer Bandbreite von 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, das entspricht etwa $\pm 1\%$, liegt (Abb. 96 und 97, Seite 158).

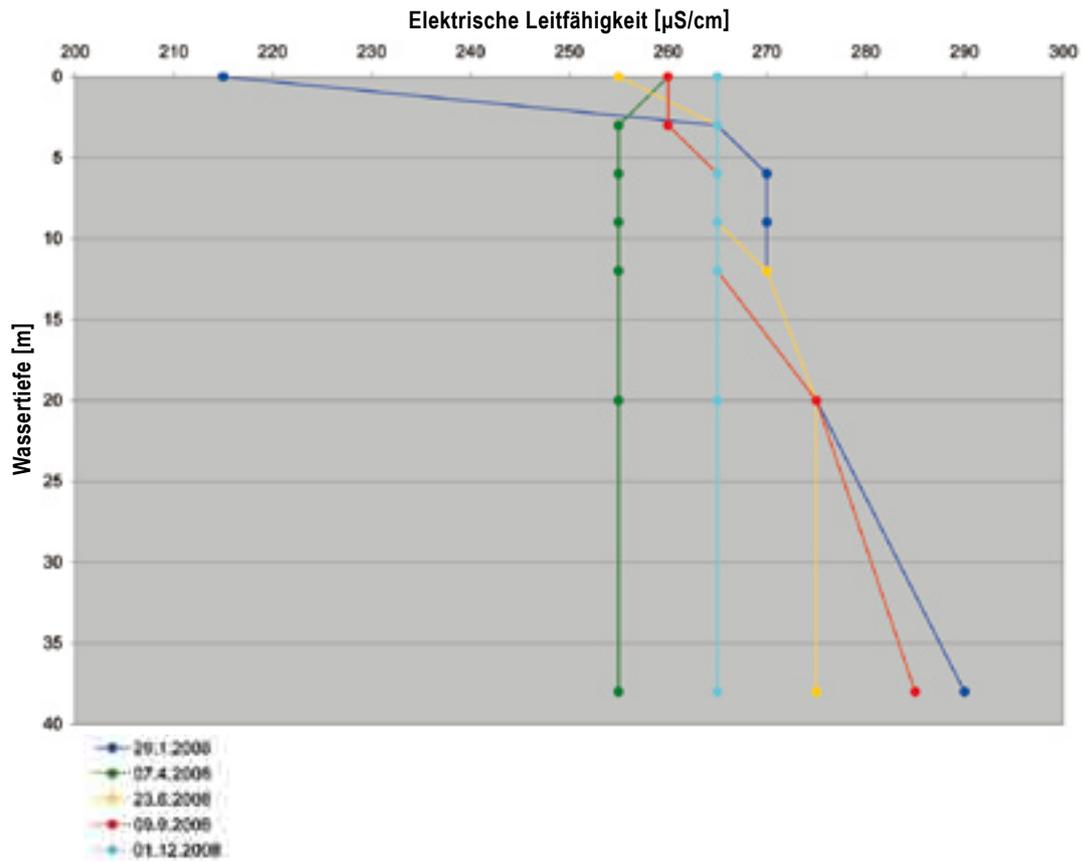
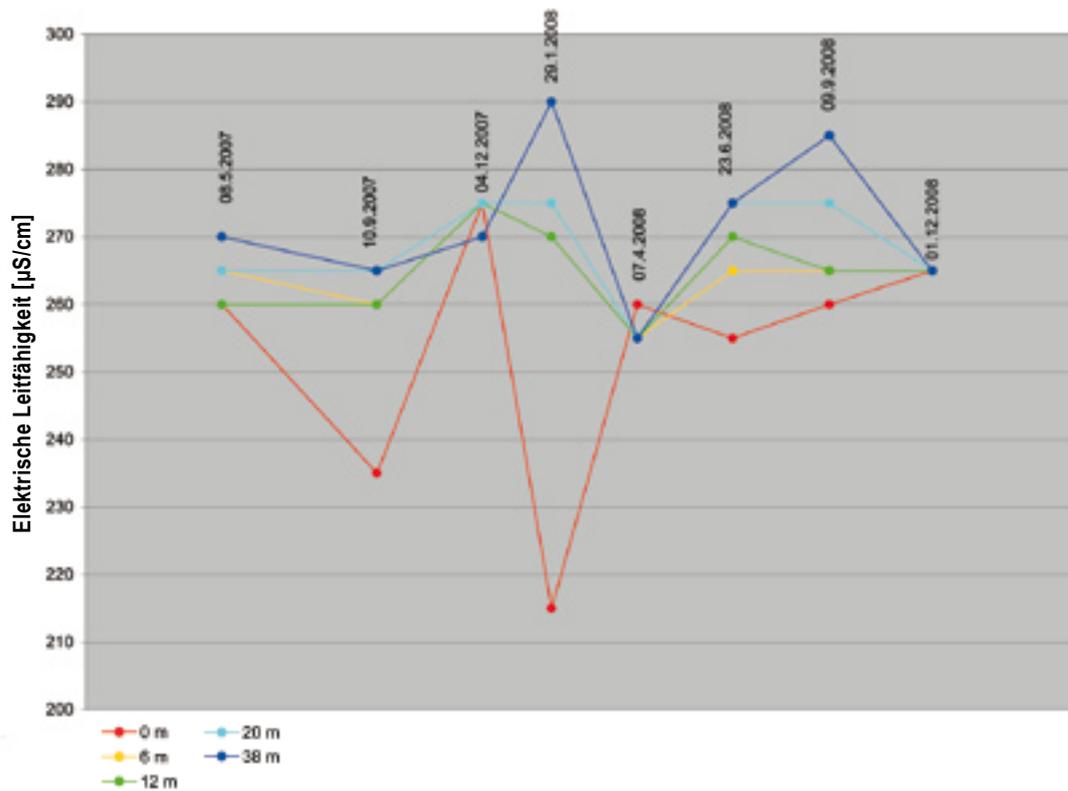


Abb. 95 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Offensee

Abb. 96 Elektrische Leitfähigkeit in 0, 6, 12, 20 und 38 m Tiefe, Offensee



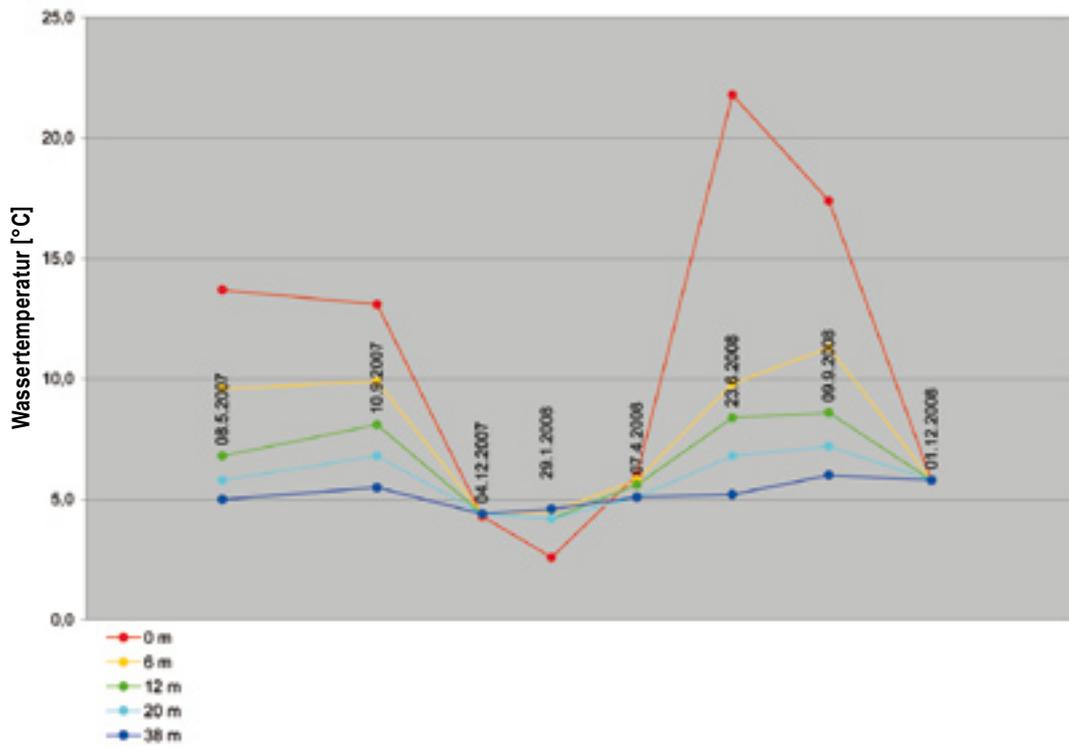
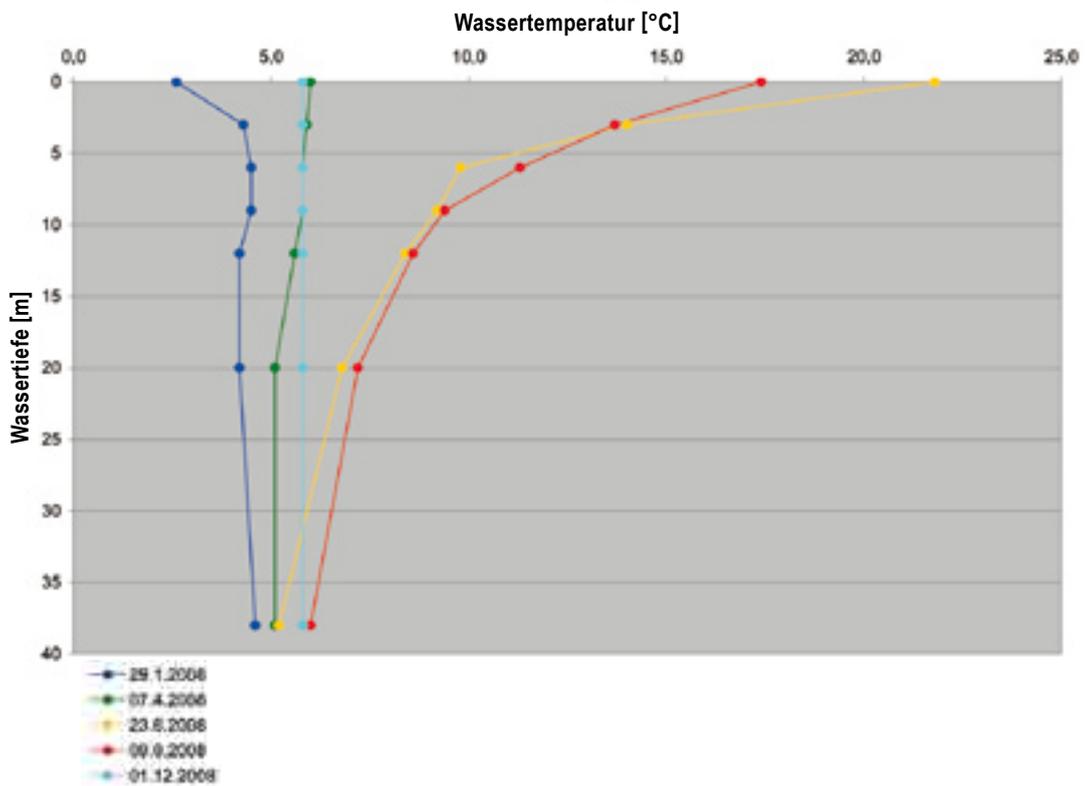
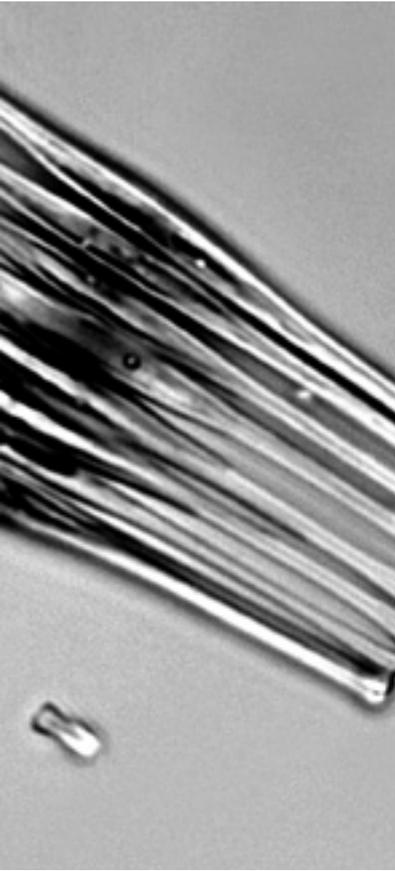


Abb. 97 Wassertemperatur in 0, 6, 12, 20 und 38 m Tiefe, Offensee

Abb. 98 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Offensee





Wassertemperatur

Der jahreszeitliche Verlauf der Wassertemperatur in den verschiedenen Tiefen zeigt das perfekte Bild eines dimiktischen Sees.

Den größten Temperaturschwankungen ist naturgemäß die Seeoberfläche unterworfen, die Messwerte reichen von 2,6 °C unter einer Eisdecke bis 21,8 °C am 23.6.2008. Im Juli sind sicher noch höhere Werte möglich.

Ein thermisches Epilimnion bildet sich (wenn überhaupt) im Sommer nur in den obersten 1-2 m aus, bereits auf 3 m ist ein starker Temperaturabfall die Regel, dieser setzt sich bis 6 m mit gleichbleibender Steilheit fort. Erst darunter verflacht der Temperaturgradient. In 20 m werden im Sommer üblicherweise um 7 °C gemessen (Abb. 98 und 99, Seite 159).

Über Grund ist die Temperatur wie zu erwarten am konstantesten. 2007 und 2008 wurden Werte zwischen 4,4 und 6,0 °C gemessen. Auch mäßig warme Sommer bewirken einen signifikanten Temperaturanstieg über Grund bis zum September, am 10.9.2007 war die Temperatur über Grund 5,5 °C, am 9.9.2008 sogar 6,0 °C. Möglicherweise war eine noch stärkere Erwärmung des Hypolimnions die Ursache für die außergewöhnlich anaeroben und reduzierenden Verhältnisse im Juli 2003 (*Gassner et al. 2006*).

Chlorophyll

Die Chlorophyllwerte im Offensee lagen 2007 und 2008 zwischen 0,45 und 1,50 µg/l mit einem arithmetischen Mittelwert von 0,86 µg/l. Diese Werte sind signifikant niedriger als die Ergebnisse von 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) und 2002-2005 (*Gassner et al. 2006*). In beiden Fällen wurden Einzel- bzw. Mittelwerte um 2 µg/l gemessen bzw. errechnet, einzelne Extremwerte wie im Oktober 2002 mit 4,4 µg/l sind bei unseren Untersuchungen nicht annähernd erreicht worden.

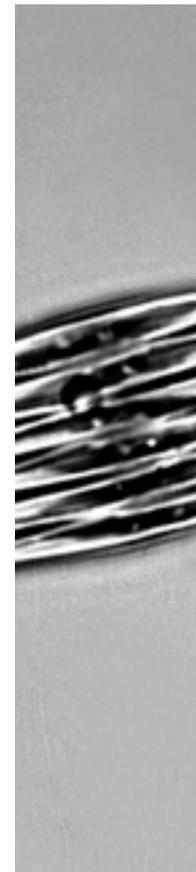
Die bereits mehrfach erwähnte, stark hochwasserbeeinflusste Beprobung erbrachte überhaupt nur einen Wert von 0,45 µg/l, wahrscheinlich war die Zeitspanne zwischen dem Hochwasser und der Probenahme für eine dem Nährstoffeintrag angemessene Biomasseentwicklung zu kurz und daher hat zum Untersuchungszeitpunkt der Verdünnungseffekt durch das Niederschlagswasser den Chlorophyllgehalt stärker verringert als ihn der Nährstoffeintrag erhöhen konnte. Möglicherweise verstärken sedimentierende, mineralische Partikel, die bei einem Hochwasser in den See gelangen, die Sedimentation des Phytoplanktons, was einerseits die geringen Chlorophyllwerte im Epilimnion und andererseits die starken Zehrungsvorgänge über Grund bei dieser Untersuchung erklären.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Jahresdurchschnitt änderte sich das Biovolumen von 0,31 mm³/L 2007 auf 0,33 mm³/L im Jahr 2008 kaum. Die Einzelwerte waren insgesamt betrachtet eher niedrig (Maximum am 29.1.2008 mit 0,5 mm³/L).

Die Algenflora wird in beiden Jahren hauptsächlich von Bacillariophyceen beherrscht. Es spielen vorwiegend Formen der Centrales eine Rolle, bloß an den beiden ersten Terminen im Jahr 2007 waren auch *Fragilaria acus* von Bedeutung. Nur im Herbst 2007 dominierten Dinophyceen mit großen Arten und im Jänner 2008 die Cyanophyceen mit *Microcystis wesenbergii*, ansonsten waren immer Kieselalgen die wichtigste Algenklasse. Dinophyceen und Cryptophyceen sind fast immer auch mit erwähnenswerten Anteilen an der Biomasse beteiligt. Im Jahr 2008 kamen gelegentlich Chrysophyceen oder Chlorophyceen dazu.

Regelmäßig jedoch traten 2008 Piko-Formen und kleine, begeißelte Formen auf, was für andere Algen eine Lichteinbuße bedeutet. Der EQR-Wert sank von 0,82 auf 0,66 und bedeutet somit einen „guten“ ökologischen Zustand (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



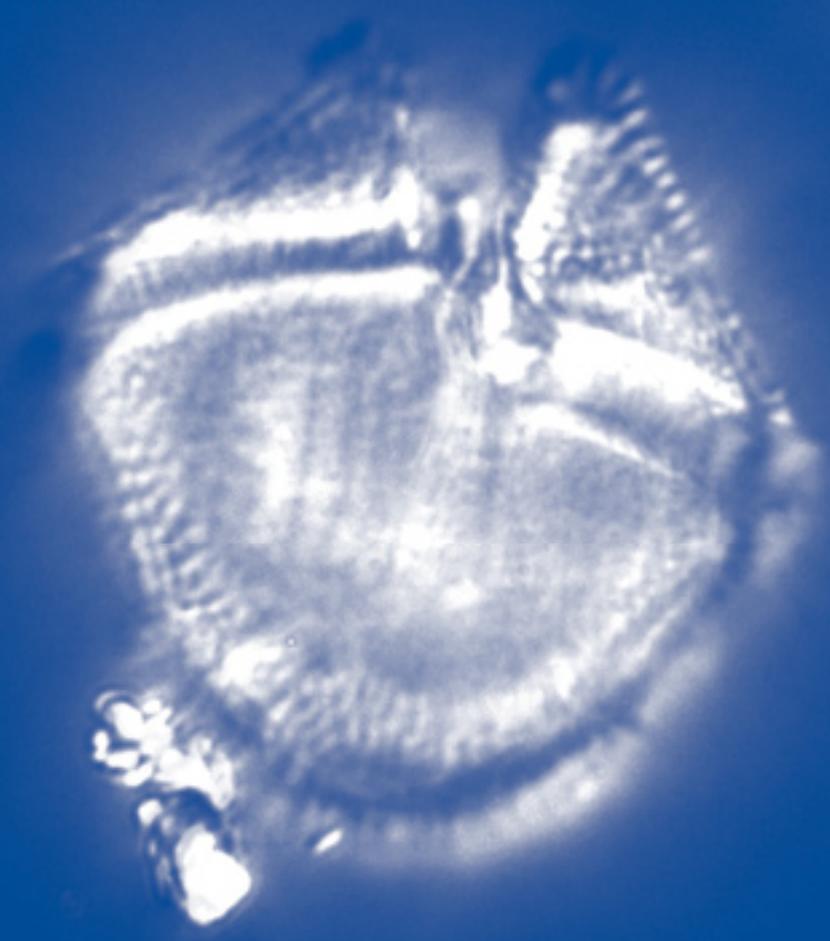
Offensee Phytoplankton

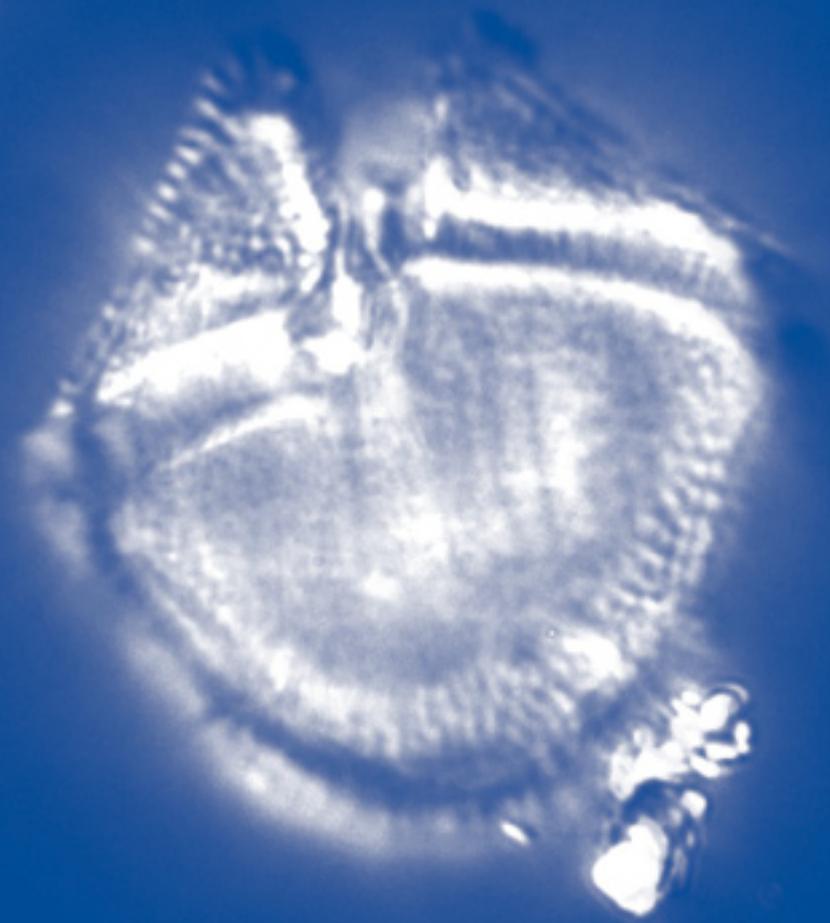
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,82	0,66	0,74
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Gut	Gut

Trophie

Offensee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph 1	30 %
Chlorophyll	oligotroph 1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph-mesotroph 1,5	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	oligotroph-mesotroph 1,5	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
3,79	oligotroph-mesotroph 1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph 1,26	100 %





Schwarzensee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 99 Schwarzensee

Allgemeines

Der Schwarzensee befindet sich im Gemeindegebiet von St. Wolfgang im Salzkammergut etwa auf $47^{\circ}45'$ nördlicher Breite und $13^{\circ}30'$ östlicher Länge. Sein Wasserspiegel liegt bei Normalwasserstand auf 716 m Meereshöhe, die maximale Tiefe beträgt dann 54 m. Die von uns angefahrne Probenahmestelle hat die Koordinaten 462324/290505 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz (Abb. 99 und 100).

Die Schwankungen des Wasserspiegels sind verhältnismäßig stark und in erster Linie auf eine energiewirtschaftliche Nutzung durch die Energie AG zurückzuführen. Abgesehen von den Schwankungen des Wasserspiegels ist der Kraftwerksbetrieb für den Erholungssuchenden kaum bemerkbar. Das 1908 errichtete Kraftwerksgebäude ist über einen Kilometer vom Schwarzensee entfernt und liegt etwa 140 m tiefer. Die Wasserentnahme kann maximal $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ betragen, die Engpassleistung wird mit 1100 kW angegeben, der Betrieb erfolgt als Jahresspeicherkraftwerk.

Der See gilt als sehr fischreich, obwohl die Tiefenbereiche dauerhaft fast sauerstofffrei sind. Vor allem im Sommer wird der See und seine Umgebung touristisch genutzt, wobei der Badebetrieb nicht die dominierende Nutzungsform ist. Zwar sind die Wassertemperaturen im Sommer durchaus badetauglich, allerdings gibt es nur wenige zum Baden und Liegen einladende Uferbereiche. Die nordöstlichen Uferböschungen sind felsig und steil, am flacheren Südwestufer tritt bei Absenkung des Wasserspiegels, die bis zu 6 m betragen kann, schlammiges Substrat zu Tage. Überdies ist das Befahren mit Booten, auch wenn es sich nur um kleine Badeboote handelt, vom Besitzer aus Naturschutzgründen untersagt. Da-

her findet um den Schwarzensee in erster Linie Wandertourismus statt, ein Ausflugsgasthaus am Südenende macht ihn zusammen mit der landschaftlichen Lage zum beliebten Wanderziel.

Eine Eisbedeckung des Schwarzensees dürfte regelmäßig stattfinden, was von einem so tiefen See an sich nicht von vornherein angenommen werden kann. Durch das überwiegend meromiktische Verhalten stehen die Tiefenwässer nicht als Wärmepuffer zur Verfügung. Die oberirdischen Zuflüsse bringen im Vergleich zum Seevolumen vor allem in der Frostperiode nur wenig Wasser, daher bildet sich in normalen Wintern eine stabile, bis in den März oder April hinein anhaltende Eisdecke aus.

Im Labor wurde im sauerstofffreien Tiefenwasser bzw. im Sediment an der tiefsten Stelle ein verhältnismäßig hoher Mangan-gehalt gefunden. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass in einem Bergwerk 600 m nordwestlich des Schwarzensees im Bereich der Grafenalm der sogenannte „Schwarzenseemarmor“ abgebaut wurde, dessen lebhaft Färbung auf Eisen- und Mangan-oxide zurückzuführen ist. Zur Namensgebung des Sees wurde in der Literatur kein Hinweis gefunden. Da Huminstoffe als Ursache für die dunkle Wasserfärbung eher ausscheiden, ist ein Zusammenhang zwischen dem Mangangehalt und der Wasserfärbung zu vermuten. In reduzierten Grundwässern beispielsweise liegt Mangan in Form löslicher zweiwertiger Salze vor. Bei Zutritt von Luftsauerstoff kommt es zur Bildung braunschwarzer, schwerlöslicher Mangan(IV)oxidhydrate („Braunstein“). Ähnliches könnte auch im Schwarzensee bei den selten stattfindenden Vollzirkulationen stattfinden, wenn sich sauerstoff-reduziertes Tiefenwasser mit reichlich sauerstoffversorgtem Oberflächenwasser mischt. Das Phänomen des Mangangehaltes im Tiefenwasser wird jedenfalls noch eingehend untersucht.



Abb. 100 Geologische Karte Schwarzensee

Schwarzensee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	9,2	6,3	7,6
Temperatur	°C	0-1 m	8	21,3	1,1	10,28
pH-Wert		0-1 m	8	8,45	8,00	8,23
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	275	240	258
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	25	0,011	0,003	0,005
Gesamtphosphor	mg/l	40 m	8	0,011	0,003	0,006

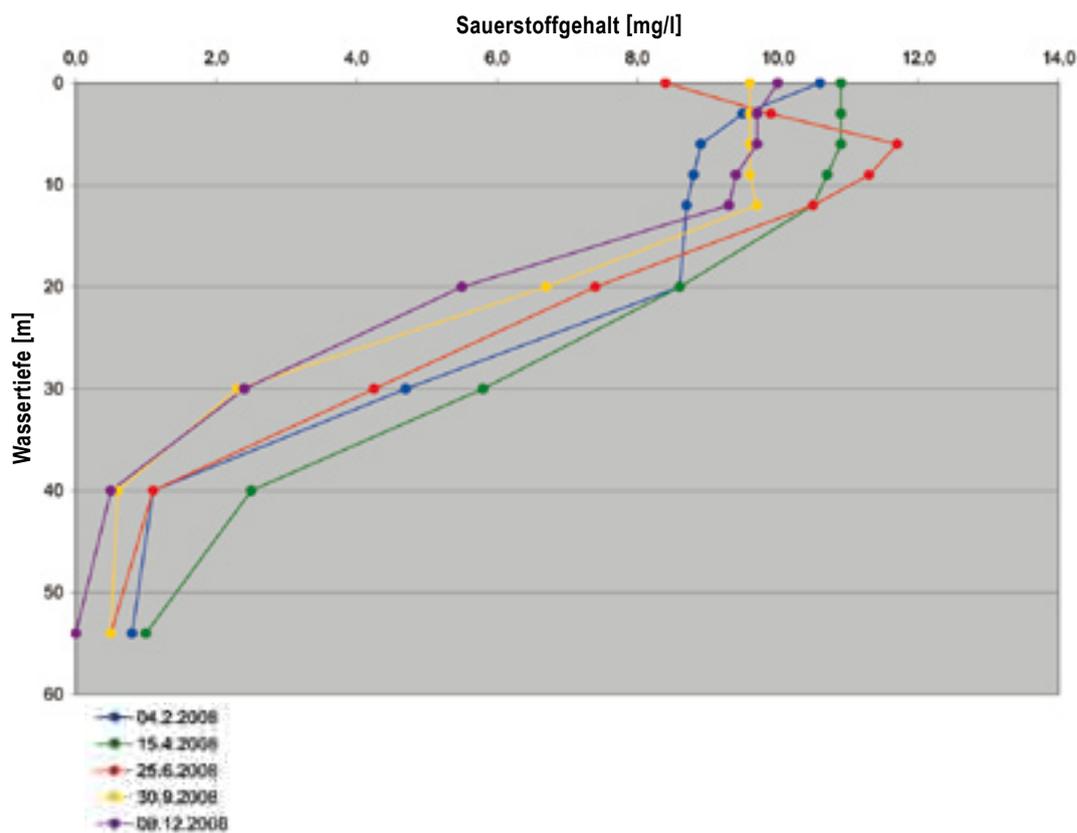


Abb. 101 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Gesamtphosphor	mg/l	54 m	9	0,100	0,010	0,036
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	54 m	9	0,086	0,001	0,023
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,700	0,500	0,600
Nitrat-Stickstoff	mg/l	54 m	9	0,100	0,015	0,043
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,059	0,004	0,014
Ammonium-Stickstoff	mg/l	54 m	9	0,320	0,020	0,129
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	11,7	8,4	9,99
Sauerstoff	mg/l	54 m	9	1,1	0,25	0,70
Chlorophyll-a	µg/l	0-20 m	7	1,1	0,3	0,69
Phytoplankton gew.	mg/m ³	0-20 m	9	0,22	0,04	0,13

Sauerstoffgehalt

Die Messungen der Sauerstoffgehalte im Schwarzensee, die von Ende 2006 bis Ende 2008 in insgesamt 10 Befahrungen durchgeführt worden sind, haben das in früheren Veröffentlichungen vermutete mero-

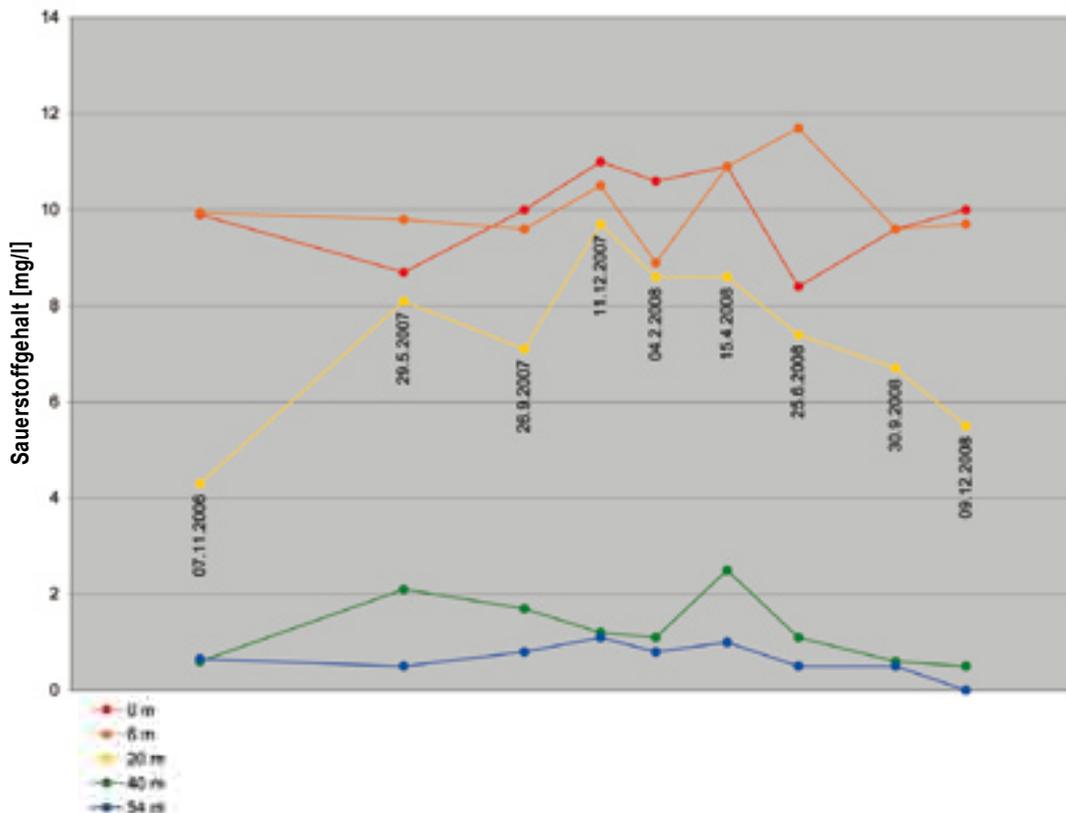


Abb. 102 Sauerstoffgehalt in 0, 6, 20, 40 und 54 m Tiefe, Schwarzensee

miktische Verhalten des Schwarzensees bestätigt (Schwarz & Jagsch 1998, Gassner et al. 2006). Die Sauerstoffprofile an ausgewählten Untersuchungstagen demonstrieren den deutlichen Abfall der Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion, der selbst in Zeiten günstiger Durchmischung ab 20 m Tiefe einsetzt. Dort ist der Sauerstoffgehalt den größten Schwankungen unterworfen. Unsere Messungen bewegten sich zwischen 4,3 und 9,7 mg/l. Auch in 30 m Tiefe waren die Sauerstoffgehalte noch sehr uneinheitlich im Bereich von 1,6-5,8 mg/l, darunter wurden nur mehr in Ausnahmefällen Werte von mehr als 2 mg/l gemessen. Über Grund lagen die Werte regelmäßig unter 1 mg/l.

Gegenüber der Einzeluntersuchung vom 13.8.1979 (Werth & Müller 1982) haben sich die Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe höchstens geringfügig verschlechtert, mit den Untersuchungen von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) und 1998-2000 (Gassner et al. 2002) sowie 2001-2005 kann eine gute Übereinstimmung festgestellt werden (Abb. 101, Seite 166 und Abb. 102).

Im Amtlichen Oberösterreichischen Wassergüteatlas wurde der Schwarzensee auch aufgrund seines Sauerstoff-Profiles als „mäßig belastet“ eingestuft, weil man offensichtlich annahm, der nach dem Höhepunkt der Sommerstagnation (16.8.1979) erhobene Befund sei auf die Erschöpfung des Sauerstoffhaushaltes zwischen zwei Vollzirkulationen zurückzuführen. Mangels weiterer Untersuchungen war das jetzt festgestellte meromiktische Verhalten damals nicht eindeutig zu erkennen.

Insofern ist eine derzeitige Beurteilung des Schwarzensees als „oligotrophes“ Gewässer nicht als Verbesserung des Trophiezustandes gegenüber 1979 zu werten, sondern kommt vielmehr durch eine andere Betrachtungsweise aufgrund wesentlich größerer Untersuchungshäufigkeit zu Stande.

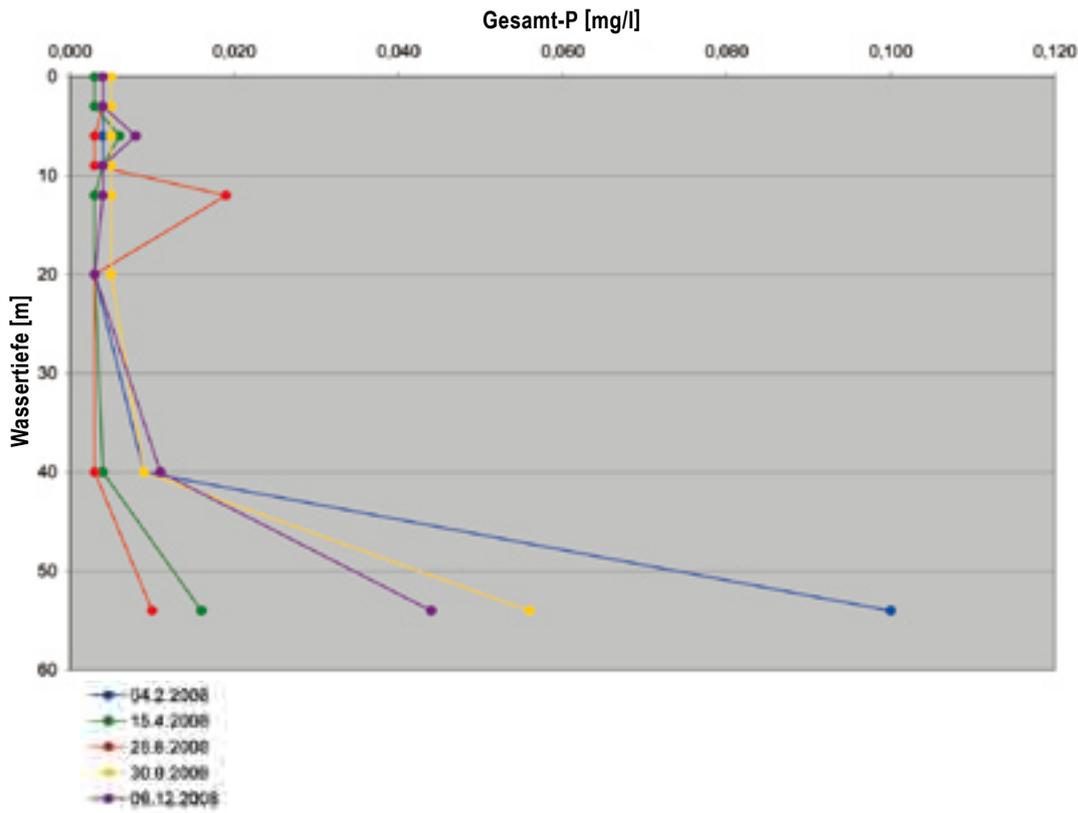


Abb. 103 Gesamtphosphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

Eine Einstufung des Schwarzensees als meromiktisches Gewässer bei Betrachtung des Sauerstoffhaushaltes ist aus unserer Sicht jedenfalls gerechtfertigt, weil der See auch zu günstigen Zeitpunkten sowohl im Frühjahr als auch im Spätherbst nicht einmal ansatzweise zu einer Homogenisierung des Sauerstoffgehaltes im gesamten Wasserkörper kommt.

Phosphor

Die Mittelwerte der Gesamtphosphorgehalte bewegten sich in den von uns untersuchten Tiefenstufen des Epilimnions zwischen 0,003 und 0,005 mg/l, wobei ein Einzelwert von 0,019 mg/l in 12 m Tiefe als isolierter Ausreißer anzusehen ist, wahrscheinlich wurde irgend ein Feststoffpartikel beim Aufschluss überrepräsentativ miterfasst (Abb. 103).

Von diesem Einzelwert abgesehen stimmten die Werte hervorragend mit den Untersuchungen von 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) und 1998-2000 (Gassner et al. 2002) bzw. 2001-2005 (Gassner et al. 2006) überein, gegenüber 1989 (Werth & Müller 1982) ist grundsätzlich eine Abnahme zu beobachten, allerdings wurden auch vereinzelt Werte im damaligen Bereich von 0,010-0,015 mg/l gemessen. Vor allem in 6 aber auch in 3 m gibt es immer wieder etwas erhöhte Werte, die möglicherweise auf Einschichtungen von Phytoplankton hindeuten. Da an der Oberfläche und in 20 m Tiefe eine wesentlich geringere Streuung der Werte zu verzeichnen ist als in 3 oder 6 m, sind Probenahme- oder Analysenfehler als Erklärung für die Schwankungen eher nicht anzunehmen.

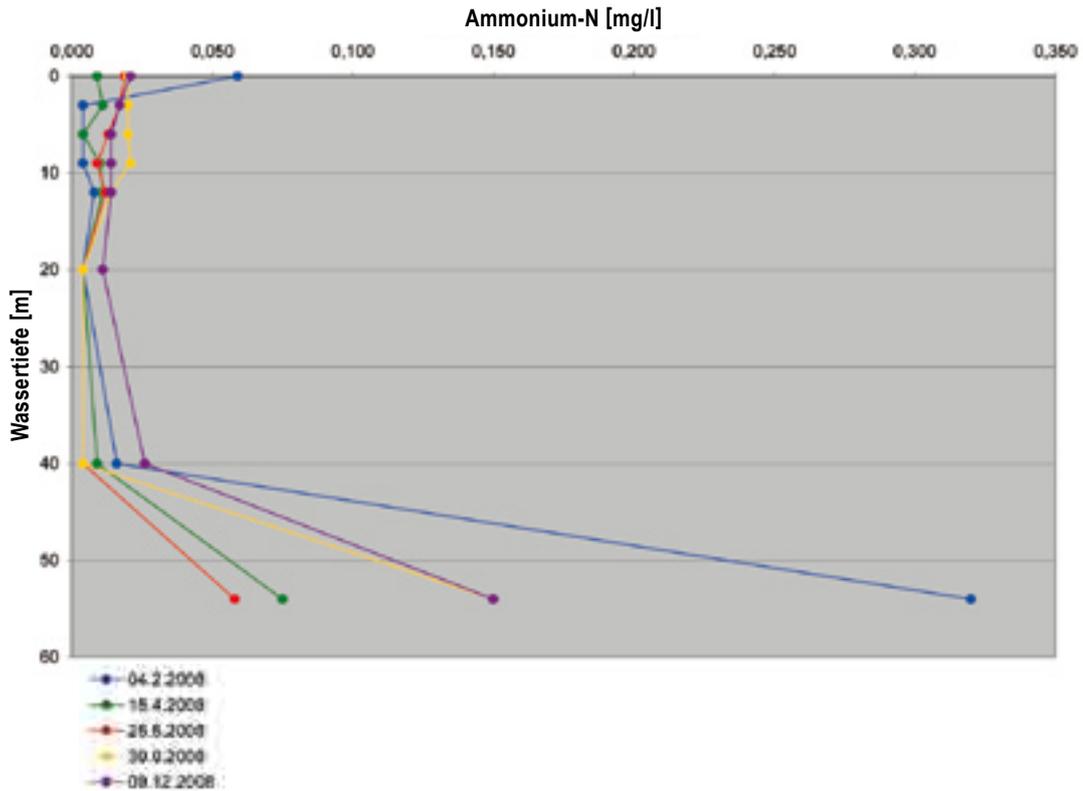


Abb. 104 Gehalt an Ammonium-Stickstoff zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

Dem meromiktischen Charakter des Gewässers entsprechend nehmen die Gesamtphosphor-Konzentrationen mit steigender Tiefe zu, wobei aber selbst in 40 m noch keine hohen Konzentrationen zu beobachten sind. Der Mittelwert beträgt hier 0,007 mg/l. Eine deutliche Zunahme ist bei den über Grund genommenen Proben festzustellen, wobei die starken Schwankungen der Messwerte wohl auch auf Zufälligkeiten der Probenahme, d.h. wie knapp über Grund die Proben genommen wurden, zurückzuführen sind.

Eine Tendenz zur Phosphorrücklösung scheint aufgrund der dauerhaft sauerstoffarmen Verhältnisse über Grund gegeben zu sein. Der höchste über Grund gemessene Wert für Gesamtphosphor betrug 0,100 mg/l während der Winterstagnation 2008. Davon lagen 93 % in gelöster Form (Membranfiltrat) und 86 % als Orthophosphat-P vor. Andere Proben über Grund zeigten eine ähnliche Verteilung.

Ammonium und Nitrat

Die Mittelwerte der Konzentrationen an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bewegen sich bei 0-40 m Tiefe im Bereich von 0,008-0,019 mg/l mit einem leicht fallenden Trend bei 0-20 m. Erstaunlich ist, dass der Mittelwert für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in 40 m trotz der geringen dort gemessenen Sauerstoffkonzentrationen mit 0,012 mg/l immer noch recht niedrig ist (Abb. 104).

Die von uns gemessenen Werte sind deutlich niedriger als 1979 (Werth & Müller 1982), auch wenn man berücksichtigt, dass die Werte damals als NH_4^+ und nicht als $\text{NH}_4^+\text{-N}$ angegeben wurden. Andererseits

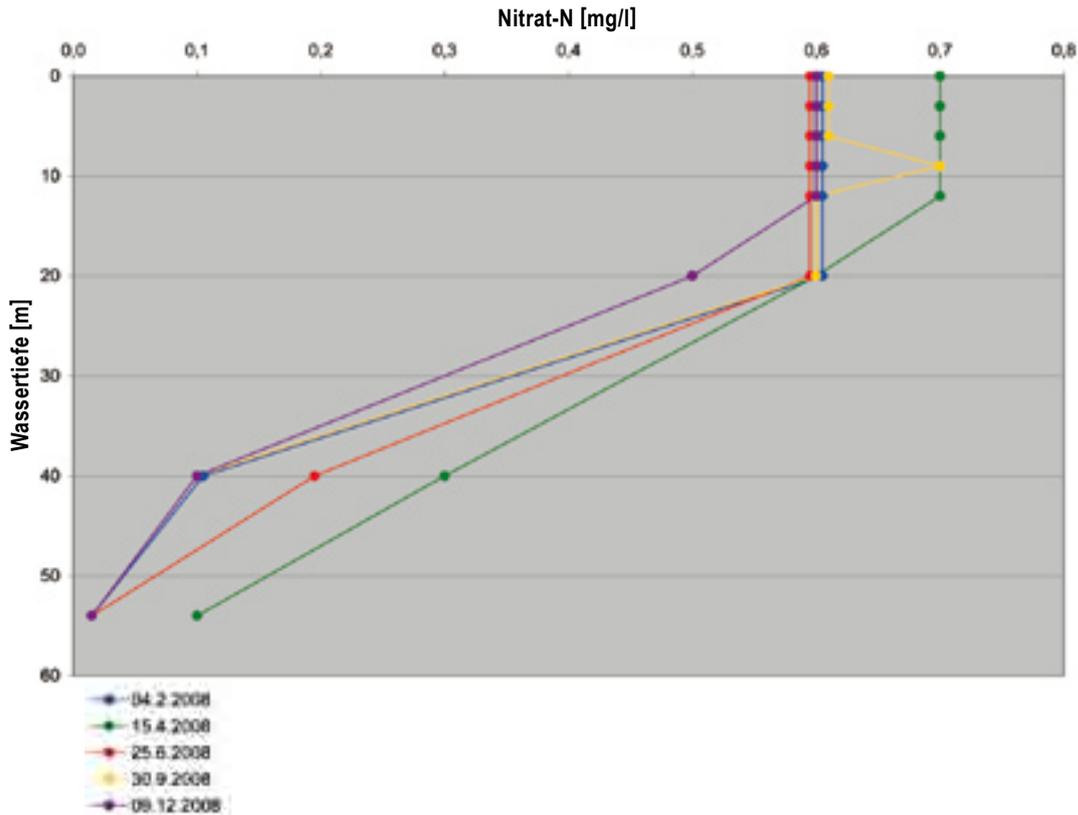


Abb. 105 Nitratgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

wieder lagen unsere Werte durchwegs höher als 1994, wenn man von den erstaunlich hohen Werten am 8.8.1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) absieht.

Bemerkenswert ist, dass auch im August 1979 (*Werth & Müller 1982*) Werte gemessen wurden, die sich weit von allen anderen uns bekannten Messungen abgehoben haben. Ob es sich bei den Mittelwerten von 0,110 mg/l im August 1979 und von 0,106 mg/l im August 1994 um ein „Augustphänomen“ handelt, wie das im Gewässerschutzbericht 20/1998 angedeutet wurde, kann durch unsere Untersuchungen weder bestätigt noch widerlegt werden, weil wir über keine Messdaten aus diesem Monat verfügen. Zweimalige Untersuchungen gegen Ende September (2007 und 2008) zeigten zwar keine so hohen Werte, die epilimnischen Mittelwerte (0-20 m) waren aber auch signifikant höher als bei den restlichen Untersuchungen des jeweiligen Jahres.

Am 4.2.2008 wurde unter einer 30 cm starken Eisdecke ein Wert für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ von 0,059 mg/l gemessen, dieser Wert stellt sowohl unter den anderen epilimnischen Werten an diesem Tag als auch innerhalb der Gesamtheit der an der Oberfläche gemessenen Werte eine Besonderheit dar. Über Grund lag der Mittelwert unserer Messungen von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bei 0,137 mg/l mit einem Maximalwert von 0,320 mg/l am 4.2.2008. 1979 (*Werth & Müller 1982*) und 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) wurden vergleichbare Konzentrationen gemessen.

Die Mittelwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ waren 2007 und 2008 im Epilimnion sehr konstant und variierten zwischen 0,6 und 0,7 mg/l mit einzelnen Werten von 0,5 mg/l. Die Übereinstimmung mit den Ergebnissen von 1994

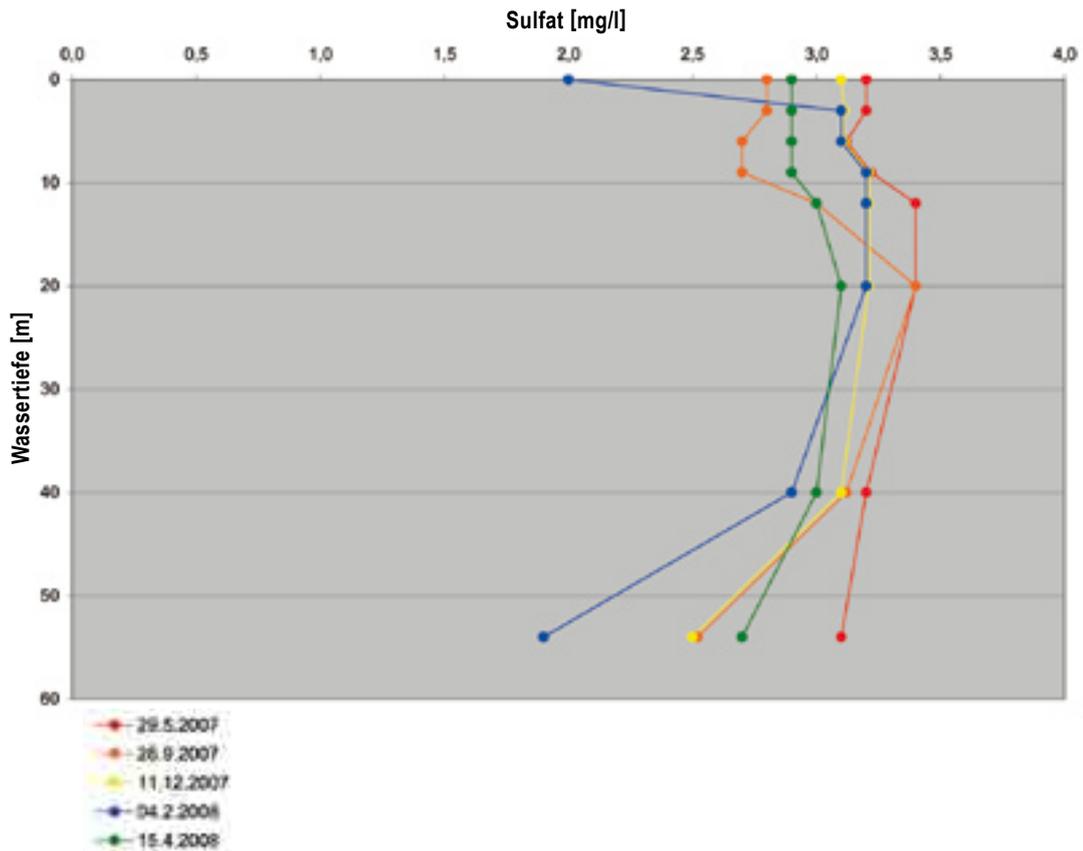


Abb. 106 Sulfatgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

(Schwarz & Jagsch 1998) und 1993-2000 (Gassner et al. 2002) und 2001-2005 (Gassner et al. 2006) ist ausgezeichnet, im August 1979 (Werth & Müller 1982) wurden im Epilimnion etwas niedrigere Werte gemessen. In 40 m betrug der Mittelwert unserer Messungen von $\text{NO}_3\text{-N}$ nur mehr 0,19 mg/l, das heißt die Reduktion des Nitrats ist in dieser Tiefe wesentlich ausgeprägter als die Anreicherung des Ammoniums. Über Grund lag die Hälfte der Werte für $\text{NO}_3\text{-N}$ unterhalb der statistisch gesicherten Erfassungsgrenze von 0,03 mg/l, der Mittelwert errechnet sich mit 0,09 mg/l (Abb. 105, Seite 171).

Die Umstände der Nitratreduktion und der Ammonium-Anreicherung über Grund haben wir nicht in die Gesamtbewertung des Trophiezustandes gemäß ÖNORM M 6231 einbezogen, weil wir den Schwarzensee nicht als holomiktisches Gewässer ansehen.

Sichttiefe

Die Werte für die Sichttiefe waren 2007 und 2008 ziemlich konstant zwischen 6,3 und 9,2 m mit einem Mittelwert von 7,56 m. Diese Werte liegen in der gleichen Größenordnung wie 1979 (Werth & Müller 1982) mit 5,2 m und 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) mit 8,8 m Mittelwert, 1998-2000 mit 6,4 und 8,0 m (Gassner et al. 2002) sowie 2001-2005 mit Mittelwerten von 5,0 und 8,0 m.

Ein zeitlicher Trend ist innerhalb unseres Untersuchungszeitraumes nicht zu erkennen, die niedrigsten Werte haben wir jeweils im April mit 6,3 bzw. 6,5 m gemessen. Der Wert von 6,5 m am 4.2.2008 wurde

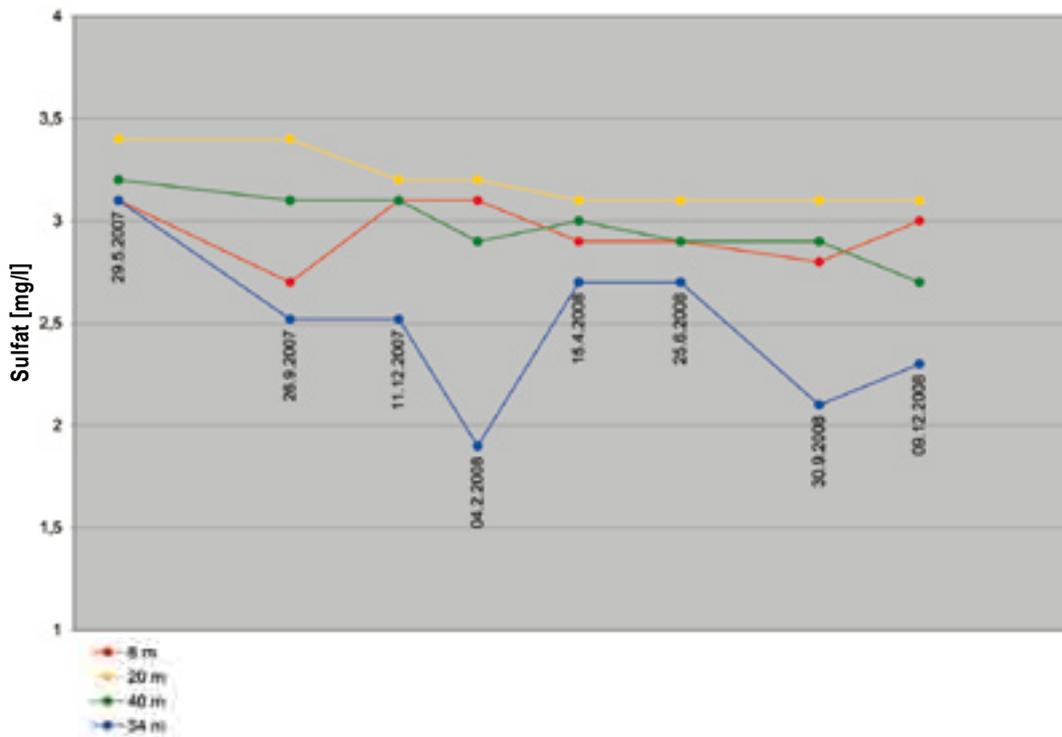


Abb. 107 Sulfatgehalt in 6, 20, 40 und 54 m Tiefe, Schwarzensee

unterhalb einer schneebedeckten, 30 cm starken Eisdecke durch ein Bohrloch mit 20 cm Durchmesser gemessen und ist mit Sicherheit durch reduzierten Lichteinfall beeinträchtigt, der „wahre“ Wert liegt sicher um einiges höher.

Sulfat

Aufgrund der mehr oder weniger sauerstoffreduzierten Verhältnisse im Hypolimnion verdient der Sulfatgehalt besondere Berücksichtigung. Die Diagramme zeigen die zu erwartende Abnahme des Sulfatgehaltes in der Tiefe, allerdings ist diese Abnahme in 40 m noch sehr schwach ausgeprägt und eigentlich nur im Bezug auf die 20 m-Schicht festzustellen. Deutlicher ist die Sulfatreduktion über Grund zu erkennen, wobei das Ausmaß der Reduktion jahreszeitlich sehr unterschiedlich ist (Abb. 106, Seite 171 und Abb. 107).

War nach der Frühjahrszirkulation 2007 kaum eine Abnahme des Sulfatgehaltes über Grund gegeben, so war die Sulfatreduktion während der Winterstagnation und gegen Ende der Sommerstagnation 2008 doch ausgeprägt.

Eine völlige Reduktion des Sulfates haben wir in keinem Fall gemessen. Auch in den über Grund genommenen Proben war bei keiner Befahrung ein Geruch nach Schwefelwasserstoff wahrzunehmen.

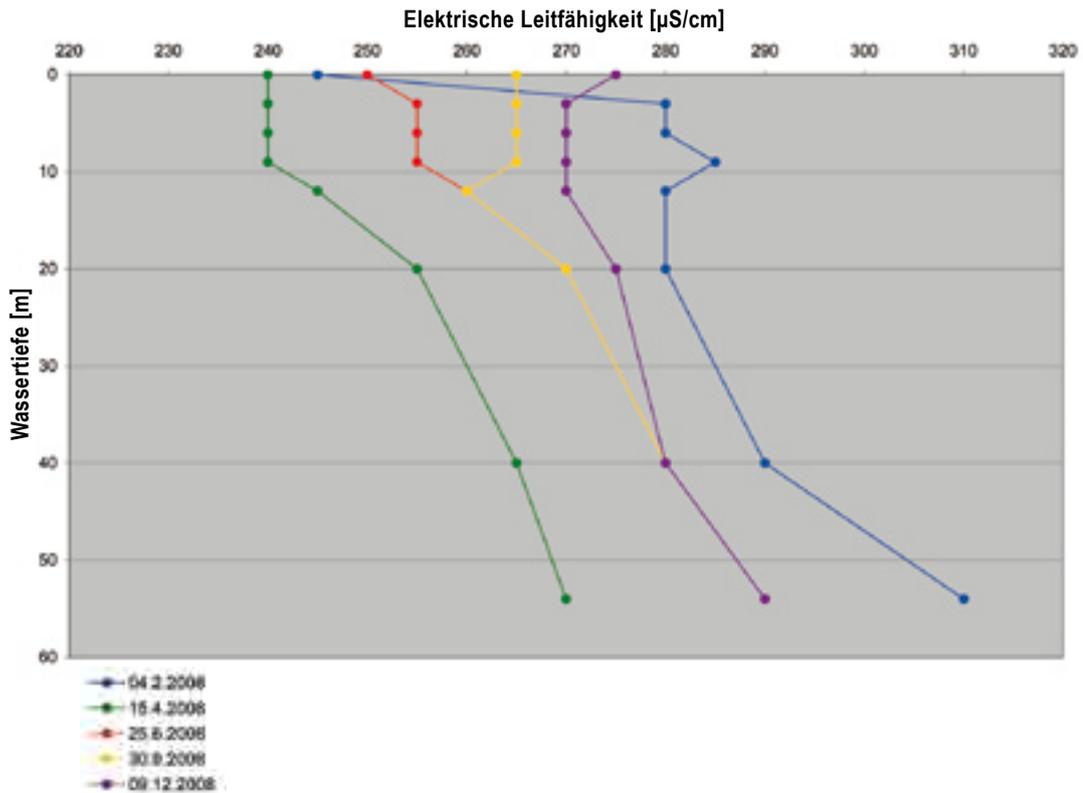


Abb. 108 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messwerte für die Elektrische Leitfähigkeit waren wesentlich einheitlicher, als man es bei einem zumindest fakultativ meromiktischen See erwarten könnte.

Auch wenn die Unterschiede der Messwerte eher gering sind, ist doch zu erkennen, dass es zumindest in unserem Untersuchungszeitraum 2007 und 2008 keine Volldurchmischung des Wasserkörpers gegeben hat. Die in 40 m gemessenen Werte fallen bei keiner unserer Befahrungen auf die jeweiligen epilimnischen Werte ab. Der Unterschied der Leitfähigkeit zwischen 3 m und 40 m beträgt ziemlich konstant etwa $20\mu\text{S}/\text{cm}$. Über Grund ist dieser Trend noch etwas ausgeprägter. Hier beträgt die Differenz zum Epilimnion typischerweise etwa $30\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 108).

Die Mittelwerte im Epilimnion reichten von $258\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche bis $269\mu\text{S}/\text{cm}$ in 20 m Tiefe, der höchste Wert wurde mit $310\mu\text{S}/\text{cm}$ am 4.2.2008 über Grund gemessen. Die von uns gemessenen Werte stimmen sehr gut mit den Messungen von 1998 (Schwarz & Jagsch 1998), 1998-2000 (Gassner et al. 2002) sowie 2001-2005 (Gassner et al. 2006) überein, wobei aber in diesen Fällen eine etwas größere Schwankungsbreite auffällt. Bei der Untersuchung am 16.8.1979 (Werth & Müller 1982) lagen die Werte mit $208\text{-}249\mu\text{S}/\text{cm}$ tendenziell niedriger.

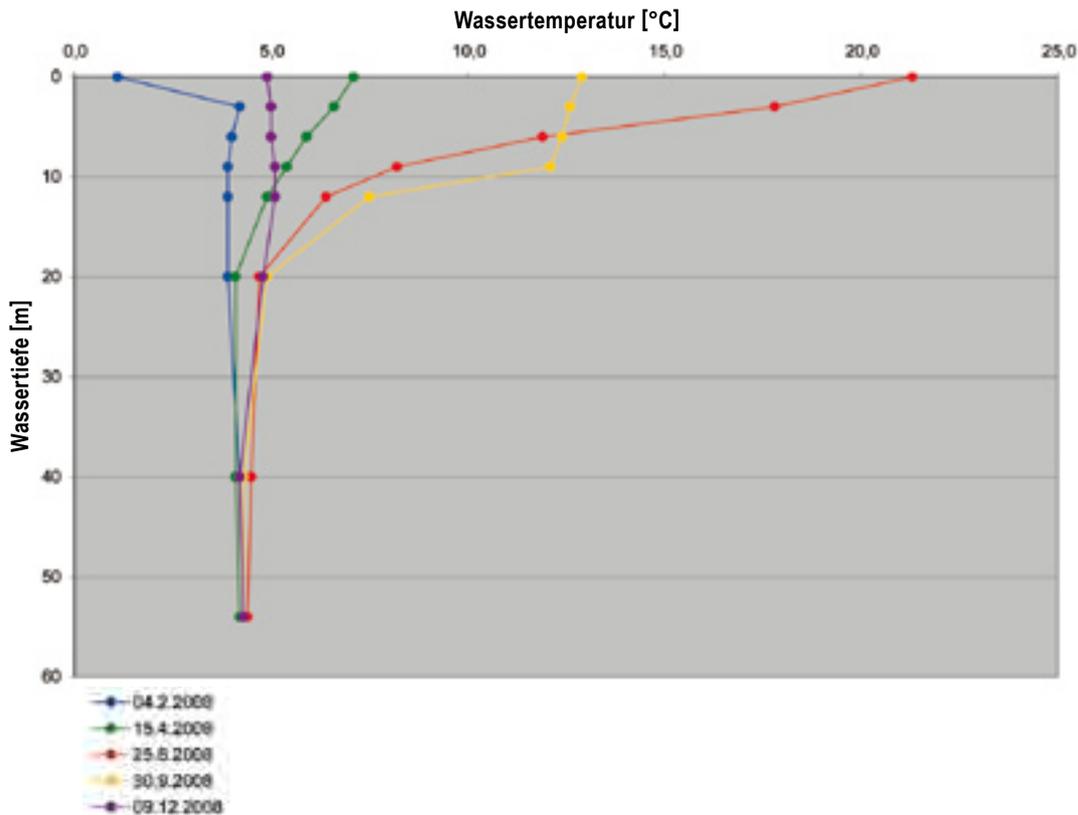


Abb. 109 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Schwarzensee

Wassertemperatur

Wie bereits 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) festgestellt, ist die sommerliche Temperaturschichtung mitunter sehr scharf ausgeprägt. Die höchste Temperatur haben wir am 25.6.2008 mit 21,3 °C an der Oberfläche gemessen, das Epilimnion war zu diesem Zeitpunkt sehr schwach ausgeprägt. Praktisch von der Oberfläche weg fiel die Temperatur steil auf 8 °C in 9 m Tiefe (Abb. 109).

Bei der Befahrung am 30.9.2008 lag hingegen die Temperatursprungschicht in 10 m Tiefe. Am 11.12.2007 und am 9.12.2008 waren die temperaturbedingten Dichteunterschiede praktisch vollständig aufgehoben, trotzdem zeigten die chemischen Indikatoren keine Volldurchmischung des Wasserkörpers. Relativ bald nach der vermutlich kurzen Phase der spätherbstlichen Homothermie folgt die Bildung einer kompakten Eisdecke, deren Aufbau von den zeitweiligen Spiegelschwankungen infolge des Kraftwerksbetriebes beeinträchtigt werden kann.

Chlorophyll

Die Chlorophyllwerte im Schwarzensee sind außerordentlich niedrig und reichen von 0,3 µg/l am 4.2.2008 (unter 30 cm Eis) bis 1,1 µg/l in der Phase der Primärproduktion jeweils im April 2007 und 2008, der Mittelwert errechnet sich mit 0,69 µg/l. Diese Werte liegen tendenziell etwas unter den 1994 gemessenen von 0,65-1,84 µg/l mit einem Mittelwert von 1,24 µg/l (*Schwarz & Jagsch 1998*) und stimmen hervor-

ragend mit den Ergebnissen von 2001-2005 (Gassner et al. 2006) überein. Damals wurden mittlere Konzentrationen von 0,7-1,1 µg/l gemessen, wobei vermutlich keine Beprobung bei Winterstagnation mit Eisbedeckung erfolgt ist und dadurch extrem niedrige Messwerte wie der am 4.2.2008 nicht in die Berechnung eingegangen sind. In den Jahren 1994-2000 schwankten die mittleren Konzentrationen des Chlorophylls zwischen 1,0 und 1,4 µg/l (Gassner et al. 2002).

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Im Schwarzensee war das durchschnittliche Phytoplankton-Biovolumen in beiden Beprobungsjahren sehr gering: 0,15 mm³/L im Jahr 2007 und 0,12 mm³/L 2008. Das Algenspektrum hingegen erweist sich als sehr vielfältig und wechselnd, was die Dominanz betrifft. An allen Terminen beider Jahre sind Dinophyceen mit zumindest 10 % vorhanden. Sie dominieren Ende Mai 2007 und im Februar 2008. Hauptvertreter sind *Peridinium willei*, *Gymnodinium uberrimum* und andere größere Gymnodinien. Cryptophyceen beherrschen vor allem das Herbst- und Winterplankton in beiden Jahren – wohl eher wegen der geringen Produktion anderer Algen zu diesen Terminen. Auch Chrysophyceen sind in der ersten Jahreshälfte 2007 und fast das ganze Jahr 2008 hindurch von Bedeutung. Bacillariophyceen, Chlorophyceen, Cyanophyceen und auch Conjugatophyceen tragen an einzelnen Terminen mit größeren Anteilen zur Bildung der Biomasse bei. Der EQR lag in beiden Jahren deutlich im Bereich des „sehr guten“ ökologischen Zustands (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Schwarzensee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,90	0,84	0,87
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut

Trophie

Schwarzensee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	33 %
Chlorophyll	oligotroph	1	17 %
Ammonium/Nitrat über Grund	nicht anwendbar		0 %
Sauerstoffsättigung über Grund	nicht anwendbar		0 %
Sulfatreduktion über Grund	nicht anwendbar		0 %
Biovolumen	oligotroph	1	17 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
4,33	oligotroph-mesotroph	1,5	33 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,17	100 %





Seeleitensee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 110 Seeleitensee

Allgemeines

Der Seeleitensee liegt im Gebiet der Marktgemeinde Eggelsberg auf etwa 48°03' nördlicher Breite und 12°58' östlicher Länge. Unsere Beprobungsstelle hat die Koordinaten 422848/324572 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz. Er ist durch Ausschürfungen des Salzachgletschers in der letzten Eiszeit entstanden und in eine Moorlandschaft eingebettet, zum Teil aber auch von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen umgeben.

An oberirdischen Zuläufen sind in erster Linie der Saaggrabenbach, der Schmiedbach und der von Süden einmündende „Weichseebach“ zu nennen, der Ablauf erfolgt in den nach Westen abfließenden Leitenseekanal und in weiterer Folge in den Oberlauf der Moosach (Abb. 110 und 111).

Der Ablauf der Kläranlage der Marktgemeinde Eggelsberg gelangt in den Leitenseekanal. Die frühere Einleitung unzureichend geklärter häuslicher Abwässer und von Abwässern aus der Lederproduktion in den See gehört der Vergangenheit an. Auch wenn anthropogene Einflüsse heute weitgehend fehlen, zeigt der See deutliche Eutrophierungserscheinungen, die für die Innviertler Seen nicht ungewöhnlich und durch Nährstoffeinträge aus dem moorigen Umland bedingt sind.

Das Gebiet um den Seeleitensee steht unter Naturschutz, das Ufer ist in weiten Bereichen verschliffen, auch ein breiter Seerosengürtel ist vorhanden. Das Gebiet ist aus ornithologischer Sicht von Interesse. Der See befindet sich in Privatbesitz, eine nennenswerte touristische Nutzung gibt es nicht.

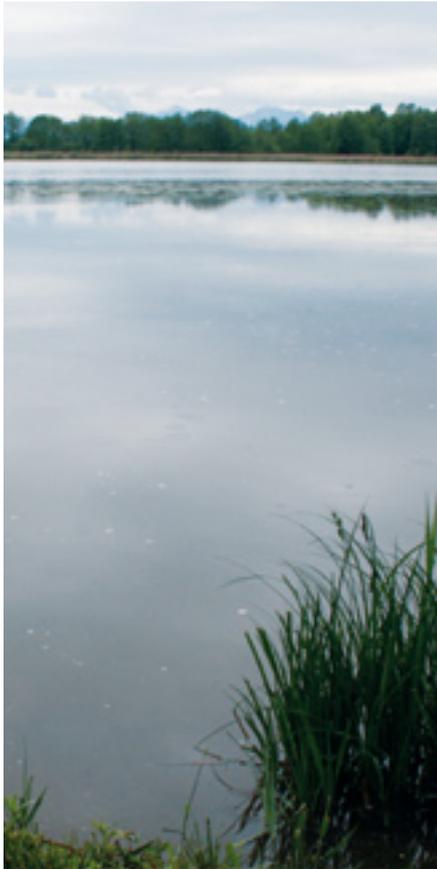


Abb. 111 Geologische Karte Seeleitensee

Seeleitensee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	1,9	0,4	1,0
Temperatur	°C	0-1 m	7	19,2	1,3	10,6
pH-Wert		0-1 m	8	8,25	7,65	7,96
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	645	480	541
Gesamtposphor	mg/l	0-2,5 m	17	0,130	0,014	0,060
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-2,5 m	17	0,052	0,001	0,009
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-2,5 m	17	2,600	0,400	1,588
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-2,5 m	17	0,310	0,014	0,106
Sauerstoff	mg/l	0-2,5 m	17	13,2	5,1	9,8
Chlorophyll-a	µg/l	0-2,5 m	7	19,2	1,3	10,6
Biovolumen-PHP	mm³/L	0-2,5 m	9	3,40	0,21	1,74

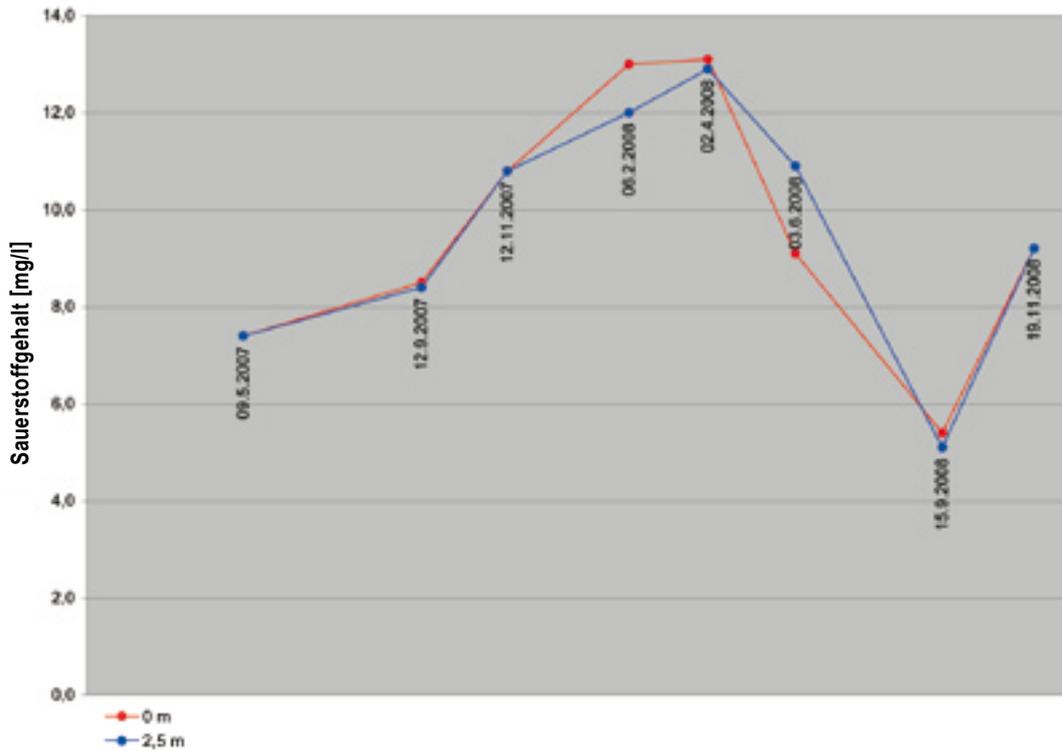


Abb. 112 Sauerstoffgehalt in 0 und 2,5 m Tiefe, Seeleitensee

Sauerstoffgehalt

Trotz der deutlichen Eutrophierungserscheinungen und der hohen organischen Belastung des Seewassers haben wir bei unseren bisherigen Messungen zumindest noch keine dramatischen Mangelverhältnisse beim Sauerstoffgehalt festgestellt. Die niedrigsten Werte wurden mit 5,4 mg/l an der Oberfläche und 5,1 mg/l in 2,5 m Tiefe am 15.9.2008 bei regnerischem Wetter an den Vortagen und am Untersuchungstag und Wassertemperaturen um 15 °C gemessen. Dem gegenüber war die Sauerstoffversorgung am 3.6.2008 bei einer Temperatur von 22,1 °C mit einem Wert von 10,9 mg/l jeweils über Grund erstaunlich gut, allerdings war an diesem Tag der Chlorophyllgehalt mit 19,2 µg/l sehr hoch (Abb. 112).

Der Grund dafür, dass sich trotz des hohen durchschnittlichen Gehaltes an organischem Kohlenstoff (DOC) von 4,5 mg/l der Sauerstoffhaushalt nicht weiter erschöpft, wird neben der photosynthetischen Freisetzung von Sauerstoff wohl auch in der mit 102 Stunden sehr kurzen mittleren Aufenthaltszeit des Wassers im See begründet sein. Es ist aber nicht auszuschließen, dass es an extrem heißen Sommertagen mit noch höheren Wassertemperaturen, geringem Phytoplankton-Anteil und geringer Wasserführung der Zubringer, oder auch bei plötzlichen niederschlagsbedingten Nährstoffeinträgen, nach Hitzeperioden fallweise doch zu kritischen Zuständen im Sauerstoffhaushalt kommen kann.

Im Gegensatz zu der Untersuchung vom 30.7.1979 (Werth & Müller 1982) wurde bei keiner der Messungen eine nennenswerte Differenz im Sauerstoffgehalt zwischen der Oberfläche und 2,5 m Tiefe festgestellt. 1979 war der Sauerstoffgehalt in 2 m Tiefe um 52 % niedriger als an der Oberfläche. Im Jahr

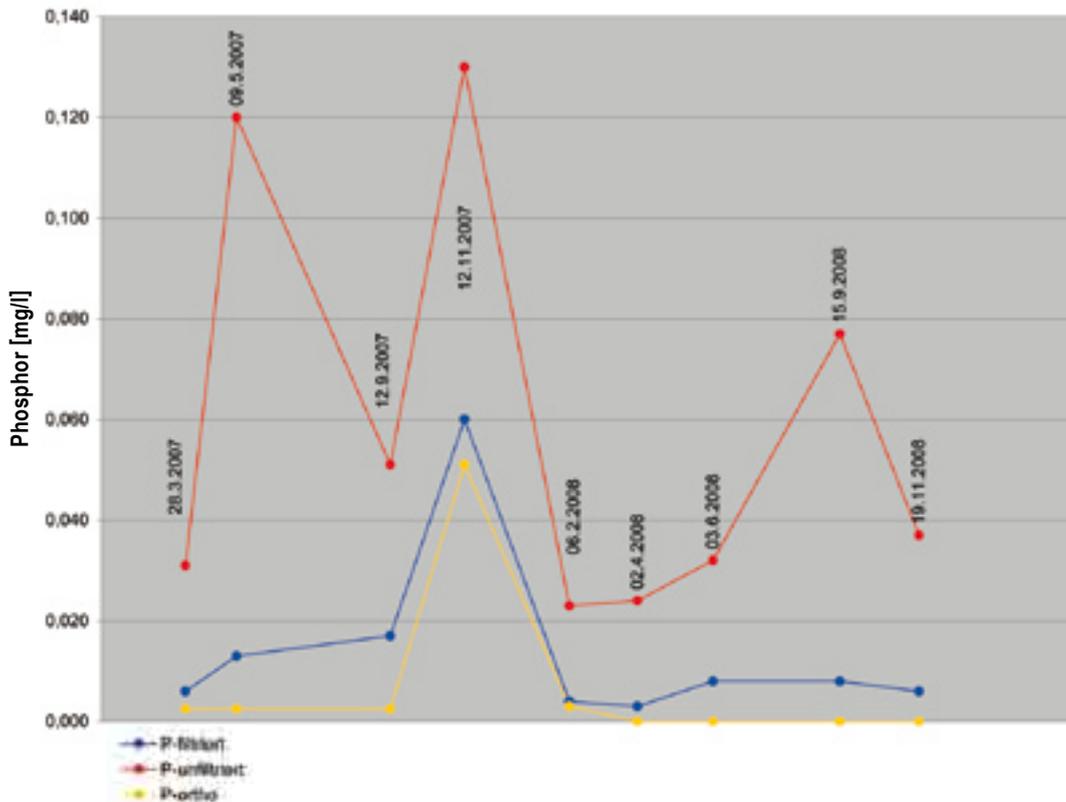


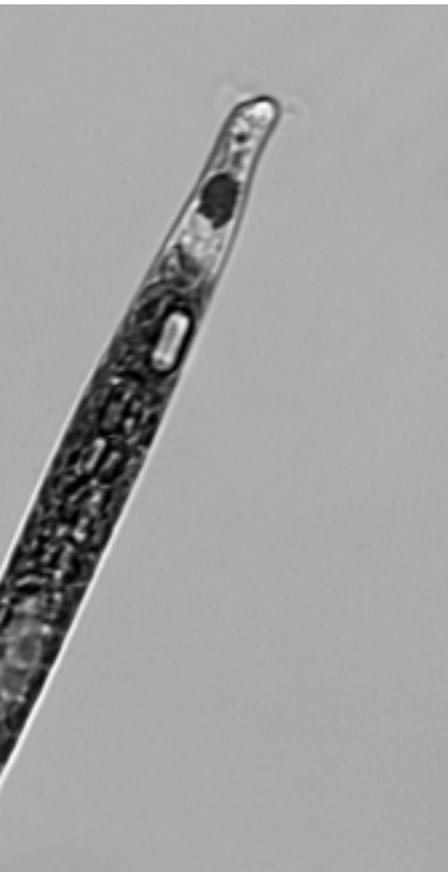
Abb. 113 Gesamtphosphorgehalt in 2,5 m Tiefe, Seeleitensee

1985 wurde sogar eine noch deutlichere Abnahme des Sauerstoffgehaltes in der Tiefe und eine dramatische Übersättigung an der Oberfläche gemessen, bei den Messungen von 1994 war beides schon weniger ausgeprägt (Schwarz & Jagsch 1998). Die höchste von uns festgestellte Differenz im Sauerstoffgehalt zwischen Oberfläche und Tiefe betrug 1,0 mg/l unter einer dünnen Eisdecke, die einen Großteil des Sees bedeckte. Eine Eisbedeckung scheint keine kritische Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Wasserkörper zu verursachen. Am 6.2.2008 wurde unter der Eisdecke ein Wert von 13,0 mg/l und über Grund von 12,0 mg/l gemessen.

Die höchste Sättigung haben wir am 3.6.2008 in 2,5 m Tiefe mit 128 % gemessen, Extremwerte wie eine Sättigung von 269 % im Juli 1985 (Schwarz & Jagsch 1998) wurden bei unseren Messungen bei weitem nicht erreicht. Das Ausbleiben extremer Übersättigungen sowie die nur mehr geringe Sauerstoffabnahme in der Tiefe sind ein Erfolg der Verbesserung der Abwassersituation.

Phosphor

Die Gesamtphosphor-Gehalte im Seeleitensee liegen nach wie vor erheblich über denen der anderen von uns untersuchten Seen. Der niedrigste Messwert betrug 0,012 mg/l unter der Eisdecke am 6.2.2008, der höchste Wert wurde mit 0,130 mg/l am 12.11.2007 in 2,5 m Tiefe gemessen. Signifikante Unterschiede zwischen den Messungen an der Oberfläche und in der Tiefe gibt es nicht, ohne erkennbare Systematik waren einmal die Oberflächenwerte und dann wieder die Tiefenwerte höher. Der arithmetische Mittelwert aller 2007 und 2008 vorgenommenen Messungen betrug an der Oberfläche 0,063 mg/l und



über Grund 0,058 mg/l. Am 20.7.1979 wurden 0,103 bis 0,164 mg/l gemessen (Werth & Müller 1982), der Mittelwert aller vom Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in den Jahren 1984 und 1995 durchgeführten Messungen des Gesamtphosphor-Gehaltes wurde mit 0,063 mg/l errechnet (Schwarz & Jagsch 1998), was sich hervorragend mit den Mittelwerten unserer Messungen deckt (Abb. 113, Seite 181).

Der weitaus größte Teil der Phosphorverbindungen lag ungelöst vor. Bis auf eine Ausnahme war ein geringer Anteil des Gesamtphosphors gelöst. Die Werte für Orthophosphat lagen fast immer im Bereich oder unter der statistisch gesicherten Bestimmungsgrenze von 0,002 mg/l. Lediglich am 12.11.2007, einem trüben Spätherbsttag mit Schneeregen, lag bei einem Gesamtphosphor-Gehalt von 0,120 mg/l der Gehalt an gelöstem Gesamtphosphor bei 0,061 mg/l und der Gehalt an Orthophosphat bei 0,051 mg/l. Ähnliche Verhältnisse wurden im Winter 1984 vorgefunden (Schwarz & Jagsch 1998). Möglicherweise behindert die komplexierende Wirkung der im Wasser gelösten Huminstoffe die natürlichen Fällungsmechanismen des Phosphats mit Eisen (III)-Ionen und wenn dann bei niedriger Wassertemperatur die Nährstoffe nur langsam in Biomasse eingebaut werden, verbleiben lösliche Phosphorverbindungen ungewöhnlich lange in dieser Form.

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an NH_4^+ -N bewegten sich 2007 und 2008 in einer großen Bandbreite von 0,014 mg/l am 2.4.2008 bis 0,310 mg/l am 15.9.2008. Im Vergleich dazu wurden am 30.7.1979 Werte von 0,21 - 0,30 mg/l an NH_4^+ -N gemessen, was somit den von uns beobachteten Maximalwerten entspricht (Werth & Müller 1982). Der Mittelwert unserer Messungen errechnet sich für NH_4^+ -N mit 0,106 mg/l, das liegt weit unter den beiden Einzelwerten von 1979 und etwa im Bereich der ebenfalls stark streuenden Werte von 1984 und 1995 (Schwarz & Jagsch 1998).

Ein Extremwert von 4 mg/l über Grund, von dem das Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde am Ende einer Winterstagnation berichtet (Schwarz & Jagsch 1998), wurde bei unseren Messungen bei Weitem nicht erreicht. Im Gegensatz dazu betrug die Konzentration für NH_4^+ -N über Grund am 6.2.2008 bei eisbedecktem See nur 0,098 mg/l.

Der höchste von uns gemessene Einzelwert betrug 0,29 mg/l (bzw. 0,31 mg/l über Grund) nach einer längeren Schlechtwetterphase am 15.9.2008. An diesem Tag war auch der Sauerstoffgehalt mit 5,1 mg/l der niedrigste von uns gemessene, und der Nitratgehalt betrug nur 25 % des Mittelwertes der Jahre 2007 und 2008. Bemerkenswert ist, dass bei unseren Untersuchungen kein Trend einer Zunahme des NH_4^+ -Stickstoffs in der Tiefe zu erkennen ist, was gut mit den Sauerstoffmessungen übereinstimmt. Möglicherweise sind die aufgrund früherer Abwassereinleitungen vorhanden gewesenen Faulschlammablagerungen (Werth & Müller 1982) zwischenzeitlich zumindest in dem von uns untersuchten Bereich des Sees abgetragen worden.

Der Gehalt an NO_3^- -N entspricht mit einem Mittelwert von 1,6 mg/l sehr genau den Ergebnissen früherer Messungen (Werth & Müller 1982, Schwarz & Jagsch 1998). Der niedrigste Wert für NO_3^- -N stammt vom 15.9.2008 mit nur 0,4 mg/l wie bereits erwähnt bei Regenwetter. Eine Verdünnung des Nitrats durch Nie-

derschlagswasser scheidet als Erklärung für den außergewöhnlich niedrigen Wert aus, weil die elektrische Leitfähigkeit bei weitem nicht in diesem Ausmaß absinkt.

Im September 2008 herrschte zunächst hochsommerliches Schönwetter, es folgte am 13.9.2008 ein markanter Wettersturz. Massive Einträge von Nährstoffen in den noch warmen Wasserkörper dürften eine starke Sauerstoffzehrung ausgelöst haben. Während sich der am 15.9.2008 beobachtete Anstieg beim $\text{NH}_4^+\text{-N}$ noch mit Abschwemmungen aus dem Umland erklären ließe, dürfte die festgestellte Nitratreduktion um 75 % gegenüber dem Mittelwert bei gleichzeitig hoher Konzentration an Ammonium-Stickstoff durch kurzfristig anaerobe Verhältnisse verursacht worden sein. Am 15.9. hatte sich der Sauerstoffgehalt mit Werten um 5 mg/l anscheinend wieder einigermaßen erholt, während die Auswirkungen der Reduktionsvorgänge in Form der ungewöhnlichen Ammonium- und Nitratwerte noch messbar waren.

Sulfat

Die Sulfatgehalte bewegten sich zwischen 5,1 und 8,1 mg/l mit einem arithmetischen Mittelwert von 6,95 mg/l. Über Grund waren die Sulfatgehalte tendenziell etwas höher, Anzeichen für eine Reduktion des Sulfates waren nicht zu erkennen, bei keiner der entnommenen Proben ist Geruch nach Schwefelwasserstoff aufgefallen.

Sichttiefe

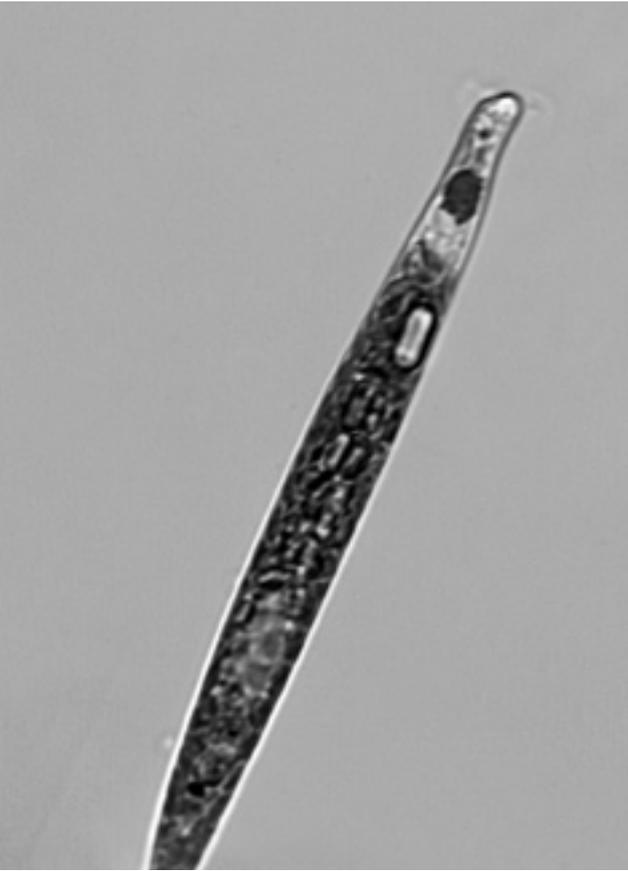
Bei den insgesamt 9 Befahrungen wurden Werte von 0,4 m bis 1,9 m gemessen, der arithmetische Mittelwert betrug 1,0 m. Am 30.7.1979 betrug die Sichttiefe 1,7 m (Werth & Müller 1982). 1985 betrug der Mittelwert eines Jahresganges mit insgesamt 10 Befahrungen 1,4 m und die beiden Untersuchungen vom 27.4. und 6.9.1994 erbrachten jeweils einen Wert von 1,2 m (Schwarz & Jagsch 1998). Daraus könnte man an sich einen gewissen Trend zur Verschlechterung ableiten, allerdings handelt es sich bei den angegebenen Werten mit Ausnahme der 10 Befahrungen von 1985 um Einzelwerte.

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Seeleitensees ist allgemein ungewöhnlich hoch. Vergleichbare Werte werden nur – und zwar durch anthropogene Einflüsse – beim Traunsee gemessen.

Auch die Schwankungsbreite der Messergebnisse ist beachtlich. Der Minimalwert betrug 470 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und der Maximalwert 645 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der arithmetische Mittelwert wurde mit 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ berechnet. Ein zeitlicher Trend oder eine vertikale Schichtung war 2007 und 2008 nicht zu erkennen. Bei dem kleinen Volumen des Wasserkörpers und der kurzen Aufenthaltszeit des Wassers im See ist anzunehmen, dass die Witterung einen großen Einfluss auf die Elektrolytkonzentration und damit auf die elektrische Leitfähigkeit ausübt. In der Tat wurden an Tagen mit regnerischer Witterung (12.11.2007, 15.9.2008) die niedrigsten Werte für die Leitfähigkeit beobachtet. Am 12.11.2007, dem Tag mit der niedrigsten gemessenen Leitfähigkeit, war der Wasserspiegel um 0,4 m höher als normal. Die Werte decken sich hervorragend mit früheren Messungen (Werth & Müller 1982, Schwarz & Jagsch 1998).





Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen im Seeleitensee reichten bei unseren Untersuchungen 2007 und 2008 von 4,2 °C unter einer dünnen Eisdecke bis 22,5 °C am 3.6.2008. Vertikale Unterschiede in den Wassertemperaturen waren selbst bei hohen Oberflächentemperaturen nicht zu verzeichnen, der größte Temperaturunterschied zwischen Oberfläche und Tiefenwasser betrug nur 0,4 °C.

In Perioden mit großen Temperaturunterschieden zwischen Tag und Nacht kommt es daher zu einem dauernden vertikalen Durchmischungsgeschehen des Wasserkörpers, wenn die Temperatur des Oberflächenwassers unter die des am Tag gleichermaßen miterwärmten Tiefenwassers sinkt. Dieser Umstand ist sicher mitverantwortlich für die oft sehr geringe Sichttiefe.

Chlorophyll

Die Chlorophyllkonzentrationen im Seeleitensee waren im Untersuchungszeitraum 2007 und 2008 sehr uneinheitlich und bewegten sich zwischen 1,3 µg/l bei außerordentlich hohem Wasserstand am 12.11.2007 und 19,2 µg/l am 3.6.2008.

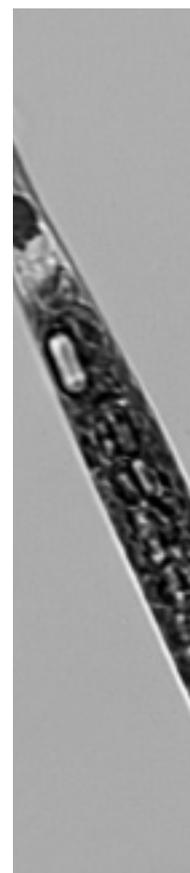
Extremwerte wie 97,7 µg/l im September 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) sind bei unseren Messungen nicht aufgetreten. Insgesamt scheinen die Chlorophyllwerte nicht ganz so hoch zu sein, wie das in Anbetracht der Phosphorgehalte zu erwarten wäre. Anscheinend reicht die kurze Aufenthaltszeit des Wassers im See nicht für eine vollständige Umsetzung der Nährstoffe in adäquate Biomasse aus, vielleicht spielt mitunter auch mangelndes Lichtangebot eine Rolle. Aufgrund der Chlorophyllkonzentrationen und unter Einbeziehung der Messwerte für den Gesamtphosphor muss der Seeleitensee derzeit als „stark eutroph“ bezeichnet werden.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das durchschnittliche Biovolumen betrug 2007 1,07 mm³/L und verdoppelte sich 2008 (2,28 mm³/L), wobei dieser Anstieg vor allem auf die sehr hohen Herbst- und Winter-Werte 2008 zurückzuführen ist – das Maximum wurde am 15.9.2008 mit 3,4 mm³/L festgestellt. An der Bildung der Biomasse sind mehrere Algengruppen maßgeblich beteiligt: Bacillariophyceen sind an allen Terminen beider Jahre mit zumindest 10 % vorhanden; im Frühwinter 2007 und in Folge auch im Februar und April 2008 dominieren sie das Phytoplankton, vor allem vertreten durch die pennaten Formen *Asterionella formosa* und *Fragilaria acus*. Auch Cryptophyceen kommen regelmäßig mit größeren Anteilen vor, wobei ihr Anteil im Jahr 2008 etwas zurückging – mit Ausnahme des Juni-Termins, wo sie die Vorherrschaft erlangten. Chlorophyceen sind im Sommer und Herbst des Jahres 2007 und auch im Herbst 2008 die dominante Algenklasse. Sie kommen an allen anderen Terminen zwar auch mit einer hohen Artenzahl und Abundanz vor, bilden aufgrund der

geringen Größe ihrer Vertreter (Chlorococcales) oft nur geringe Biomassen aus. Weiters treten auch Chrysophyceen und Cyanophyceen öfters mit maßgeblichen Anteilen in Erscheinung.

Auffällig ist ein hoher Biomasse-Anteil von über einem Fünftel an Euglenophyceen zu den Herbst-Terminen beider Beprobungsjahre und 2008 bereits im Frühsommer, was auf *Euglena texta* und einige *Trachelomonas*-Arten zurückzuführen ist. Die EQR-Werte beider Untersuchungsjahre lagen mit 0,69 (2007) und 0,68 (2008) sehr nahe beieinander, was die Einstufung zum „guten“ ökologischen Zustand bestätigt (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



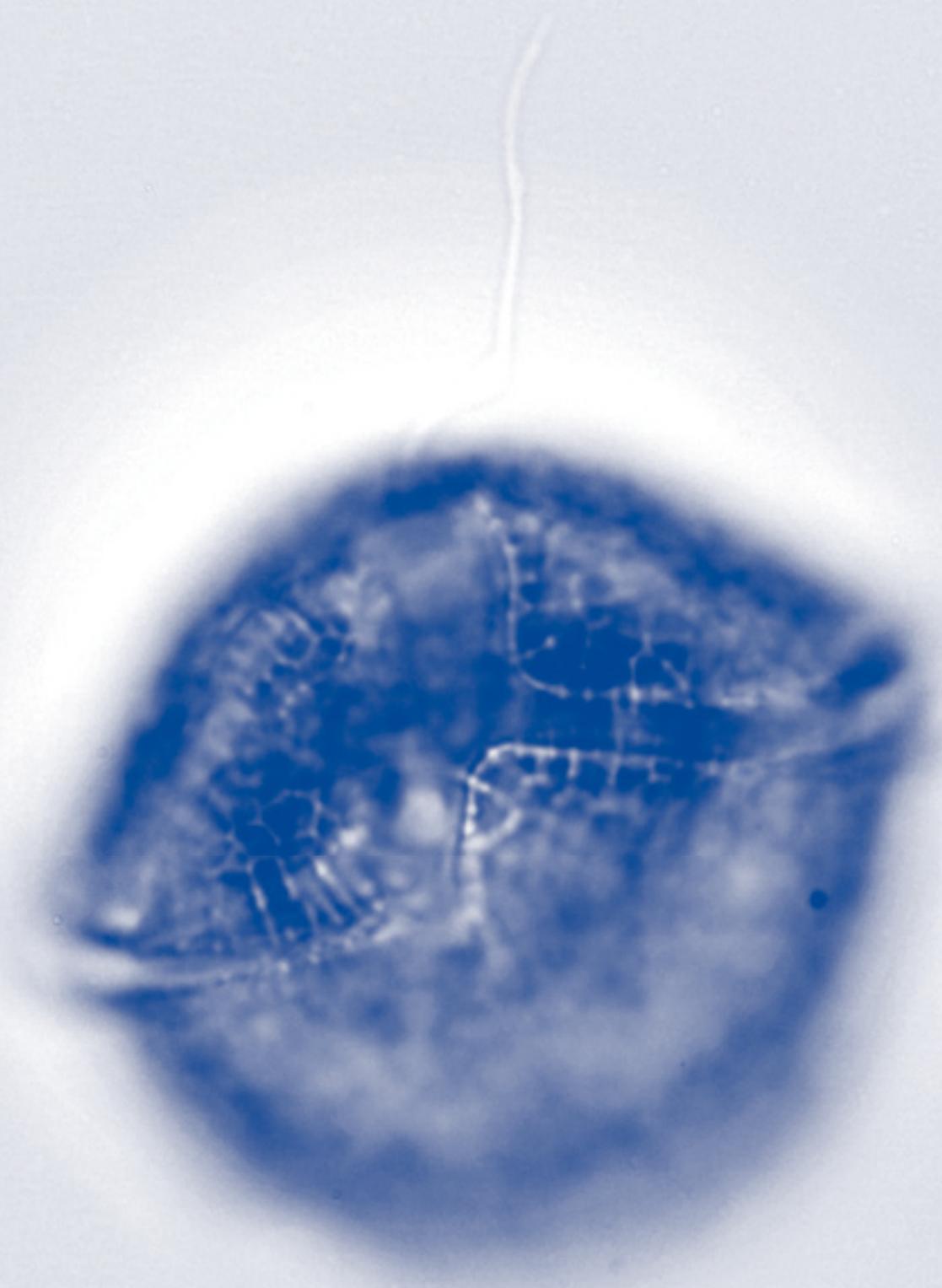
Seeleitensee Phytoplankton

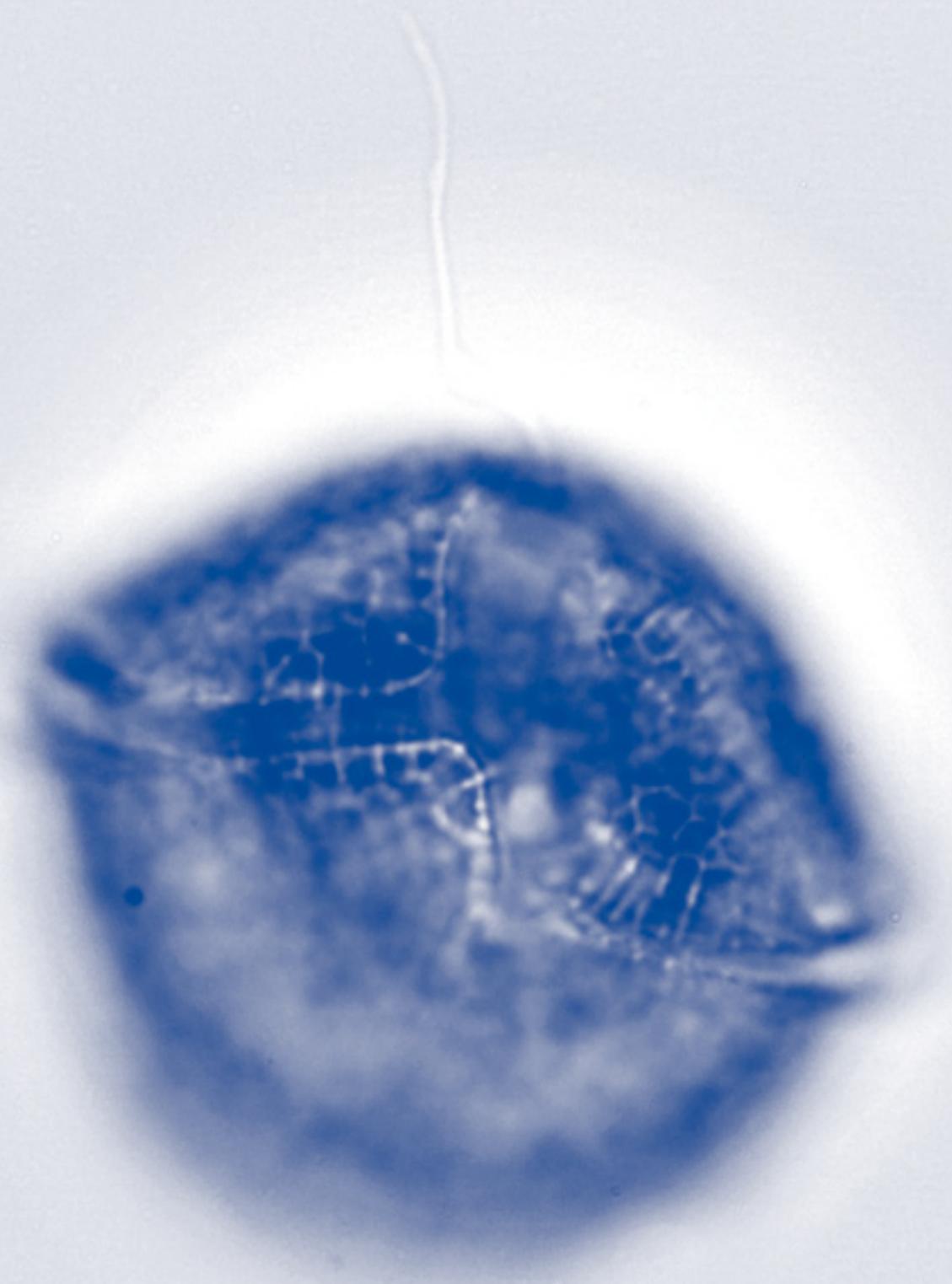
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,69	0,68	0,685
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut

Trophie

Seeleitensee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	stark eutroph 4	30 %
Chlorophyll	schwach-stark eutroph 3,5	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph 1	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph 1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	schwach eutroph 3	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
3,33	mesotroph-schwach eutroph 2,5	30 %
Gesamtbewertung	schwach eutroph 2,98	100 %





Vorderer Gosausee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 114 Vorderer Gosausee

Allgemeines

Der Vordere Gosausee liegt im Gemeindegebiet von Gosau etwa auf $13^{\circ}30'$ östlicher Länge und $47^{\circ}32'$ nördlicher Breite. Unsere Untersuchungsstelle hat die Koordinaten 462741/265794 bezogen auf M31 im Österreichischen Bundesmeldenetz. Beim Vorderen Gosausee handelt es sich um einen Gletscher-rückzugssee, der nach dem Rückgang des Dachsteingletschers am Ende der letzten Eiszeit hinter der Stirnmoräne des Gletschers entstanden ist. Der Abfluss aus dem See schuf sich einen tiefen Einschnitt durch den eiszeitlichen Moränenwall (Abb. 114 und 115).

Aufgrund von Hochwasserkatastrophen in den Jahren 1897 und 1899 wurde nach längerer Planungs- und Bauzeit im Jahre 1911 ein Damm fertig gestellt, der den Einschnitt in der alten Stirnmoräne verschlossen und dadurch den Wasserspiegel des Sees um etwa 15 m angehoben hat. Durch diese Maßnahme kann der See um 8,5 Millionen Kubikmeter mehr Wasser speichern als es bei der natürlichen Spiegellage möglich war. Das oberste Stauziel liegt heute auf 923 m Meereshöhe. Durch einen künstlich geschaffenen Grundablauf kann der Wasserspiegel gezielt abgesenkt werden. Das Absenkeziel ist mit 860 m über Adria angegeben, was über 60 m wäre. An unseren Untersuchungs-Terminen war die stärkste Absenkung etwa 30 m. Mit dem Dammbau und der Ablassmöglichkeit wurde der Vordere Gosausee für eine doppelte Nutzung erschlossen. Die Absenkung wird so gesteuert, dass die Niedrigstwasserstände im Spätwinter erreicht werden, sodass das Differenzvolumen auf das maximale Stauziel zur Zeit der Schneeschmelze im Frühjahr als Pufferraum für Hochwässer zur Verfügung steht. Das aus dem Gosausee abgezogene Wasser wird zum Großteil zur Erzeugung elektrischer Energie und hier vorzugsweise zur Spitzenstrom-

abdeckung verwendet. Die Energieerzeugung erfolgt heute in den vier Kraftwerken Gosau (8,8 GWh), Gosauschmid (2,7 GWh) Steeg-Überland (50,3 GWh) und Steeg-Bahn (9 GWh Bahnstrom). Das Wasser für die Kraftanlagen Steeg gelangt von der Wehranlage Klaus Hof am Nordende des flachen Teiles des Gosautales in einem 5 km langen Stollen unterirdisch zum Wasserschloss an den Abhängen des Löckerkogels und von dort in 2 steilen Druckrohrleitungen zu den Turbinen in Steeg.

Der Gosausee hat aufgrund seiner einmaligen Lage am Fuß des Gosaukammes mit Blick auf das noch vergletscherte Dachsteinmassiv eine große touristische Bedeutung als Ausflugsziel mit einem Wanderweg rund um den See. Der Großteil des Tourismusaufkommens konzentriert sich aber auf das Nordwestende des Sees, wo sich ein großer Gasthof, ein Bootsverleih, ein Kiosk und die Talstation der Gosaukambahn befinden.



Abb. 115 Geologische Karte Vorderer Gosausee

Der Badetourismus am Vorderen Gosausee hält sich trotz hervorragender Wasserqualität in Grenzen, da auch in warmen Sommern nur Temperaturen von knapp 20 °C erreicht werden. Für Tauschsportler ist der See aufgrund der Klarheit des Wassers und der steil abfallenden unterseeischen Wände ein beliebtes Ziel. Mit Rücksicht auf den Tourismus darf der See im Sommer nicht wesentlich abgesenkt werden, es muss in der Zeit vom 15. Juni bis zum 15. Oktober eine Spiegellage von mindestens 915 m ü.A. eingehalten werden.

Aufgrund seiner Höhenlage in einer nebelfreien Region und unterstützt von der winterlichen Abschattung durch den steil aufragenden Gosaukamm friert der Vordere Gosausee regelmäßig zu, oftmals bildet sich auf dem Eis auch noch eine dicke Schneedecke. Da die Wasserentnahme aus dem See zur Energiegewinnung den ganzen Spätherbst und Winter über andauert, kommt es immer wieder zu Einbrüchen der Eisdecken an den Rändern, wenn sich der Wasserspiegel unter einer bereits gebildeten Eisdecke weiter absenkt.

Die stark schwankende Höhenlage des Wasserspiegels macht die Vergleichbarkeit der zu verschiedenen Jahreszeiten aus den jeweiligen Tiefen entnommenen Wasserproben unmöglich. Deshalb wurden die grafischen Auswertungen, die ohnehin nur bei den Parametern Sauerstoff und Wassertemperatur einigermaßen sinnvoll sind, auf Zeiten mit nicht wesentlich abgesenktem Wasserspiegel beschränkt. Die Wassertiefe betrug in diesen Zeiten 77-78 m, die in der Literatur fallweise angegebene Tiefe von 82 m wird wahrscheinlich nur bei maximaler Ausnutzung des Stauzieles im Hochwasserfall erreicht.

Vorderer Gosausee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		9	18,5	6,3	11,0
Temperatur	°C	0-1 m	8	18,6	1,0	9,6
pH-Wert		0-1 m	9	8,80	8,20	8,37
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	200	165	179
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	25	0,007	0,002	0,005
Gesamtphosphor	mg/l	40 m	8	0,005	0,001	0,003
Gesamtphosphor	mg/l	60-76 m	12	0,150	0,003	0,018
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,003	0,001	0,001
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	60-76 m	12	0,009	0,001	0,003
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,500	0,300	0,452
Nitrat-Stickstoff	mg/l	60-76 m	12	0,500	0,300	0,483
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,024	0,003	0,007
Ammonium-Stickstoff	mg/l	60-76 m	11	0,009	0,003	0,005
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	13,3	8,9	10,9
Sauerstoff	mg/l	60-76 m	12	10,9	3,8	8,6
Chlorophyll-a	µg/l	0-20 m	7	1,30	0,43	0,92
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-20 m	9	0,23	0,04	0,13

Sauerstoffgehalt

Bedingt durch die überaus geringe Nährstoffbelastung des Sees bewegen sich die Sauerstoffgehalte an der Oberfläche meistens im Bereich der theoretischen Sättigung, die durch die Wassertemperatur und den Luftdruck vorgegeben ist. Übersättigungen können im Frühsommer und bei starken Temperaturschwankungen auftreten, die höchsten Werte liegen bei 120 % und treten in Tiefen von 3 bis 12 m auf, wo andere Druckverhältnisse herrschen als an der Oberfläche.

Die zeitweise sehr große Sichttiefe führt dazu, dass der Sauerstoffgehalt im Regelfall in 20 m Tiefe höher ist als an der Oberfläche. Selbst in 40 m Tiefe haben wir mit Ausnahme der Winterstagnation immer Werte über 10 mg/l gemessen. Lediglich am 27.2.2008 waren in 40 m Tiefe „nur“ mehr 8,6 mg/l vorhanden. Über Grund lagen die Messwerte mit einer Ausnahme über 7 mg/l, nur am 27.2.2008 waren es bei massiver Eisbedeckung der gesamten Seefläche 3,8 mg/l. Der Mittelwert der Sauerstoffkonzentrationen über Grund ohne den Wert in der Winterstagnation errechnet sich mit 8,7 mg/l (Abb. 116, Seite 191).

Frühere Untersuchungen der Jahre 1979 (Werth & Müller 1982), 1994 (Schwarz & Jagsch 1998) und 2002-2005 (Gassner et al. 2006) zeigen ein vollkommen identisches Bild. Fallweise wurden im Hochsommer in Tiefen von 8-10 m noch etwas höhere Übersättigungen gemessen, allerdings können wir auf keine hochsommerlichen Messdaten zurückgreifen.

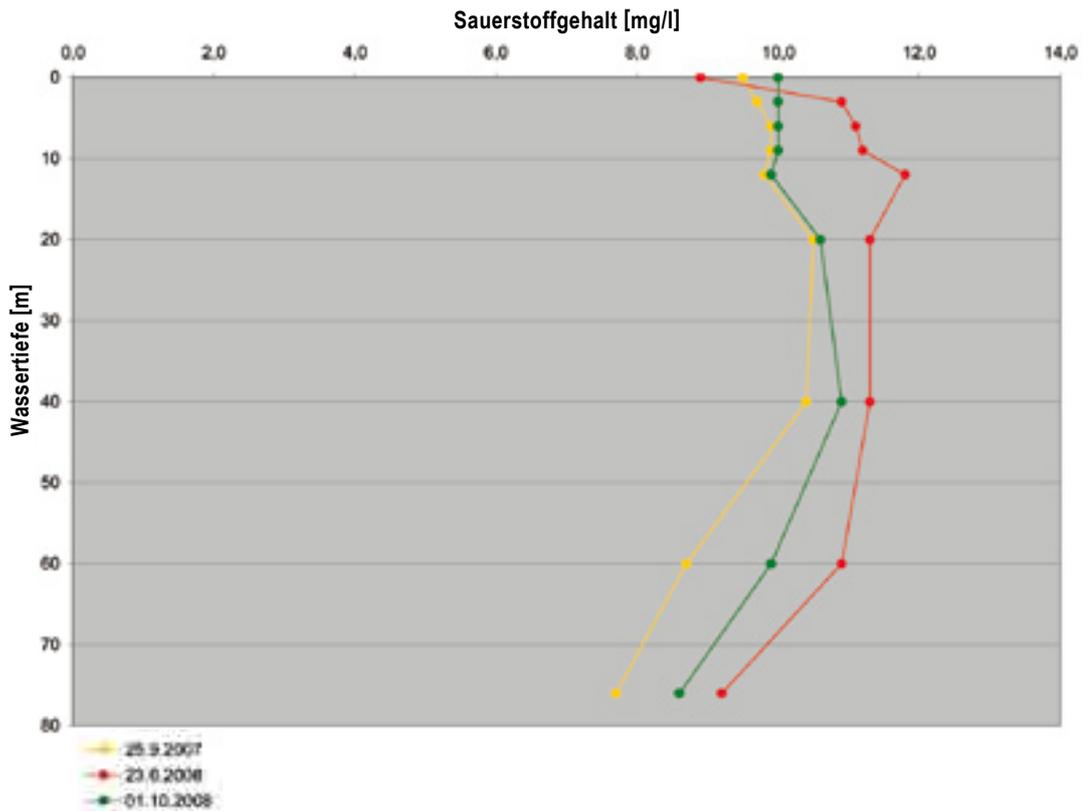


Abb. 116 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Vorderer Gosausee

Zu dem von uns gemessenem niedrigen Sauerstoffgehalt von 3,8 mg/l in der Winterstagnation gibt es keine Vergleichsdaten in den früheren Untersuchungsberichten. Die Feststellung aufgrund der Messungen vom September 1994, dass der Vordere Gosausee selbst am Ende des Sommers noch über 90 % Sauerstoffsättigung aufweise (Schwarz & Jagsch 1998), kann aufgrund unserer Messungen für 2007 und 2008 nicht bestätigt werden. In keinem einzigen Fall haben wir über Grund einen Wert > 90 % gemessen. Am Ende der Sommerstagnation 2007 betrug die Sättigung 70 %, 2008 waren es 78 %, der Mittelwert von 8 Messungen (ohne den Wert in der Winterstagnation) errechnet sich mit 79 %. Am 10. September 1979 war das Tiefenwasser über Grund zu 67 % mit Sauerstoff gesättigt, im Oktober 2005 waren es 65 %. Die Messwerte vom September 1994 dürften daher unter besonders günstigen Umständen zu Stande gekommen sein und sollten nicht als Maßstab für alle nachfolgenden Untersuchungen dienen.

Phosphor

Mit wenigen Ausnahmen waren sämtliche Messwerte für den Gesamtphosphor deutlich unter 0,01 mg/l. Die Ausnahmen betreffen drei Messwerte direkt über Grund und einen offensichtlichen Ausreißerwert von 0,026 mg/l in 9 m Tiefe am 1.12.2008. Die Werte in allen angrenzenden Tiefen waren an diesem Tag normal niedrig. Die Mittelwerte bewegen sich in den einzelnen Tiefen zwischen 0,003 und 0,006 mg/l, wobei die Werte über Grund und der Wert vom 1.12.2008 in die Berechnung nicht einbezogen wurden.

Die teilweise erhöhten Werte über Grund waren zumindest in 2 Fällen durch Sediment beeinträchtigt, die Werte für Gesamtphosphor im Membranfiltrat waren bei diesen Proben extrem niedrig. Auffällig sind

aber die Werte, die in der Winterstagnation am 27.2.2008 über Grund bei einer damals aktuellen Wassertiefe von 51 m gemessen worden sind. Der Wert für Gesamtphosphor war mit 0,013 mg/l an sich nicht ungewöhnlich, allerdings wurden auch in der membranfiltrierten Probe 0,011 mg/l Gesamtphosphor und 0,009 mg/l an Orthophosphat. Phosphor gemessen, was für einen so nährstoffarmen See eher ungewöhnlich ist.

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass es in der langen Zeit der Winterstagnation, in der eine 5 Monate andauernde Eisbedeckung nicht ungewöhnlich ist, zu einer geringfügigen Phosphorrücklösung im Sediment kommen kann, auch wenn der Sauerstoffgehalt im Wasser über Grund zum Zeitpunkt der Messung noch keinesfalls erschöpft war (3,8 mg/l). Die von uns erhobenen Messwerte stimmen ausgezeichnet mit allen früheren Untersuchungen überein, nur für die Messungen in der Winterstagnation fehlen Vergleichswerte.

Ammonium und Nitrat

Die Werte für NH_4^+ -N lagen fast in allen Fällen im Grenzbereich oder unter der statistisch gesicherten Bestimmungsgrenze und mit ganz wenigen Ausnahmen immer unter 0,01 mg/l. Über Grund war nicht einmal in der Zeit der Winterstagnation eine Ammonium-Anreicherung zu erkennen, der höchste Wert überhaupt wurde mit 0,024 mg/l am 27.2.2008 direkt unter der Eisdecke gemessen. Eine Korrelation der Gehalte an NH_4^+ -N mit der Wassertiefe ist weder anhand der einzelnen Befahrungen noch aus den Mittelwerten abzuleiten.

Die Werte für NO_3^- -N waren in allen Tiefen sehr konstant zwischen 0,4 und 0,5 mg/l mit wenigen Einzelwerten von 0,3 mg/l und decken sich somit ausgezeichnet mit denen aller früheren Untersuchungen. In der Winterstagnation war die Konzentration an NO_3^- -N am 27.2.2008 über Grund um 40 % niedriger als in den darüberliegenden Tiefenstufen. Es ist also eine deutliche Zehrung des Nitrats erfolgt, ohne dass allerdings die Werte für Ammonium- oder Nitrit-Stickstoff erhöht gewesen wären.

Sulfat

Die Sulfatkonzentrationen waren im Untersuchungszeitraum 2007/2008 stets unauffällig, die Mittelwerte nehmen von 1,4 mg/l in den oberflächennahen Schichten auf 2,1 mg/l über Grund zu. Anzeichen einer Reduktion des Sulfates über Grund waren auch in längeren Stagnationsphasen nicht erkennbar.

Sichttiefe

Wie aufgrund der geringen Nährstoffbelastung des Sees zu erwarten ist, weist das Wasser des Vorderen Gosausees im Regelfall eine außergewöhnlich große Sichttiefe auf. Der Minimalwert wurde am 14.5.2007 mit 6,3 m und der Maximalwert am 4.12.2007 mit 18,5 m gemessen. Der Mittelwert aller neun Messungen errechnet sich mit 11,02 m.

Die niedrigsten Werte traten 2007/2008 in der Zeit nach dem Abschmelzen der Eisdecke auf. Da in dieser Zeit die Werte für Chlorophyll nicht signifikant erhöht waren, dürfte die Beeinträchtigung der Sichttiefe in erster Linie durch mineralische Partikel aus dem Einzugsgebiet, zu dem auch der Große Gosaugletscher

gehört und durch den in 5 Monaten auf der Eisdecke angesammelten Schmutz zu Stande gekommen sein. Bei allen früheren Untersuchungen wurden vergleichbare Werte gemessen.

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers scheint im Vorderen Gosausee gegenüber früheren Untersuchungen leicht zugenommen zu haben. Die Mittelwerte reichen von 171 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in 6 bzw. 9 m Tiefe bis zu 193 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund. Die niedrigsten gemessenen Werte lagen bei 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$, die Maximalwerte bei 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wenn man den Extremwert von 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in der Winterstagnation 2008 über Grund ausnimmt.

Am 10.9.1979 hat man nach Umrechnung auf die heute angewendete Referenztemperatur von 25 °C Werte zwischen 150 und 176 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (*Werth & Müller 1982*). Im Jahr 1994 wurden im Juni und im September Messungen durchgeführt, es wurden Mittelwerte von 159 bzw. 154 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einer Schwankungsbreite von 141 bis 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt (*Schwarz & Jagsch 1998*). In den Jahren 2002-2005 reichten die Werte von 157-193 $\mu\text{S}/\text{cm}$, der vermutlich volumsgewichtete Mittelwert aller Messungen lag bei 176 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (*Gassner et al. 2006*). Bei aller Vorsicht und auch nach Berücksichtigung der Tatsache, dass es sich bei den Messungen der Jahre 1979 und 1994 um Einzelmessungen gehandelt hat, muss vor allem gegenüber den Untersuchungen von 1994 ein Trend zur Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit im Wasser des Vorderen Gosausees festgestellt werden.

Bemerkenswert ist im Zusammenhang mit der elektrischen Leitfähigkeit noch, dass bei den beiden Untersuchungen im Dezember 2007 und 2008 keine vollständige Homogenisierung des Wasserkörpers anhand der Leitfähigkeit festzustellen war. Am ehesten war das noch bei der Beprobung am 29.4.2008 der Fall. Möglicherweise wird in der Phase der Herbstzirkulation die Durchmischung des Wasserkörpers durch die in diesem Zeitraum stattfindende starke Wasserentnahme gestört.

Wassertemperatur

Bedingt durch die windgeschützte und nebefreie Lage, sowie begünstigt durch eine stabile sommerliche Schichtung, kann die Wassertemperatur in heißen Sommern an der Oberfläche Werte um 20 °C erreichen (*Gassner et al. 2006*). Der höchste von uns gemessene Wert war 18,6 °C am 23.6.2008 (Abb. 117, Seite 194).

Im Sommer bildet sich eine stabile Schichtung aus, die bis in den Oktober hinein Bestand haben kann. Weitestgehend homotherme Verhältnisse waren jeweils Anfang Dezember gegeben. Trotzdem wurde, wie vorher bereits ausgeführt, zu diesem Zeitpunkt noch keine vollständige vertikale Homogenisierung des Wasserkörpers erreicht. Da um diese Zeit bereits die Bildung einer Eisdecke einsetzen kann, verläuft die Herbstzirkulation beim Vorderen Gosausee mitunter nicht immer ganz vollständig, wie auch die auffällig niedrigen Sauerstoffwerte in der Winterstagnation 2008 vermuten lassen.

Im Gegensatz dazu scheint die Zirkulation im Frühjahr 2008 recht effektiv gewesen zu sein, womit zumindest 2007/2008 der eher ungewöhnliche Fall vorliegt, dass die Frühjahrszirkulation vollständiger verlaufen ist als die Herbstumwälzung. Im Frühjahr erfolgt nach der winterlichen Absenkung eine rasche Auffüllung des Sees mit Schmelzwasser, was vielleicht der Durchmischung dienlich ist, jedenfalls aber

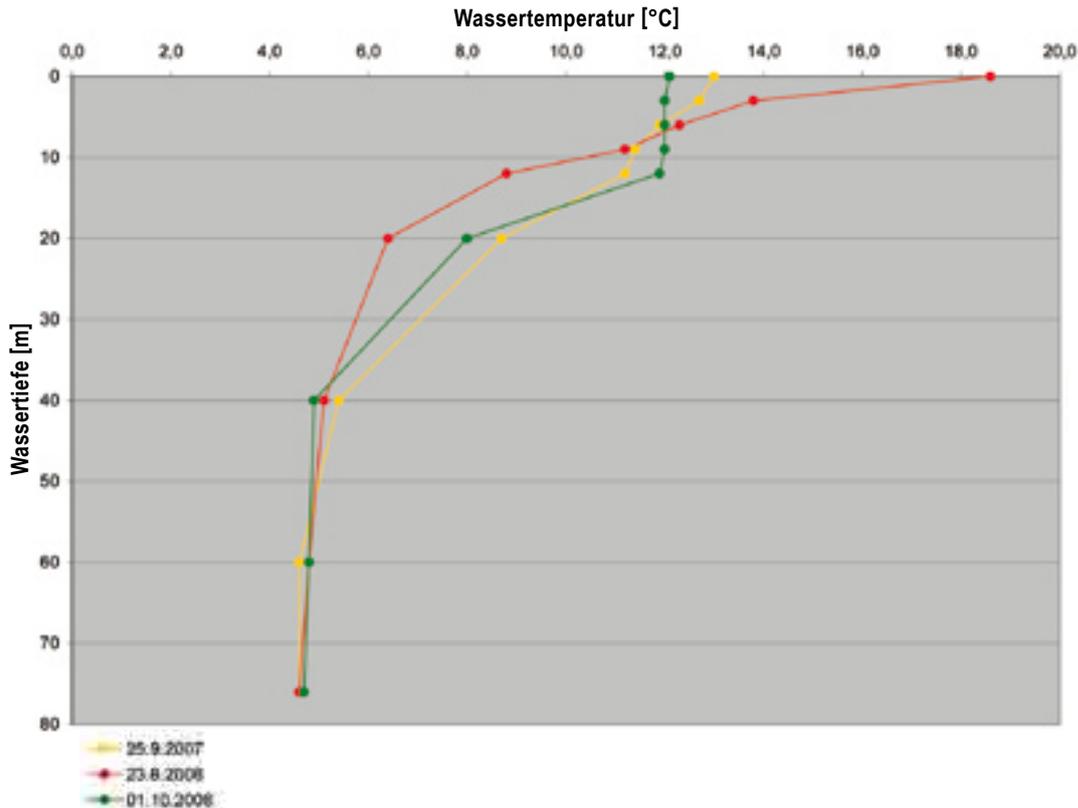


Abb. 117 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Vorderer Gosausee

eine schnelle Erwärmung des Wassers an der Oberfläche verhindert. Bei den meisten anderen Seen ist es eine zu rasche Erwärmung der Oberfläche, die manchmal eine effektive Frühjahrszirkulation unterbindet.

Chlorophyll

Die Chlorophyllwerte liegen mit 0,43 bis 1,30 $\mu\text{g/l}$ und einem Mittelwert aller 7 Messungen von 0,92 $\mu\text{g/l}$ weit im oligotrophen Bereich. Frühere Untersuchungen haben zeitweise höhere Werte erbracht, so wurden im Juni 1994 beispielsweise 3,4 $\mu\text{g/l}$ gemessen (Schwarz & Jagsch 1998). Im Jahr 2004 lag der Mittelwert bei 1,0 $\mu\text{g/l}$, was gut mit unseren Werten übereinstimmt, aber im Jahr 2005 war der Mittelwert mit 2,7 $\mu\text{g/l}$ bedeutend höher, der höchste Einzelwert wurde im August 2005 mit 4,3 $\mu\text{g/l}$ gemessen (Gassner et al. 2006). Wahrscheinlich hängen diese jährlich unterschiedlichen Entwicklungen mit witterungs- und ereignisbedingten Schwankungen des Nährstoffeintrages aus dem hochalpinen Einzugsgebiet zusammen. Extreme Niederschlagsereignisse oder Lawinenabgänge führen zwangsläufig zu erhöhten Nährstoffeinträgen. Gerade der Winter 2004/2005 war im Salzkammergut ganz außergewöhnlich schneereich.

Phytoplankton - Bewertung ökologischer Zustand

Das durchschnittliche Biovolumen beider Untersuchungsjahre war sehr gering: 0,10 mm^3/L im Jahr 2007 und nur wenig höher 2008 mit 0,16 mm^3/L . Das Artenspektrum beider Jahre zeigt eine stabile, vielfältige

Algenflora, bestehend aus Vertretern mehrerer Algenklassen. Besonders hervorzuheben sind die Dinophyceen, die an allen 4 Terminen 2007 über 20 % der Biomasse produzierten und im Jahr 2008 ebenso an allen (5) Terminen mit einem Anteil von zumindest 11 % vorhanden waren, aber in diesem Jahr von Februar bis Ende Juni dominierten. Bacillariophyceen waren 2007 vor allem im Frühjahr und Frühsommer von Bedeutung, 2008 erreichten sie erst im Herbst und zu Winterbeginn ihre maximale Produktion von mehr als der Hälfte der Biomasse und damit auch die Dominanz an diesen Terminen. Auch Cryptophyceen sind fast immer mit nennenswerten Anteilen zu finden. Die vorherrschende Algengruppe waren sie nur im Herbst 2007, wo Bacillariophyceen nahezu gänzlich verschwunden waren. Chrysophyceen waren im April und Mai des Vorjahres stärker vertreten, erreichten 2008 jedoch nur im Juni einen Anteil von 10 %. Dafür konnten die Chlorophyceen 2008 ihre Präsenz steigern, was sich bereits im Dezember 2007 ankündigte. An jeweils 2 Terminen wurden auch bis zu etwa 10 % Conjugatophyceen festgestellt.

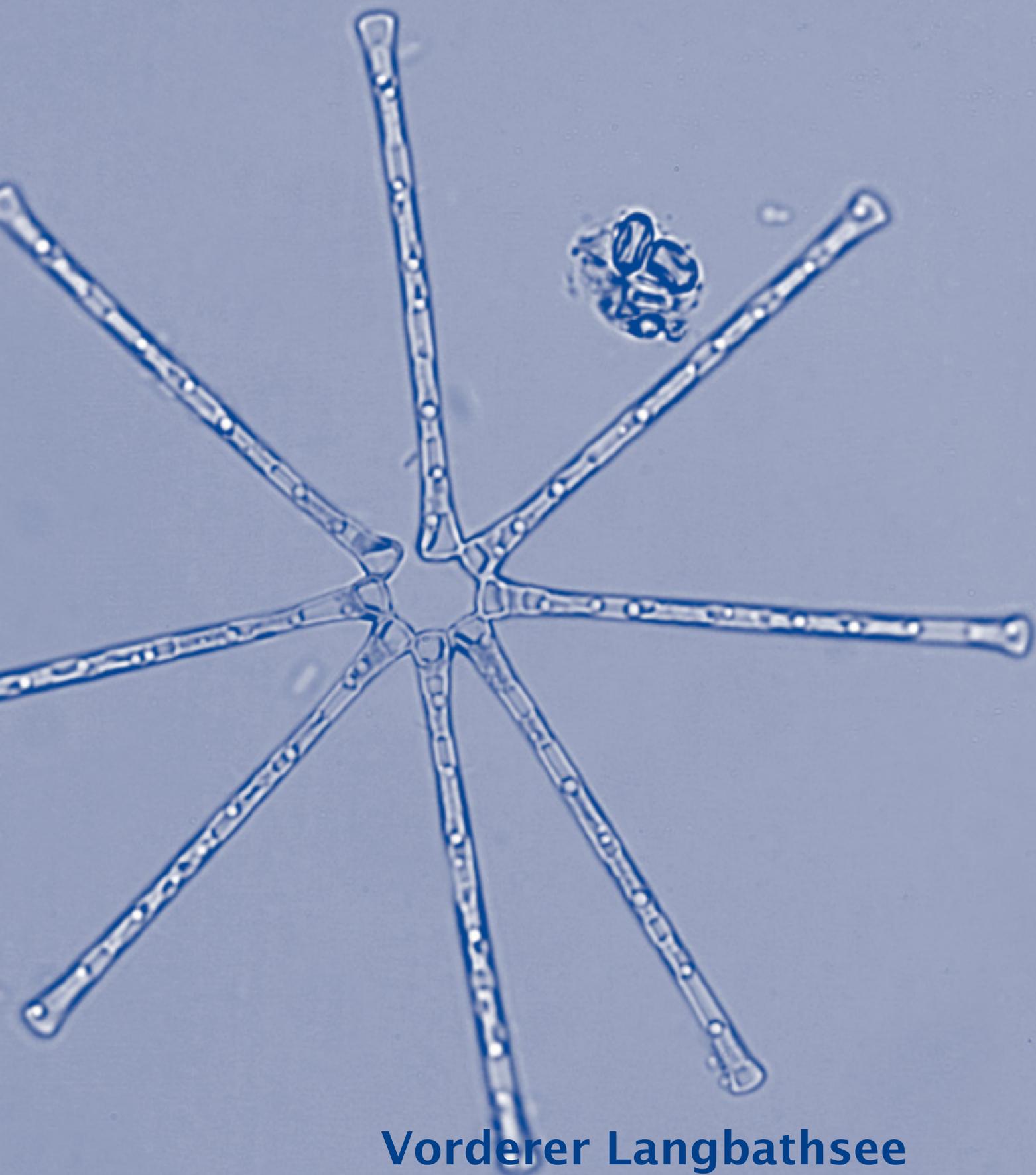
Insgesamt konnten heuer 68 % des Biovolumens (2007 49 %) nach dem Brettum-Index eingestuft werden. Es ergab sich eine Verbesserung des EQR von 0,72 im Jahr 2007 auf 0,81 für 2008 und somit eine Zuordnung des Vorderen Gosausees in den „sehr guten“ ökologischen Zustand (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Vorderer Gosausee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,72	0,81	0,765
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Sehr Gut	Gut

Trophie

Vorderer Gosausee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph	1	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph	1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	oligotroph	1	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
3,77	oligotroph-mesotroph	1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,15	100 %





Vorderer Langbathsee

Landeseigene Untersuchungen – ASM



Abb. 118 Vorderer Langbathsee

Allgemeines

Der Vordere Langbathsee liegt im Gemeindegebiet von Ebensee, ca. 8 km vom Zentrum der Gemeinde entfernt auf etwa $47^{\circ}50'$ nördlicher Breite und $13^{\circ}41'$ östlicher Länge. Die von uns beprobte Stelle hat die Koordinaten 476000/299650 bezogen auf M31 im österreichischen Bundesmeldenetz. Die Wassertiefe beträgt dort etwa 32-33 m, es treten leichte Spiegelschwankungen auf. Die gedachte Längsachse des Sees ist ziemlich genau nach West-Ost ausgerichtet, nördlich wird er durch den Signalkogel und im Süden durch das Höllengebirge begrenzt. In beiden Fällen fallen mehrere hundert Meter hohe, bewaldete Steiflanken zum Seeufer ab, im Uferbereich bleiben hier nur schmale Randstreifen, die ausreichend flach für eine Forststraße und bescheidene Liegemöglichkeiten für Badende sind (Abb. 118 und 119).

Im Bereich des Süd- und des Westufers sind dünne Schilfbestände vorhanden, Nord- und Ostufer sind steinig. Das Ostufer kann mit dem Fahrzeug erreicht werden, es ist ein großer Parkplatz vorhanden, der an schönen Sommertagen aber manchmal nicht für alle Erholungssuchenden ausreicht. Östlich des Vorderen Langbathsees befindet sich ein Hotel sowie ein Seerestaurant, am Westufer steht ein Jagdschloss, das auf die Kaiserzeit zurückgeht.

Der einzige nennenswerte oberirdische Zufluss ist der westlich einmündende Pfrillenbach, der seinen Ursprung im Auslauf des Hinteren Langbathsees hat. Zweifellos treten aber von den nord- und südseitig begrenzenden Steilhängen unterirdische oder zeitweise wasserführende oberirdische Zuflüsse in Erscheinung. Einer davon ist der Abfluss des Klauselgrabens am Nordrand des Höllengebirges.

Der Hauptabfluss aus dem See wird durch den Langbathbach gebildet, der in Ebensee in die Traun mündet. Bedingt durch die hervorragende Wasserqualität und die reizvolle landschaftliche Lage mit Blick auf den Brunnkogel im Hölleengebirge, der eines der höchsten Gipfelkreuze der Alpen trägt, ist der Vordere Langbathsee ein beliebtes Ausflugs- und Wanderziel. Im Hochsommer erreicht das Wasser badetaugliche Temperaturen von bis zu 24 °C. Die Liegemöglichkeiten für Badende sind in den schmalen Uferlandstreifen allerdings recht begrenzt. Eine richtige Liegewiese ist abgesehen von einem kleinen Flachbereich am Nordost-Ende nicht vorhanden.

Die Klarheit des Seewassers sorgt zusammen mit bizarren Felsformationen in der Tiefe und versunkenen Bäumen für eine schaurig schöne Unterwasserlandschaft und macht den Vorderen Langbathsee zu einem beliebten Ziel für Taucher. Der See und seine Umgebung sind Naturschutzgebiet, das Befahren mit Motorbooten ist untersagt, für kleine Badeboote gibt es derzeit keine Einschränkung.



Abb. 119 Geologische Karte Vorderer Langbathsee

Vorderer Langbathsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		7	18,5	6,5	11,4
Temperatur	°C	0-1 m	8	19,3	2,3	10,3
pH-Wert		0-1 m	8	8,40	7,70	8,15
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	8	260	220	246
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	25	0,010	0,001	0,004
Gesamtphosphor	mg/l	20 m	8	0,007	0,003	0,004
Gesamtphosphor	mg/l	30-32 m	8	0,013	0,003	0,006
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	25	0,004	0,001	0,0015
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	30-32 m	9	0,003	0,001	0,0013
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	25	0,800	0,600	0,692
Nitrat-Stickstoff	mg/l	30-32 m	9	0,700	0,300	0,533
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	24	0,050	0,005	0,015

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Ammonium-Stickstoff	mg/l	30-32 m	9	0,075	0,005	0,028
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	25	12,2	8,8	10,2
Sauerstoff	mg/l	30-32 m	9	10,8	3,0	7,4
Chlorophyll-a	µg/l	0-10 m	7	1,10	0,53	0,86
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-32 m	9	1,08	0,05	0,30

Sauerstoffgehalt

In den oberflächennahen Bereichen lagen die Sauerstoffkonzentrationen stets in der Größenordnung der durch die jeweiligen Temperaturverhältnisse bedingten Sättigung. Der höchste Wert im Epilimnion wurde mit 107 % Sättigung und der niedrigste mit 83 % gemessen. Selbst in 20 m Tiefe war die niedrigste gemessene Sättigung immer noch 83 %.

In Grundnähe ist am Ende der jahreszeitlichen Stagnationsphasen ein deutlicher Sauerstoffschwund zu beobachten, eine völlige Auszehrung des Sauerstoffs war aber bei keiner Untersuchung festzustellen. Der mit Abstand niedrigste Wert über Grund wurde am 2.12.2008 mit 3,0 mg/l bzw. 25 % Sättigung gemessen, vom Zeitpunkt her stellt dieser Untersuchungstermin die absolute Endphase der Schichtung dieses Jahres dar.

Der Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt zunächst einmal, dass Sättigungen von 124 % wie am 30.8.1979 (*Werth & Müller 1982*) oder gar 139 % am 4.8.1994 bei unseren Messungen nicht aufgetreten sind. Andererseits wurden früher keine so niedrigen Sauerstoffwerte über Grund gemessen, die Untersuchungen von 1979 als auch 1994 jeweils im August sind in dieser Hinsicht jedoch nicht mit unserer Befahrung vom 2.12.2008 bei noch nicht abgeschlossener Vollzirkulation zu vergleichen. Die Werte von 7,25 mg/l am 30.8.1979 (*Werth & Müller 1982*) und von 7,7 mg/l am 4.8.1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) stimmen aber gut mit unserem Messwert von 5,9 mg/l am 8.9.2008 überein. Bei der Untersuchung vom 4.8.1994 fällt noch auf, dass die tiefste damals entnommene Probe aus 27,8 m stammt. Ob damals eine starke Absenkung des Wasserspiegels vorlag, ist uns nicht bekannt.

Phosphor

Die Werte für Gesamtphosphor waren 2007 und 2008 durchwegs äußerst niedrig, in allen Tiefenstufen bis 20 m betrug der Mittelwert aller 9 Befahrungen 4 µg/l, lediglich in 30 m Tiefe errechnet sich ein arithmetischer Mittelwert von 6 µg/l. Die Werte für gelösten Phosphor lagen entsprechend noch niedriger, eine Phosphorrücklösung über Grund war bei keiner der Befahrungen zu erkennen. Im Jahr 2007 lagen die Phosphorgehalte tendenziell deutlich höher als 2008. Gegenüber der Einzeluntersuchung von 1979 zeigt sich eine deutliche Abnahme, damals wurden bis in 25 m Tiefe Werte von 8-12 µg/l gemessen (*Werth & Müller 1982*).

Die beiden Werte aus 1994 lagen etwas unter unseren Messwerten von 2007 und ziemlich genau im Bereich unserer Ergebnisse von 2008. Wenn zwischen einzelnen, direkt aneinander grenzenden Untersuchungsjahren deutliche Unterschiede in den Phosphorkonzentrationen auftreten, kann das seine Ursachen in den von Jahr zu Jahr verschiedenen lawinenbedingten Erosionsvorgängen im hochalpinen Einzugsgebiet haben. Auch Windwürfe in den nördlich gelegenen Waldgebieten mit anschließender verstärkter Bodenerosion können einen Einfluss haben. Von den Phosphorgehalten her ist der Vordere Langbathsee aus unserer Sicht jedenfalls als „oligotroph“ im Sinn der ÖNORM M 6231 einzustufen.

Ammonium und Nitrat

Von einem einzelnen Extremwert abgesehen lagen die Gehalte an Ammonium-Stickstoff bis in 20 m Tiefe konstant unter 0,02 mg/l mit einem Minimum in der Phase der Winterstagnation am 30.1.2008. Lediglich am 8.5.2007 haben wir an der Oberfläche eine Konzentration von 0,05 mg/l gemessen.

In 30 m Tiefe unterlag die Konzentration an NH_4^+ -N den zu erwartenden Schwankungen, wobei Maximalwerte von 0,075 mg/l am 10.9.2007 und von 0,057 mg/l am 30.1.2008 – also jeweils nach einer längeren Stagnationsphase – aufgetreten sind. Erstaunlich ist aber, dass am Tag der geringsten Sauerstoffkonzentration über Grund, nämlich am 2.12.2008, dort auch eine sehr geringe Konzentration an NH_4^+ -N herrschte. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang damit, dass der Ammonium-Stickstoff im Epilimnion im September 2008 bei weitem stärker ausgezehrt war, als dies im September 2007 der Fall war.

Der Gehalt an Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N) lag 2007 und 2008 bis 20 m Tiefe sehr konstant um 0,7 mg/l mit einzelnen Werten von 0,6 bzw. 0,8 mg/l. Eine leichte Tendenz zur Nitratreduktion über Grund ist regelmäßig im Verlauf längerer Stagnationsphasen festzustellen, ein Wert von 0,3 mg/l wurde dabei aber nicht unterschritten. Der Mittelwert der Messungen über Grund errechnet sich mit 0,53 mg/l.

Die Übereinstimmung mit früheren Messungen ist beim NO_3^- -N hervorragend. Beim Parameter NH_4^+ -N wurden bei den Einzeluntersuchungen der Jahre 1979 (*Werth & Müller 1982*) und 1994 (*Schwarz & Jagsch 1998*) teilweise niedrigere Werte gemessen; es kann aber auch hier von einer guten Übereinstimmung gesprochen werden. Die Minimumwerte der Jahre 1979 und 1994 lägen bei unseren Untersuchungen derzeit unter der Nachweisgrenze, die durch die statistische Messwertabsicherung aufgrund der Qualitätssicherung bedingt ist.

Sulfat

Die Sulfatgehalte reichten im Epilimnion von 4,6 mg/l unter einer Eisdecke am 30.1.2008 bis 8,1 mg/l nach der Frühjahrszirkulation 2007. In den Stagnationsphasen entsteht ein deutliches Konzentrationsgefälle mit einem Anstieg des Sulfatgehaltes in der Tiefe. Am deutlichsten ausgeprägt war diese Tendenz in der Winterstagnation am 30.1.2008, wo in 30 m Tiefe 14,0 mg/l und in 32 m sogar 17 mg/l gemessen wurden.



Abb. 120 Vorderer Langbathsee

Eine Sulfatreduktion über Grund war bei keiner Beprobung festzustellen, an fast allen Untersuchungsterminen war das Gegenteil der Fall: Die Konzentration über Grund war signifikant höher als in oberflächennahen Bereichen.

Sichttiefe

Wie aufgrund der nährstoffarmen Verhältnisse zu erwarten ist, zeichnet sich der Langbathsee durch eine ausgesprochen große Sichttiefe aus. Dem mit Abstand niedrigsten Wert von 6,5 m am 10.9.2007 steht ein Mittelwert aller neun Messungen von 11,3 m gegenüber. Der höchste Wert wurde mit 18,5 m am 17.6.2008 gemessen. Durch die relativ geringe Konzentration an Calcium- und Magnesium-Ionen von etwa 41 mg/l bzw. 9 mg/l, was einer Gesamthärte von etwa 8° dH entspricht, ist auch die Wahrscheinlichkeit von photosynthesebedingten Entkalkungsvorgängen gering. Dadurch ist eine Beeinträchtigung der Sichttiefe nicht wahrscheinlich. Die Einzelmessungen der Jahre 1979 und 1994 lagen mit 8,4 bzw. 10,4 und 11,0 m Werte in der gleichen Größenordnung.

Elektrische Leitfähigkeit

Wie bereits bei der Sichttiefe ausgeführt, ist der Gehalt an Erdalkali-Ionen verhältnismäßig gering; dementsprechend übersteigt auch die elektrische Leitfähigkeit bei den Messungen der Jahre 2007 und 2008



Abb. 121 Vorderer Langbathsee

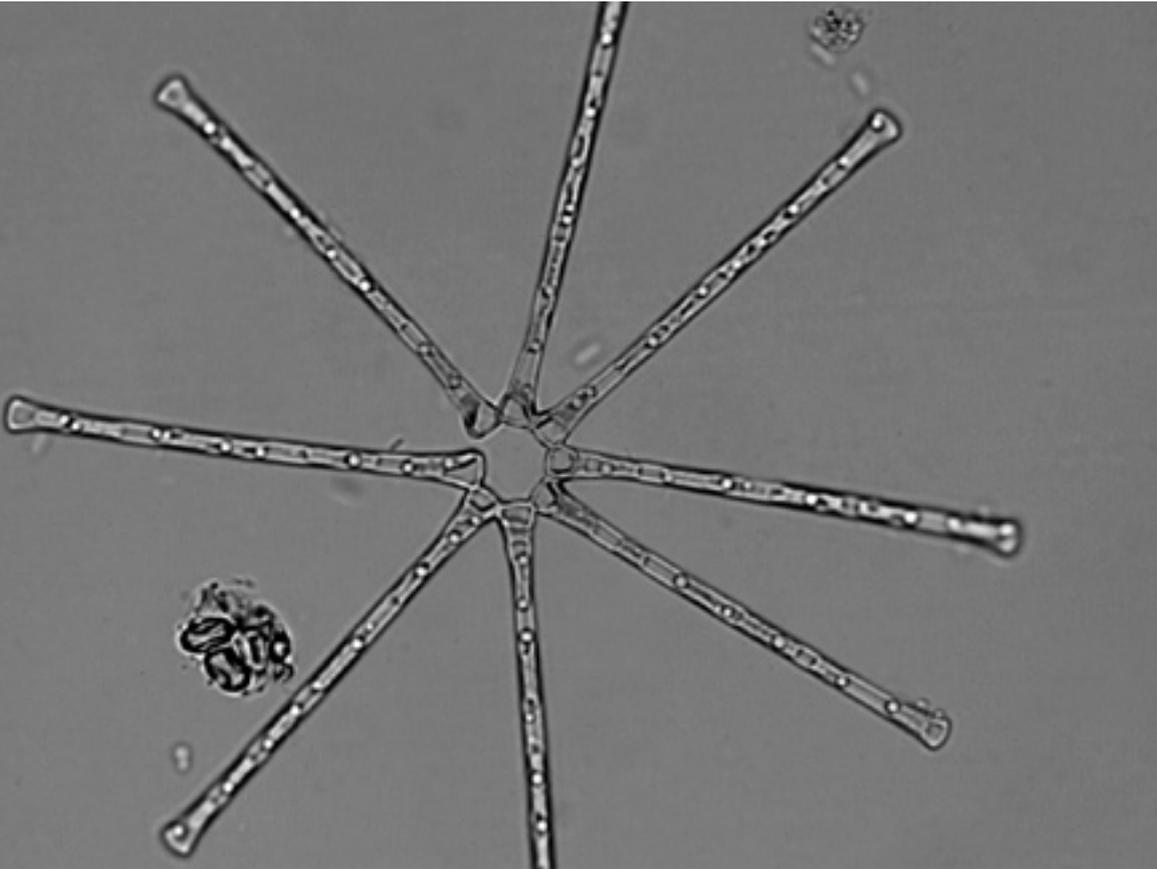
nie den Wert von 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der niedrigste Wert von 220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wurde am 30.1.2009 an der Oberfläche unter einer Eisdecke gemessen, über Grund wurde am gleichen Tag mit 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$ der bisher höchste Wert festgestellt.

Der Mittelwert aller Untersuchungstermine errechnet sich mit 246 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche und mit 269 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund. Verglichen mit den Einzelmessungen der Jahre 1979 und 1994 scheint auch hier eine leichte Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit vorzuliegen. Im August 1979 wurden umgerechnet auf die heute übliche Referenztemperatur von 25 °C Werte zwischen 196 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 243 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, 1994 lagen die Messergebnisse zwischen 204 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 257 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ein Zusammenhang der auch bei einigen anderen Seen festzustellenden, leicht steigenden Leitfähigkeit, mit einem zunehmenden Kalklösevermögen der Niederschläge durch den steigenden CO_2 -Gehalt der Atmosphäre, ist weder erwiesen noch auszuschließen, wäre aber immerhin eine plausible Erklärung.

Wassertemperatur

Der Vordere Langbathsee erreicht im Hochsommer bekannterweise regelmäßig Temperaturen von 23 °C und darüber, bei unseren Untersuchungen haben wir solche Extremwerte aber nicht gemessen. Wie die Untersuchung am 8.9.2008 zeigt, kann das Epilimnion im Sommer durchaus bis in eine Tiefe von 6 m



und wahrscheinlich auch noch weiter reichen, darunter erfolgt ein steiler Temperaturabfall – in 20 m Tiefe wurden 2007/2008 selbst im September nur mehr Temperaturen von knapp über 7 °C erreicht. Unter Eisbedeckung dürfte sich im Winter eine relativ stabile Schichtung ausbilden, wie auch aus den Werten für Sauerstoff und Leitfähigkeit am 30.1.2008 ersichtlich ist.

Der See erreicht zweimal jährlich den Zustand weitgehender Homothermie, der die Grundlage für eine Vollzirkulation bildet. Wie bei den meisten Seen dieser Größenordnung im inneralpinen Bereich ist auch hier die Aussicht auf eine vollständige Homogenisierung des Wasserkörpers bei der Herbstzirkulation größer als im Frühjahr, weil nach dem Abschmelzen der Eisdecke oftmals eine rasche Erwärmung folgt und nur eine kurze homotherme Zeitspanne zur Verfügung steht.

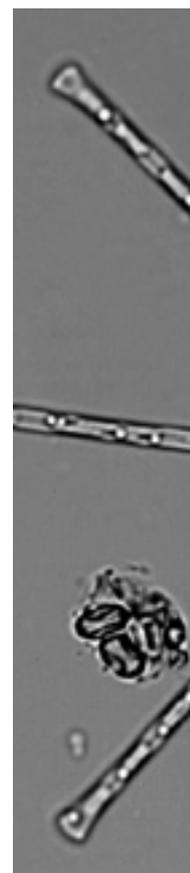
Chlorophyll

Wie aufgrund der großen Sichttiefen und der geringen Phosphorkonzentrationen zu erwarten ist, sind die Chlorophyllkonzentrationen im Vorderen Langbathsee außerordentlich niedrig.

Die Werte reichen von 0,53 bis 1,1 µg/l und sind damit eindeutig dem oligotrophen Bereich zuzuordnen. Die von uns 2007 und 2008 gemessenen Werte liegen sogar noch erheblich unter denen von März und August 1994 mit 1,4 bzw. 2,4 µg/l.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das durchschnittliche Biovolumen betrug 2007 0,41 mm³/L und sank 2008 auf 0,21 mm³/L. Bei den Einzel-Terminen lagen die Werte der ersten Jahreshälfte 2008 deutlich unter denen des Vorjahres (besonders im Frühsommer), aber die der zweiten Jahreshälfte etwas höher. Das Algenspektrum zeigte 2007 eine deutliche Dominanz der Bacillariophyceen, die nur im September mit 16 % Anteil an der Biomasse erst an vierter Stelle lagen. Im Mai dieses Jahres produzierten sie sogar 90 % des Algenaufkommens. 2008 waren sie auch im Frühjahr und Herbst die vorherrschende Algengruppe, an den anderen drei Terminen dominierten die Dinophyceen, die auch schon im Herbst und Winter 2007 von größerer Bedeutung waren. Cryptophyceen waren ebenfalls zu allen Terminen seit Mitte des Jahres 2007 Bestand bildend vorhanden. Der EQR-Wert beider Untersuchungsjahre war mit 0,90 (2007) und 0,89 (2008) fast gleich und bestätigte auch 2008 den „sehr guten“ ökologischen Zustand (Reichmann & Mildner 2008, 2009).



Vorderer Langbathsee Phytoplankton

Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,90	0,89	0,895
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut

Trophie

Vorderer Langbathsee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph 1	30 %
Chlorophyll	oligotroph 1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph 1	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph 1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph 1	4 %
Biovolumen	oligotroph-mesotroph 1,5	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	
4,68	oligotroph 1,32	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph 1,17	100 %





Attersee
Untersuchungen GZÜV



Abb. 122 Attersee

Allgemeines

Der Attersee liegt zwischen $47^{\circ}48'$ und $47^{\circ}57'$ nördlicher Breite sowie $13^{\circ}29'$ und $13^{\circ}35'$ östlicher Länge im Zungenbecken eines eiszeitlichen Gletschers. Er ist nur im Süden und Südosten von Kalkgebirge, namentlich den Ausläufern des Schafberges und des Höllengebirges begrenzt, das gesamte West- und ein großer Teil des Ostufers befinden sich in der Flyschzone. Den geologischen Gegebenheiten entsprechend ist auch die Uferausformung sehr unterschiedlich und die touristische Nutzung konzentriert sich hauptsächlich auf die in der Flyschzone gelegenen Uferbereiche (Abb. 122 und 123).

Der Attersee wird von mehreren oberirdischen Zuflüssen gespeist, von denen die Seeache 58 % des Gesamtzuflusses erbringt (*Gassner et al. 2006*). Die Seeache ist der Ausfluss des Mondsees, der nach einer Fließstrecke von 2,9 km bei Unterach in den Attersee mündet. Daneben gibt es eine Reihe weiterer Zuflüsse wie den Weyregger Bach, den Alexenauer Bach, den Kienbach, den Äußeren Weißenbach, den Loidlbach, den Burggrabenbach, den Parschalenbach, den Dixelbach, den Nösstalbach und den Ackerlingbach sowie zahlreiche kleinere ober- und unterirdische Zuflüsse. Der Abfluss erfolgt am Nordende auf dem Gebiet der Gemeinde Seewalchen in die Ager.

In Anbetracht des großen Volumens des Attersees bringen die zahlreichen Zuflüsse nur eine verhältnismäßig geringe Wassermenge. Daher hat der Attersee mit 7 Jahren die höchste theoretische Wasseraustauschrate aller oberösterreichischen Seen. Dieser Umstand ist letztendlich mitentscheidend für den niedrigen Trophiegrad und die ausgeprägte sommerliche Temperaturschichtung des Sees.

Ein vielbeachtetes Phänomen ist die sogenannte biogene Entkalkung in den trophogenen Schichten des Sees, welche regelmäßig im Sommer auftritt und dem See eine typische blaugrün-milchige Färbung gibt. Näher wird darauf unter dem Punkt „Sichttiefe“ eingegangen.

Aufgrund seiner hervorragenden Wasserqualität und seiner vor allem in geschützten Uferbereichen badetauglichen Temperaturen und der durch die freie Lage relativ konstanten und abschätzbaren Windsituation ist der Attersee von erstrangiger touristischer Bedeutung. Der weitaus größte Teil der Uferstrecken ist in privater Hand und somit der Öffentlichkeit nicht zugänglich. Einige Seebäder, die sich im Besitz der Bundesforste, des Landes Oberösterreich oder der Anrainergemeinden befinden, stehen der Allgemeinheit zur Verfügung. Im Süden und Südosten gibt es weiters einige schmale öffentlich zugängliche Uferstreifen, die allerdings direkt an den Hauptdurchzugsstraßen liegen.



Abb. 123 Geologische Karte Attersee

Die Freizeitaktivitäten erstrecken sich von einfachem Baden über Tauchsport, Surfen, Paddeln, Segeln bis hin zur durchorganisierten Ausflugsschiffahrt. Durch die meistens hervorragende Sichttiefe und den unterseeischen Steilabstürzen am Ostufer hat der See eine große Anziehungskraft für Tauchsportler. Wegen zahlreicher Unfälle vor allem im Bereich der sogenannten „Schwarzen Brücke“ hat der Attersee bei Anhängern des Tauchsports traurige Berühmtheit erlangt. Laut Einsatzstatistik der Rettungskräfte wurden dort zwischen 1971 und Februar 2009 13 verunglückte Taucher tot geborgen. Das Befahren mit privaten Motorbooten ist von wenigen berufsbedingten Ausnahmen abgesehen aufgrund der oö. Seenverkehrsverordnung während der Sommermonate untersagt.

Die nachfolgenden Darstellungen beruhen nicht auf Eigenuntersuchungen des Gewässerschutzes beim Amt der oö. Landesregierung, sondern „auf Daten“ des Institutes für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, die im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, i.d.g.F. unter Mitarbeit der „Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich“ erhoben worden sind. Die Phytoplankton-Untersuchungen wurden von der DWS Hydro-Ökologie GmbH im Auftrag der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft – Gewässerschutz durchgeführt (Wolfram, G., G. Donabaum & R. Niedermayr 2008).

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffkonzentrationen an der Oberfläche des Attersees lagen 2007 und 2008 immer im Bereich von 100 ± 12 % der theoretischen Sättigung. Höhere Übersättigungen sind, wahrscheinlich durch – im Metalimnion – eingeschichtete Algen und unterstützt durch die meistens ausgezeichnete Sichttiefe in 12

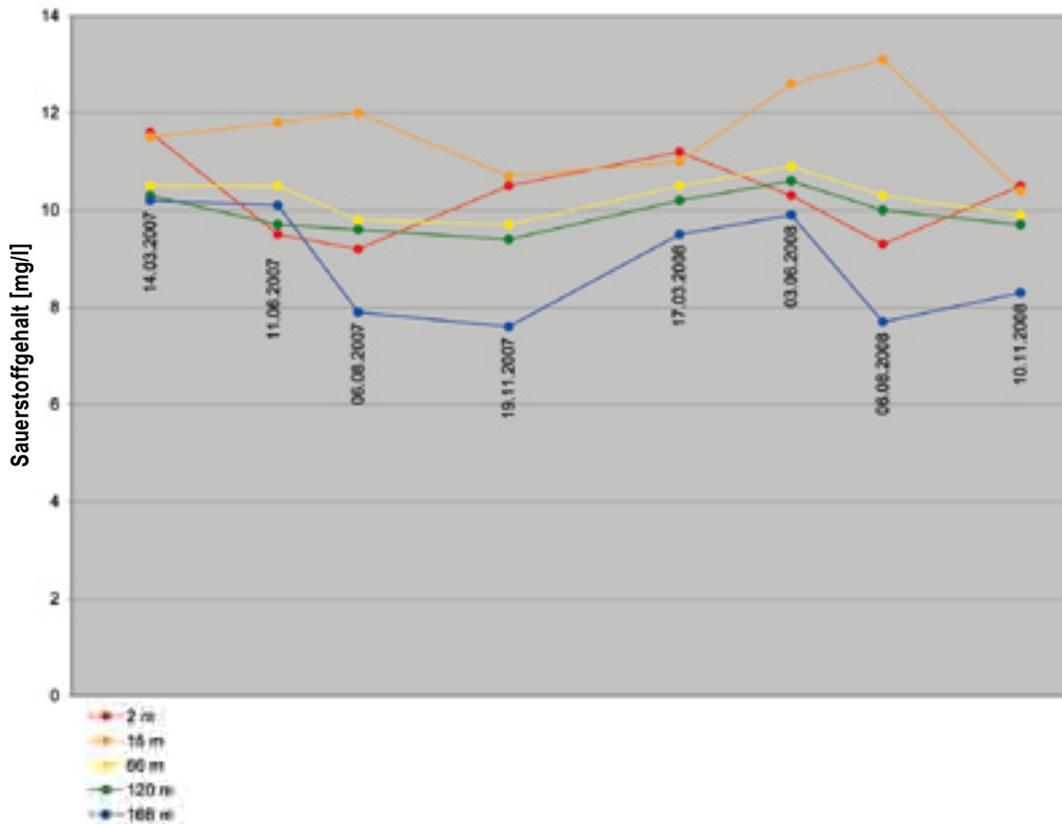


Abb. 124 Sauerstoffgehalt in 2, 15, 60, 120 und 166 m Tiefe, Attersee

oder 15 m Tiefe, aufgetreten. Der höchste Wert war hier 131 % am 6.8.2008. Besonders bemerkenswert und auffällig ist aber der Umstand, dass 2007 und 2008 auch am Ende längerer Stagnationsphasen die Sauerstoffkonzentration in 160 m Tiefe nie unter 8,5 mg/l und über Grund nie unter 7,5 mg/l abgesunken ist (Abb. 124).

In den Zirkulationsphasen erreicht der Sauerstoffgehalt über Grund regelmäßig wieder Werte um 10 mg/l, auch wenn die Durchmischung (nach den Messdaten für die elektrische Leitfähigkeit zu schließen) möglicherweise nicht immer ganz vollständig ist.

Phosphor

Die Gehalte an Gesamtphosphor (unfiltriert) waren im gesamten Untersuchungszeitraum 2007 und 2008 wie in den Jahren davor (Gassner et al. 2006) außerordentlich niedrig.

Die Mittelwerte der beiden Untersuchungsjahre lagen in allen untersuchten Tiefenstufen um 0,002 mg/l, nur über Grund betrug der Mittelwert 0,003 mg/l. Aufgrund dieser niedrigen Phosphorkonzentrationen ist der Attersee als „oligotroph“ im Sinne der ÖNORM M 6231 einzustufen.

Ammonium und Nitrat

Die Konzentrationen an NH_4^+ -N waren in den Untersuchungsjahren 2007 und 2008 ebenfalls sehr niedrig. An der Oberfläche betrug der Zweijahresmittelwert 0,0054 mg/l, in allen darunter liegenden Tiefenstufen lagen die Werte mehr oder weniger deutlich unter 0,005 mg/l. Anzeichen für eine Anreicherung des NH_4^+ -N über Grund waren im Gegensatz zu 2005 (*Gassner et al. 2006*) nicht zu erkennen.

Die Konzentration an NO_3^- -N lag 2007 und 2008 an der Oberfläche im Mittel bei 0,582 mg/l, der Mittelwert steigt bis in eine Tiefe von 60 m auf 0,663 mg/l an, um dann bis zum Grund wieder ziemlich gleichmäßig auf 0,622 mg/l abzunehmen. Der vertikale Gradient ist wie bereits in den Jahren davor sehr gering (*Gassner et al. 2006*); die Messwerte stimmen sehr gut mit den Untersuchungen der Vorjahre überein.

Eine Reduktion des Nitrats über Grund (oder in einer anderen Tiefenstufe) war in den beiden Untersuchungsjahren im Gegensatz zum Herbst 2005 (*Gassner et al. 2006*) nicht zu beobachten.

Sulfat

Die Sulfatwerte waren 2007 und 2008 sehr konstant im Bereich zwischen 6 und 7 mg/l. Die Zweijahresmittelwerte der einzelnen Tiefenstufen zeigten eine leicht steigende Tendenz bis in 60 m Tiefe und blieben dann bis zum Grund ziemlich konstant. Aufgrund der selbst über Grund immer reichlich aeroben Verhältnisse wurden keinerlei Hinweise auf eine Sulfatreduktion über Grund gefunden.

Sichttiefe

Entsprechend seinem extrem oligotrophen Charakter weist der Attersee fast immer eine sehr große Sichttiefe auch. Der höchste in den Jahren 2007 und 2008 gemessene Wert betrug 15,7 m am 14.3.2007, der Mittelwert errechnet sich für die beiden Untersuchungsjahre mit 9,6 m.

Die niedrigsten Werte wurden in den beiden Jahren jeweils am 6.8. mit 6,0 m bzw. 4,9 m gemessen. Beim Attersee sind diese Minimalwerte meistens nicht eutrophierungsbedingt und auch meistens nicht auf Einschwemmungen bei Hochwässern zurückzuführen, sondern vielmehr eine Folge der biogenen Entkalkung. Durch das bei der Photosynthese verbrauchte Kohlenstoffdioxid und die bei einer photosynthetischen Verwertung von Hydrogencarbonaten gebildeten Hydroxidionen kommt es zu einer nachhaltigen Störung des Kalk/Kohlensäuregleichgewichts und dadurch zu einer Ausfällung von Calciumcarbonat oder basischer Carbonate des Calciums.

Dieser Vorgang ist für die im Sommer oft zu beobachtende milchig-türkise Färbung des Sees verantwortlich. Wenn die ausgefällten Kalkpartikel langsam sedimentieren, müssten sie sich im kohlenstoffreicheren Tiefenwasser mit seinem niedrigeren pH-Wert zumindest teilweise wieder auflösen. Für diese Annahme spricht die geringe aber doch signifikante Zunahme der Calciumkonzentrationen ab dem unteren Ende der trophogenen Schicht. Eine solche Zunahme ist bei den Kationen (Magnesium, Kalium

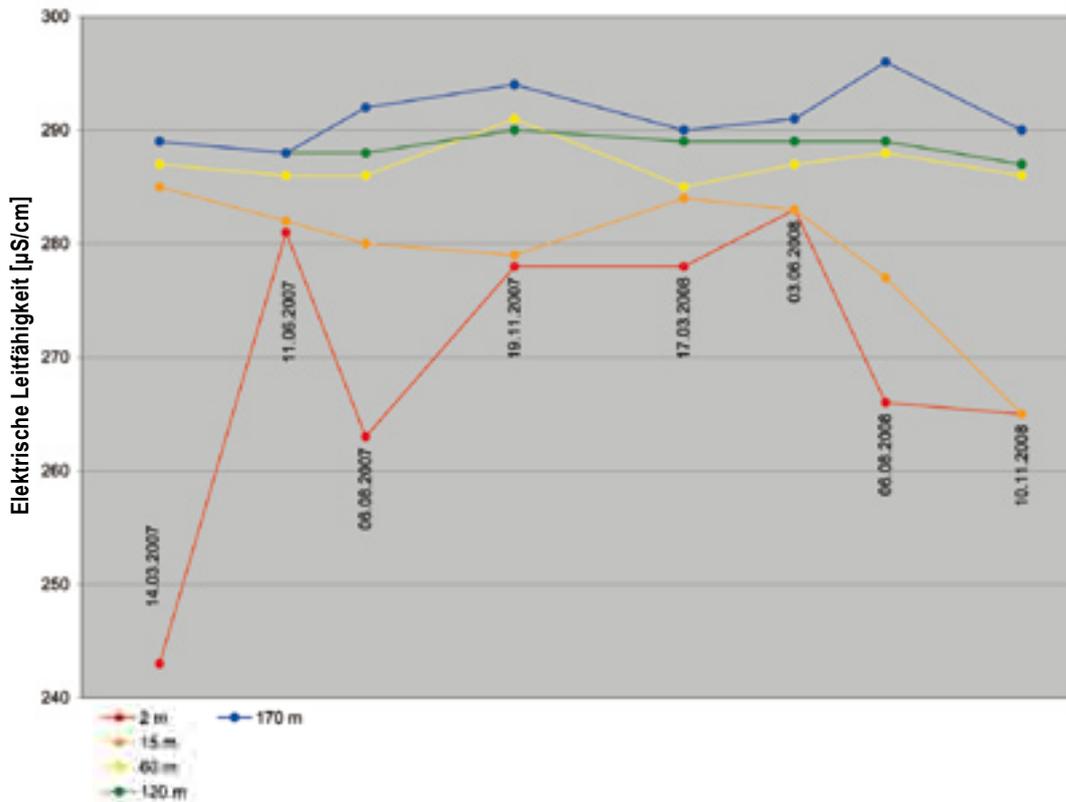


Abb. 125 Elektrische Leitfähigkeit in 2, 15, 60, 120 und 170 m Tiefe, Attersee

und Natrium) nicht erkennbar. Ein weiterer Hinweis auf eine Calciumcarbonat-Rücklösung in der tropholytischen Zone ist der relativ kleine Vertikalgradient des pH-Wertes.

Ein großer Teil des im Epilimnion ausgefällten Calciumcarbonats entgeht aber während der Sedimentation durch das Hypolimnion einer Rücklösung und lagert sich am Seegrund in Form der sogenannten Seekreide ab. Die jährlichen Sedimentationsraten haben sich während der letzten 110 Jahre von 1 mm auf 1,8 bis 2 mm erhöht. Die gesamte biogene Calciumcarbonatproduktion des Attersees wird auf 11.000 bis 12.000 Tonnen pro Jahr geschätzt (Behbehani et al. 1986).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Atterseewassers lag 2007 und 2008 zwischen 243 und 296 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und die Mittelwerte in den einzelnen Tiefenstufen reichten von 267 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche bis 291 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund.

Bei den jeweiligen Augustbeprobungen waren die Leitfähigkeitswerte im Epilimnion signifikant niedriger als in der vorangegangenen Juni-Befahrung, was neben den Niederschlägen mit der biogenen Kalkausfällung zusammenhängen kann, weil ungelöstes Calciumcarbonat keinen Beitrag zur elektrolytbedingten Leitfähigkeit des Wassers mehr leistet (Abb. 125).

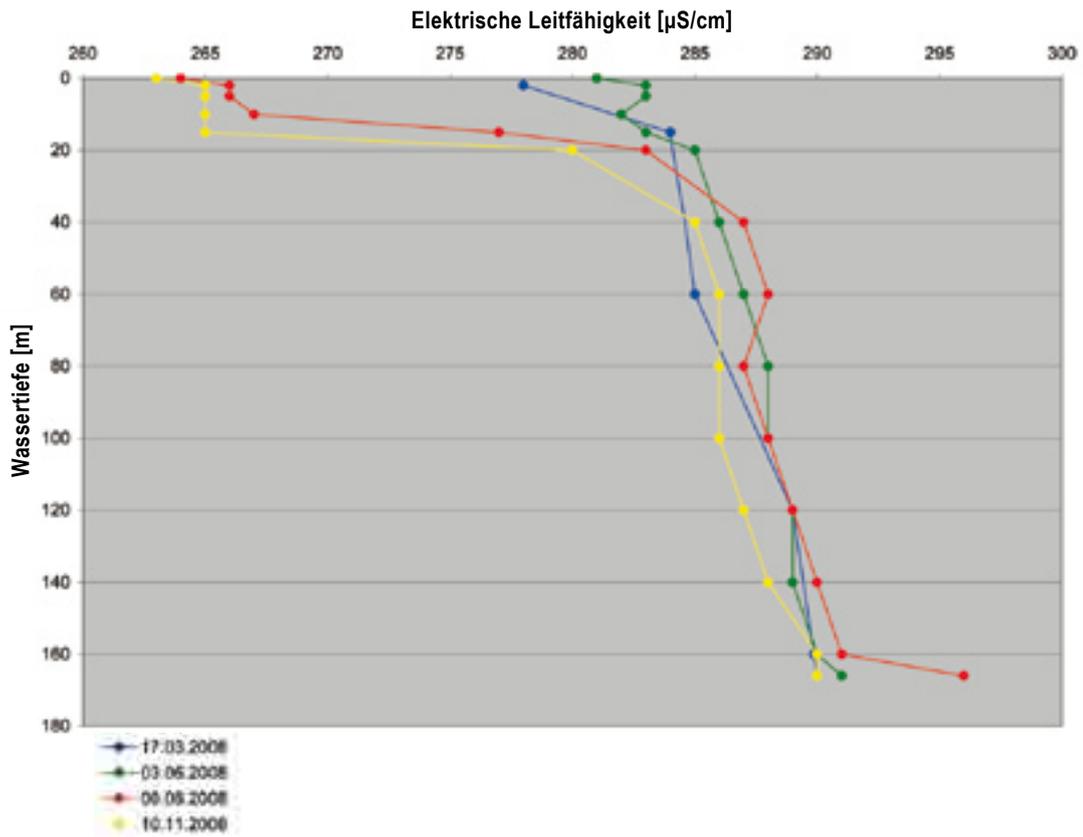


Abb. 126 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Attersee

Da auch bei den Untersuchungen im März und Anfang Juni ein leichter vertikaler Gradient der Leitfähigkeit über die gesamte Tiefe messbar ist, ist anzunehmen, dass zumindest die Frühjahrsurnwalzung nicht immer ganz vollständig verläuft. Immerhin war sie 2007 und 2008 aber ausreichend, um die ohnehin nicht sehr strapazierten Sauerstoffvorräte im untersten Hypolimnion wieder aufzufüllen (Abb. 126).

Die 2007 und 2008 gemessenen Werte stimmen fast genau mit den Messungen der Jahre 2001 bis 2005 überein (Gassner et al. 2006).

Wassertemperatur

Da der Attersee im Vergleich zum Traunsee oder zum Hallstättersee nur über relativ schwache Zuflüsse verfügt, liegen seine sommerlichen Temperaturen höher als bei diesen. Auch bildet sich aus dem gleichen Grund im Sommer ein deutlicheres Epilimnion aus.

Die höchsten 2007 und 2008 im Freiwasser gemessenen Temperaturen betragen jeweils am 6. August 20,2 bzw. 21,0°C und es waren diese Werte nicht nur auf die Oberfläche beschränkt, sondern reichten fast unverändert bis in eine Tiefe von 8 m; erst unterhalb von 12 m war eine deutliche Temperaturabnahme zu verzeichnen. In geschützten Buchten werden mitunter noch wesentlich höhere Temperaturen erreicht, wie die vom Gewässerschutz durchgeführten Badegewasseruntersuchungen zeigen (Abb. 127, Seite 214).

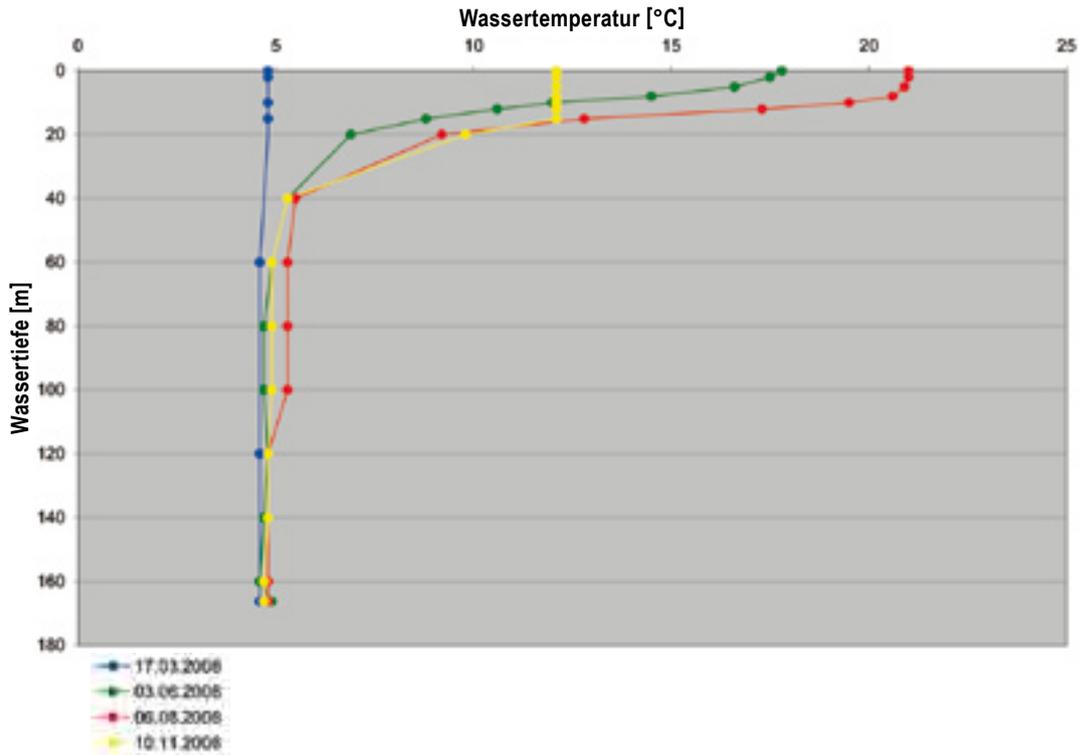


Abb. 127 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Attersee

Über Grund lagen 2007 und 2008 die Werte sehr konstant zwischen 4,6 und 4,9 °C. Nach den Feststellungen des „Bundesamtes für Wasserwirtschaft“ durchmischt der Attersee zweimal jährlich (Gassner et al. 2006). Die herbstliche Vollzirkulation reicht demnach bis in den Jänner hinein, die Frühjahrszirkulation bis fast Ende April.

Eine geschlossene Eisbedeckung des Attersees ist wegen seiner windexponierten Lage und seiner gewaltigen Wärmekapazität sehr selten (z.B. 1928/29, 1939/40 und 1941/42), lokal begrenzte Eisdecken in windgeschützten Buchten entstehen aber in jedem strengeren Winter.

Chlorophyll

Die mittleren Chlorophyllgehalte steigen von 0,8 µg/l an der Oberfläche stetig auf 1,4 µg/l in 15 m Tiefe an und sind dem ausgeprägt „oligotrophen“ Bereich zuzurechnen. Diese 2007 und 2008 gemessenen Werte liegen fast genau im Bereich der Messungen der Jahre 2001-2005.

Auffällig sind die verhältnismäßig hohen Chlorophyllwerte bei den jeweiligen August-Beprobungen in 15 m Tiefe bei gleichzeitig sehr niedrigen Oberflächenwerten, was in dieser Ausprägung bei den anderen großen Salzkammergutseen nicht erkennbar ist.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Der Attersee ist seit Jahren konstant im „sehr guten“ Zustand eingestuft. Die Gesamtphosphor-Konzentration betrug 2008 $2 \mu\text{gL}^{-1}$, das Biovolumen war allerdings gegenüber den Vorjahren mit $0,6 \text{ mm}^3/\text{L}$ im Jahresmittel merklich erhöht. Der Brettum-Index zeigt mit 4,53 und einem EQR von 1,0 unverändert einen „sehr guten“ Zustand an. Die EQR Werte aus den GZÜV Untersuchungen sind mit 0,91 im Jahr 2007 und 0,86 im Jahr 2008 etwas niedriger als jene der Untersuchungen von 2002-2005. Die Abweichungen sind auf etwas höhere Biovolumina zurückzuführen. Die Ergebnisse weisen jedoch noch immer einen „sehr guten“ ökologischen Zustand aus (Wolfram et al. 2008, 2009).

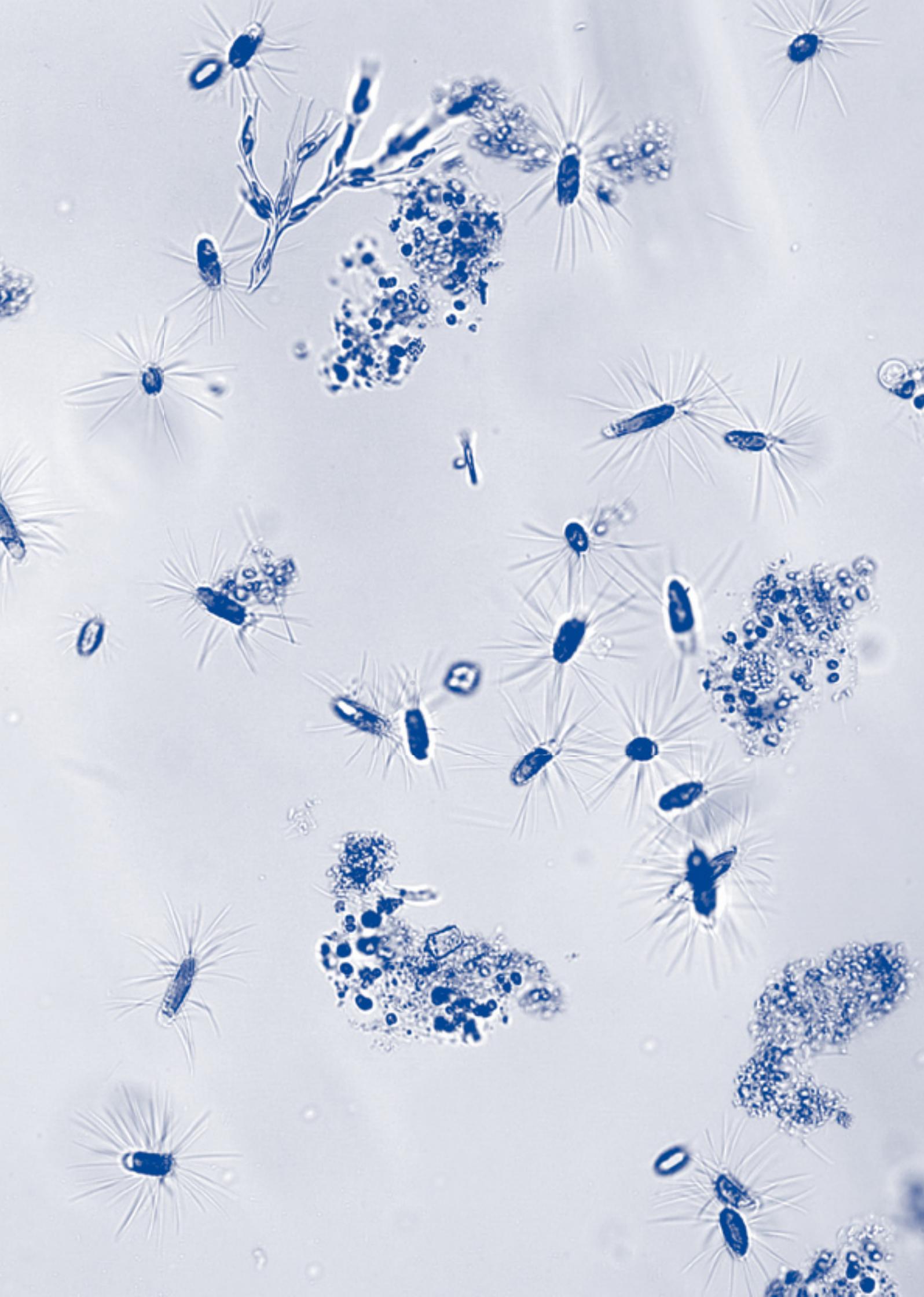
Attersee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,91	0,86	0,885
0	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut

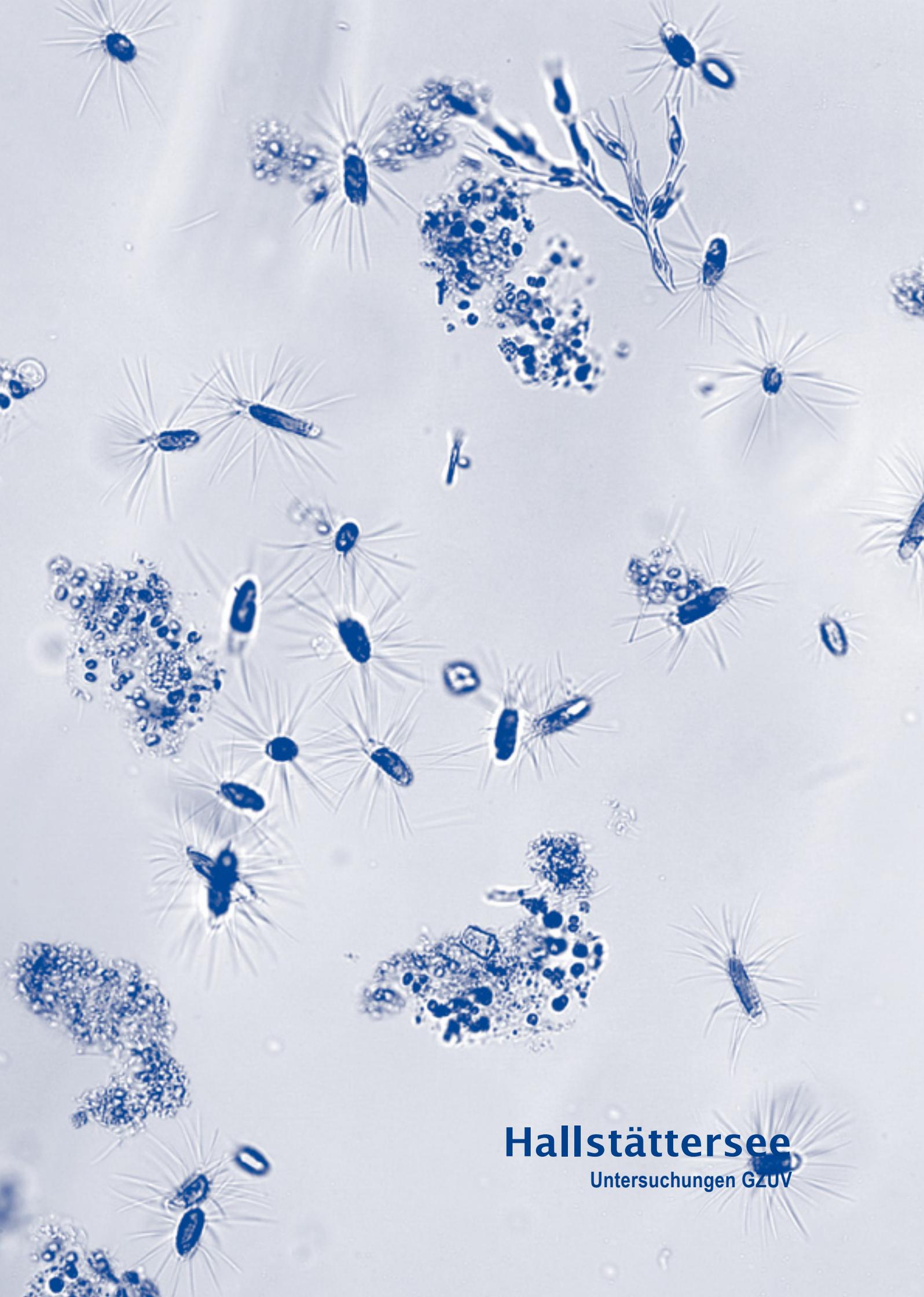
Trophie

Attersee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph	1	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph	1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	mesotroph	2	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
4,67	oligotroph	1	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,14	100 %

Zusammenfassende Limnologische Situation Attersee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling

Der Attersee ist limnologisch seit Jahren stabil und auch in den Jahren 2007 und 2008 zeigten sich keine Veränderungen dieser Situation (Luger & Gassner schriftliche Mitteilung).





Hallstättersee

Untersuchungen GZUV



Abb. 128 Hallstättersee

Allgemeines

Der Hallstättersee liegt zwischen $47^{\circ}33'$ und $47^{\circ}37'$ nördlicher Breite sowie $13^{\circ}38'$ und $13^{\circ}41'$ östlicher Länge. Entstanden ist der See durch die Schürftätigkeit eines eiszeitlichen Dachsteingletschers, später waren auch noch die Schüttkegel des Gosaubaches und der Traun ausschlaggebend für die heutige Form des Sees (Abb. 128 und 129).

Der Hauptzufluss erfolgt durch die sogenannte Koppentraun, die aus dem Ausseerland kommend mitunter eine hohe Nährstofffracht in den See bringt. Im Hochwasserfall schwemmt die Koppentraun zusätzlich große Mengen an pflanzlichem Treibgut, wie Astwerk, Wurzelstöcke und Baumstämme sowie einiges an achtlos weggeworfenem Müll in den See. Bei ungünstigen Windverhältnissen landet das an der Oberfläche treibende Material am Südostufer an und stellt dort ein großes Problem für die Badeplätze dar. Weitere Zuflüsse sind der aus dem Echerntal kommende Waldbach, der Mühlbach und der Gosaubach sowie zahlreiche ober- und unterirdische Quellen am Fuße des Dachsteinmassivs, des Plassens und an den Westabhängen des Sarsteins. Der durch das Ortszentrum von Hallstatt fließende Mühlbach hat sein Einzugsgebiet im Bereich des Salzbergs und ist daher zeitweise mit Chlorid belastet.

Die Chloridbelastung des Hallstättersees durch die Salzgewinnung war in früheren Zeiten ein ernsthaftes Problem vor allem im Zusammenhang mit der aus topografischer Sicht schon nicht einfachen Volldurchmischung des Wasserkörpers im Herbst und im Frühjahr. Seit den 1980er Jahren hat sich die Chloridbelastung des Sees stark verringert, weil die Salzabbauverfahren verändert und optimiert worden sind.

Die Jahresmittelwerte für Chlorid sanken daher von 20,9 mg/l im Jahr 1980 auf 3 bis 5 mg/l ab 1991 (Gassner et al. 2006).

Durch ein technisches Gebrechen gelangten im November 2005 etwa 11.000 m³ Sole (entsprechend 3000-4000 Tonnen Natriumchlorid) in den See. Dadurch kam es zu einer sprunghaften Zunahme der Chloridkonzentration im tieferen Hypolimnion und einer nachhaltigen Störung der periodischen Durchmischungsvorgänge des Wasserkörpers (Gassner et al 2006). Näher wird darauf unter den Punkten „Leitfähigkeit“ und „Chlorid“ eingegangen.

Bedingt durch die fjordähnliche Lage mit häufiger Abschattung wesentlicher Teile der Seefläche und die hohe Wasserführung der Zubringergewässer ist die Wassertemperatur des Hallstättersees ganzjährig vergleichsweise niedrig, das nördliche Teilbecken des Sees friert in strengen Wintern zu. Die sommerlichen Temperaturen des Sees begünstigen einen Badebetrieb nicht gerade, der Badetourismus in den vereinzelten Strandbädern hält sich daher in Grenzen. Die touristischen Aktivitäten gehen eher in die Richtung Schiff- und Bootsfahrten, Wanderungen und Besichtigung des sehenswerten Ortszentrums von Hallstatt sowie des Salzbergbaues. Das Befahren mit privaten Motorbooten ist von Ausnahmen abgesehen verboten. Der Surf- und Segelsport wird wegen der windgeschützten Lage des Sees im Vergleich zu den anderen größeren Salzkammergutseen kaum betrieben.



Abb. 129 Geologische Karte Hallstättersee

Die nachfolgenden Darstellungen beruhen nicht auf Eigenuntersuchungen des Gewässerschutzes beim Amt der oö. Landesregierung, sondern auf Daten des Institutes für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, die im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, i.d.g.F. unter Mitarbeit der Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich erhoben worden sind. Die Phytoplankton-Untersuchungen wurden von der DWS Hydro-Ökologie GmbH im Auftrag der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft – Gewässerschutz durchgeführt (Wolfram, G., G. Donabaum & R. Niedermayr 2008).

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffkonzentrationen im Hallstättersee sind von starken tiefenbedingten Unterschieden geprägt. Starke Übersättigungen kommen nicht vor, auch in den oberflächennahen Schichten wurden 115 % niemals überschritten. Bis in eine Tiefe von 80 m war unabhängig vom jeweiligen Schichtungs- oder Zirkulationsgeschehen immer ausreichend Sauerstoff vorhanden, ein Wert von 8,3 mg/l wurde bei keiner Untersuchung unterschritten (Abb. 130, Seite 220).

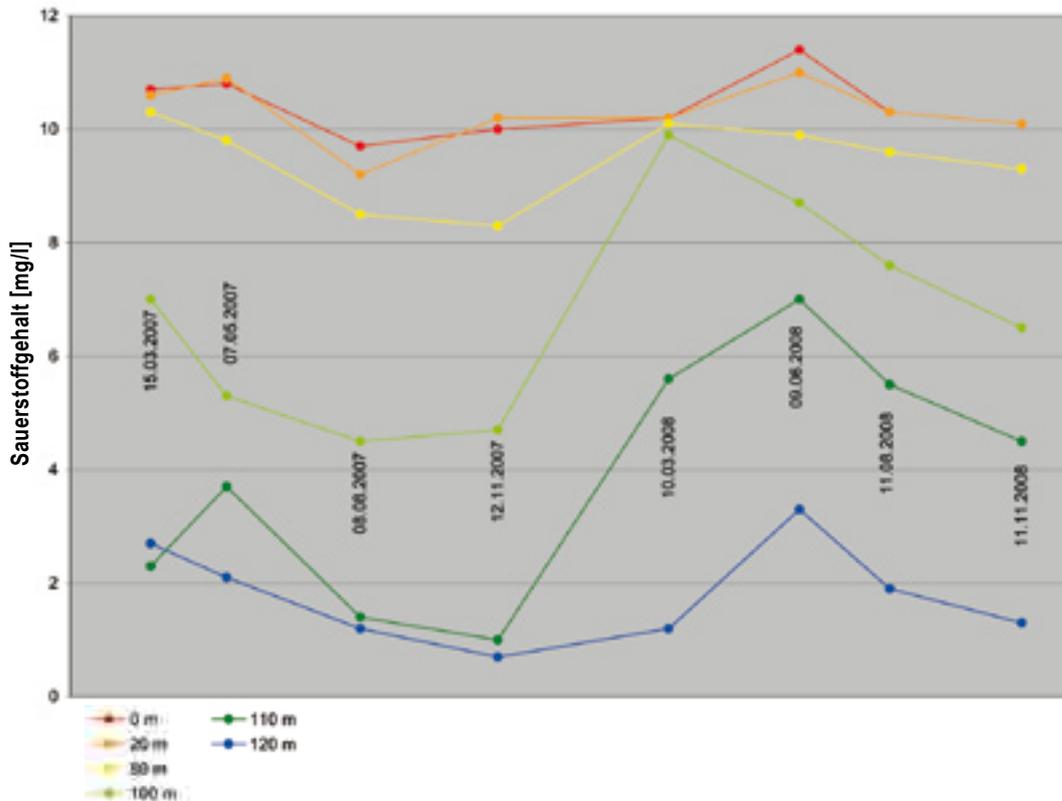


Abb. 130 Sauerstoffgehalt in 0, 20, 80, 100, 110 und 120 m Tiefe, Hallstättersee

Darunter kam es aber in beiden Jahren zu einem steilen Abfall der Sauerstoffkonzentration, wobei sich die Situation in den Tiefenstufen 90, 100 und 110 m von 2007 auf 2008 deutlich verbessert hat. In 120 m Tiefe und über Grund waren die Werte aber in beiden Jahren (fast stagnierend) sehr niedrig, die Mittelwerte in 120 m betragen in den Jahren 2007 und 2008 nur 1,68 bzw. 1,92 mg/l.

Grund dafür ist die gestörte Zirkulation des Wasserkörpers durch die erhöhten hypolimnischen Elektrolytkonzentrationen nach dem (in der Einleitung schon erwähnten) Störfall im November 2005, bei dem zwischen 3000 und 4000 Tonnen Natriumchlorid in den See gelangt sein sollen. Zwar ist das Konzentrations- und damit Dichtegefälle bereits weitgehend in Auflösung begriffen, was sich in der deutlichen Erholung des Sauerstoffhaltes in 90-110 m zeigt, eine vollständige Wiederherstellung des Ausgangszustandes ist aber noch nicht eingetreten (Abb 131, Seite 221).

Im Vergleich zum Traunsee hat die beeinträchtigte Zirkulation zu einer wesentlich rascheren Erschöpfung des hypolimnischen Sauerstoffhaushaltes geführt, glücklicherweise lösen sich die elektrolytbedingten Dichteunterschiede im Hallstättersee aber viel schneller auf als das beim Traunsee der Fall ist. Aus Sicht der Untersuchungsergebnisse der Jahre 2007 und 2008 kann daher schon von einem unmittelbar bevorstehenden Ende der durch die unterschiedlichen Salzkonzentrationen verursachten Meromixie gesprochen werden.

Dass eine Vollzirkulation des Wasserkörpers aber auch in Jahren ohne elektrolytische Schichtung keine Selbstverständlichkeit ist, zeigen die Sauerstoffprofile des Jahres 2001, sowohl im Jänner als auch im

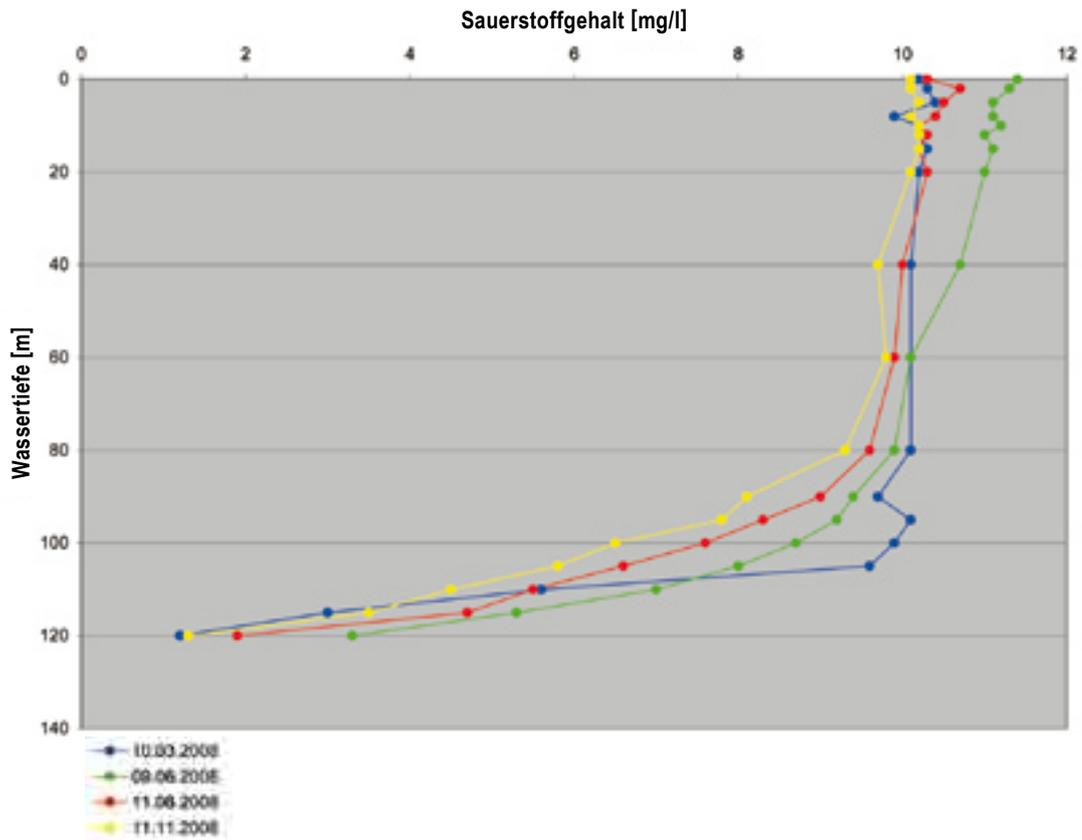


Abb. 131 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Hallstättersee

März 2001 zeigte sich eine sehr rasche Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 80 m. In 120 m wurde bei den 4 Untersuchungen dieses Jahres eine Konzentration von 4 mg/l nicht wesentlich überschritten.

Phosphor

Die Gesamtphosphorgehalte lagen bis in eine Tiefe von 80 m in den Jahren 2007 und 2008 immer unter 0,01 mg/l mit Mittelwerten in den einzelnen Tiefenstufen zwischen 0,005 und 0,006 mg/l. Der Hallstättersee ist daher dem „oligotrophen“ Bereich nach der ÖNORM M 6231 zuzuordnen. Aufgrund der seit Ende November verschlechterten Zirkulation stiegen die Gesamtphosphorgehalte unterhalb von 80 m merklich an, wobei aber in 100 m eine deutliche Verbesserung von 2007 auf 2008 festgestellt werden konnte.

Wenig geändert hat sich in 120 m und direkt über Grund: hier betragen die Zweijahresmittelwerte 0,036 bzw. 0,063 mg/l. Auch in den filtrierten Proben finden sich in 120 m und über Grund Konzentrationen von 0,019 bzw. 0,023 mg/l (Abb. 132, Seite 222).

Im Gegensatz zum Traunsee ist die Störung des Zirkulationsgeschehens seit November 2005 mit einer wesentlich stärkeren Zunahme der Phosphorkonzentrationen in den von der Durchmischung ausgeschlossenen Teilen des Tiefenwassers verbunden. Bei einer Rückkehr zur Vollzirkulation kann es zu

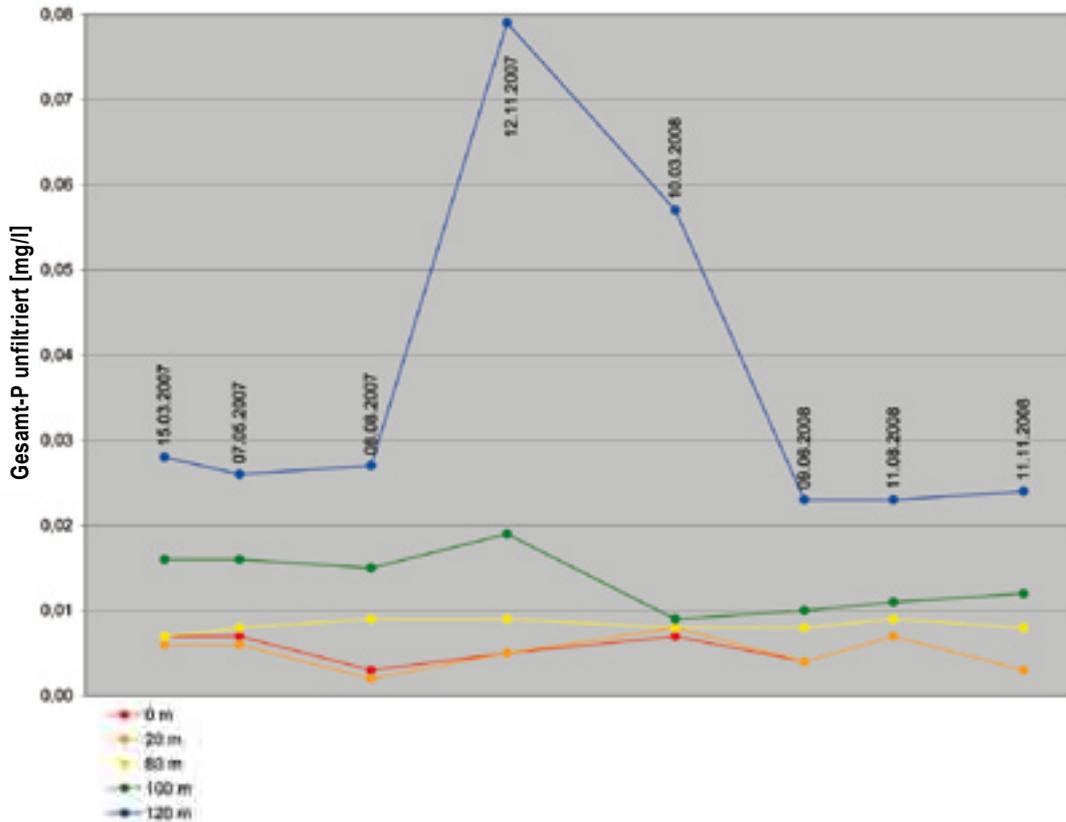


Abb. 132 Gesamtphosphorgehalt in 0, 20, 80, 100 und 120 m Tiefe, Hallstättersee

erheblichen Eutrophierungserscheinungen im Epilimnion durch die Mobilisierung der Ende 2008 noch im Tiefenwasser fixierten Nährstoffe kommen.

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an NH_4^+ -N waren bis in eine Tiefe von 80 m außergewöhnlich niedrig. In den meisten Fällen wurde nicht einmal die mit 0,0005 mg/l angegebene Nachweisgrenze erreicht. In 120 m Tiefe wurden 2007 aufgrund der Reduktionsvorgänge durch den Sauerstoffmangel im Mittel Werte von 0,129 mg/l an NH_4^+ -N gemessen, nach der Frühjahrszirkulation 2008 sind die Werte in dieser Tiefenstufe jedoch auf < 0,01 mg/l zurückgegangen. Nur direkt über Grund waren sowohl 2007 als auch 2008 erhöhte Werte für NH_4^+ -N festzustellen, die Mittelwerte betragen 0,122 bzw. 0,145 mg/l.

Die Gehalte an NO_3^- -N lagen in den Jahren 2007 und 2008 in den zwischen Oberfläche und 80 m untersuchten Tiefenstufen zwischen 0,370 und 0,473 mg/l, die Konzentrationen steigen mit zunehmender Tiefe fast linear an. Die Werte liegen somit etwas unter dem Mittelwert der Jahre 2002-2005 von 0,505 mg/l (Gassner et al. 2006).

Im untersten Hypolimnion war 2007 und 2008 eine deutliche Reduktion des Nitrates festzustellen, die Zweijahresmittelwerte in 120 m und über Grund wurden mit 0,256 bzw. 0,219 mg/l ausgedrückt als NO_3^- -N errechnet. Zu einer völligen Auszehrung des Nitrats ist es aber auch 2007 und 2008 trotz der zeitweise

geringen Sauerstoffgehalte nach den vorliegenden Daten zu schließen in keiner Phase gekommen. Mit der Frühjahrszirkulation 2008 sind die Konzentrationen an NO_3^- -N in 120 m Tiefe wieder in den Bereich der epilimnischen Werte zurückgekehrt.

Sulfat

Die Sulfatgehalte waren in den Jahren 2007 und 2008 unauffällig, die Mittelwerte in den untersuchten Tiefenstufen bewegten sich zwischen 6,25 und 7,83 mg/l. Trotz der geringen Sauerstoffkonzentrationen in 120 m und über Grund konnten bei keiner der durchgeführten Messungen Anzeichen für eine Reduktion des Sulfates festgestellt werden.

Sichttiefe

Der Mittelwert beim Parameter Sichttiefe lag im Jahr 2007 bei 8,4 m und im Jahr 2008 bei 7,0 m. Die Extremwerte waren 3,0 am 11.8.2008 und 11,0 m am 11.11.2008. Eine Verringerung der Sichttiefe ist beim Hallstättersee meistens nicht durch Eutrophierung bedingt, sondern kommt durch die Schwebstofffracht der Hauptzuflüsse bei Hochwasser zu Stande. Die gemessenen Werte lagen in der Bandbreite der Messungen der Jahre 2001-2005 (*Gassner et al. 2006*).

Elektrische Leitfähigkeit

Von einem einzigen niedrigen Extremwert von 169 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche abgesehen bewegten sich die Leitfähigkeitswerte bis in eine Tiefe von 80 m in einer Bandbreite von 195-263 $\mu\text{S}/\text{cm}$, was sehr gut mit den Messungen der Jahre 2001-2005 übereinstimmt (*Gassner et al. 2006*). Bei den einzelnen Messreihen ist jeweils ein leichter, gleichmäßiger Anstieg von der Oberfläche bis in 80 m Tiefe zu erkennen.

Ab 100 m kommt es zu einer stärkeren Zunahme der Leitfähigkeit, wobei in den einzelnen untersuchten Tiefenstufen eine klare zeitliche Tendenz zur Abnahme besteht. Das hat dazu geführt, dass sich die Leitfähigkeitswerte in 100 m Tiefe nach der Frühjahrszirkulation 2008 bereits weitestgehend an die darüber liegenden Schichten angeglichen haben.

Über Grund wurde der höchste Wert am 7.5.2007 mit 331 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen, die kontinuierliche Abnahme hat dort zu einem Wert von 283 $\mu\text{S}/\text{cm}$ am 11.11.2008 geführt. Der Maximalwert von 524 $\mu\text{S}/\text{cm}$, der nach dem Gebrechen im Salzbergbau über Grund gemessen wurde (*Gassner et al. 2006*), ist in den Jahren 2007 und 2008 bei Weitem nicht mehr erreicht worden.

pH-Wert

Am Parameter „pH-Wert“ zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen dem einmaligen Störfall am Hallstättersee mit der Einleitung von 11.000 m^3 Sole im November 2005 und der kontinuierlichen Aufsalzung des Traunsees in Verbindung mit der Ableitung von kalkschlamhaltigem Abwasser.

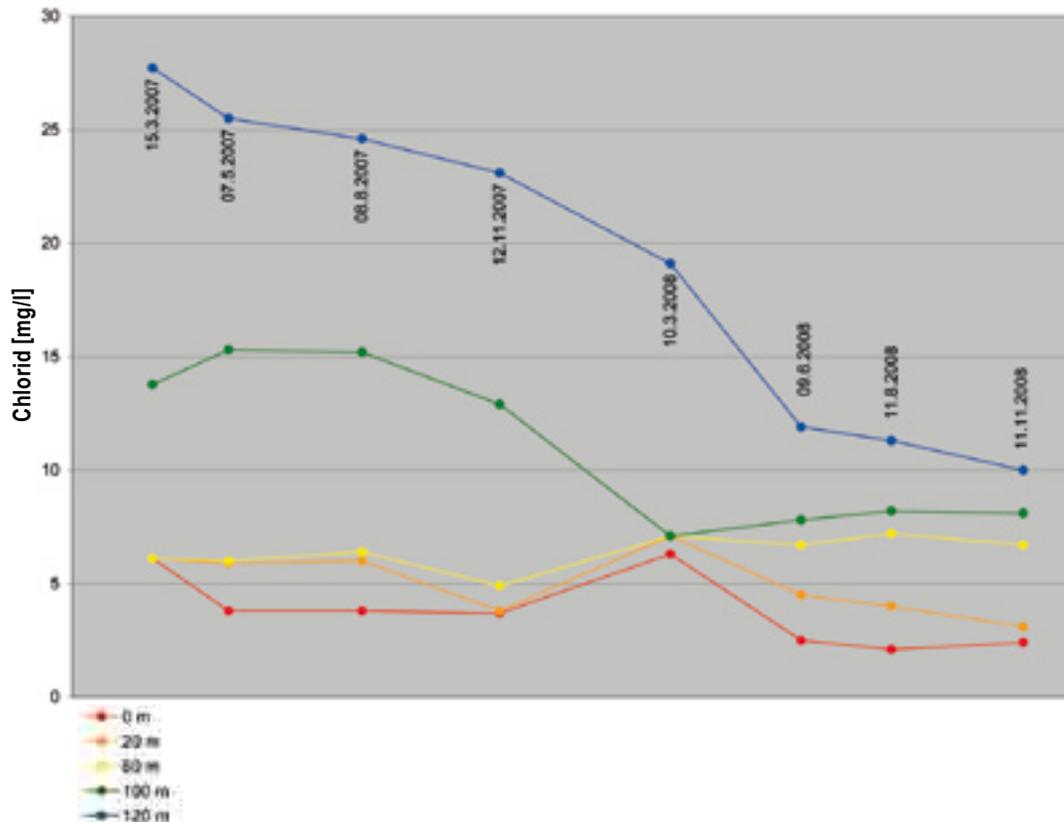


Abb. 133 Chloridgehalt in 0, 20, 60, 100 und 120 m Tiefe, Hallstättersee

Im Gegensatz zum Traunsee zeigt der Hallstättersee auch während der Jahre 2007 und 2008 ein normales pH-Profil mit leicht sinkenden Werten bei zunehmender Tiefe. Der Zweijahresmittelwert des pH-Wertes betrug an der Oberfläche 8,16 mit einer Bandbreite von 7,90-8,45 und in 120 m Tiefe 7,70 mit Werten von 7,55-7,80.

Der Unterschied zum Traunsee, bei dem 2007 und 2008 kaum ein tiefenabhängiger Gradient des pH-Wertes festgestellt wurde, liegt im Fehlen der pH-puffernden Wirkung von Kalkschlamm, da im Falle des Hallstättersees weitgehend reine Sole in den See gelangt sein dürfte.

Chlorid

Mehr noch als bei der elektrischen Leitfähigkeit zeigen sich beim Parameter „Chlorid“ die eindeutig abklingenden Auswirkungen des Soleunfalls vom November 2005: Wurde im November 2005 über Grund noch eine Chloridkonzentration von 88,8 mg/l gemessen, so hat sich die Situation zwischenzeitlich fast vollständig entspannt. Die Jahresmittelwerte über Grund errechnen sich für 2007 und 2008 mit 22,9 bzw. 13,4 mg/l.

Vor allem nach der Frühjahrszirkulation des Jahres 2008 haben die Chloridwerte in 120 m und über Grund einen entscheidenden Sprung nach unten gemacht und mit 10,0 mg/l am 11.11.2008 den bis dahin niedrigsten Wert seit dem Unfall 2005 erreicht (Abb. 133).

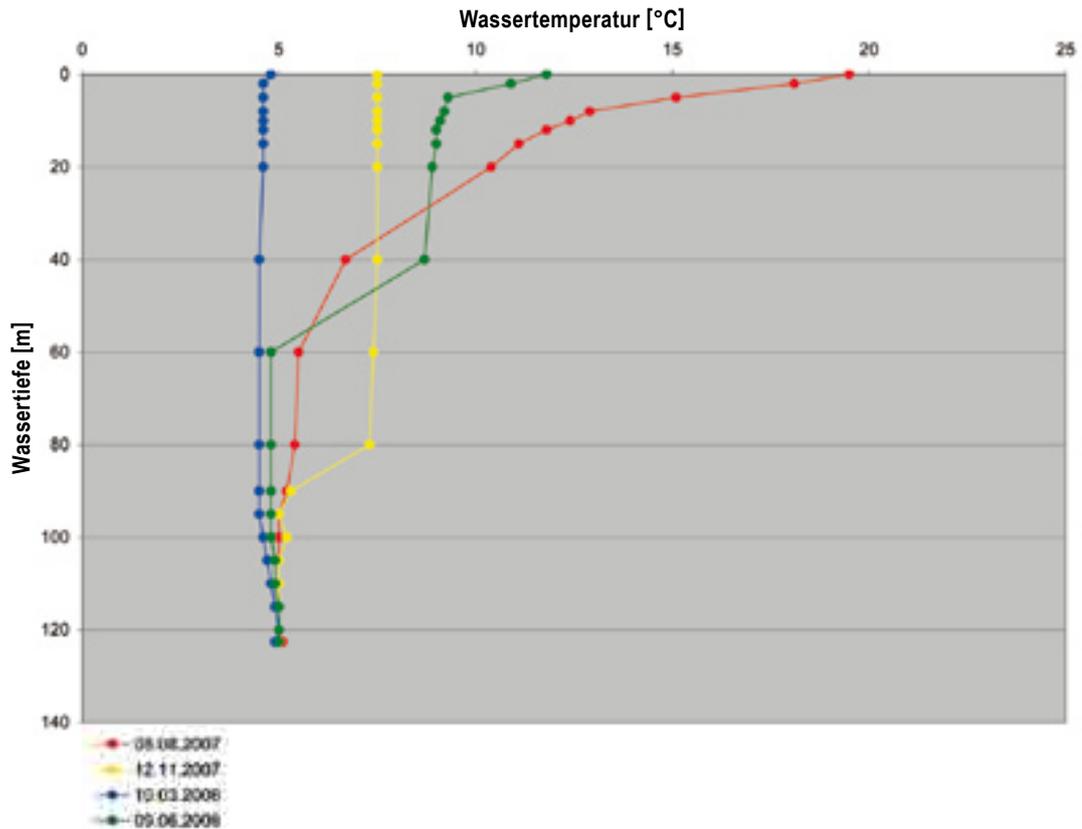


Abb. 134 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Hallstättersee

Derartig geringe Konzentrationen stehen einer Vollzirkulation bei der nächsten Möglichkeit kaum mehr entgegen, wobei bei der ungünstigen topografischen Situation und den im Regelfall geringen Luftbewegungen im Bereich des Hallstättersees generell ein besonders günstiger Witterungsablauf eintreten muss, dass es wirklich zu einer Volldurchmischung des Wasserkörpers kommt. Beim Eintreten einer Vollzirkulation spielen die dann ins Epilimnion gelangenden Nährstoffe sicher eine wesentliche Rolle bei der darauffolgenden Primärproduktion, besonders wenn es sich um eine Frühjahrsurnwalzung handelt.

Wassertemperatur

Aufgrund der hohen Wasseraustauschrate (durch die ergiebigen oberirdischen Zuflüsse) hält sich die sommerliche Wassertemperatur an der Oberfläche des Hallstättersees fast immer in Bereichen, die für einen ausgeprägten Badetourismus wenig förderlich sind. Am ehestens werden am Nordende im Bereich des sogenannten Untersees badetaugliche Temperaturen erreicht. Im Untersuchungszeitraum 2007/2008 war die höchste gemessene Temperatur 19,5 °C am 8.8.2007. Im Beobachtungszeitraum 2001-2005 wird gar nur von einer Höchsttemperatur von 17,2 °C im Juli des Jahrhundertssommers 2003 berichtet (*Gassner et al. 2006*).

Die ausgewählten Temperaturprofile 2007 und 2008 zeigen anschaulich ein kaum ausgebildetes hochsommerliches Epilimnion, während sich in der herbstlichen Abkühlungsphase ein deutliches, bis 80 m Tiefe reichendes Epilimnion ausbildet. Genau die gleiche Temperaturschichtung haben wir bei einer eigenen Untersuchung am 26.11.2006 beobachtet.

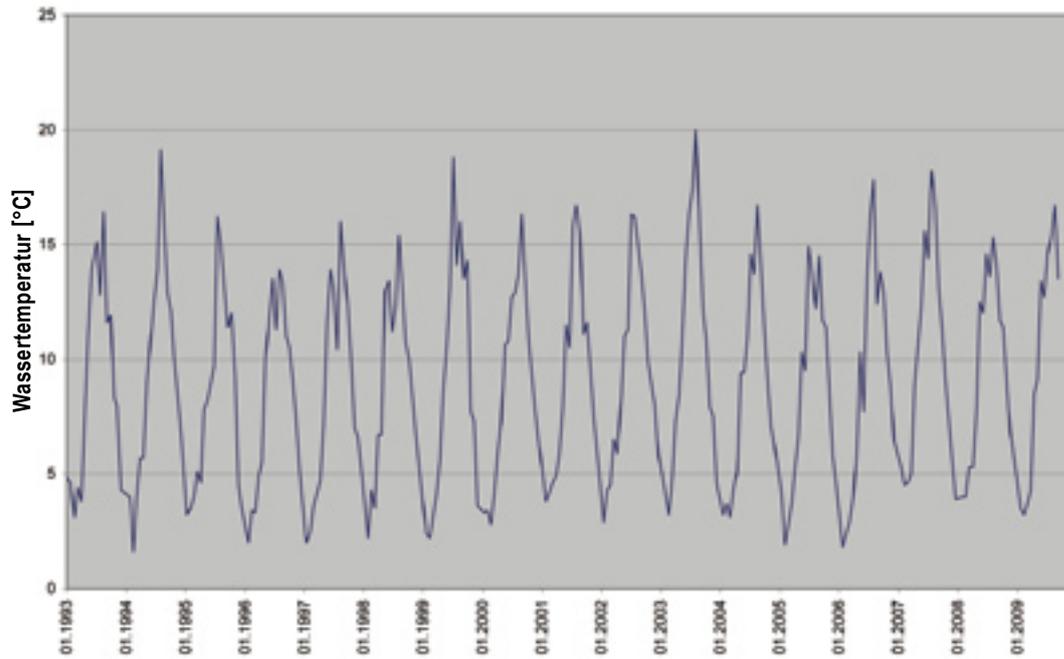


Abb. 135 Wassertemperaturkurve 1993 bis 2009, Hallstättersee

Einen guten Überblick über die Oberflächentemperaturen des Hallstättersees im Bereich des Untersees geben die monatlichen Messdaten des Amtlichen öö. Immissionsmessnetzes bei km 117,95 der Traun, das ist unmittelbar nach dem Ausfluss der Traun aus dem See in der Ortschaft Steeg (Abb. 134, Seite 225).

Im Winter werden regelmäßig und auch über längere Zeiträume Oberflächentemperaturen um oder etwas unter 4°C erreicht, was an sich eine effiziente, zumindest einmal jährlich stattfindende Durchmischung des Wasserkörpers begünstigen würde. Trotzdem scheint aber auch in Zeiten wenig unterschiedlicher Elektrolytkonzentrationen eine Vollzirkulation des Sees nicht in jedem Winter stattzufinden. Der Hauptgrund dafür ist die geringe Windexposition des Sees durch seine eingekesselte Lage, die ihn gut gegen Luftbewegungen aus der Hauptwindrichtung abschottet. Ein weiteres Zirkulationshemmnis ist die im Verhältnis zu den anderen großen Salzkammergutseen doch recht häufige Eisbedeckung der Oberfläche, die meistens aber nur den „Untersee“ betrifft. Über Grund lagen die Wassertemperaturen sehr konstant im Bereich 4,9-5,4 °C (Abb. 135).

Chlorophyll

Die mittleren Chlorophyllkonzentrationen im Hallstättersee bewegten sich 2007 und 2008 zwischen 0,81 µg/l in 15 m Tiefe und 1,59 µg/l in 2 m Tiefe. Diese Werte stimmen sehr gut mit den Messungen der Jahre 2001-2005 überein. Die Werte der Jahre 2007 und 2008 fallen unter die Einstufung „oligotroph“ gemäß ÖNORM M 6231.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Die EQR Werte aus den GZÜV Untersuchungen sind mit 0,91 im Jahr 2007 und 0,86 im Jahr 2008 niedriger als jene der Untersuchungen von 2002-2005. Die Abweichungen sind sowohl auf etwas höhere Biovolumina als auch den niedrigen Brettum-Index zurückzuführen. Die Ergebnisse weisen gegenüber früheren Untersuchungen nur mehr einen „guten“ ökologischen Zustand aus und damit eine Verschlechterung gegenüber dem „sehr guten“ Zustand der vergangenen Jahre (Wolfram et al. 2008, 2009).

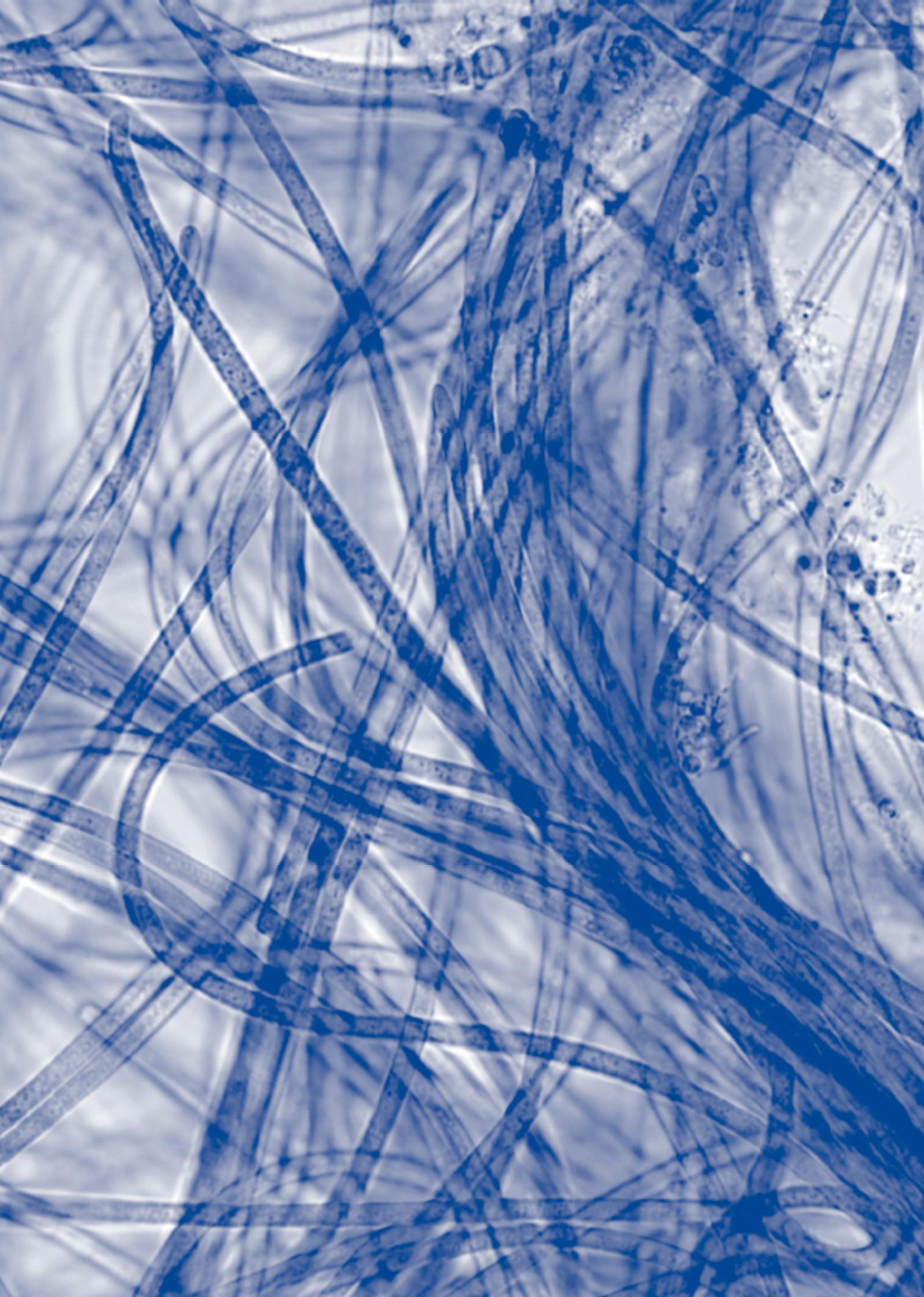
Hallstättersee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,74	0,796	0,768
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut

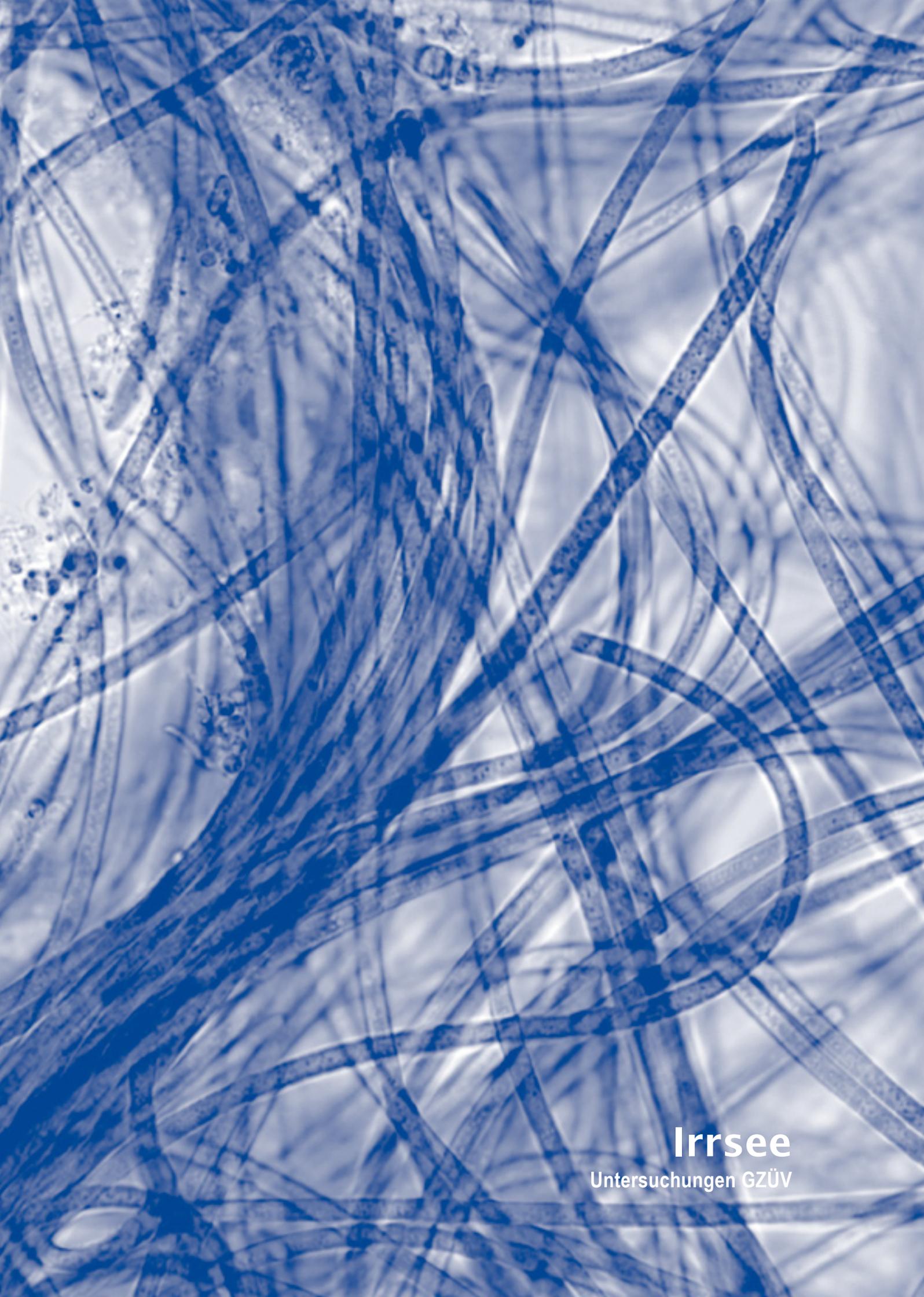
Trophie

Hallstättersee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtposphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	mesotroph	2	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	mesotroph	2	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	oligotroph-mesotroph	1,5	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
4,1	oligotroph-mesotroph	1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,30	100 %

Zusammenfassende Limnologische Situation Hallstättersee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling

Die Chloridkonzentrationen im Hallstättersee haben sich auf das Niveau vor dem Salinenunfall reduziert. Allerdings konnte bisher noch keine vollständige Durchmischung beobachtet werden. Daher weist der Hallstättersee im Tiefenwasser (> 120 m Wassertiefe) immer noch sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen und in weiterer Folge höhere Phosphorkonzentrationen auf. Alle anderen Parameter zeigen keine auffälligen Veränderungen (Luger & Gassner schriftliche Mitteilung).





Irrsee
Untersuchungen GZÜV



Abb. 136 Irrsee

Allgemeines

Der Irrsee, auch Zellersee genannt, befindet sich auf 47,9° nördlicher Breite und 13,3° östlicher Länge und zur Gänze im Gemeindegebiet von Zell am Moos. Als einziger der größeren oberösterreichischen Salzkammergutseen liegt er zur Gänze in der den Kalkalpen nördlich vorgelagerten Flyschzone. Dementsprechend sind die Ufer wenig gegliedert und zum größten Teil flach. Vor allem am Nord- und am Südeinde sind sie und die angrenzenden Flächen moorig; wahrscheinlich handelt es sich dabei um Verlandungsflächen eines früher einmal wesentlich größeren Sees (*Gassner et al. 2006*). Weite Uferbereiche sind mit Schilf bewachsen. Im Gegensatz zu den anderen oberösterreichischen Salzkammergutseen sind die Ufer fast zur Gänze unverbaut und naturbelassen; das gesamte Gebiet steht unter Naturschutz (Abb. 136 und 137).

Die Wasserversorgung des Irrsees erfolgt durch mehrere kleine Bäche, von denen einige nicht dauernd wasserführend sind, sowie durch unterseeische Quellaustritte. Die größten oberirdischen Zuflüsse sind der Riedel-, der Graben-, der Zeller- und der Iltisbach. Der Irrsee hat nur einen einzigen Abfluss, die Zeller Ache, die nach etwas mehr als 6 km Fließstrecke in den Mondsee mündet.

Im Einzugsgebiet des Sees und seiner Zubringer wird, soweit es aufgrund der labilen Bodenverhältnisse möglich ist, Landwirtschaft mit Viehzucht betrieben. Die an den See angrenzenden Gemeinden und Liegenschaften entsorgen ihre Abwässer über eine Ringkanalisation in die Kläranlage des „Reinhalteverbandes Mondsee-Irrsee“.

Durch seine relativ geringe Tiefe und seine geschützte Lage quer zur Hauptwindrichtung kann der Irrsee im Sommer angenehme Badetemperaturen erreichen: Selbst im Freiwasser sind Oberflächentemperaturen von 23 °C keine Seltenheit, in geschützten und flachen Uferzonen werden auch noch höhere Werte erreicht.

Die touristische Nutzung beschränkt sich fast ausschließlich auf Badetourismus und Angelfischerei, das Befahren mit Motorbooten ist für Privatpersonen verboten. In der Gemeinde Zell am Moos sowie in den Ortschaften Tiefgraben und Laiter befinden sich Strandbäder mit bescheidener aber zweckmäßiger Infrastruktur.

Die nachfolgenden Darstellungen beruhen nicht auf Eigenuntersuchungen des Gewässerschutzes beim Amt der ö. Landesregierung sondern auf Daten des Institutes für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, die im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, i.d.g.F. unter Mitarbeit der Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich erhoben worden sind. Die Phytoplankton-Untersuchungen wurden von der DWS Hydro-Ökologie GmbH im Auftrag der Abteilung Oberflächengewässerrwirtschaft – Gewässerschutz durchgeführt (Wolfram, G., G. Donabaum & R. Niedermayr 2008).



Abb. 137 Geologische Karte Irrsee

Sauerstoffgehalt

Der Verlauf der Sauerstoffkonzentrationen im Irrsee entspricht dem, was man grundsätzlich von einem mindestens einmal jährlich vollständig durchmischenden, im Sommer stabil geschichteten und mäßig nährstoffreichen See erwartet (Gassner et al. 2006). An der Oberfläche lagen die Sättigungswerte in den Jahren 2007/2008 immer zwischen 90 und 120 %, wesentlich höhere Sättigungen sind nur im Sommer 2008 in 5 und 8 m Tiefe aufgetreten.

Mit fortschreitender Dauer der sommerlichen Schichtung war im Tiefenwasser in beiden Jahren ein deutlicher Sauerstoffschwund zu erkennen, der sich vom unteren Ende der Temperatursprungschicht beginnend bis zum Grund hin fast linear verstärkt. Am Ende der sommerlichen Schichtungsperioden war bei den Messungen Anfang November der Sauerstoff über Grund fast vollständig aufgezehrt. Auch in 25 m Tiefe wurden zu diesem Zeitpunkt gerade noch 1 mg/l erreicht.

Bei der jährlich ein- oder zweimal stattfindenden Vollzirkulation kam es in beiden Jahren zu einer vollständigen Regeneration des Sauerstoffhaushaltes im Tiefenwasser. Bei den beiden Untersuchungen im März wurden sogar über Grund Werte um 10 mg/l gemessen (Abb. 138, Seite 232).

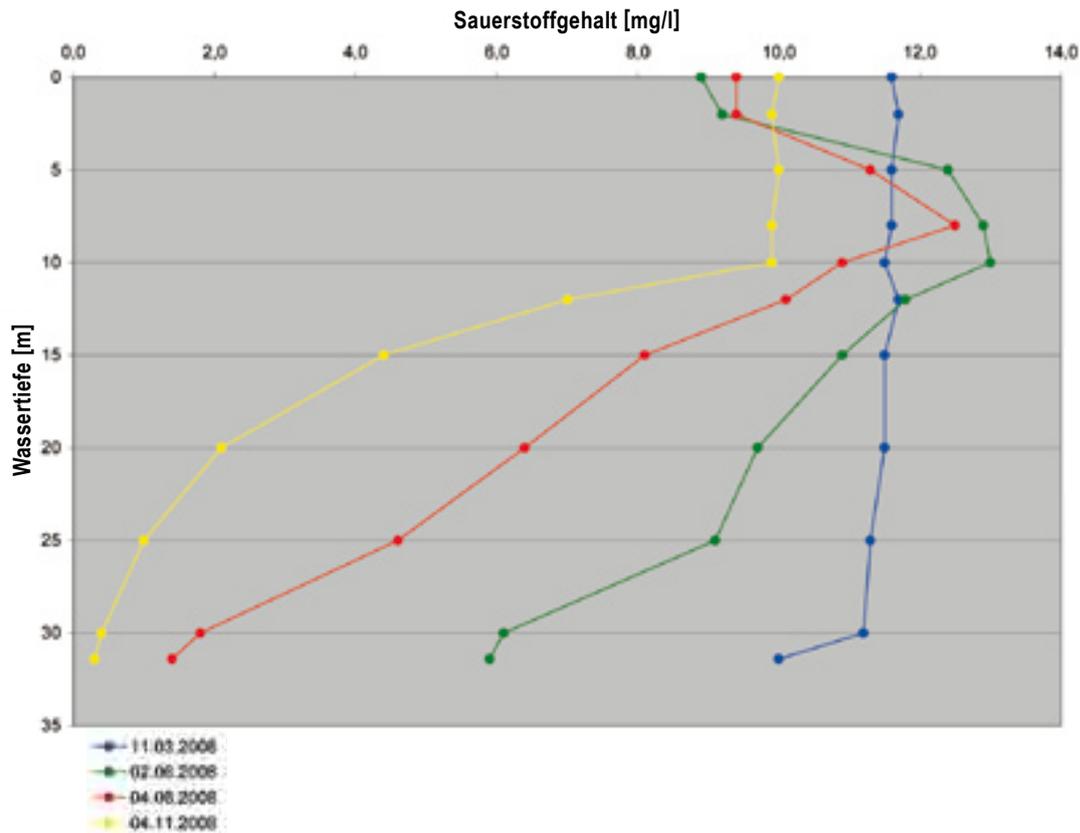


Abb. 138 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Irrsee

An den grundlegenden Verhältnissen der Sauerstoffsituation hat sich gegenüber den Jahren 2001 bis 2005 nichts wesentliches geändert (Gassner et al. 2006).

Phosphor

Bei den Gesamphosphorgehalten zeigte sich eine deutliche Abnahme gegenüber den Jahren 2001-2005. Lagen nach Gassner et al. (2006) die Jahresmittelwerte noch zwischen 0,077 mg/l (2001) und 0,094 mg/l (2002), so errechnet sich für 2007 und 2008 ein volumengewichteter Zweijahresmittelwert von etwa 0,006 mg/l.

Die höchsten Werte über Grund traten jeweils zur Zeit der geringsten Sauerstoffkonzentrationen im November mit 0,035 mg/l bzw. 0,016 mg/l in den unfiltrierten Proben auf. In den filtrierten Proben lagen auch über Grund die Werte mit einer Ausnahme immer im Bereich von 0,003 mg/l, nur am 5.11.2007 wurden 0,009 mg/l gemessen. Die erhöhten Gesamphosphorgehalte in den unfiltrierten Proben dürften daher in der Hauptsache nicht durch eine reduktionsbedingte Phosphorrücklösung sondern überwiegend durch Sedimentationsvorgänge zu erklären sein (Abb. 139, Seite 233).

Von den 2007 und 2008 im Epilimnion gemessenen Phosphorkonzentrationen her wäre der Irrsee jedenfalls als „oligotroph“ einzustufen, die festgestellte überaus starke Sauerstoffzehrung in Stagnationsphasen steht mit diesem Befund nicht im Einklang. Wahrscheinlich ist die starke Sauerstoffzehrung auf eine

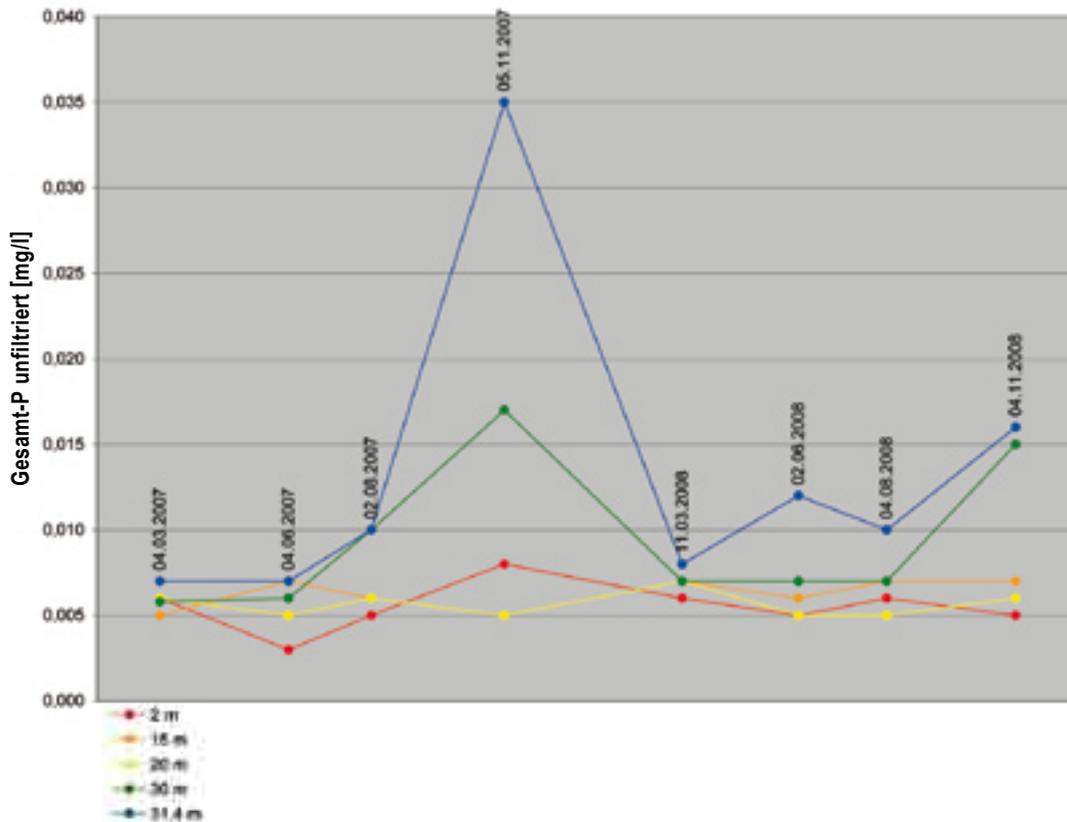


Abb. 139 Gesamtphosphorgehalt in 2, 12, 20, 30 und 31,4 m Tiefe, Irrsee

höhere organische Belastung durch das moorige Umland und Nachwirkungen höherer Belastungen in früheren Zeiten zurückzuführen.

Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ im Epilimnion waren in den Jahren 2007 und 2008 recht uneinheitlich. War am Ende der Schichtungsperiode der Ammonium-Stickstoff im November 2007 praktisch zur Gänze verbraucht, so wurden im November 2008 in den oberflächennahen Bereichen Werte über 0,015 mg/l gemessen. Die Zweijahresmittelwerte reichten in den einzelnen bis 20 m untersuchten Tiefenstufen von 0,006-0,009 mg/l. Diese Werte liegen somit erheblich unter den Mittelwerten der Jahre 2001 bis 2005, die mit $11,7 \text{ mg/m}^3$, also etwa 0,012 mg/l errechnet worden sind (Gassner et al. 2006).

Wie aufgrund der Sauerstoffmessungen zu erwarten ist, kam es am Ende der Sommerstagnation in beiden Jahren zu einer deutlichen Anreicherung des Ammonium-Stickstoffs im Tiefenwasser und ganz besonders über Grund. Mit 0,294 mg/l am 5.11.2007 wurde der auffällig hohe Wert von 0,324 mg/l, der im Oktober 2005 gemessen wurde (Gassner et al. 2006), nahezu erreicht.

Im Juni 2008 wurden im Tiefenwasser ebenfalls deutlich erhöhte $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentrationen gemessen. In dieser Zeit war die Sauerstoffversorgung des Hypolimnions im Gegensatz zu den Novemberuntersuchungen aber noch ausreichend – Reduktionsvorgänge können in diesem Zeitraum daher keine Rolle gespielt haben (Abb. 140, Seite 234).

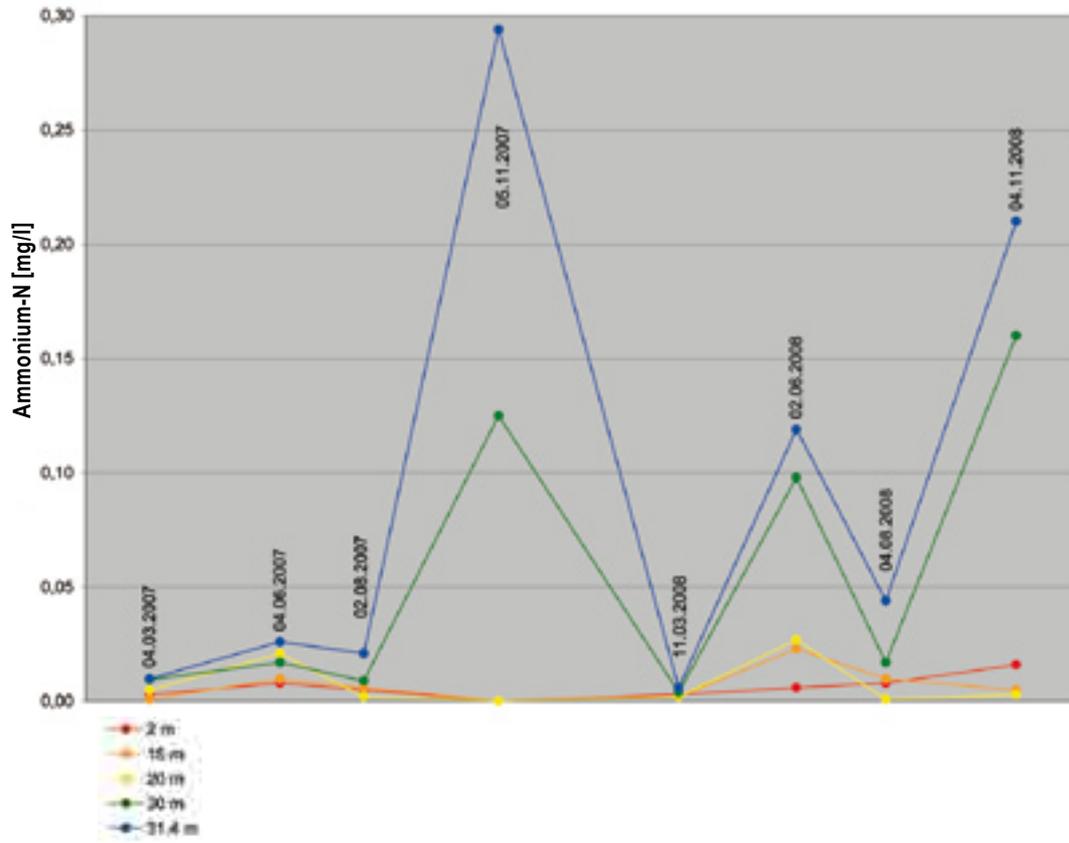
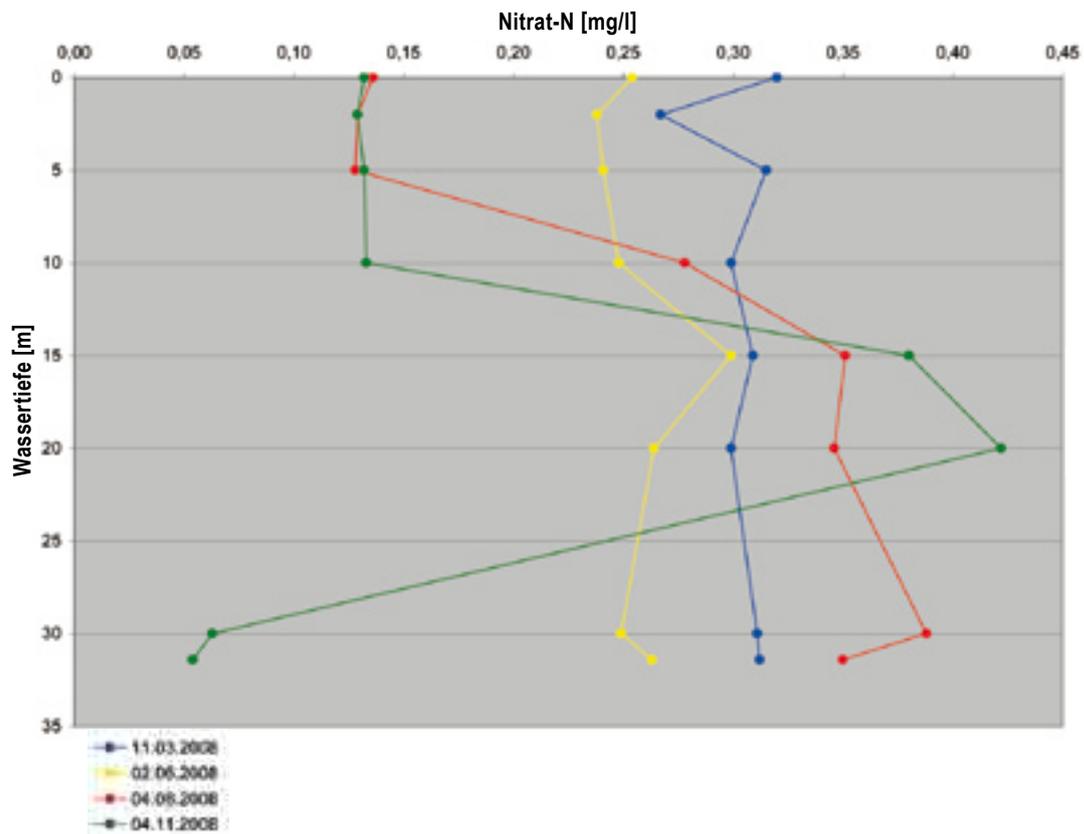


Abb. 140 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 2, 15, 20, 30 und 31,4 m Tiefe, Irrsee

Abb. 141 Nitratgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Irrsee



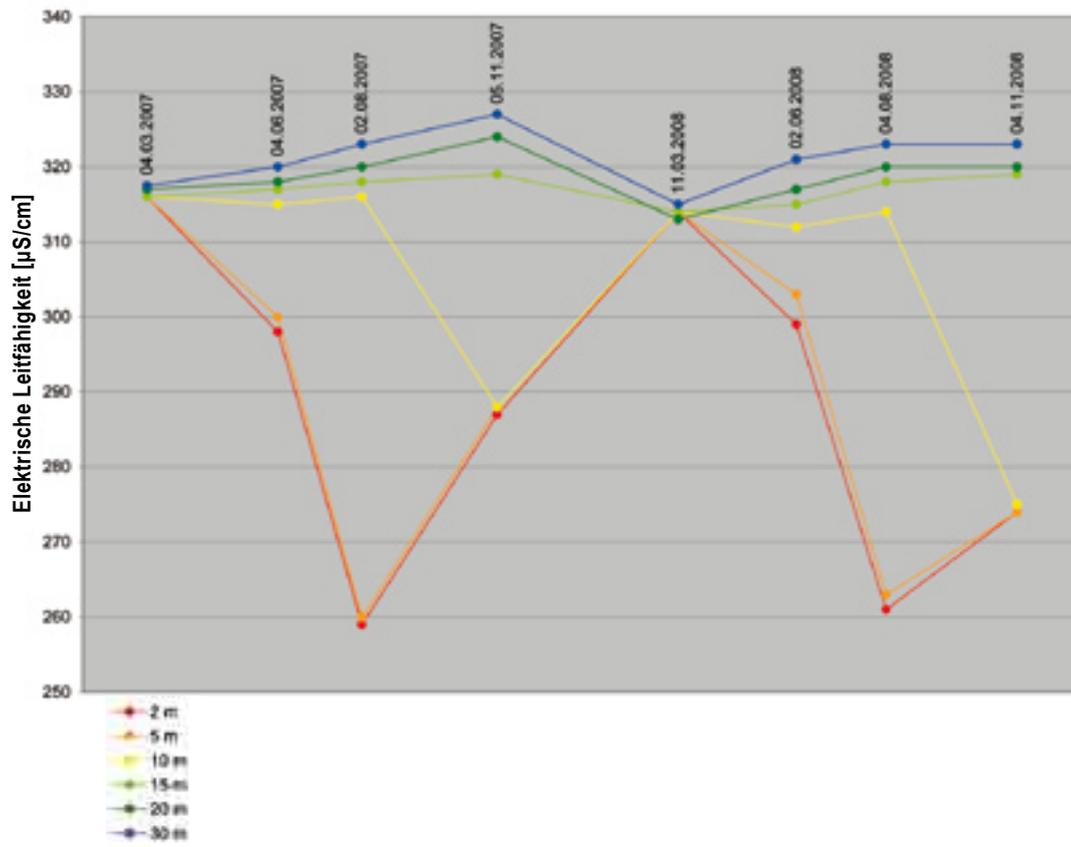
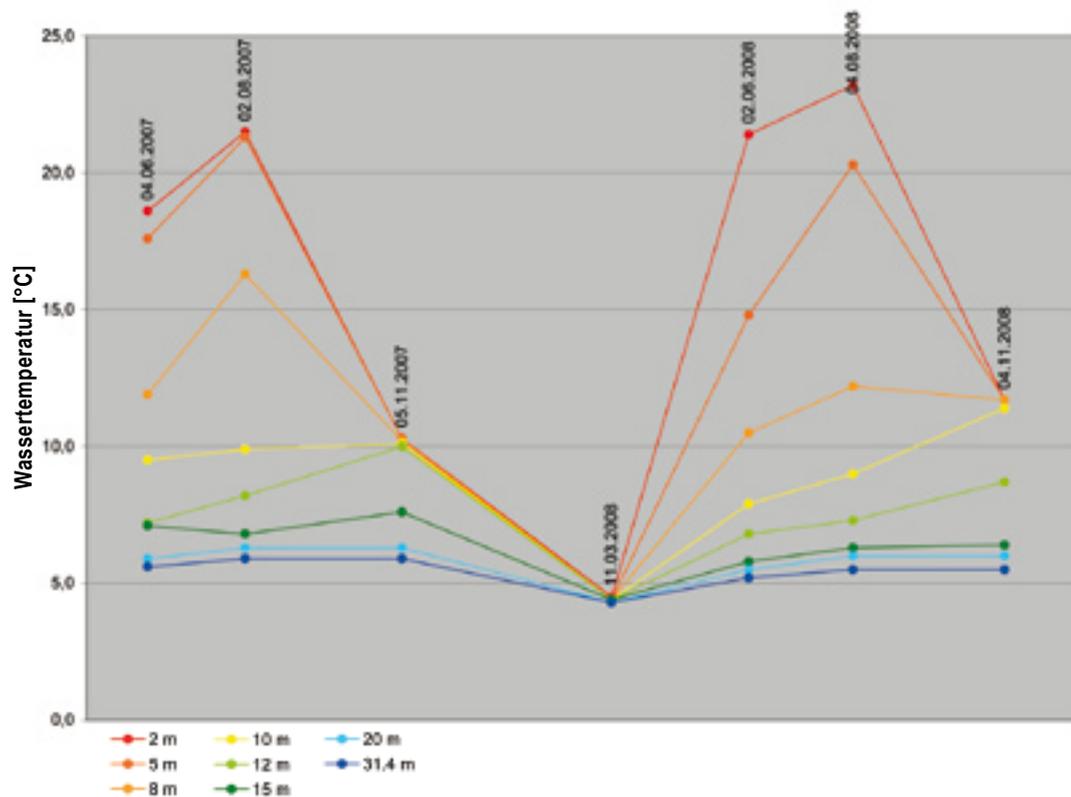
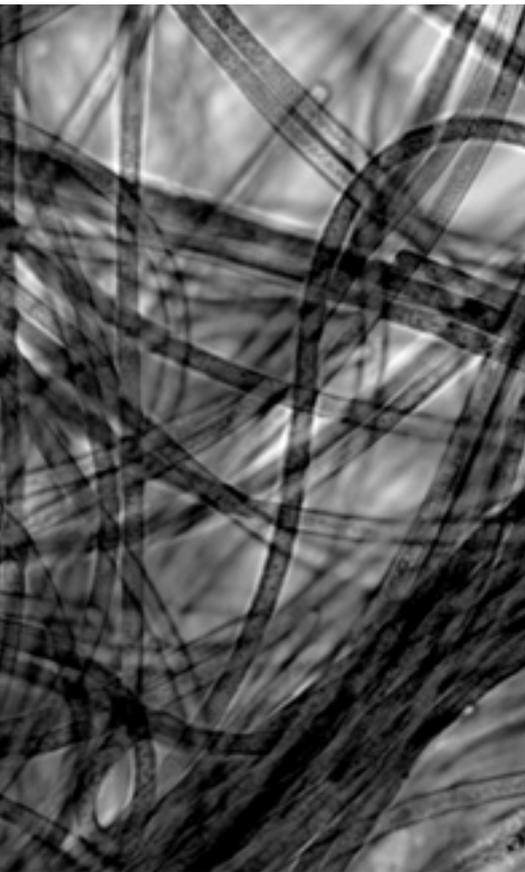


Abb. 142 Elektrische Leitfähigkeit in 2, 5, 10, 15, 20 und 30 m Tiefe, Irrsee

Abb. 143 Wassertemperatur in 2, 5, 8, 10, 12, 15, 20 und 31,4 m Tiefe, Irrsee





Der Gehalt an NO_3^- -N war 2007 und 2008 generell sehr niedrig. Nach den Volldurchmischungen lagen die Werte im gesamten Wasserkörper fast durchwegs zwischen 0,30 und 0,38 mg/l.

Im Laufe der sommerlichen Vegetationsperiode nahm der Gehalt an NO_3^- -N im Epilimnion in beiden Untersuchungsjahren durch Assimilationsprozesse deutlich ab, im November 2008 wurden im Epilimnion nur mehr Werte um 0,13 mg/l gemessen.

In 30 m Tiefe und über Grund kam es in beiden Jahren zu einem sehr weitgehenden reduktiven Abbau des Nitrats: über Grund wurden Werte von 0,042 mg/l bzw. 0,054 mg/l an NO_3^- -N gemessen. Letzterer Wert wurde auch im November 2004 bestimmt (Gassner et al. 2006, Abb. 141, Seite 234).

Sulfat

Die Sulfat-Konzentrationen im Irrsee waren in den Jahren 2007 und 2008 sowohl zeitlich, als auch über die untersuchten Tiefenstufen betrachtet, sehr konstant. Die Mittelwerte bewegten sich zwischen 3,75 mg/l in 15 m und 3,55 mg/l in 30 m Tiefe.

Am Ende der sommerlichen Stagnationsphase wurde in beiden Jahren über Grund ein Sulfatgehalt von 3,0 mg/l gemessen, es kann somit von einer beginnenden Sulfatreduktion gesprochen werden.

Sichttiefe

Die Sichttiefe war in den Jahren 2007 und 2008 relativ starken Schwankungen unterworfen und bewegte sich zwischen 2,0 und 7,0 mit einem Mittelwert von 4,6 m. Sowohl der Maximal- als auch der Mittelwert ist im Vergleich mit den Messungen der vorangegangenen Jahre aber nicht außergewöhnlich niedrig (Gassner et al. 2006).

Da große oberirdische Zuflüsse fehlen, scheinen Niederschlagsperioden keine große Auswirkung auf die Sichttiefe zu haben. Die Schwankungen in den Messergebnissen erklären sich vielmehr aus dem jahreszeitlichen Ablauf. Dem entsprechend wurden die höchsten Werte jeweils im März und November gemessen, die niedrigsten Werte traten bei den Untersuchungen im Juni und August auf.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Messwerte für die elektrische Leitfähigkeit lagen innerhalb einer relativ großen Bandbreite zwischen 233 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 332 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Zweijahresmittelwerte in den einzelnen Tiefenstufen stiegen von 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an der Oberfläche bis auf 323 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über Grund. Der volumsgewichtete Zweijahresmittelwert

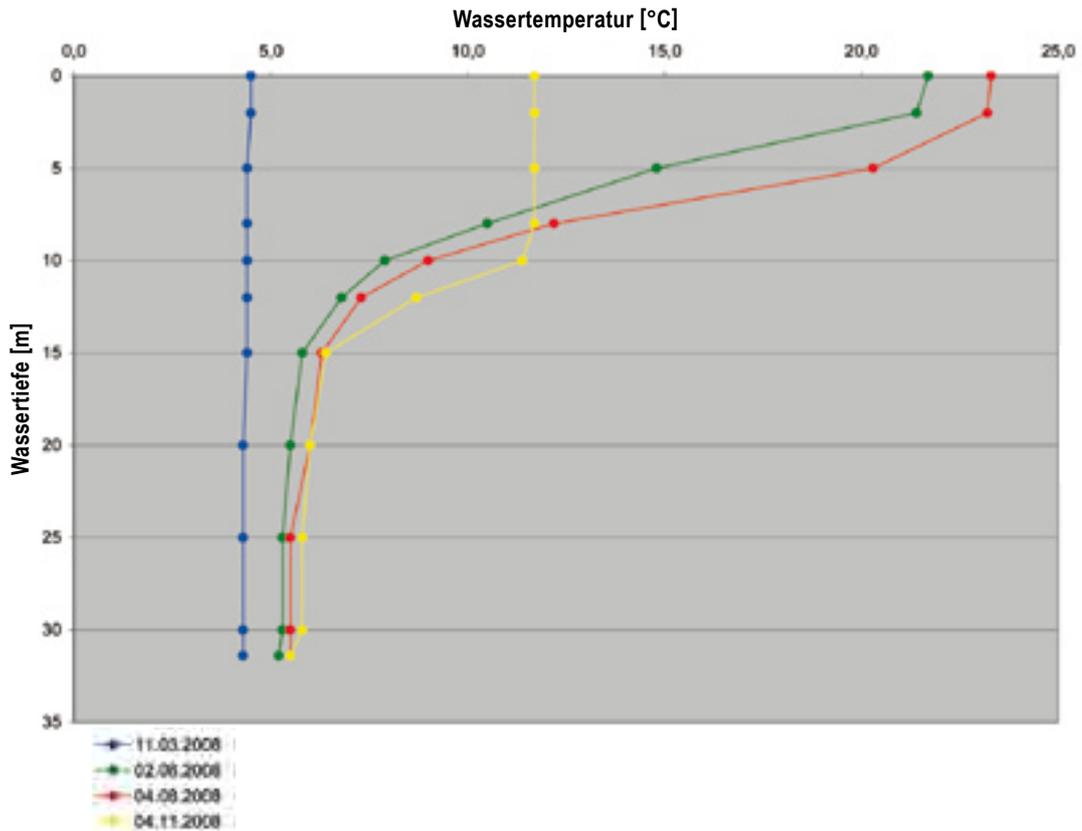


Abb. 144 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Irrsee

errechnet sich mit etwa 295 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Diese Werte stimmen fast exakt mit den Untersuchungen der Jahre 2001 bis 2005 überein (Gassner et al. 2006).

Der zeitliche Ablauf von Zirkulations- und Schichtungsperioden lässt sich beim Irrsee wegen des verhältnismäßig großen Tiefengradienten besonders gut am Parameter elektrische Leitfähigkeit erkennen (Abb. 142, Seite 235).

Wassertemperatur

In den Sommermonaten erreicht der Irrsee an der Oberfläche regelmäßig Temperaturen von deutlich über 20 °C mit einer entsprechenden thermischen Schichtung des Wasserkörpers (Abb. 143, Seite 235).

Durch die relativ geringe Tiefe sind Auswirkungen der sommerlichen Erwärmung in sehr abgeschwächter Form bis fast über Grund zu beobachten, in 30 m Tiefe treten die höchsten Temperaturen jeweils am Ende der sommerlichen Schichtung im November auf. In 30 m Tiefe bewegen sich die Wassertemperaturen zwischen 4,3 und 6,1 °C (Abb. 144).

Eine Volldurchmischung findet mindestens einmal jährlich statt, in nicht zu milden Wintern wahrscheinlich auch zweimal und es bildet sich dazwischen eine Eisdecke aus (Gassner et al. 2006).



Abb. 145 Irrsee

Chlorophyll

In den Jahren 2007 und 2008 bewegten sich die mittleren Chlorophyllgehalte in den von 0-15 m untersuchten Tiefenstufen zwischen 2,28 und 3,18 $\mu\text{g/l}$. Die höchsten Werte waren am 5.11.2007 und am 2.6.2008 zu verzeichnen, zumindest in einigen Tiefenstufen wurde dabei ein Wert von 4 $\mu\text{g/l}$ überschritten. Der höchste in den beiden Jahren gemessene Wert war 5,6 $\mu\text{g/l}$. Die genannten Mittelwerte stimmen sehr gut mit den Messungen der Jahre 2001-2005 überein, allerdings wurden die in diesem Zeitraum gemessenen Maximalwerte in den Jahren 2007 und 2008 nicht erreicht.

Trotz vereinzelter Überschreitungen eines Wertes von 4 $\mu\text{g/l}$ in den Jahren 2007 und 2008 kann der Irrsee vom Chlorophyllgehalt her noch als „oligotroph“ im Sinne der ÖNORM M 6231 bezeichnet werden.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Der Irrsee ist nach den Nährstoffparametern als „oligotroph“ im Übergang zum „mesotrophen“ Zustand einzustufen, was in trophischer Hinsicht den Referenzzustand für dieses Gewässer repräsentiert. Diese Einstufung spiegelt sich in der Bewertung des Phytoplanktons wider. In den letzten Jahren schwankte das Biovolumen zwischen 0.44 und 1.09 mm^3/L . Die hohe Variabilität ist eine Folge der saisonalen Schwankungen bei vergleichsweise geringer Probenahmefrequenz. Ein zeitlicher Trend ist für die letzten

Jahre nicht zu erkennen. Die EQR Werte aus den GZÜV Untersuchungen liegen mit 0,88 im Jahr 2007 und 0,90 im Jahr 2008 in der Schwankungsbreite der Untersuchungen von 2002-2005. Die Ergebnisse weisen jedoch noch immer einen „sehr guten“ ökologischen Zustand aus (Wolfram et al. 2008, 2009).

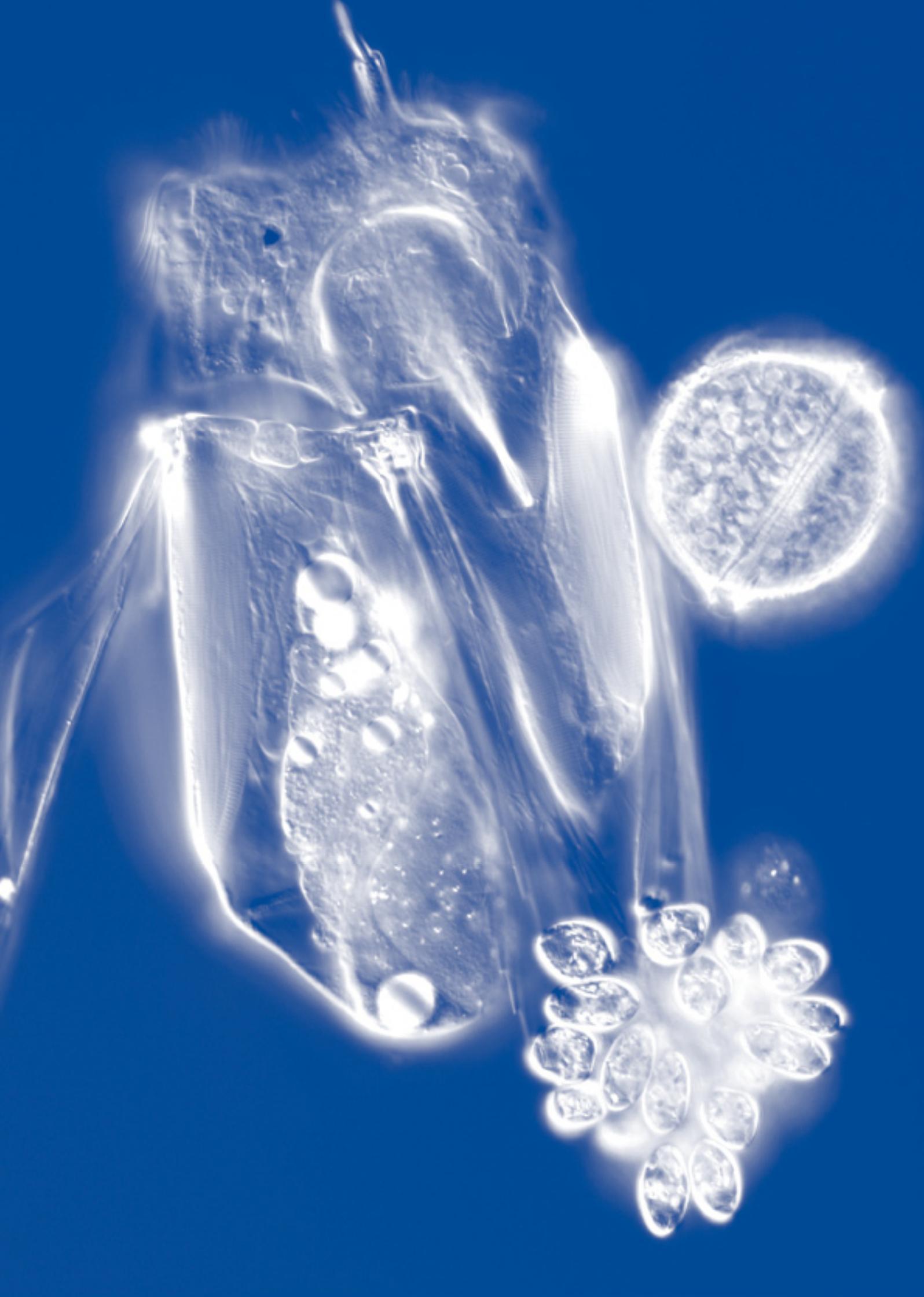
Irrsee Phytoplankton			
Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,88	0,90	0,89
Bewertung ökologischer Zustand	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut

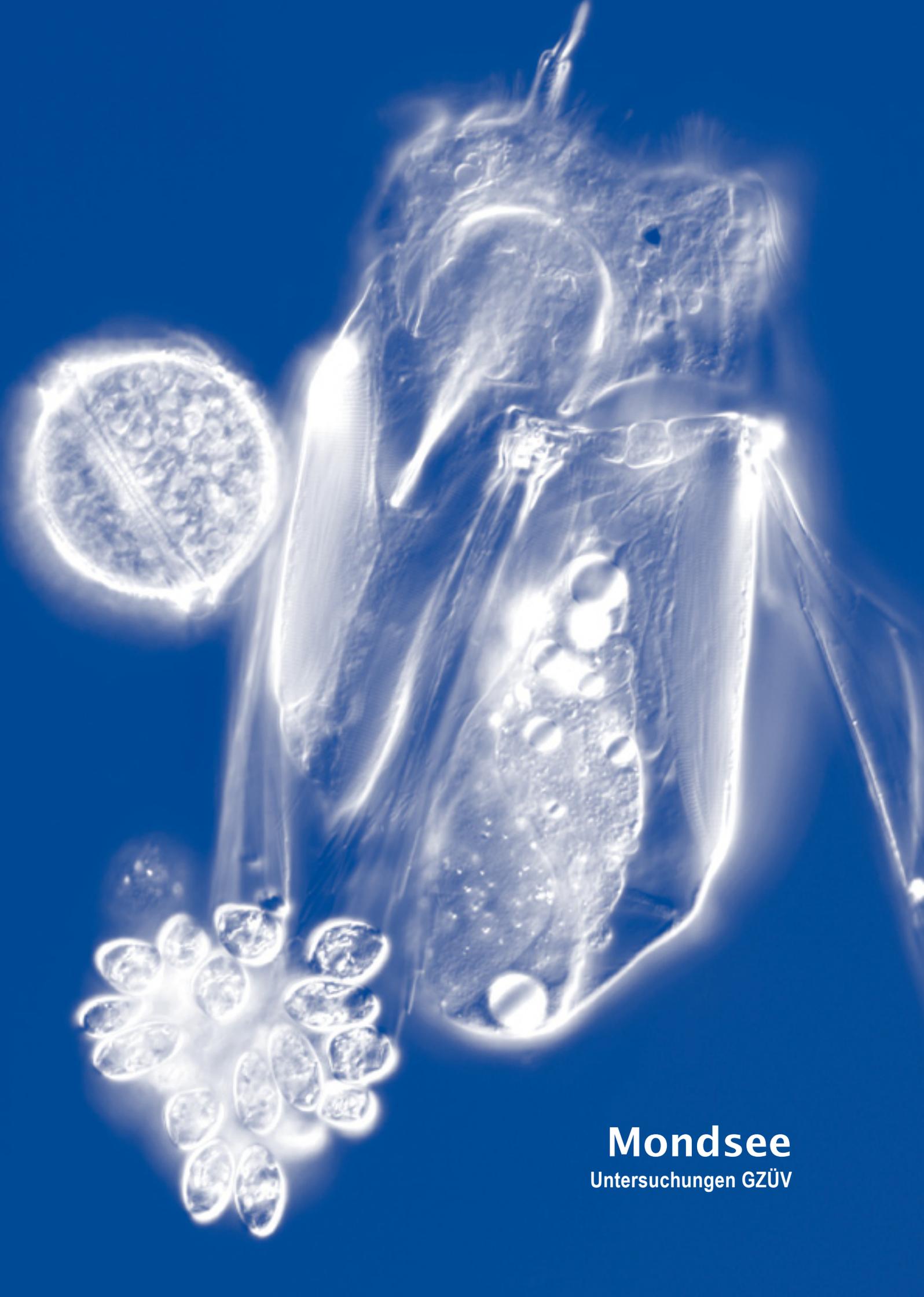
Trophie

Irrsee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231	Gewichtung	
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	mesotroph	2	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	mesotroph	2	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	mesotroph	2	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
4,22	oligotroph-mesotroph	1,50	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,37	100 %

Zusammenfassende Limnologische Situation Irrsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling

Bei den Parametern Gesamtphosphor, Chlorid, Nitrat und Ammonium zeigten sich in den Jahresmittelwerten der letzten Jahre keine massiven Veränderungen. Die Sauerstoffsituation am Ende der Stagnationsphase hat sich jedoch nicht verbessert. Immer noch wird der Sauerstoff im Tiefenwasser ab Ende August bis zur Durchmischung im Bereich zwischen 32 und etwa 20 m Wassertiefe aufgezehrt. In den Herbstmonaten ist daher der Lebensraum der Fische im Irrsee sauerstoffbedingt auf die oberen 15 m der Wassersäule beschränkt. So wie am Mondsee ergeben sich auch am Irrsee relativ hohe Chlorophyllwerte trotz geringer Nährstoffkonzentrationen. Falls auch hier ein „top down“-Effekt (siehe Mondsee) vorliegt, so könnte dieser vom Moränenbestand des Irrsees ausgehen (Luger & Gassner schriftliche Mitteilung).





Mondsee
Untersuchungen GZÜV



Abb. 146 Mondsee

Allgemeines

Der Mondsee liegt zwischen $47^{\circ}48'$ und $47^{\circ}51'$ nördlicher Breite sowie $13^{\circ}20,5'$ und $13^{\circ}27'$ östlicher Länge. Sein Südufer grenzt an den Nordrand der nördlichen Kalkalpen, insbesondere die Ausläufer des Schafberges und die Steilabbrüche der Drachenwand sind hier die landschaftlich dominanten Elemente. Das Nordufer läuft in die Hügellandschaft der Flyschzone aus, hier gibt es dementsprechend weniger steil abfallende Uferzonen und einige geschützte, flache Buchten (Abb. 146 und 147).

Entstanden ist der See in der heutigen Form durch eiszeitliche Ausschüfung einer durch eine tektonische Störung zwischen Kalkalpen und Flyschzone vorgeformten Wanne. Seine oberirdischen Hauptzuflüsse sind die Fuschler Ache, die vom Zellersee kommende Zeller Ache und die Wangauer Ache (und weitere kleinere Zuflüsse). Die Entwässerung erfolgt in die Seeache, die nach ca. 2,9 km Fließstrecke in den Attersee einmündet.

Die Abwässer der Seeufergemeinden gelangen über eine Ringkanalisation in die Kläranlage des Reinhalteverbandes Mondsee-Irrsee in der Ortschaft Schwarzindien. Die gereinigten Abwässer werden in den See geleitet. Darüber hinaus stellen Regenüberläufe im Kanalnetz und die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet der Haupt- und Nebenzubringer mögliche Belastungsfaktoren für den See dar, wengleich sich die Situation gegenüber den 1970er Jahren entscheidend gebessert hat.

Der Mondsee gilt als einer der wärmsten Salzkammergutseen und ist dadurch auch ein Anziehungspunkt für den Badetourismus. Vor allem in den an die Flyschzone angrenzenden Bereichen gibt es einige Strandbäder, die wegen ihres zum Teil sehr flachen Strandverlaufes beliebt sind. Weiters wird der See zum Surfen und Segeln genutzt, der private Motorbootverkehr ist aber durch Verbote stark eingeschränkt.

Geschichtlich bedeutend sind die neolithischen Pfahlbauwerke in Scharfling, in See und im Mooswinkel. Dadurch wurde der Mondsee namensgebend für die gesamte Pfahlbaukultur der Salzkammergutseen.

Die nachfolgenden Darstellungen beruhen nicht auf Eigenuntersuchungen des Gewässerschutzes beim Amt der Oö. Landesregierung, sondern auf Daten des Institutes für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling, die im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, i.d.g.F. unter Mitarbeit der Umwelt Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich erhoben worden sind. Die Phytoplankton-Untersuchungen wurden von der DWS Hydro-Ökologie GmbH im Auftrag der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft – Gewässerschutz durchgeführt (Wolfram, G., G. Donabaum & R. Niedermayr 2008).



Abb. 147 Geologische Karte Mondsee

Sauerstoffgehalt

An der Oberfläche waren die Sauerstoffkonzentrationen stets im Bereich der theoretischen Sättigungswerte. Die höchsten 2007 und 2008 gemessenen epilimnischen Sauerstoffsättigungen lagen bei 120 % (Abb. 148, Seite 244).

Im Hypolimnion setzte in den beiden Untersuchungs Jahren mit fortschreitender Dauer der Sommerstation ein mit zunehmender Tiefe immer deutlicher werdender Sauerstoffschwund ein. Die dargestellten Sauerstoffprofile des Jahres 2008 treffen auch weitgehend für das Jahr 2007 zu. Über Grund lagen die November-Werte bei 0,6 bzw. 0,9 mg/l, was in etwa den Messungen der Jahre 2001 und 2003/2004 entspricht (Gassner et al. 2006).

Ein Vergleich mit den Messungen der Jahre 2001-2005 ist, insbesondere was die räumliche und zeitliche Ausdehnung der für Fische kritischen „< 4 mg/l-Zone“ betrifft, nicht möglich, weil 2001-2005 anscheinend

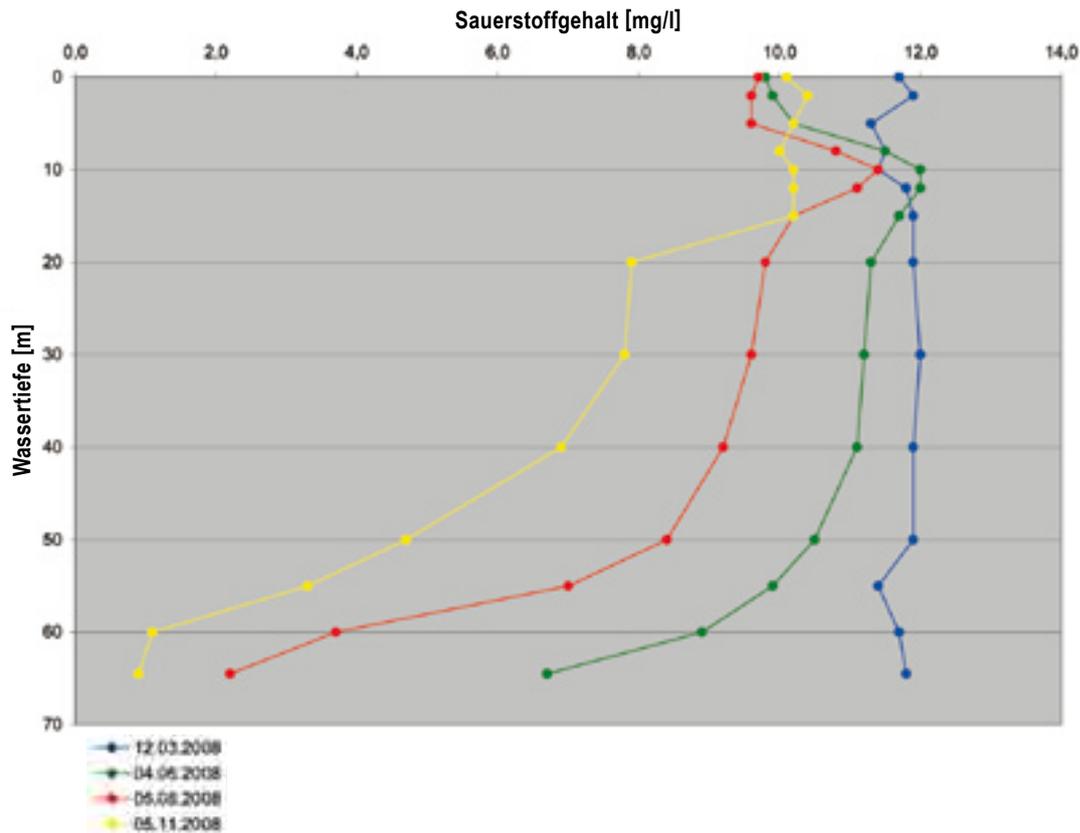


Abb. 148 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Mondsee

monatlich oder sogar noch häufiger Messungen durchgeführt worden sind, für 2007 und 2008 liegen uns nur 4 Untersuchungsdurchgänge pro Jahr vor.

Durch seine im Vergleich zu den anderen großen Salzkammertümpeln relativ geringe Tiefe von nur 65 m und seiner wenig windgeschützten Lage kommt es regelmäßig zu einer ein- oder zweimal jährlich stattfindenden Voldurchmischung. Die Homogenisierung des Wasserkörpers war zumindest in den Jahren 2007 und 2008 so vollständig, dass im Frühjahr auch über Grund wieder Sauerstoffkonzentrationen von 10,3 bzw. 11,8 mg/l erreicht wurden (Abb. 149, Seite 245).

Phosphor

Im Epilimnion waren die Konzentrationen an (abgesehen von der Befahrung am 7.11.2007) unfiltrierten Gesamtphosphor stets niedriger als 0,010 mg/l, was an sich der Einstufung „oligotroph“ gemäß ÖNORM M 6231 entspricht.

Die Mittelwerte in den bis einschließlich 50 m untersuchten Tiefenstufen bewegten sich zwischen 0,005 und 0,007 mg/l. Erst in 60 m und besonders über Grund kam es je nach Jahreszeit zu einer mehr oder weniger starken Zunahme der Konzentration an Gesamtphosphor. Die höchsten Werte über Grund wurden jeweils gegen Ende der sommerlichen Schichtungsphase mit 0,077 bzw. 0,081 mg/l gemessen (Abb. 150, Seite 246).

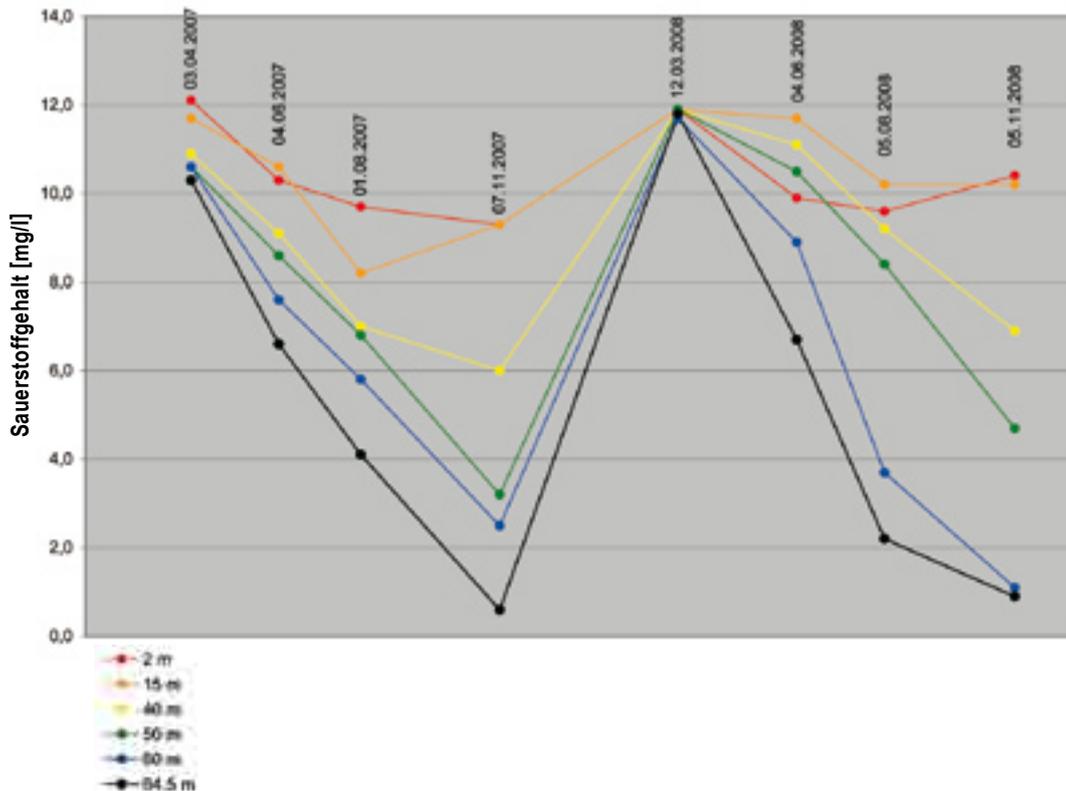


Abb. 149 Sauerstoffgehalt in 2, 15, 40, 50, 60 und 64,5 m Tiefe, Mondsee

Aufgrund der zu dieser Zeit sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen über Grund waren auch in den filtrierten Proben mit 0,016 bzw. 0,011 mg/l deutlich erhöhte Phosphorgehalte festzustellen. In den frühen 1980er Jahren wurden über Grund für den Parameter Gesamtphosphor Werte in der Größenordnung von 0,2 mg/l gemessen, der Spitzenwert war am 25.8.1981 mit 0,384 mg/l zu verzeichnen.

Die Vollzirkulationen führten in den Jahren 2007 und 2008 zu einer Verteilung der während der Sommerstagnation in der Tiefe angereicherten Phosphorverbindungen im gesamten Wasserkörper (Abb. 151, Seite 246).

Im Vergleich mit dem Untersuchungszeitraum 2001-2005 zeigten sich in den Jahren 2007 und 2008 annähernd gleichbleibende, allenfalls geringfügig verbesserte Verhältnisse. Der volumsgewichtete Mittelwert der beiden Jahre lag mit ca. 0,006 mg/l etwas unter dem besten Mittelwert der Jahre 2001-2005 von 0,007 mg/l.

Allerdings muss man einschränken, dass der Zeitraum 2001-2005 vom historischen Hochwasser des Jahres 2002 beeinträchtigt war. Durch den Zeitpunkt des Hochwassers mitten in der Sommerstagnation sind die dabei in den See gelangten Feststofffrachten zunächst zum Großteil sedimentiert und wurden in den Folgejahren, vor allem im Jahr 2003 mobilisiert und haben zeitweise höhere Phosphorgehalte in allen Tiefenstufen verursacht. So wurde beispielsweise im Oktober 2003 in 30 m Tiefe ein Gesamtphosphorgehalt von 0,029 mg/l gemessen (Gassner et al. 2006).

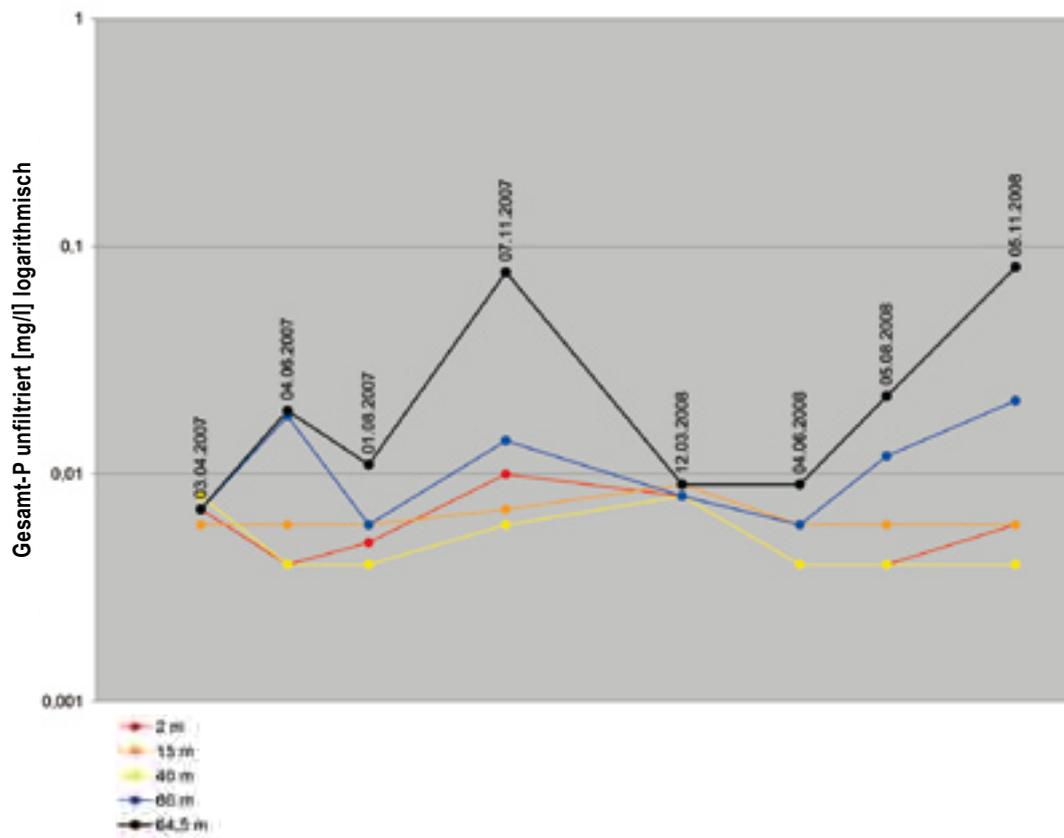
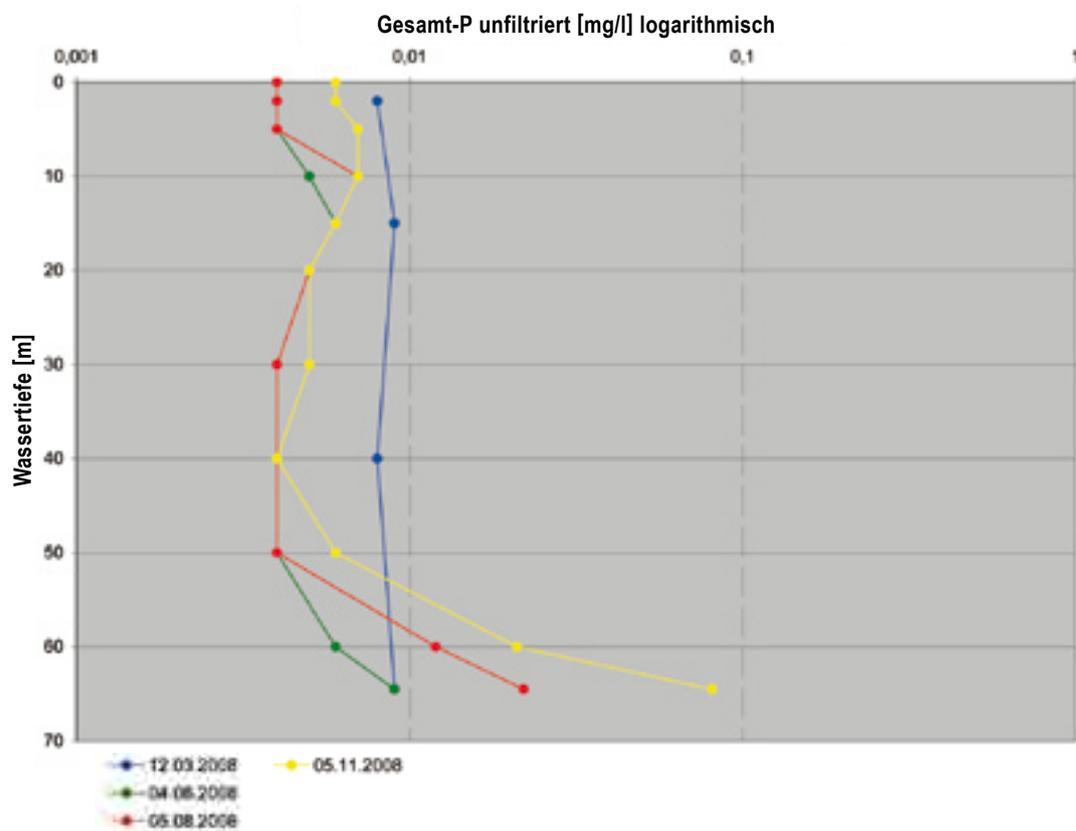


Abb. 150 Gesamtphosphorgehalt in 2, 15, 40, 60 und 64,5 m Tiefe, Mondsee

Abb. 151 Gesamtphosphorgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Mondsee



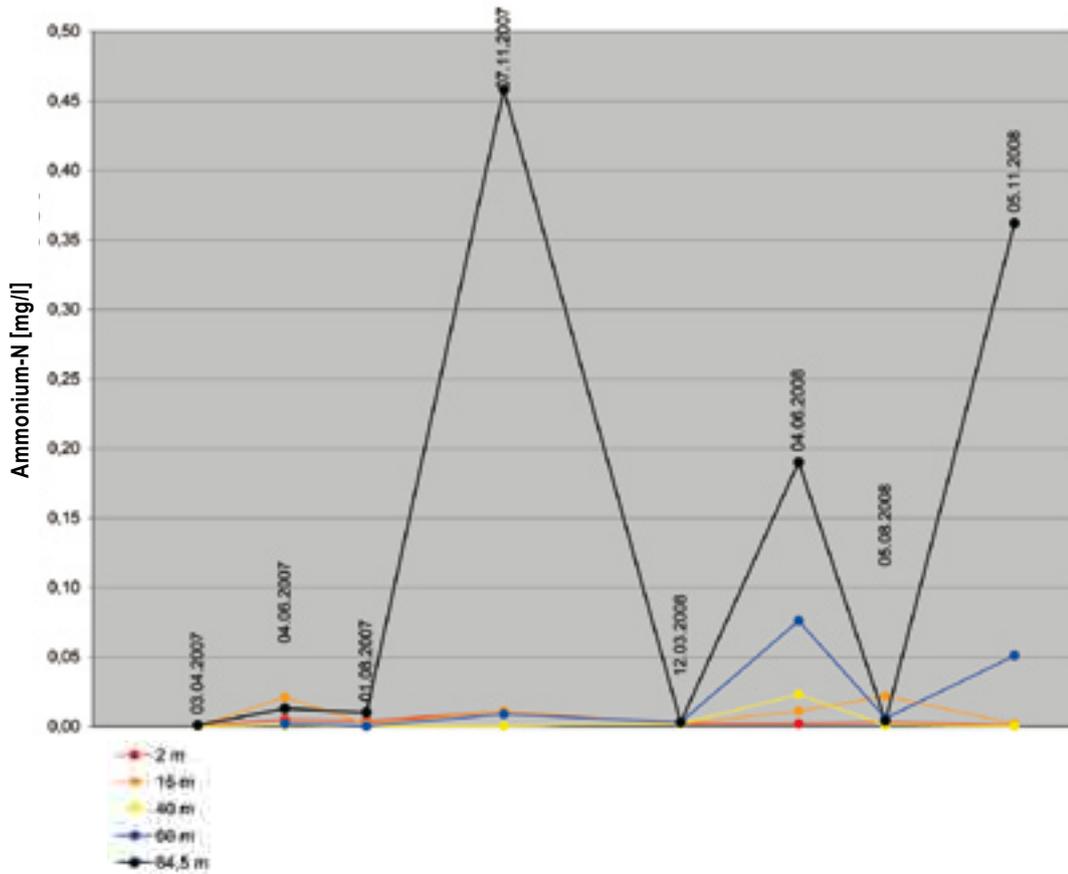
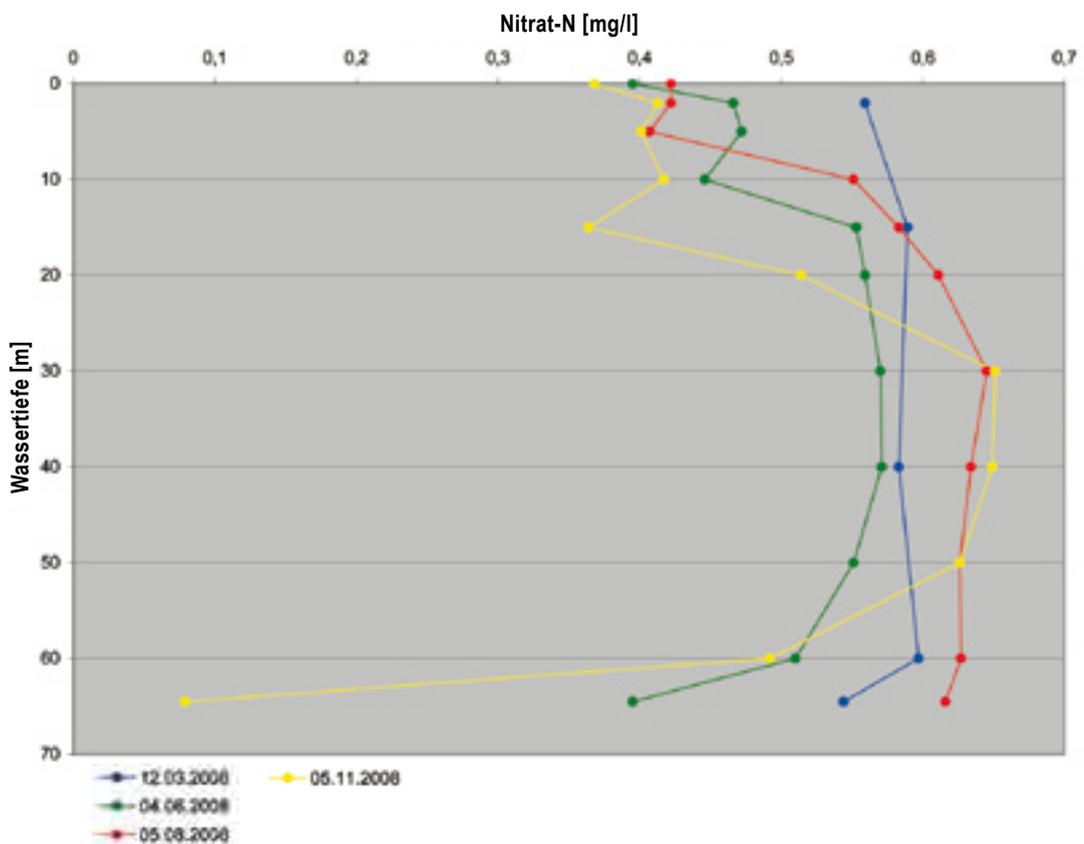


Abb. 152 Gehalt an Ammonium-Stickstoff in 2, 15, 40, 60 und 64,5 m Tiefe, Mondsee

Abb. 153 Nitratgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Mondsee



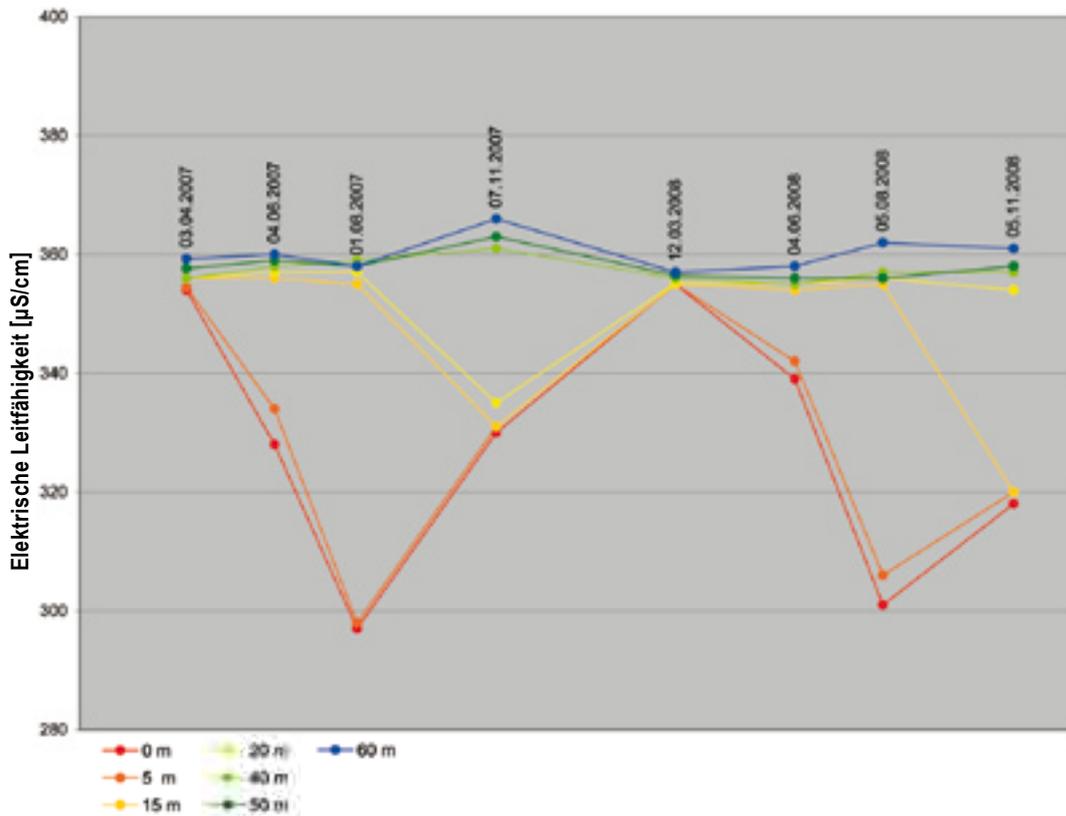
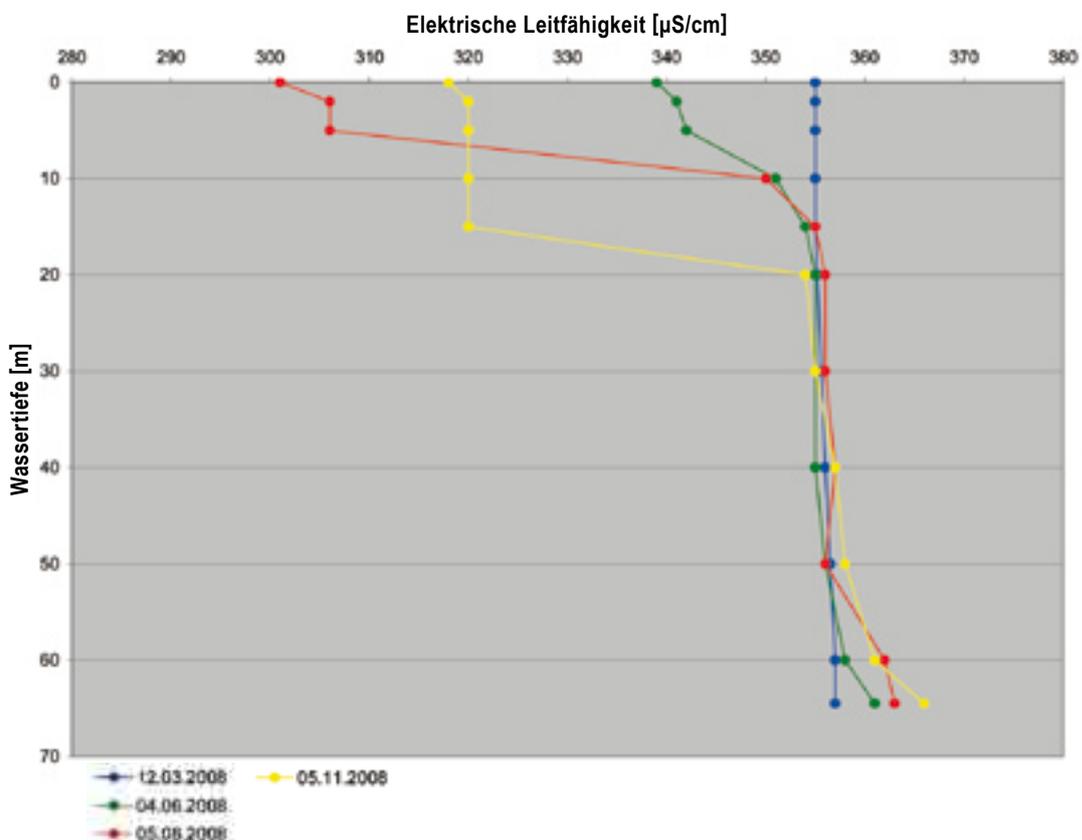


Abb. 154 Elektrische Leitfähigkeit in 0, 5, 15, 20, 40, 50 und 60 m Tiefe, Mondsee

Abb. 155 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Mondsee



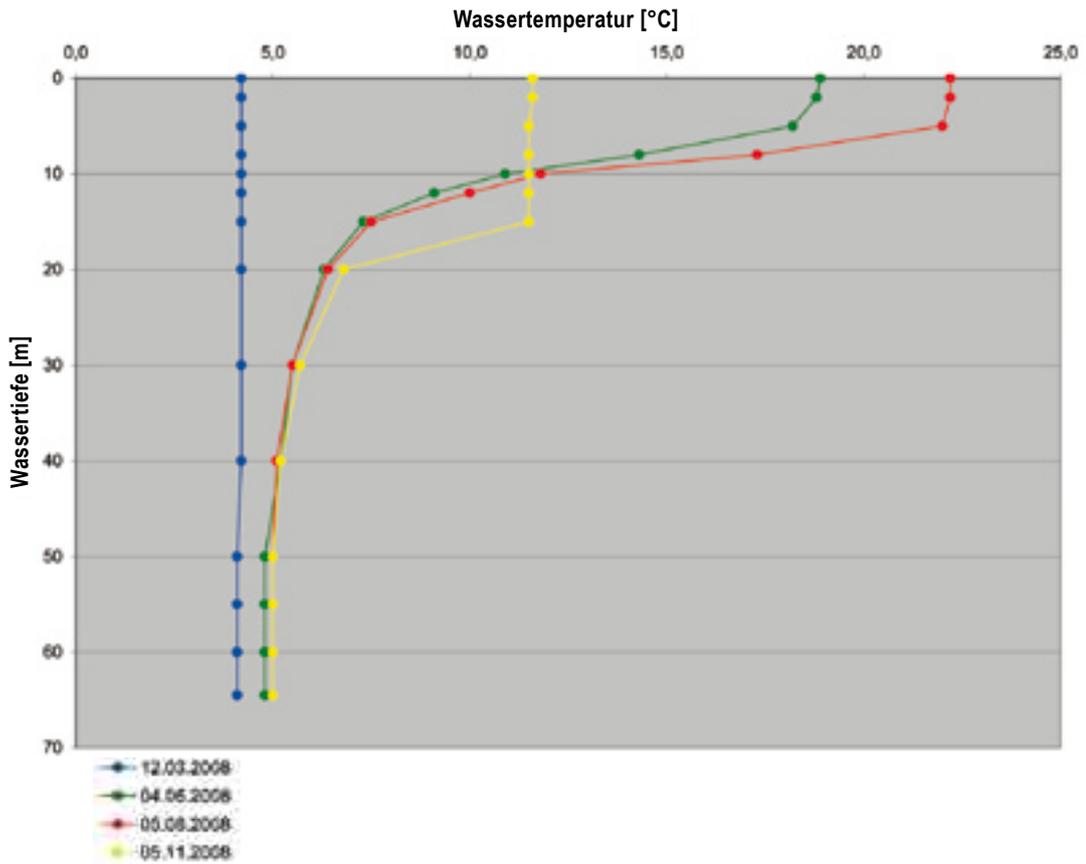
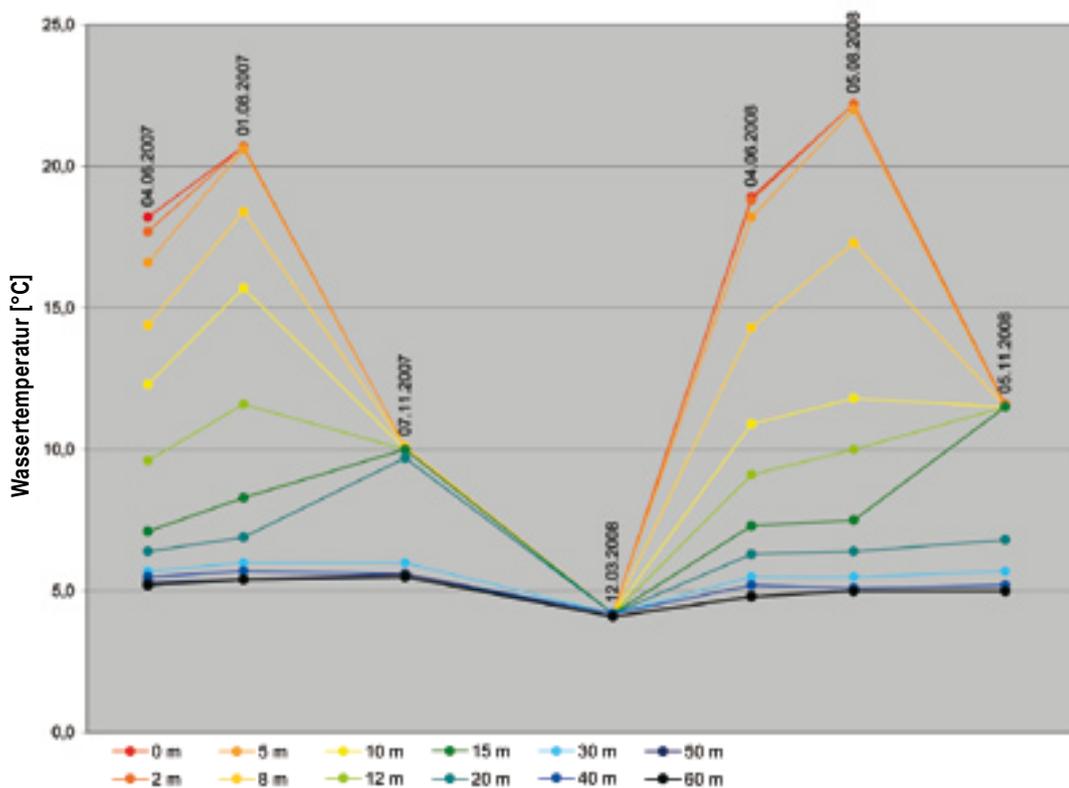


Abb. 156 Wassertemperatur zu verschiedenen Jahreszeiten, Mondsee

Abb. 157 Wassertemperatur in 0, 2, 5, 8, 10, 12, 15, 20, 30, 40, 50 und 60 m Tiefe, Mondsee



Ammonium und Nitrat

Die Gehalte an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ erreichten im Epilimnion Mittelwerte von 0,004-0,009 mg/l und waren den üblichen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Über Grund kam es in beiden Jahren gegen Ende der thermischen Schichtungsperiode wegen des Sauerstoffmangels zu einer Anreicherung von $\text{NH}_4^+\text{-N}$, wobei jeweils im November Werte von 0,458 bzw. 0,362 mg/l erreicht wurden. Der Extremwert des „Jahrhundertssommers“ 2003 von 0,578 mg/l wurde damit zwar nicht erreicht, im Vergleich mit den übrigen Spitzenwerten der Jahre 2001-2005 (*Gassner et al. 2006*) waren diese Werte aber doch ziemlich hoch.

Im Juni 2008 wurden im Hypolimnion deutlich erhöhte Werte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ gemessen. Über Grund betrug die Konzentration 0,19 mg/l bei einem Sauerstoffgehalt von 6,7 mg/l. Im darauffolgenden August waren die hypolimnischen Werte von 30 m abwärts außergewöhnlich niedrig um erst gegen Ende der Schichtungsperiode im November wieder deutlich anzusteigen (Abb. 152, Seite 247).

Im Juni 2007 war ein solcher Anstieg der Konzentrationen an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ im Tiefenwasser nicht erkennbar, allerdings zeigte sich in den Jahren 2001 und 2005 ein ähnliches Bild wie 2008.

Der volumsgewichtete Mittelwert der Jahre 2007 und 2008 lag mit etwa 0,006 mg/l deutlich unter den Werten der Jahre 2003 und 2004, damals wurden 0,011 bzw. 0,009 mg/l errechnet. Der Mittelwert der Jahre 1990-2000 von 0,005 mg/l wurde aber überschritten. Die Mittelwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ reichten in den einzelnen untersuchten Tiefenstufen von 0,434-0,636 mg/l, wobei die höchsten Werte zwischen 30 und 50 m auftraten. Diese Konzentrationen bewegen sich im Bereich der langjährigen und offenbar schon über einen langen Zeitraum stabilen Mittelwerte.

Der volumsgewichtete Mittelwert der Jahre 2007 und 2008 liegt mit etwa 0,52 mg/l im unteren Bereich der Bandbreite der Jahresmittelwerte von 1980-2005. Eine assimilationsbedingte, weitgehende Aufzehrung des Nitratstickstoffs im Epilimnion, wie sie im Sommer 2003 beobachtet wurde, hat in den Jahren 2007 und 2008, nach den vorliegenden Untersuchungen zu schließen, nicht stattgefunden. Eine leichte Abnahme der epilimnischen Konzentration an $\text{NO}_3\text{-N}$ hat die Messung am 1.8.2007 ergeben, ein Wert von 0,327 mg/l wurde aber auch da im Epilimnion nicht unterschritten.

Durch den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser am Ende der Stagnationsperioden kam es, wie zu erwarten, über Grund zu einer deutlichen Nitratreduktion; es wurden in 64,5 m Werte von nur 0,052 bzw. 0,079 mg/l gemessen. Im Oktober 2003 betrug die Konzentration an $\text{NO}_3\text{-N}$ über Grund ebenfalls 0,052 mg/l. Die weitgehende Aufzehrung des Nitratstickstoffs scheint aber nur auf die Bereiche unmittelbar über Grund beschränkt zu sein; bereits in einer Tiefe von 60 m – also 5 m über Grund – waren die Werte für $\text{NO}_3\text{-N}$ bereits wieder durchwegs höher als im Epilimnion (Abb. 153, Seite 247).

Sulfat

Bis in eine Tiefe von 50 m waren die Sulfatkonzentrationen sehr konstant zwischen 5,0 und 5,6 mg/l ohne erkennbaren zeitlichen Trend und weitgehend unabhängig von der Wassertiefe. Über Grund wurden in den Jahren 2007 und 2008 Anfang November Sulfatgehalte von 4,4 bzw. 4,2 mg/l gemessen, somit ist in dieser stark sauerstoffreduzierten Phase eine leichte Neigung zur teilweisen Reduktion des Sulfats

festzustellen. Ein aus unserer Sicht nicht zu erklärender Ausreißerwert von 1,4 mg/l am 5.8.2008 in 60 m Tiefe bleibt bei dieser Auswertung unberücksichtigt.

Sichttiefe

In den Jahren 2007 und 2008 wurden im Mondsee bei insgesamt 8 Befahrungen Werte zwischen 3,0 und 10,2 m gemessen, der Mittelwert aller Messungen errechnet sich mit 5,0 m. Die niedrigsten Werte wurden jeweils im Juni und im August gemessen, in diesen Monaten wurden nur Werte von 3 m (oder knapp darüber) ermittelt.

Die Extremwerte der Jahre 2007 und 2008 stimmen gut mit denen der Jahre 2001 und 2005 überein. Bemerkenswert ist, dass sich der Mittelwert der Jahre 2007 und 2008 von 5,0 m fast ideal in den Trend einer seit 1990 stetig leicht abnehmenden Sichttiefe einfügt (*Gassner et al. 2006*). Der Mittelwert der Jahre 1990-1995 betrug noch 6,4 m, 2000-2005 waren es nur mehr 5,6 m.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Mittelwerte in den einzelnen untersuchten Tiefenstufen reichten von 324 $\mu\text{S/cm}$ an der Oberfläche bis 363 $\mu\text{S/cm}$ über Grund. Der niedrigste Wert an der Oberfläche war 297 $\mu\text{S/cm}$ (Abb. 154, S. 248).

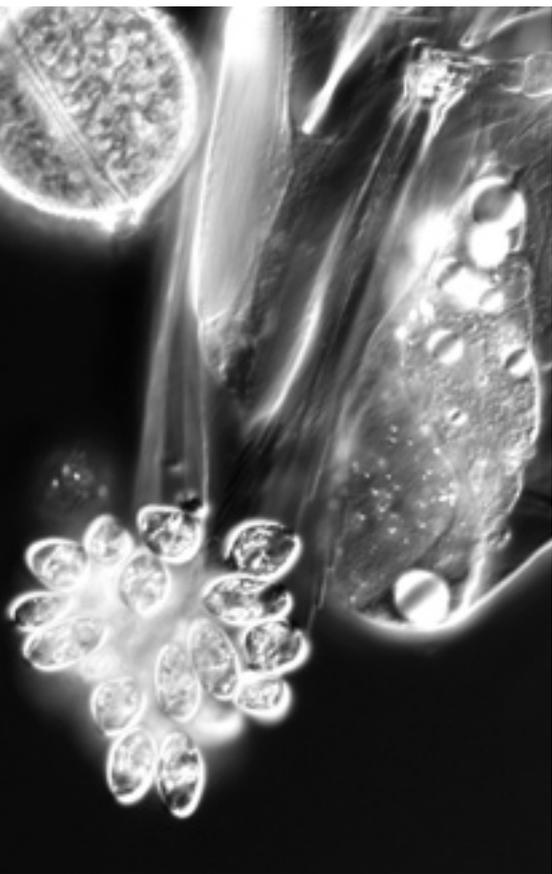
Der volumsgewichtete Mittelwert errechnet sich wie in den Jahren 2001-2005 mit 337 $\mu\text{S/cm}$. Im Tiefenwasser sind die Werte außerordentlich konstant, so beträgt die Standardabweichung aller Messungen in 60 m Tiefe bei einem Mittelwert von 360 $\mu\text{S/cm}$ lediglich 2,89 $\mu\text{S/cm}$. Die mindestens einmal jährliche Volldurchmischung des Sees lässt sich durch diese stabilen Verhältnisse besonders gut am Parameter Leitfähigkeit erkennen (Abb. 155, S. 248).

Wassertemperatur

Infolge der im Vergleich zum Hallstättersee oder Traunsee doch verhältnismäßig langen Wassererneuerungszeit von fast 2 Jahren, aber auch aufgrund seiner eher geringen Tiefe, ist der Mondsee einer der wärmsten Salzkammergutseen. Selbst im Freiwasser werden häufig und auch über längere Zeiträume Temperaturen von 20-22 °C erreicht, in geschützten und flachen Buchten sind die Wassertemperaturen mitunter auch noch wesentlich höher.

In warmen Sommern bildet sich regelmäßig eine klassische Temperaturschichtung aus, sowohl das Epilimnion als auch die Temperatursprungschicht sind dann deutlich ausgeprägt. Im Zuge der herbstlichen Abkühlung verschiebt sich die Sprungschicht bei abnehmenden Temperaturunterschieden kontinuierlich nach unten. Über Grund wurden 2007 und 2008 Temperaturen von 4,2-5,5 °C gemessen (Abb. 156, Seite 249).

Eine vollständige Eisbedeckung des Sees ist wegen der topografisch bedingten Exposition gegenüber West- und Nordwestwinden überaus selten, lokal können sich in windgeschützten Buchten aber Eisde-



cken bilden. Durch die windexponierte Lage kommt es im Mondsee regelmäßig zu einer oder zwei Vollzirkulationen pro Jahr (Gassner et al. 2006). Nachdem in normalen Wintern eine großflächige Eisbedeckung fehlt, wird aufgrund der Temperaturverläufe 2001-2005 (Gassner et al. 2006) im Regelfall eher von einer einzigen, sich mit kleinen Unterbrechungen über den ganzen Winter hinziehenden Zirkulationsphase auszugehen sein (Abb. 157, Seite 249).

Dass diese Durchmischungsphasen meistens eine sehr gründliche Homogenisierung des Wasserkörpers mit sich bringen, zeigt die vollständige Erholung des Sauerstoffhaushaltes jeweils im Frühjahr 2007 und 2008.

Chlorophyll

Die mittleren Chlorophyllkonzentrationen der Jahre 2007 und 2008 lagen in den von 0-15 m untersuchten Tiefenstufen zwischen 2,7 und 3,6 µg/l. Der Zweijahresmittelwert aller Messungen beträgt 3,1 µg/l und liegt etwas unter den Jahresmittelwerten der Jahre 2001-2005, die sich zwischen 3,7 und 4,7 µg/l bewegten. Von den gemessenen Chlorophyllwerten her ist der Mondsee noch als „oligotroph“ im Sinne der ÖNORM M 6231 einzustufen.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Die Daten lassen eine zunehmende Verschlechterung der trophischen Situation seit 2002 erkennen; das letzte Jahr hat jedoch eine leichte Erholung mit sich gebracht. Eine inverse, allerdings weniger deutlich ausgeprägte Entwicklung zeigt der Brettum-Index, der in vergangenen Jahren schon Werte um 4.0 erreicht hatte, seit 2002 jedoch auf unter 3.8 abgesunken ist. Im Jahr 2008 war auch hier eine leichte Verbesserung zu erkennen, die auf einen geringeren relativen Anteil der dominanten Art *Aulacoseira subarctica* im Mittel der vier Probenahmeterminale zurückzuführen ist. Die direkte Gegenüberstellung von Biovolumen und Brettum-Index zeigt einerseits eine signifikante (negative) Korrelation der beiden Bewertungsindikatoren und verdeutlicht andererseits, dass die zeitliche Entwicklung bei Biovolumen und Brettum-Index keineswegs „parallel“ verlaufen muss. Demnach hat sich für den Mondsee eine leichte Verschlechterung des ökologischen Zustandes gegeben. Die EQR Werte aus den GZÜV Untersuchungen sind mit 0,54 im Jahr 2007 und 0,585 im Jahr 2008 etwas niedriger als jene der Untersuchungen von 2002-2005 und liegen an der Grenze „gut/mäßig“. Die Abweichungen sind vor allem auf höhere Biovolumina zurückzuführen. Die Ergebnisse weisen gegenüber früheren Untersuchungen nur mehr einen „mäßigen“ ökologischen Zustand aus (Wolfram et al. 2008, 2009).

Mondsee Phytoplankton

Phytoplankton	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,54	0,595	0,57
Bewertung ökologischer Zustand	Mäßig	Mäßig	Mäßig

Trophie

Mondsee Trophie			
Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	mesotroph	2	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	mesotroph	2	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	schwach eutroph	3	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI		
3,82	oligotroph-mesotroph	1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph-mesotroph	1,51	100 %

Zusammenfassende Limnologische Situation Mondsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling

Bei den Parametern Gesamtphosphor, Nitrat und Ammonium zeigten sich gegenständlich in den Jahresmittelwerten im Vergleich zu den letzten Jahren keine massiven Veränderungen. Auch die Sauerstoffsituation am Ende der Stagnationsphase hat sich nicht wesentlich verändert. Immer noch wird der Sauerstoff im Tiefenwasser ab Ende August bis zur Durchmischung im Bereich zwischen 68 und etwa 58 m Wassertiefe aufgezehrt. Der Parameter Chlorid zeigte in den letzten drei Jahrzehnten einen permanenten Anstieg und liegt mittlerweile bei ca. 10 mg/l. Der Gehalt hat sich damit seit Anfang der 1970er Jahre mehr als verdoppelt. Als Erklärung dafür liegt der hohe Strassenanteil mit Streusalzausbringung im Einzugsgebiet des Mondsees auf der Hand (einerseits ca. 25 km Autobahn und andererseits werden seit einigen Jahren auch viele Nebenstrassen „gesalzen“). In der Folge hat auch die mittlere Leitfähigkeit (Jahresmittelwerte) im besagten Zeitraum um ca. 40 µS/cm zugenommen.

Eine Zunahme scheint sich auch bei den Chlorophyllkonzentrationen (Algenbiomasse) abzuzeichnen, wobei aber die Nährstoffkonzentrationen verhältnismäßig gering sind. Hier stellt sich die Frage, ob nicht ein sogenannter „top down“-Effekt zum Tragen kommt. Aus Echolotaufnahmen (aus 1998/99) und aus den Befischungen während der Seelaubenlaichzeit (unveröffentlichte Daten Bundesamt für Wasserwirtschaft) ist bekannt, dass der Seelaubenbestand im Mondsee relativ hoch sein dürfte. Dies resultiert wahrscheinlich daraus, dass diese Fischart bis vor einigen Jahren wirtschaftlich genutzt wurde (Besatzfische und Speisefische), aber aktuell nur einer sehr geringen Nutzung und damit einem geringen Ausfang unterliegt. Seelauben bevölkern den Lebensraum zwischen 0 m und 10 m Wassertiefe und ernähren sich großteils planktiv. Ein übergroßer Bestand an Seelauben könnte theoretisch große, filtrierende Zooplanktontaxa (v. a. Daphnien und Copepoden) derart stark dezimieren, dass sich auch bei geringem Nährstoffangebot aufgrund des fehlenden Fraßdrucks eine große Algendichte entwickelt. Die erhöhte Algenbiomasse trägt nach dem Absterben und der Sedimentation sehr wahrscheinlich verstärkend zur Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser bei. Diese Theorie müsste durch eine entsprechende Untersuchung der Nahrungskette überprüft werden und gegebenenfalls wäre über eine Nahrungsketten-Manipulation (fischereiliche Maßnahmen) regulierend einzugreifen (*Luger & Gassner schriftliche Mitteilung*).





Traunsee

Untersuchungen GZÜV



Abb. 158 Traunsee und Traunstein

Allgemeines

Der Traunsee befindet sich zwischen $47^{\circ}48,5'$ und $47^{\circ}55'$ nördlicher Breite bzw. zwischen $13^{\circ}46'$ und $13^{\circ}48,5'$ östlicher Länge. Die von uns regelmäßig beprobte Stelle in der Mitte des tiefsten Seebeckens hat die Koordinaten 485212/310608 bezogen auf M31 im Österreichischen Bundesmeldenetz (Abb. 158 und 159).

Der See ist nach dem Abschmelzen des letzten eiszeitlichen Traungletschers entstanden und mit einer Tiefe von 191 m das tiefste Gewässer Österreichs. Den mengenmäßig weitaus größten Anteil am Zufluss hat die am Süden des Sees einmündende Traun, durch die der Traunsee ein Einzugsgebiet von über 1.400 km² aufweist. Die Traun sorgt für einen in Anbetracht der Größe des Sees sehr raschen Wasseraustausch der oberflächennahen Schichten. Dadurch kann der Traunsee im Sommer kein dauerhaftes Temperaturniveau erreichen, das für einen regen Badetourismus erforderlich wäre. Die Fremdenverkehrsnutzung geht daher neben einer relativ bescheidenen Nutzung zu Badezwecken mehr in Richtung Segeln, Surfen und Befahren mit Booten, wobei über die Sommermonate ein Motorbootverbot besteht. Vor allem im Sommer verkehren am Traunsee zahlreiche Linien- und Ausflugsschiffe, die so wie die Fischerei von den Fahrverboten für Motorboote ausgenommen sind.

Im Süden des Traunsees befinden sich das Werk Ebensee der Salinen Austria AG und das ehemalige Werk Ebensee der Solvay AG, in dem Soda produziert worden ist. Beide Betriebe haben in der Vergangenheit große Mengen an gelösten Salzen, vor allem Natrium- und Calciumchlorid sowie Kalkschlamm in den

See geleitet, wobei die Einleitungsstelle und die Verdünnungstechnik mehrfach geändert worden sind. Zu den Auswirkungen dieser Emissionen liegt eine umfangreiche Studie vor (Schmidt 2000).

Die Salinen Austria AG haben ihre Verfahren und die Abwasserbeseitigung wesentlich verbessert und das Werk Ebensee der Solvay AG hat im September 2005 die Sodaproduktion überhaupt eingestellt, sodass die angeführten Belastungsfaktoren weitgehend weggefallen sind. Die umfangreichen Kalkschlammablagerungen, die bereits Gegenstand zahlreicher Studien waren, dürften nach Ende der Einleitungen langsam von inertem Material überdeckt werden und somit ihre nachteiligen Auswirkungen auf die Abläufe im See langsam verlieren.

Dafür wirken sich nach Ende der Abwassereinleitungen der Solvay AG die gelösten Salze, denen man in früheren Risikoabschätzungen weniger Bedeutung beigemessen hat, jetzt gravierend aus: Durch das abrupte Ende der Einleitungen wurde das elektrolytreiche Seewasser mit elektrolytärmerem Wasser aus der Traun überschichtet. Dadurch hat sich ein starker tiefenabhängiger Gradient der Salzkonzentration gebildet, der seit 2006 eine zumindest teilweise Durchmischung des Wasserkörpers bis zum Grund massiv behindert.

Die für eine Umwälzung des Wasserkörpers hauptverantwortlichen Kräfte Wind und Strömung waren bisher nicht in der Lage, das starke Konzentrationsgefälle aufzulösen, was zu einer fortschreitenden Erschöpfung des Sauerstoffhaushaltes im Tiefenwasser geführt hat und noch führen wird.

In den Jahren 2007 bis 2009 ist der Traunsee durch die Ereignisse rund um den Gschlifgraben verstärkt in das öffentliche Bewusstsein gerückt. Bedingt durch sehr starke Niederschläge hat sich im November 2007 dort ein durchfeuchteter Erdstrom in Bewegung gesetzt und die am Schwemmkegel des Grabens errichteten Wohngebäude gefährdet. Die Problematik dieses an der Grenze zwischen Kalkalpen und Flyschzone liegenden Gebietes ist seit langer Zeit bekannt, trotzdem wurde der gefährdete Bereich unterhalb des Grabens verbaut.

Im Zuge eines extrem aufwändigen Sanierungsprojektes, mit dem Ziel einer Entwässerung und Stabilisierung des Rutschkörpers zu erreichen, wurden auch große Materialmengen abgetragen und in den See verklappt. Zu einem großen Teil ist diese Verklappung im Bereich des sogenannten Miesweges erfolgt, das ist etwa 2 km von unserer Untersuchungsstelle entfernt. Auswirkungen der Verklappungen haben wir bei unseren Befahrungen nicht bemerkt, allerdings wird das Sediment von uns auch nicht untersucht. Die örtlichen Fischereiberechtigten befürchten aber sehr wohl nachteilige Auswirkungen durch die vorge-



Abb. 159 Geologische Karte Traunsee

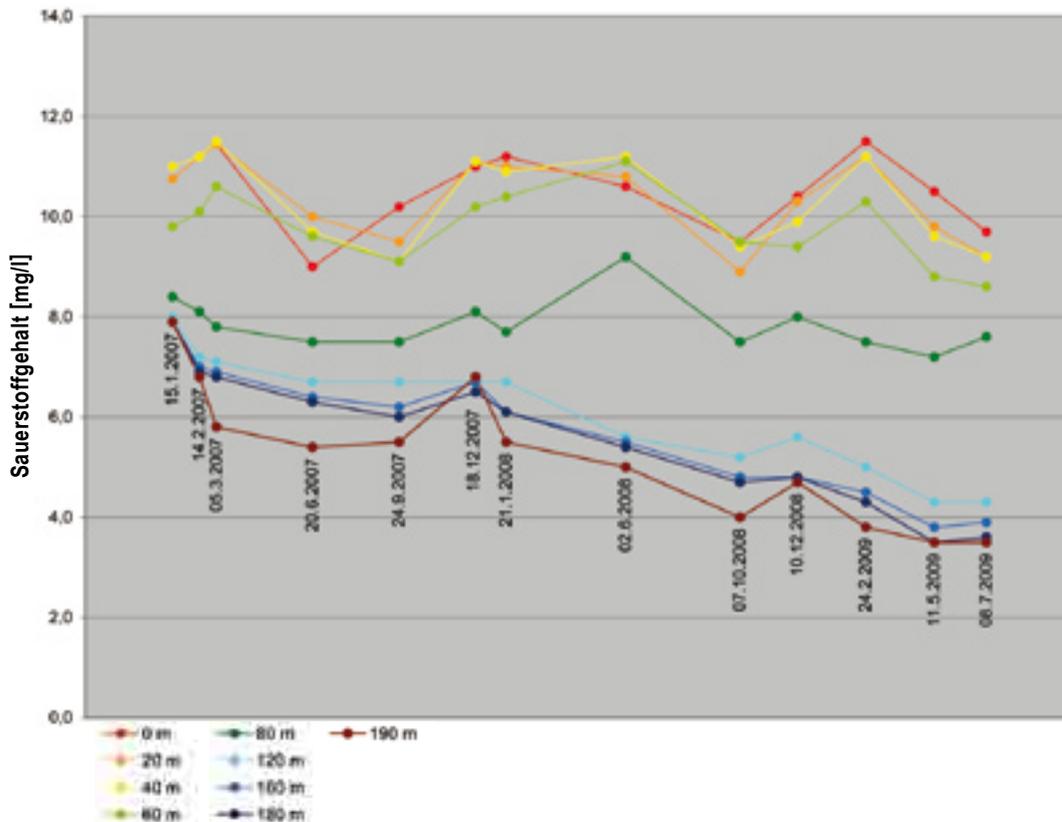


Abb. 160 Sauerstoffgehalt in 0, 20, 40, 60, 80, 120, 160, 180 und 190 m Tiefe, Traunsee

nommenen Schlammverklappungen. Es wurde aber auch die Hoffnung geäußert, dass der in den See gelangte Schlamm zu einer beschleunigten Überdeckung des alkalischen Schlammes der Solvay AG beitragen könnte, allerdings beträgt die Entfernung zur ehemaligen Einleitungsstelle der Abwässer über 5 km gegen die in den See verlängerte Fließrichtung der Traun.

Traunsee 2007-2008

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Sichttiefe	m		8	10,8	2,4	7,4
Temperatur	°C	0-1 m	10	21,6	5,1	10,0
pH-Wert		0-1 m	10	8,40	7,15	8,15
Leitfähigkeit	µS/cm	0-1 m	10	455	260	327
Gesamtphosphor	mg/l	0-6 m	22	0,007	0,003	0,005
Gesamtphosphor	mg/l	60 m	8	0,004	0,001	0,003
Gesamtphosphor	mg/l	190 m	8	0,210	0,006	0,043
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0-6 m	22	0,004	0,001	0,002
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	190 m	8	0,007	0,003	0,005
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0-6 m	22	0,700	0,500	0,618
Nitrat-Stickstoff	mg/l	190 m	8	0,800	0,700	0,738

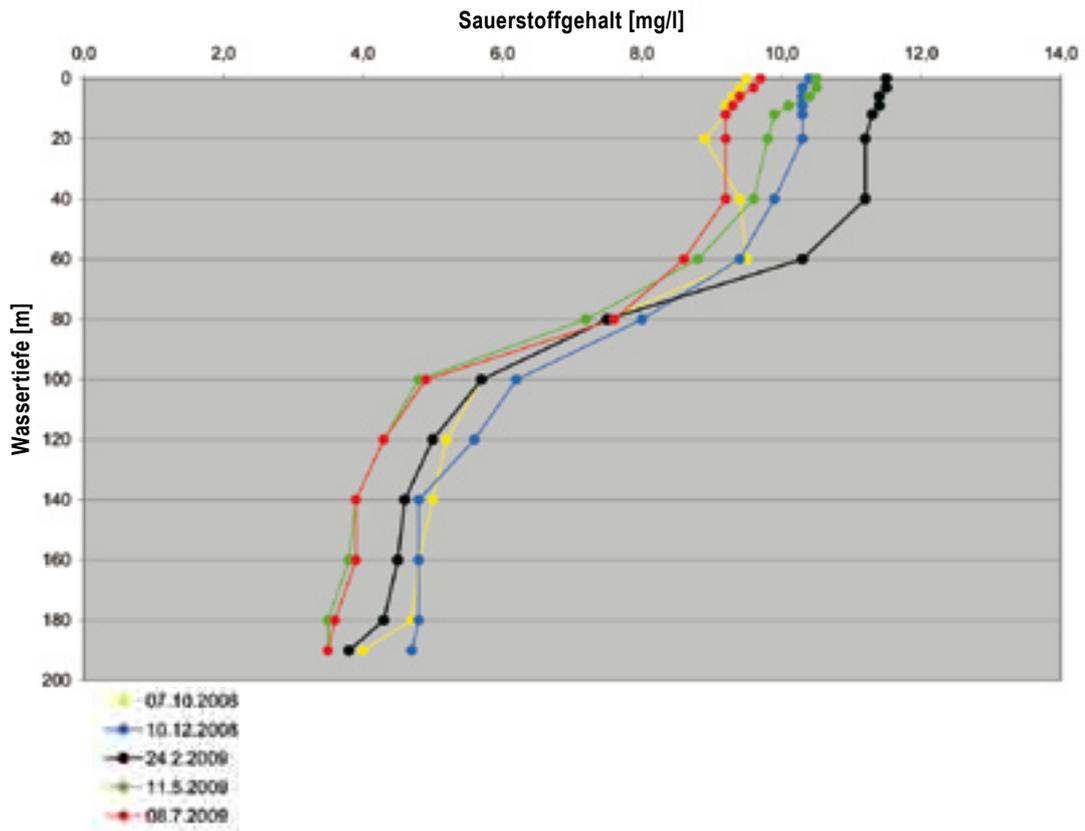


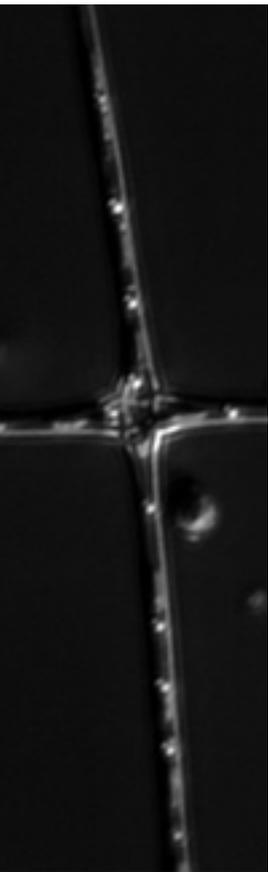
Abb. 161 Sauerstoffgehalt zu verschiedenen Jahreszeiten, Traunsee

Parameter		Tiefe	n	Max	Min	Mittel
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0-6 m	22	0,020	0,009	0,007
Ammonium-Stickstoff	mg/l	190 m	6	0,022	0,004	0,012
Sauerstoff	mg/l	0-6 m	24	11,8	9,0	10,5
Sauerstoff	mg/l	190 m	10	7,9	4,0	5,7
Chlorophyll-a	µg/l	0-10 m	6	1,6	0,1	0,8
Biovolumen-PHP	mm ³ /L	0-20 m	7	0,16	0,02	0,10

In der Folge werden die Ergebnisse der Landeseigenen Untersuchungen für die chemisch-physikalischen Parameter dargestellt, die Ergebnisse der GZÜV-Messungen können im Datenanhang (beiliegende CD) nachgelesen werden.

Sauerstoffgehalt

Wie bei einem See niedrigen Trophiegrades anzunehmen, weichen die Sauerstoffgehalte im Epilimnion nicht wesentlich von den jeweiligen temperatur- und luftdruckbestimmten Sättigungswerten ab. Die höchsten Sättigungswerte haben wir jeweils bei den Untersuchungen im Juni beobachtet, ein Wert von 115 % wurde aber auch zu dieser Zeit nie überschritten (Abb. 160, Seite 258).



Bis in eine Tiefe von 60 m war der Wasserkörper immer reichlich mit Sauerstoff versorgt, der niedrigste Wert betrug hier 9,1 mg/l. Auch in 80 m Tiefe war der Sauerstoffgehalt noch relativ konstant zwischen 7,2 mg/l und 9,2 mg/l und unterlag lediglich den jahreszeitlich bedingten Schwankungen, wies jedoch keinen längerfristigen Trend zur Ab- oder Zunahme auf.

Unterhalb dieser Tiefe zeigte sich allerdings eine kontinuierliche Abnahme des Sauerstoffgehaltes, die sich von unseren ersten Messungen im Herbst 2006 bzw. Jänner 2007 bis zu den letzten vorliegenden Ergebnissen fortsetzt. Kleine Unterbrechungen dieses Trends waren nur nach größeren Hochwasserereignissen erkennbar (Abb. 161, Seite 259).

Der Grund für diese Abnahme des Sauerstoffgehaltes im unteren Hypolimnion liegt in der stark gestörten Durchmischung des Wasserkörpers durch die tiefenabhängig unterschiedlichen Elektrolytkonzentrationen nach dem Ende der Sodaproduktion im September 2005. Darauf wird unter den Punkten „elektrische Leitfähigkeit“ und „Chlorid“ näher eingegangen.

Der Trend zur Sauerstoffabnahme ist ab 100 m im gesamten Tiefenwasser deutlich ausgeprägt, die Geschwindigkeit des Abbaues ist im Untersuchungszeitraum 2007 bis 2009 ab 100 m in allen Tiefen fast gleich. Lagen die Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser im Jänner 2007 noch um 8 mg/l, so waren es am 21.10.2009 in 120 m Tiefe nur mehr 4,3 mg/l und über Grund gar nur mehr 3,0 mg/l. Eine geringe Zunahme der Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser war immer nur in den Wintermonaten und dann auch meistens in Verbindung mit kleineren Hochwasserereignissen zu verzeichnen. Am mittelfristigen Trend zum Sauerstoffabbau im Tiefenwasser haben diese kurzen Erholungsphasen bislang nichts geändert.

Diese Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes im Tiefenwasser des Traunsees unterscheidet sich signifikant von den Untersuchungen vor 2006. In den Jahren 1954 bis einschließlich 2005 zeigte der Sauerstoffgehalt über Grund lediglich jahreszeitliche Veränderungen ohne erkennbaren mittel- oder langfristigen Trend (*Gassner et al. 2006*). Die Werte sanken am Ende der sommerlichen Stagnationsphase zwar regelmäßig ab, nur sehr selten wurden aber Konzentrationen von 6 mg/l über Grund unterschritten. Lediglich in den Siebzigerjahren, die einen Höhepunkt des Eutrophierungsgeschehens im Traunsee dargestellt haben, wurden über Grund vereinzelt Werte um 5 mg/l gemessen.

Im Gegensatz zu unseren aktuellen Untersuchungen kam es in den Jahren 1954 bis einschließlich 2005 in der winterlichen Zirkulationsperiode immer wieder zu einer Zunahme des Sauerstoffgehaltes über Grund auf mindestens 7 mg/l, in den meisten Jahren wurden sogar Werte deutlich über 8 mg/l gemessen. Diese sich über den gesamten Winter verteilenden Zirkulationsperioden haben nie zu einem völligen Konzentrationsausgleich zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser geführt und waren von der Charakteristik daher als „bis zum Grund reichende Teilzirkulationen“ anzusehen. So gesehen war der Traunsee auch in früheren Zeiten nicht holomiktisch im engeren Sinne, immerhin konnte der Sauerstoffhaushalt im Tiefenwasser aber regelmäßig regeneriert werden. Dies ist seit dem Winter 2006/2007 nicht mehr der Fall.

Phosphor

Die Gesamtphosphorgehalte lagen 2007-2009 im Epilimnion im Bereich von 3-8 µg/l mit ganz vereinzelt, örtlich und zeitlich begrenzten Ausreißerwerten. Die Mittelwerte bewegten sich von 0-20 m Tiefe

zwischen 4 µg/l und 6 µg/l, der Mittelwert aller in diesen Bereichen durchgeführten Messungen errechnet sich mit 5,0 µg/l. Damit bestätigt sich die schon zwischen 2001 und 2005 festgestellte Tendenz zu einer leichten Zunahme des Phosphorgehaltes im Epilimnion des Traunsees. Die gemessenen Werte sind aber immer noch eindeutig dem „oligotrophen“ Bereich nach ÖNORM M 6231 zuzurechnen.

Die Phosphorwerte im Hypolimnion lagen tendenziell geringfügig höher als im Epilimnion, womit anscheinend wieder eine Trendumkehr zu den Untersuchungen seit 1990 eingetreten ist (Gassner et al. 2006).

Der Mittelwert aller von uns zwischen 40 und 180 m durchgeführten Messungen liegt bei 5,3 µg/l. Nach den Veröffentlichungen des Bundesamtes für Wasserwirtschaft waren schon in der Zeit vor 1990 die hypolimnischen Konzentrationen immer höher als die epilimnischen, zwischen 1990 und 2005 war das Gegenteil der Fall (Gassner et al. 2006). Die nunmehrige erneute Änderung ist mit einiger Wahrscheinlichkeit auf die massiv gestörte Vertikalzirkulation des Wasserkörpers zurückzuführen. In 180 m Tiefe haben wir sehr konstant Werte zwischen 5 und 7 µg/l mit einem Mittelwert von 6,6 µg/l gemessen.

Die Werte über Grund schwanken sehr stark, je nach dem, wie sehr Feststoffpartikel vom Seeboden miterfasst worden sind. Von einem einmaligen Ausreißerwert von 210 µg/l abgesehen, lagen die Werte über Grund zwischen 6 µg/l und 63 µg/l bei einem Mittelwert von 17,5 µg/l. In den membranfiltrierten Proben lagen die Phosphorgehalte über Grund, von einer einzigen Ausnahme (13 µg/l am 24.2.2009) abgesehen, immer unter 9 µg/l. Anzeichen für eine Phosphorrücklösung über Grund waren abgesehen von der Messung am 24.2.2009 nicht einmal ansatzweise zu erkennen.

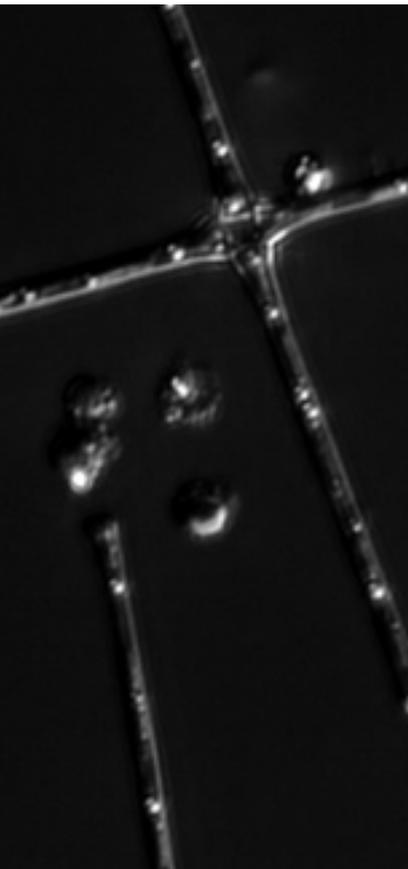
Ammonium und Nitrat

Die Konzentrationen an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ waren von 2007-2009 durchwegs sehr niedrig, in vielen Fällen wurde nicht einmal die durch das Qualitätssicherungssystem unseres Labors vorgegebene Nachweisgrenze von 0,008 mg/l erreicht. Etwas höhere Werte wurden bei den Juni-Untersuchungen der Jahre 2007 und 2008 im Epilimnion gemessen, aber selbst da wurde ein Wert von 0,02 mg/l in keinem Fall überschritten.

Im Hypolimnion waren die Werte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ fast immer unter der genannten Nachweisgrenze, nur direkt über Grund wurden gelegentlich ganz geringfügig erhöhte Konzentrationen von maximal 0,022 mg/l gefunden. Eine Ammonium-Anreicherung in größerem Umfang findet derzeit über Grund nicht statt, die Verhältnisse sind auch in diesem Bereich trotz kontinuierlichen Sauerstoffschwundes im Tiefenwasser noch eindeutig aerob. Das gelegentlich bei misslungenen Probenahmen zutage geförderte Sediment war augenscheinlich überwiegend anorganischer Natur und nie schwarz gefärbt. Das lässt vermuten, dass zumindest in den obersten Lagen des Sedimentes nur wenig anaerober Abbau mit Freisetzung entsprechender Reduktionsprodukte stattfindet.

Die Gehalte an $\text{NO}_3^-\text{-N}$ bewegten sich (von einem einzigen nicht erklärbaren Wert abgesehen) innerhalb einer Bandbreite von 0,5-0,8 mg/l mit einer ganz geringfügig steigenden Tendenz von oben nach unten. Auch die Werte über Grund gliedern sich ausnahmslos in die Untersuchungsreihen ein, Hinweise auf eine Reduktion des Nitrats waren auch über Grund nicht zu erkennen.





Sulfat

Die Sulfatgehalte im Traunsee zeigen eine deutliche Tendenz zur Zunahme von der Oberfläche bis in eine Tiefe von etwa 100 m. Von da an steigen die Werte bis über Grund nur mehr wenig, manchmal auch gar nicht mehr an.

Im Epilimnion beträgt die mittlere Sulfatkonzentration etwa 6,7 mg/l, im Tiefenwasser liegt sie bei etwa 21,5 mg/l. Diese Sulfatzunahme mit steigender Tiefe ist deutlicher ausgeprägt als bei anderen Seen. Ursache dafür könnten die in den See gelangten Salze sein. Diese enthalten auch Verunreinigungen in Form von Gips (Calciumsulfat; Müller *et al.* in Schmidt 2000). Eine Reduktion des Sulfates über Grund war bei keiner Untersuchung zu erkennen, in keiner der über Grund entnommenen Proben war Geruch nach Schwefelwasserstoff bemerkbar.

Sichttiefe

Die Sichttiefe im Traunsee wird durch die Wasserführung der Traun sehr stark beeinflusst. Bei Hochwasserereignissen bringt die Traun eine enorme Schwebstofffracht, die nicht nur im Bereich der Ebenseer Bucht, sondern auch im Bereich der von uns regelmäßig untersuchten Stelle, für eine stark reduzierte Sichttiefe sorgt. Daher haben wir am 24.9.2007 mit 2,4 m und am 8.7.2009 mit 2,0 m nur sehr bescheidene Werte für die Sichttiefe gemessen. Demgegenüber kann die Sichttiefe in längeren Perioden mit normaler oder unterdurchschnittlicher Wasserführung der Traun auch Werte von mehr als 10 m erreichen, wie das am 10.12.2008 mit 10,8 m oder am 24.2.2009 mit 12,0 m der Fall war.

Der Mittelwert unserer 2007-2009 durchgeführten Messungen liegt bei 7,1 m und somit höher als 2001-2005, wo ein Mittelwert von 5,4 m errechnet wurde (Gassner *et al.* 2006). In diese Zeitperiode fällt allerdings auch das August-Hochwasser von 2002, das sicher für eine sehr nachhaltige Verschlechterung gesorgt und den Mittelwert deutlich nach unten verschoben hat.

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist als Maß für die Elektrolytbelastung eines Wassers derzeit ein Schlüsselparameter bei der Beurteilung der Vorgänge und weiteren Entwicklungen im Traunsee. Die Messungen der elektrischen Leitfähigkeit zeigen derzeit eine Dreiteilung des Wasserkörpers in ein „elektrolytisches Epilimnion“ bis etwa 60 m, eine „halokline Sprungschicht“, die Ende 2009 um etwa 80 m liegt und ein „elektrolytisches Hypolimnion“ ab 100 m Tiefe bis über Grund (Abb. 162, Seite 263).

In der Nähe der Oberfläche bewegen sich die Leitfähigkeitswerte derzeit zwischen 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mit einem typischen jahreszeitlichen Verlauf. Die Werte sind im Sommer immer unter 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im Winter etwas höher. Das kommt sicherlich in erster Linie durch die verstärkte Einmischung von elektrolytreicherem Wasser aus tieferen Schichten in das Oberflächenwasser während der winterlichen Teilzirkulation zu Stande. Ein Teil der winterlichen Erhöhung der Leitfähigkeit ist aber auch auf die winterliche Straßensalzung im riesigen Einzugsgebiet der Traun zurückzuführen.

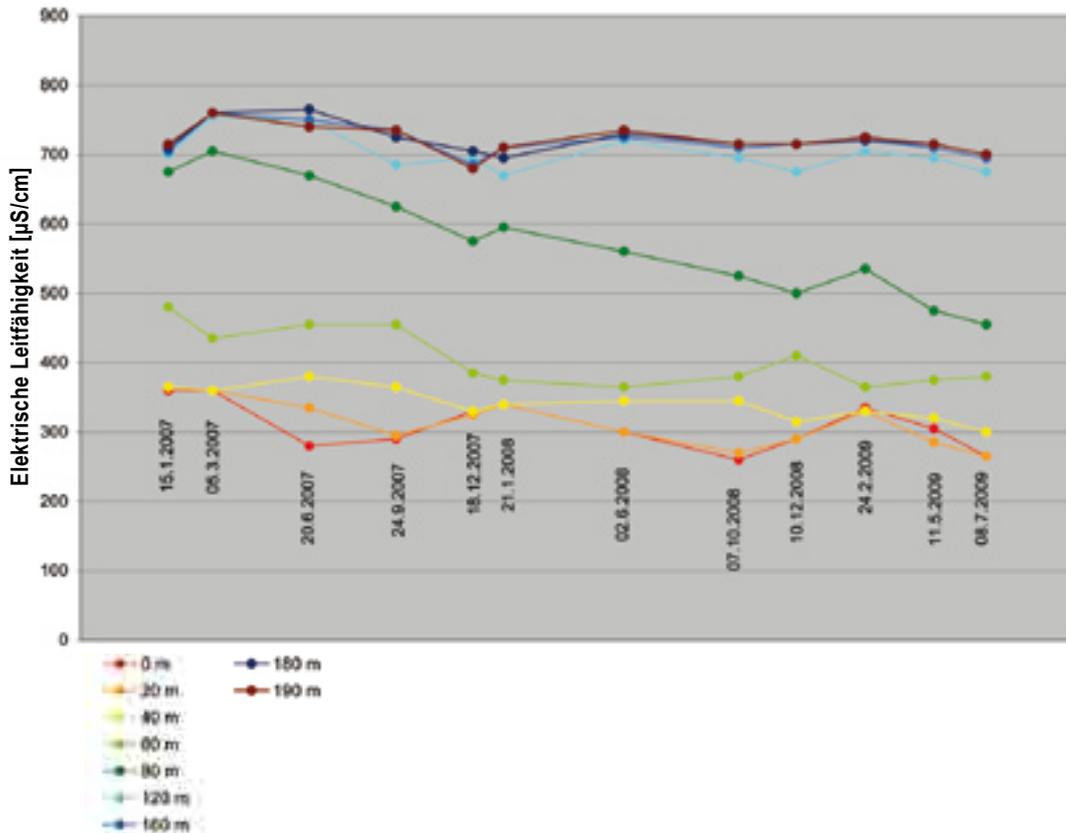


Abb. 162 Elektrische Leitfähigkeit in 0, 20, 40, 60, 80, 120, 160, 180 und 190 m Tiefe, Traunsee

Innerhalb des „elektrolytischen Epilimnions“ baut sich in den wärmeren Zeiten des Jahres (wie bei allen anderen Seen) mit größerer Tiefe eine thermische Schichtung auf, die natürlich auch wieder in den Verlaufskurven der Leitfähigkeit in verschiedenen Tiefen ihren Niederschlag findet. So erkennt man, dass in der winterlichen Zirkulationsperiode eine vollständige Durchmischung im Sinne von Homogenisierung nur bis zu einer Tiefe von 40 m gesichert ist, in 60 m Tiefe liegen die Messwerte immer schon etwas höher.

Sehr interessant ist die Entwicklung in 80 m Tiefe – es ist dies der einzige Bereich, in dem derzeit eine nachhaltige Veränderung stattfindet: Die Leitfähigkeit in 80 m nimmt in den winterlichen Zirkulationsphasen leicht zu und in den thermisch bedingten Stagnationsphasen kontinuierlich ab. Insgesamt ist in dieser Tiefe ein sehr deutlicher Trend zur Verringerung der Leitfähigkeit und damit des Elektrolytgehaltes erkennbar. Lag der Wert am 5.3.2007 noch bei 700 µS/cm, so waren es am 8.7.2009 nur mehr 455 µS/cm. Bei anhaltender Tendenz wird sich die 80 m-Kurve in 1 bis 2 Jahre an die 60 m-Kurve angeglichen und somit die „halokline Sprungschicht“ nach unten verschoben haben (Abb. 163, Seite 264).

Ab 120 m ist derzeit nur eine sehr langsame Veränderung der Verhältnisse zu beobachten. Ein schwach ausgeprägter Trend zu einer Abnahme der Leitfähigkeit ist wohl erkennbar, eine zeitliche Abschätzung der weiteren Entwicklung aber mit großen Unsicherheiten behaftet.

Die durch die unterschiedlichen Elektrolytgehalte bedingten Dichteunterschiede zwischen der Oberfläche und dem Tiefenwasser sind so groß, dass der Wasserkörper unter 120 m praktisch vollkommen vom Zir-

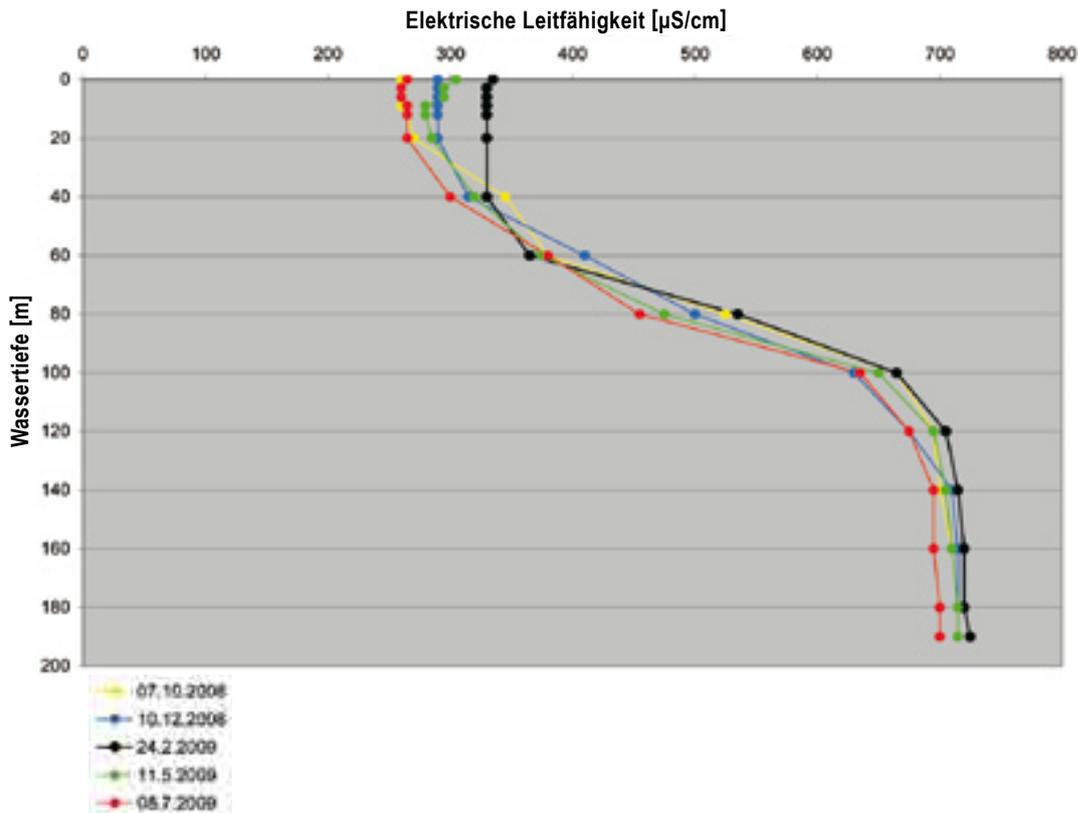


Abb. 163 Elektrische Leitfähigkeit zu verschiedenen Jahreszeiten, Traunsee

kulationsgeschehen ausgeschlossen ist und auch in den Phasen der winterlichen Teilumwälzung keine Regeneration des Sauerstoffhaushaltes im Tiefenwasser erfolgen kann. In diesem Punkt hat sich die Situation seit dem Winter 2005/2006 grundsätzlich geändert. Näher wird darauf noch unter dem Punkt „Chlorid“ eingegangen. Die elektrolytbedingten Dichteunterschiede sind seit Anfang 2007 auch im Winter so groß, dass das Tiefenwasser auf eine Temperatur von 8,5 °C erwärmt werden müsste, um die gleiche Dichte wie das Wasser an der Oberfläche bei 4 °C zu haben.

pH-Wert

Zu Beginn unserer Untersuchungen im Jänner 2007 waren die pH-Werte im Traunsee insofern auffällig, als sie zwar an der Oberfläche mit 8,1-8,2 im normalen Bereich waren, es zeigte sich aber keine oder nur eine überaus geringe Abnahme mit zunehmender Wassertiefe. Dies wurde auch schon von *Gassner et al. (2006)* festgestellt und hat wohl seine Ursache in der puffernden und kohlenensäurebindenden Wirkung des Calciumcarbonates, das bis September 2005 mit den Abwässern aus der Sodaindustrie in mehr oder weniger fein verteilter Form eingeleitet worden ist.

Es ist erstaunlich, wie lange nach dem Ende dieser Einleitungen das pH-Profil des Traunsees diese Anomalie noch zeigt, im Jänner 2008 war der pH-Wert im Tiefenwasser immer noch bei 8,1. Erst in weiterer Folge zeigt sich eine langsame Abnahme des pH-Wertes im Tiefenwasser, am 11.5.2009 wurde über Grund ein pH-Wert von 7,65 gemessen (Abb. 164, Seite 265).

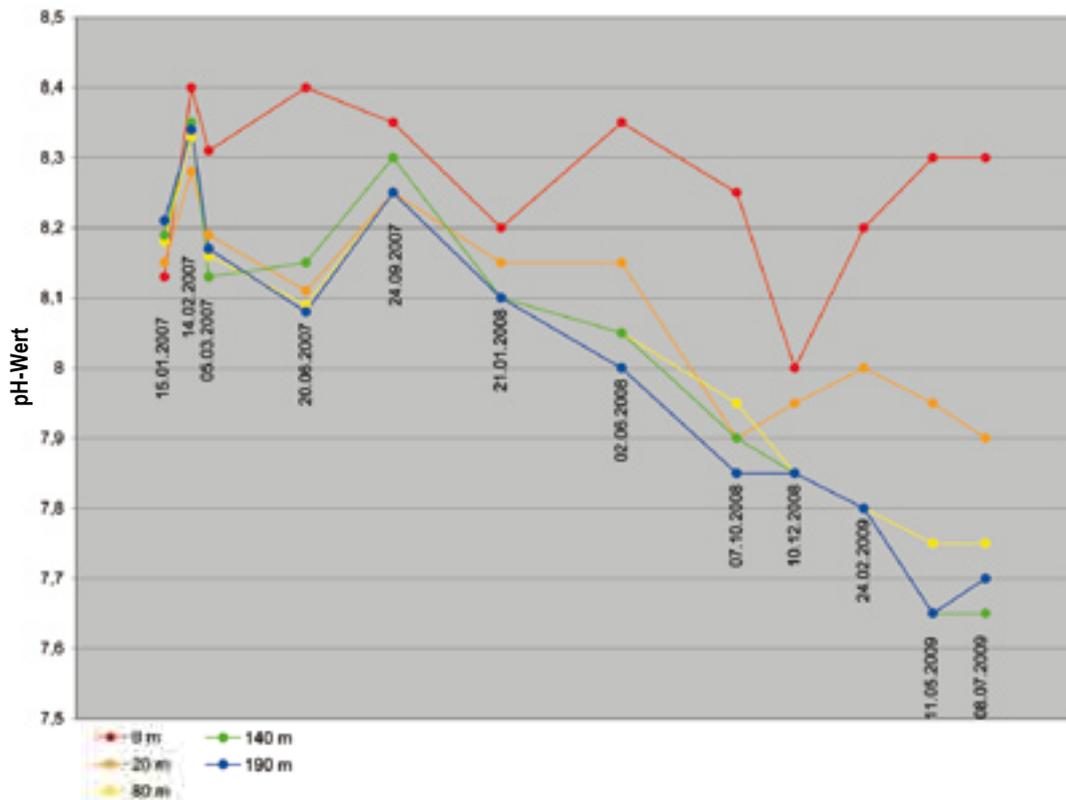


Abb. 164 pH-Wert in 0, 20, 80, 140 und 190 m Tiefe, Traunsee

Die weitere Entwicklung hängt sicher wesentlich vom Verhalten der Kalkschlamm-Ablagerungen im südlichen Teil des Sees ab. Wenn der Kalkschlamm weiter mit inertem Material abgedeckt wird, ist zu erwarten, dass der gegenwärtige Trend anhält.

Kommt es jedoch durch Rutschungen oder ähnliches zu einer Freilegung oder gar einer Mobilisierung von Kalkschlamm, dann ist aufgrund des zwischenzeitlich abgesunkenen pH-Wertes eine Kalkrücklösung mit einer Erhöhung des Elektrolytgehaltes im Tiefenwasser zu rechnen.

Chlorid

Da es sich bei den mit den industriellen Abwässern in den Traunsee gelangten Salzen hauptsächlich um Chlorid (v.a. Natrium- und Calciumchlorid) handelt, entspricht die tiefen- und zeitabhängige Veränderung der Chloridkonzentrationen weitgehend der elektrischen Leitfähigkeit. Wie schon bei dieser ist auch hier eine nur jahreszeitlich schwankende, insgesamt recht konstante Konzentration an der Oberfläche, eine nicht ganz bis 60 m reichende winterliche Durchmischung und eine kontinuierliche Abnahme in 80 m Tiefe zu erkennen.

Darunter ist eine sehr langsame, aber immerhin stetig fortschreitende Abnahme der Chloridkonzentration erkennbar. Waren die Chloridgehalte am 5.3.2007 von 100-190 m durchwegs noch im Bereich von

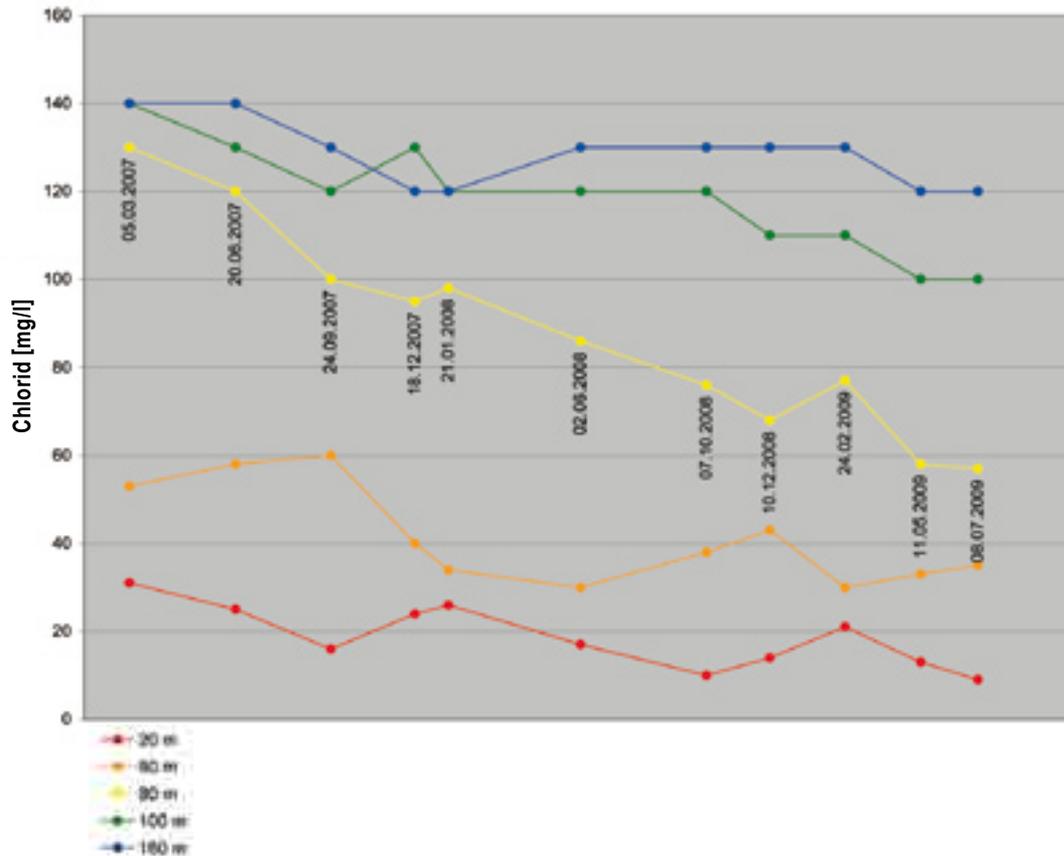


Abb. 165 Chloridgehalt in 20, 60, 80, 100 und 160 m Tiefe, Traunsee

140 mg/l, so betrug am 8.7.2009 der Chloridgehalt in 100 m Tiefe nur mehr 100 mg/l und in 190 m Tiefe noch 120 mg/l (Abb. 165).

Wie bereits früher erwähnt, verhindert der starke vertikale Anstieg der Chlorid- bzw. Elektrolytkonzentration eine Teilnahme des Tiefenwassers am winterlichen Zirkulationsgeschehen und somit einen Sauerstoffnachschub ins Tiefenwasser. Dieses Problem stellt sich allerdings erst seit dem Winter 2006/2007, obwohl die Chloridkonzentration im Tiefenwasser vorher jahrzehntelang auch schon vergleichbar hoch, zum Teil sogar etwas höher, war. Zwischen 1973 und 1975 wurden über Grund regelmäßig Werte über 160 mg/l gemessen, im November 2005 lag der Messwert bei 147,2 mg/l (Gassner et al. 2006).

Der wesentliche Unterschied zur Zeit vor dem Winter 2006/2007 ist, dass der Chloridgehalt an der Oberfläche vor 2006 – aus welchen Gründen auch immer – im Winter regelmäßig einen Wert von 100 mg/l überschritten hat. Damit war in diesem Zeitraum der Konzentrationsunterschied zum Tiefenwasser relativ gering und zumindest eine teilweise Durchmischung des Wasserkörpers bis zum Grund bei homothermen Verhältnissen möglich.

Seit dem Beginn unserer Untersuchungen Anfang 2007 – möglicherweise auch schon etwas länger – erreichen die Chloridkonzentrationen an der Oberfläche selbst im Winter nur Werte von 30 mg/l, im Winter 2008/2009 sogar nur mehr 20 mg/l. Die Chloridkonzentration hat im oberflächennahen Wasserkörper also sehr viel schneller abgenommen als im Tiefenwasser und das entstandene Konzentrations- und Dichtegefälle hat bislang auch eine Teildurchmischung des Tiefenwassers verhindert.

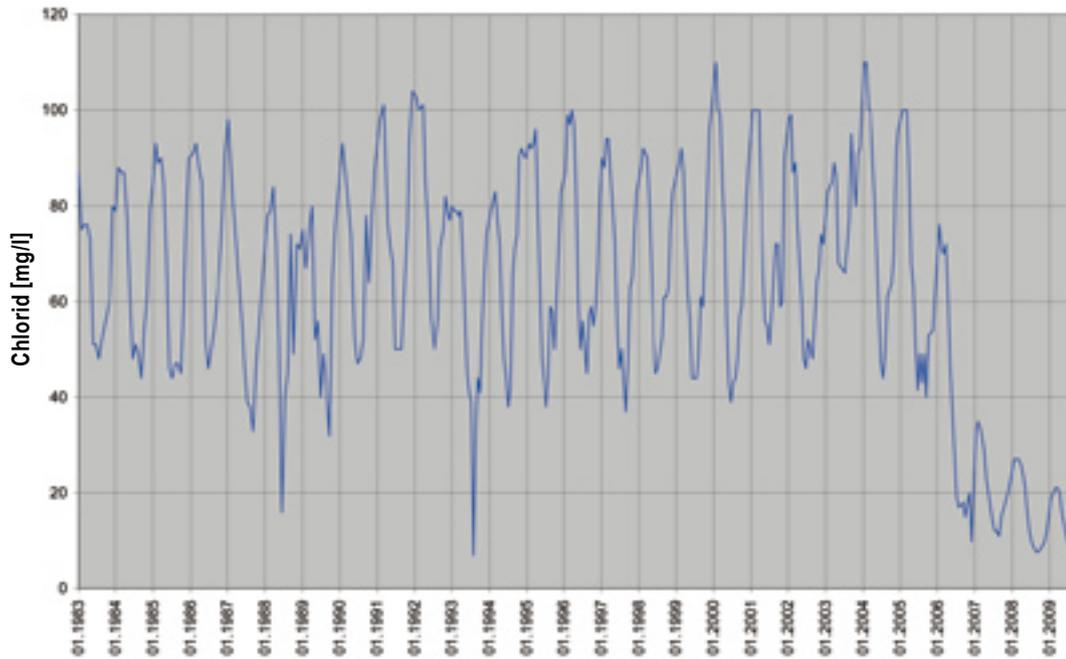


Abb. 166 Chloridgehaltkurve der Traun bei km 71,0 von 1983 bis 2009

Sehr anschaulich wird das oben Gesagte durch eine grafische Darstellung der Chloridmessungen an der Traun bei km 71,0 (Seeausrinn) im Rahmen des Amtlichen Immissionsmessnetzes (Abb. 166).

Eine Prognose der weiteren Entwicklung ist schwierig, weil sie von nicht vorhersehbaren und kaum berechenbaren Faktoren beeinflusst werden kann. Derzeit hat es aber den Anschein, dass der Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser eher erschöpft sein wird, bevor aufgrund ausgeglichener Elektrolytkonzentrationen zumindest eine Teilzirkulation des gesamten Wasserkörpers möglich ist.

Wassertemperatur

Die Wassertemperaturen im Traunsee sind ein sehr wesentliches Kriterium für das Zustandekommen zumindest einer Teilzirkulation des Wasserkörpers in den Wintermonaten. Es ist nämlich keinesfalls selbstverständlich, dass die Oberfläche des Traunsees die einer Durchmischung förderliche Temperatur von 4 °C in jedem Winter überhaupt erreicht. Auf keinen Fall kann man aufgrund des Temperaturverlaufes von einem dimiktischen Charakter des Sees sprechen, auch in strengen Wintern wird bestenfalls am Höhepunkt des Winters über einen mehr oder weniger langen Zeitraum eine Temperatur nahe 4 °C erreicht.

Im Winter 2006/2007 scheint das zum Beispiel (wenn überhaupt) dann nur sehr kurzzeitig der Fall gewesen zu sein. Zu Zeiten, in denen in anderen, weniger tiefen Seen die Herbstzirkulation längst abgeschlos-

sen ist und sich mitunter bereits eine Winterstagnation einstellt, kann die Oberfläche des Traunsees noch Temperaturen um 8 °C aufweisen, wie die langjährigen Messungen des Amtlichen Immissionsmessnetzes zeigen.

Eine Eisbedeckung des Sees hat großen Seltenheitswert und ist im Untersuchungszeitraum 2007-2009 nicht aufgetreten. Im Sommer erreicht das Oberflächenwasser des Traunsees in längeren Schönwetterperioden Temperaturen knapp über 20 °C, so z.B. 21,2 °C im August 2003 (*Gassner et al. 2006*) oder 21,6 °C am 26.6.2007. Noch höhere Temperaturen dürften aber nur selten und dann auch nur kurzzeitig auftreten, daher ist die Badenutzung des Traunsees eher bescheiden. Über Grund haben wir 2007 bis 2009 Temperaturen zwischen 4,8 und 5,3 °C gemessen, ein zeitlicher Trend war nicht erkennbar.

Chlorophyll

Die Chlorophyllgehalte des Traunsees bewegten sich 2007-2009 im Bereich von 0,1 µg/l und 1,6 µg/l mit einem Mittelwert von 0,77 µg/l. Für die Jahre 2001-2005 gibt das Bundesamt für Wasserwirtschaft noch einen Mittelwert von 1,5 µg/l an. Diese Abnahme könnte mit der Verschlechterung der Zirkulation des Sees zusammenhängen, weil weniger (oder kein) nährstoffreiches Tiefenwasser an die Oberfläche gelangen kann. Die von uns gemessenen Werte sind eindeutig einem „oligotrophen“ Zustand zuzuordnen.

Phytoplankton – Bewertung ökologischer Zustand

Das Jahresmittel des Biovolumens war in beiden Untersuchungsjahren 0,10 mm³/L. Alle Einzeltermine zeigten sehr geringe Werte – immer unter 0,16 mm³/L. Bacillariophyceen und Cryptophyceen sind die beiden prägenden Algenklassen des Phytoplanktons im Traunsee. Sie sind zu allen Terminen mit maßgeblichen Anteilen vorhanden und abwechselnd die dominante Algengruppe: Im Frühsommer beider Jahre und auch im Herbst 2008 sind Bacillariophyceen vorherrschend, von Herbst 2007 bis in den Spätwinter 2007 und ebenso wieder zu Winterbeginn 2008 sind es die Cryptophyceen. Die wichtigsten Vertreter sind *Fragilaria crotonensis* und *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica*. Auch Dinophyceen und Cryptophyceen kommen wiederholt mit bedeutenden Biomasse-Anteilen vor. 2007 war der EQR mit 0,78 nur wenig höher als 2008 mit 0,74. Der „gute“ ökologische Zustand blieb erhalten.

Das nördliche Teilbecken des Traunsees wurde erstmals am 19. Dezember 2007 beprobt. Somit kann noch kein Zweijahres-Vergleich getätigt werden. Das durchschnittliche Biovolumen des Jahres 2008 betrug 0,15 mm³/L und ist hiermit etwas höher als bei der Beprobung an der tiefsten Stelle (siehe oben), was vor allem auf die doppelt so hohen Sommer- und Herbst-Werte zurückzuführen ist. Die Algenverteilung entspricht sowohl in Bezug auf die Dominanzen als auch prozentuell. Cryptophyceen, Bacillariophyceen und fallweise Chrysophyceen und Dinophyceen spielen eine Rolle. Der EQR ist mit 0,75 im Bereich des „guten“ ökologischen Zustands.

Auch das südliche Teilbecken des Traunsees wurde erstmals im Dezember 2007 beprobt. Das Jahresmittel (2008) des Biovolumens lag im Süd-Becken mit 0,24 mm³/L deutlich höher als bei der Beprobung an der tiefsten Stelle, jedoch immer noch sehr niedrig. Wieder waren die Werte der zweiten Jahreshälfte dafür ausschlaggebend. Am Aufbau der Phytoplankton-Biomasse sind die Bacillariophyceen noch stärker beteiligt als an den anderen zwei Beprobungsstellen im Traunsee. Sie dominieren von Jänner bis Juni 2008 und auch wieder im Dezember 2008 und produzieren sowohl im Dezember 2007 als auch im gesamten Untersuchungsjahr 2008 im Minimum ein Drittel der Biomasse. Hauptvertreter sind pennate

Kieselalgen, die zumindest teilweise eher benthische Formen sind. Auch im Südteil des Sees beträgt der EQR 0,75 und weist einen „guten“ ökologischen Zustand aus (Reichmann & Mildner 2008, 2009).

Traunsee Phytoplankton (ASM)

Phytoplankton gesamt	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,78	0,74	0,76
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut
Phytoplankton Becken	Südbecken 2008	Nordbecken 2008	
EQR gesamt	0,75	0,75	
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	

ASM = Amtliches Seenmessprogramm

Die EQR Werte aus der GZÜV Untersuchung sind mit 0,64 im Jahr 2007 und 0,72 im Jahr 2008 etwas niedriger als jene der ASM Untersuchungen. Die Abweichungen dürften auf die unterschiedlichen Entnahmetermine zurückzuführen sein. Die Ergebnisse weisen einen „guten“ ökologischen Zustand aus (Wolfram et al. 2008, 2009).

Traunsee Phytoplankton (GZÜV)

Phytoplankton gesamt	2007	2008	Durchschnitt 07/08
EQR gesamt	0,64	0,72	0,68
Bewertung ökologischer Zustand	Gut	Gut	Gut

GZÜV = Gewässerzustandsüberwachungsverordnung

Trophie

Traunsee Trophie

Parameter	Bewertung nach ÖNORM M 6231		Gewichtung
Gesamtphosphor im Epilimnion	oligotroph	1	30 %
Chlorophyll	oligotroph	1	14 %
Ammonium/Nitrat über Grund	oligotroph	1	4 %
Sauerstoffsättigung über Grund	oligotroph	1	4 %
Sulfatreduktion über Grund	oligotroph	1	4 %
Biovolumen	mesotroph	2	14 %
Brettum-Index (BI)	Bewertung aufgrund BI	6-BI	
4	oligotroph-mesotroph	1,5	30 %
Gesamtbewertung	oligotroph	1,29	100 %



Abb. 167 Traunsee

Zusammenfassende Limnologische Situation Traunsee aus Sicht des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling

Bei den Parametern Gesamtphosphor, Nitrat, Chlorophyll und Ammonium zeigten sich in den Jahresmittelwerten im Vergleich zu den letzten Jahren keine massiven Veränderungen. Kontinuierlich geringer wird der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser. Zum Höhepunkt der Stagnationsphase sank die Sauerstoffkonzentration über Grund auf 4 mg/l und sogar darunter (November 2008).

Die Chloridkonzentration ist ebenfalls stark zurückgegangen und im Oberflächenbereich seit langer Zeit erstmals unter 10 mg/l gesunken. Ab etwa 100 m Wassertiefe liegen die Konzentrationen bei 120 mg/l. Die maximale Konzentration erreichte im Jahr 2008 132 mg/l (*Luger & Gassner schriftliche Mitteilung*).

Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse

Ökologische Zustandsklassen der öö. Seen																			
See ASM	IC-Typ	Range	Ref. Biovolumen mm ³ /l	Ref. Brettum Index	2007					2008					Trend				
					Biovolumen mm ³ /l	Brettum Index	norm. EQR Biovolumen	norm. EQR Bret- tum Index	EQR Gesamt	Bewertung	Biovolumen mm ³ /l	Brettum Index	norm. EQR Biovolumen	norm. EQR Bret- tum Index		EQR Gesamt	Bewertung		
Almsee	L-AL3	3	0,30	4,40	0,10	3,91	0,91	0,71	0,81	0,81	Sehr gut	0,33	3,83	0,89	0,68	0,78	0,78	Gut	↓
Gleinkersee	L-AL3	3	0,30	4,40	1,37	4,01	0,57	0,75	0,66	0,66	Gut	4,61	3,98	0,31	0,74	0,52	0,52	Mäßig	↓
Heratingersee	L-AL4	2	0,60	4,02	1,36	3,36	0,72	0,64	0,68	0,68	Gut	1,55	2,46	0,69	0,29	0,49	0,49	Mäßig	↓
Hinterer Langbathsee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,19	3,89	0,91	0,67	0,79	0,79	Gut	0,72	3,87	0,67	0,66	0,67	0,67	Gut	↔
Höllernersee	L-AL4	2	0,60	4,02	0,43	4,09	0,89	0,92	0,91	0,91	Sehr gut	1,57	3,94	0,69	0,86	0,77	0,77	Gut	↓
Hoizöstersee	L-AL4	2	0,60	4,02	1,43	3,19	0,71	0,57	0,64	0,64	Gut	3,29	3,60	0,53	0,73	0,63	0,63	Gut	↔
Imsee	L-AL4	3	0,70	3,94	3,40	2,40	0,55	0,29	0,42	0,42	Mäßig	2,35	2,61	0,63	0,37	0,50	0,50	Mäßig	↔
Laudachsee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,74	4,13	0,67	0,76	0,71	0,71	Gut	0,81	3,57	0,65	0,54	0,59	0,59	Mäßig	↓
Nussensee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,44	3,81	0,79	0,64	0,71	0,71	Gut	1,76	3,14	0,48	0,37	0,42	0,42	Mäßig	↓
Offensee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,31	4,18	0,86	0,78	0,82	0,82	Sehr gut	0,33	3,39	0,85	0,47	0,66	0,66	Gut	↓
Schwarzensee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,15	4,49	0,91	0,90	0,90	0,90	Sehr gut	0,12	4,17	0,91	0,77	0,84	0,84	Sehr gut	↔

Seeleitensee	L-AL4	3	0,70	3,94	1,07	3,13	0,80	0,58	0,69	1,91	3,43	0,68	0,69	0,69	Gut	↔
Traunsee	L-AL3	1	0,20	4,62	0,10	3,93	0,91	0,64	0,78	0,10	3,74	0,91	0,57	0,74	Gut	↔
Traunsee Nord	L-AL3	1	0,20	4,62						0,15	3,78	0,91	0,58	0,75	Gut	
Traunsee Süd	L-AL3	1	0,20	4,62						0,24	3,88	0,87	0,62	0,75	Gut	
Vorderer Gosausee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,10	3,52	0,91	0,52	0,72	0,14	4,01	0,91	0,71	0,81	Sehr gut	↑
Vorderer Langbathsee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,41	4,97	0,80	1,00	0,90	0,21	4,39	0,91	0,86	0,89	Sehr gut	↔
See GZÜV																
Attersee	L-AL3	2	0,25	4,50	0,37	4,81	0,83	1,00	0,91	0,60	4,53	0,72	1,00	0,86	Sehr gut	↔
Irrsee	L-AL4	2	0,60	4,00	1,10	4,28	0,76	0,99	0,88	0,97	4,16	0,79	1,00	0,90	Sehr gut	↔
Hallstättersee	L-AL3	1	0,20	4,60	0,31	4,00	0,81	0,67	0,74	0,26	4,20	0,85	0,74	0,80	Gut	↔
Mondsee	L-AL3	2	0,25	4,50	1,85	3,76	0,47	0,61	0,54	1,41	3,88	0,53	0,66	0,60	Mäßig	↔
Traunsee	L-AL3	1	0,20	4,60	0,68	3,84	0,64	0,61	0,62	0,51	4,16	0,70	0,73	0,72	Gut	↔

EQR (Ecological Quality Ratio) der öö. Seen

Ein Vergleich mit den Jahresmitteln der ungewichteten filterten Gesamtphosphor-Konzentrationen des Jahres 2007 und 2008 mit den Gesamt-EQR's zeigt nur bedingt eine Übereinstimmung. Zur besseren Darstellung wurden in Abb. 168, Seite 274 und Abb. 169, Seite 275 die berechneten EQR-Werte als Kehrwert auf 1 (1-EQR) gegen die Gesamtphosphorkonzentration dargestellt. Bei der Gesamtphosphor-Konzentration wurden Werte unter der Bestimmungsgrenze (< 0,002 mg/l) auf 50 % (0,001 mg/l) gesetzt. Die Kreise über den Balken markieren jeweils die ökologische Zustandsklasse „Gut“. Die Werte für die Einzeljahre präsentieren sich in Jahr 2008 der Seeleitensee und der Höllersee. Beide Seen befinden sich trotz hoher Phosphorkonzentrationen in der Zustandsklasse „Gut“. Die Werte für die Einzeljahre schwanken zum Teil beträchtlich (siehe z.B. Höllersee, Lautachsee, Gleinkersee, Nussensee). Daher sollen in Zukunft – wie in der Vorschrift (*Wolfram & Dokutil 2008*) – vorgeschlagen 3-Jahresmittel für eine Bewertung herangezogen werden.

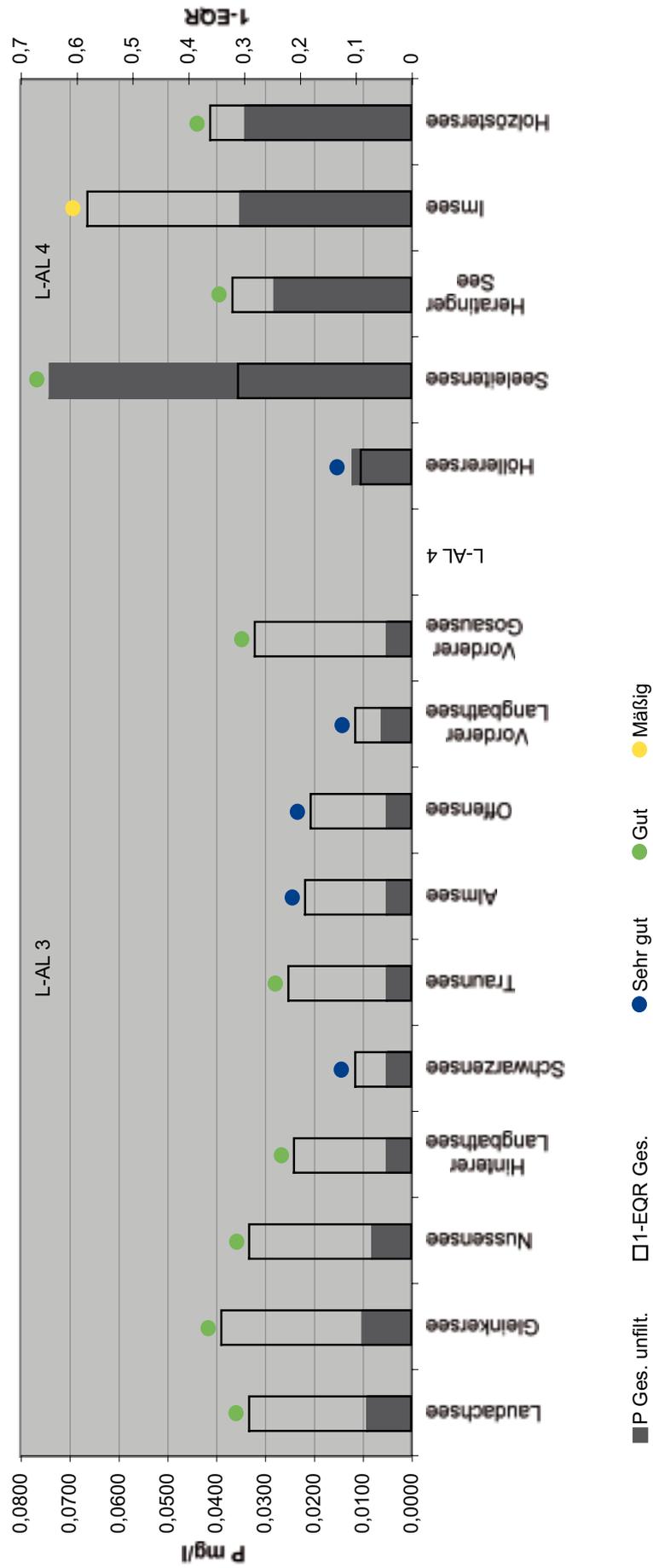


Abb. 168 EQR (Ecological Quality Ratio) öö. Seen 2007

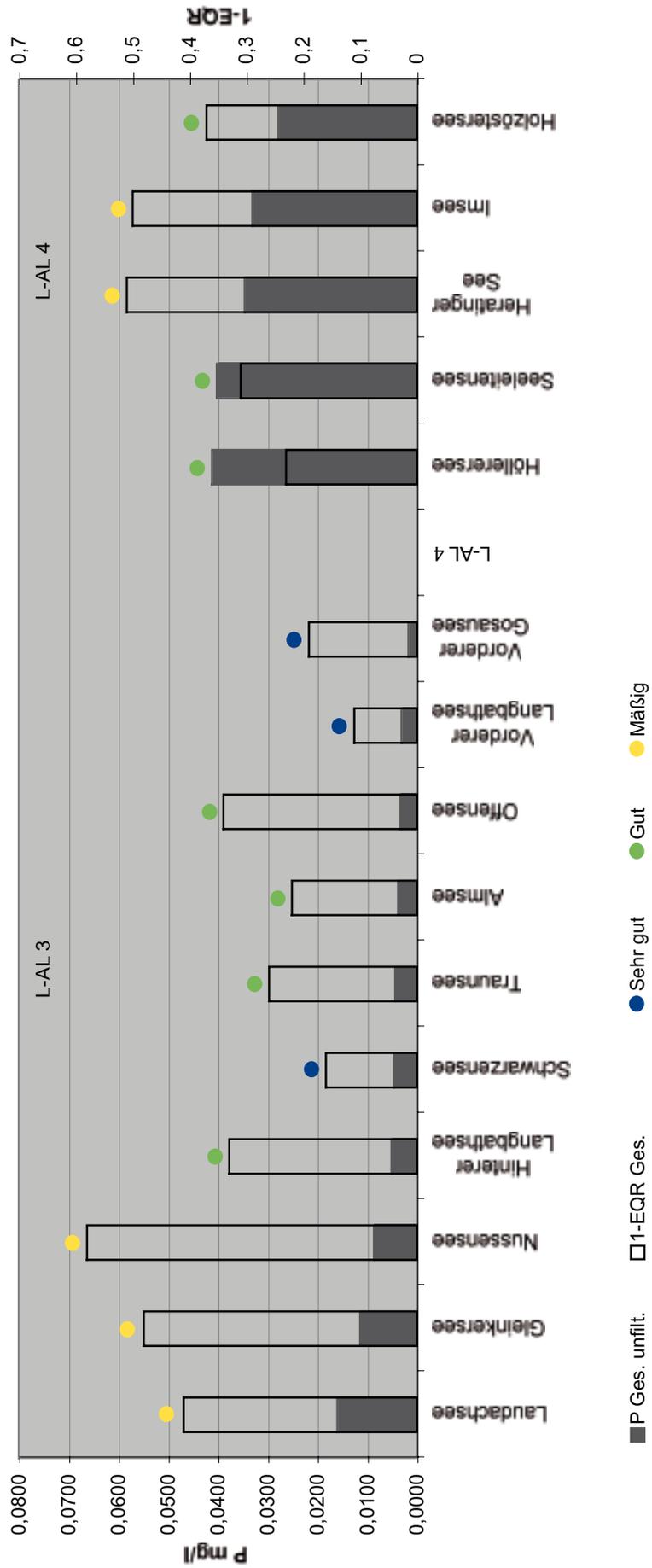


Abb. 169 EQR (Ecological Quality Ratio) öö. Seen 2008

Einstufung Trophie – ökologischer Zustand 2007/08		
	Einstufung Trophie Basis: chemisch-physikal. Parameter 2007/08	Einstufung ökolog. Zustand Basis: Untersuchungen des Phytoplanktons 2007/08
ASM		
Almsee	oligotroph	gut
Gleinkersee	mesotroph	mäßig
Heratinger See	mesotroph	mäßig
Hinterer Langbathsee	oligotroph	gut
Höllernersee	mesotroph	sehr gut
Holzöstersee	mesotroph-schwach eutroph	gut
Imsee	schwach eutroph	mäßig
Laudachsee	oligotroph	mäßig

Nussensee	oligotroph-mesotroph	mäßig
Offensee	oligotroph	gut
Schwarzensee	oligotroph	sehr gut
Seeleithensee	schwach eutroph	gut
Vorderer Gosausee	oligotroph	gut
Vorderer Langbathsee	oligotroph	sehr gut
GZÜV		
Atfersee	oligotroph	sehr gut
Hallstättersee	oligotroph	gut
Irrsee	oligotroph	sehr gut
Mondsee	oligotroph-mesotroph	mäßig
Traunsee	oligotroph	gut

Einstufung Trophie 1980-2008								
		Einstufung Trophie 1980 <i>Werth, W. & G. Müller (1982)</i>	Einstufung Trophie 1994 <i>Schwarz, K. & A. Jagsch (1998)</i>	Einstufung Trophie 1997 <i>Schwarz, K. & A. Jagsch (1998)</i>	Einstufung Trophie 2007/2008 ASM/GZÜV			
ASM								
Almsee		oligotroph	oligotroph		oligotroph			
Gleinkersee		mesotroph	oligotroph-mesotroph		mesotroph			
Heratinger See		mesotroph-schwach eutroph	mesotroph-schwach eutroph		mesotroph			
Hinterer Langbathsee					oligotroph			
Höllensee		mesotroph-schwach eutroph	mesotroph		mesotroph			
Holzöstersee		mesotroph-schwach eutroph	mesotroph	mesotroph	mesotroph-schwach eutroph			
Imsee		mesotroph-schwach eutroph	mesotroph-schwach eutroph		schwach eutroph			

Laudachsee				oligotroph	oligotroph
Nussensee	oligotroph-mesotroph			oligotroph-mesotroph	oligotroph-mesotroph
Offensee	oligotroph-mesotroph			oligotroph	oligotroph
Schwarzensee	oligotroph-mesotroph			oligotroph	oligotroph
Seeleithensee	eutroph			eutroph	schwach eutroph
Vorderer Gosausee	oligotroph			oligotroph	oligotroph
Vorderer Langbathsee	oligotroph-mesotroph			oligotroph	oligotroph
GZÜV					
Attersee	oligotroph-mesotroph			oligotroph	oligotroph
Hallstättersee	oligotroph-mesotroph			oligotroph-mesotroph	oligotroph
Irrsee	mesotroph			oligotroph-mesotroph	oligotroph
Mondsee	mesotroph			oligotroph-mesotroph	oligotroph-mesotroph
Traunsee	oligotroph-mesotroph			oligotroph	oligotroph

Glossar

Bacillariophyceae	Diatomeen, Kieselalgen, aus der Abteilung Heterokontophyta
Benthos	Bodenzone eines Gewässers
Biomasse	gesamte lebende organische Materie in einem System oder Taxon
Bioregion	Unterteilung der Ökoregionen nach naturräumlichen und biologischen Kriterien (Fische, Algen, Makrophyten). Sie unterscheiden sich eindeutig durch ihre aquatischen Biozönosen (<i>Moog et al. 2001a,b; BMLFUW 2005</i>)
Biovolumen	gesamtes Volumen eines Taxons pro Volumseinheit
Brettum-Index	Trophieindex zur Bewertung des Phytoplanktons gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, auf Arbeiten von P. Brettum (<i>Brettum 1989</i>) aufbauend und von M.T. Dokulil und G. Wolfram weiterentwickelt (<i>Dokulil et al. 2005, Wolfram et al. 2007</i>)
BQE	Biologisches Qualitätselement
Chlorophyll-a	Photopigment von Cyanobakterien (Blaualgen) und phototrophen Pflanzen, gemessen als µg pro Liter. Die Chlorophyll-a-Konzentration wird meist aus einer integrierenden Probe oder als Mischprobe einzelner Tiefenstufen im Epilimnion oder in der euphotischen Zone bestimmt. Sie dient als Ergänzungsparameter für die Algenbiomasse (bzw. das Algenbiovolumen)
Conjugatophyceae	Jochalgen, aus der Abteilung Chlorophyta
Cryptophyceae	Cryptoflagellaten
Cyanobacteria	Cyanophyceae, früher Blaualgen
Chlorophyceae	Grünalgen, aus der Abteilung Chlorophyta
Chrysophyceae	Goldalgen, aus der Abteilung Heterokontophyta
Desmidiales	Zier- oder Schmuckalgen, Ordnung aus der Klasse Conjugatophyceae
Diatomeen	siehe Bacillariophyceae
Dimiktische Seen	regelmäßiger Wechsel zwischen Schichtung und Durchmischung; Vollzirkulation zwei mal im Jahr
Dinophyceae:	Panzerflagellaten
Epilimnion	oberste Wasser-Schicht in Seen, die sich temperaturmäßig von den darunter liegenden Schichten deutlich abhebt. Die Epilimniontiefe geschichteter Seen wird definiert als die erwärmte obere durchmischte Wassersäule mit relativ homogener Temperaturverteilung während der Sommerstagnation. Sie wird nach unten durch das Metalimnion (thermische Sprungschicht, Thermokline) begrenzt, dem Horizont mit der größten (durch Temperaturunterschiede bedingten) vertikalen Dichteänderung.
EQR	Ecological Quality Ratio: Quotient aus Ist-Wert und Referenzwert; Maßzahl zur Beschreibung der Abweichung des Istwerts eines Metric oder Qualitätselements vom Referenzwert

Epilimnion	warme, thermisch mehr oder weniger homogene durchmischte Oberflächenschicht in geschichteten Gewässern
Euglenophyceae	Augenflagellaten
Euphotische Zone	Zone innerhalb eines Wasserkörpers, in dem die photosynthetische Produktion stattfindet (Brutto-Primärproduktion > Respiration). Sie entspricht etwa dem 2,5-fachen der Sichttiefe (Secchi-Tiefe).
Frühjahrszirkulation, Herbstzirkulation	durch vertikale Temperaturangleichung ermöglichte und durch Windeinwirkung und Einströmungen von Zubringern bedingte Durchmischung der Wasserschichten eines Sees von der Oberfläche bis zum Seeboden (holomiktische Seen)
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
Haptophyceae:	Kalkalgen
holomiktisch:	vollständige Durchmischung des Wasserkörpers bis zum Gewässergrund
Homothermie	ausgeglichene Temperatur über den ganzen Wasserkörper
Hypolimnion	unterste und während der sommerlichen Schichtung kälteste Schicht im See
IC	Interkalibrierung
Invers-Mikroskopie	Verwendung eines Umkehrmikroskops
Litoral	Uferregion eines Sees oder Flusses. Dieser zur durchlichteten Bodenzone (Benthal) eines Gewässers gehörende Bereich oberhalb der trophischen Kompensationsebene ist biologisch hochproduktiv und beinhaltet eine artenreiche Fauna und Flora von hoher Individuendichte.
Metalimnion	= Thermokline, Sprungschicht im See, die das wärmere Epilimnion in der sommerlichen Schichtung vom kälteren Hypolimnion trennt. Sie entspricht dem Bereich der größten Dichteänderung (meist infolge eines Temperaturgradienten) im See.
Meromiktische Seen	Seen mit einer nicht bis zum Seeboden reichenden Zirkulation
Metric	ein messbarer Teil oder Prozess in einem biologischen System, der entlang eines anthropogenen Einflussgradienten eine Veränderung erfährt
Mixolimnion	periodisch zirkulierende Oberflächenschicht über dem Monimolimnion in einem meromiktischen See
Monimolimnion	ganzjährig stagnierendes Tiefenwasser eines meromiktischen Sees
monomiktisch	pro Jahr je eine Zirkulationsphase, in welcher der Wasserkörper vertikal durchmischt wird, und eine Stagnationsphase mit thermischer Schichtung des Wasserkörpers. Die Zirkulationsphase dauert meist von Mitte Herbst bis zum beginnenden Frühjahr. Eine vollständige Eisbedeckung kommt nur äußerst selten vor.
Ökoregion	fasst Gebiete mit ähnlichen abiotischen Rahmenbedingungen (z.B.: Geologie, Zoogeographie, Klimazonen) zusammen
Pelagial	Freiwasserraum eines Sees; im Gegensatz zu Benthos, der Bodenzone eines Gewässers

Phytoplankton	Gemeinschaft frei schwebender, vorwiegend photosynthetischer Organismen aquatischer Systeme, einschließlich Algen und Cyanobakterien (früher Blaualgen)
polymiktisch	Ausbildung einer stabilen thermischen Schichtung höchstens für wenige Tage oder Wochen, mehrmalige Durchmischung des Wasserkörpers
Prasinophyceae	Phytoplankton-Algenklasse aus der Abteilung Chlorophyta
Profundal	Lebensraum der Tiefenzone von stehenden Gewässern, jedoch nur das Sediment und die nahe darüber stehende Wasserschicht
Secchi-Scheibe	siehe Sichttiefe
Sichttiefe	maximale Tiefe, bis zu der eine weiße Scheibe (nach Secchi) im Wasser gerade noch sichtbar ist. Die Messung der Sichttiefe dient der Bestimmung der Trübung in einem Gewässer
Sommerstagnation	Ausbildung einer stabilen vertikalen Schichtung in der warmen Jahreszeit
Thermokline	siehe Metalimnion
Trophie	Maß für die Auswirkung der Nährstoffkonzentration auf Menge (und Zusammensetzung) der pflanzlichen Produktion
Trophieniveau (Trophie aktuell)	Nährstoff- und Produktionsniveau eines Sees
Trophischer Grundzustand (Trophie Referenz)	Nährstoff- und Produktionsniveau eines Sees unter Referenzbedingungen, d.h. unter sehr geringem anthropogenen Druck, ohne die Auswirkungen von starker Industrialisierung, Urbanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft, und mit nur sehr geringer Veränderung der physikalisch-chemischen, hydrologischen und biologischen Verhältnisse
Trophogene Zone	auch Nährschicht oder Aufbauschicht, der lichtdurchflutete Bereich eines Gewässers
Tropholytische Zone	auch Zehrschicht oder Abbauzone, ist der lichtarme bis lichtlose Tiefenbereich eines stehenden Gewässers. Hier ist aus Lichtmangel die Photosynthese geringer als die gleichzeitige Atmung. Daher kommt es dort in der Bilanz zu einem Abbau von organischer Substanz.
Ulvophyceae	Phytoplankton-Algenklasse aus der Abteilung Chlorophyta
Utermöhl-Technik	Verfahren zur Quantifizierung einer Phytoplanktonprobe durch Sedimentation der konservierten Phytoplanktonorganismen, Determinierung, Auszählung der Organismen mit der Invers-Mikroskopie, Berechnung des individuellen Biovolumens, Hochrechnen der gezählten Organismen auf eine Volumseinheit und Darstellung des Gesamtbiovolumens
Wassererneuerungszeit	theoretische Wassererneuerung (Retentionszeit) in Jahren, berechnet als Quotient des mittleren Volumens und des mittleren Abflusses
Xanthophyceae	Goldgrüne Algen, aus der Abteilung Heterokontophyta
Zellvolumen	gesamtes Volumen einer einzelnen Algenzelle
Zygnematales	Jochalgen i.e.S., Ordnung aus der Klasse Conjugatophyceae

ASM-Methodenübersicht (Stand März 2010)

Parameter mit SOP Nummer	Basisnorm	Best. grenze	U(k=2)	Bemerkung
Sauerstoffhaushalt				
Sauerstoff sofort (QS-GS-SOP-5-009/PR)	EN 25814, Okt. 1992	0,5mg/l	0,5	Ort und Stelle
Sättigung (QS-GS-SOP-5-009/PR)	EN 25814, Okt. 1992	-	-	Ort und Stelle
Organische Belastung				
DOC (QS-GS-SOP-5-020/PR)	EN 1484, Mai 1997	0,2mg/l	9%	
Nährstoffe				
Ammonium (QS-GS-SOP-5-008/PR)	EN ISO 11732, Feb. 2005	0,008mg/l	24%	
Nitrit (QS-GS-SOP-5-008/PR)	EN ISO 13395, Jul. 1996	0,002mg/l	11%	
Nitrat (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 10304-1, Mrz. 2009	0,1mg/l	9%	
Phosphat-gesamt unfiltr. (QS-GS-SOP-5-008/PR)	EN ISO 15681-2, Dez. 2004	0,002mg/l	14%	
Phosphat-gesamt filtr. (QS-GS-SOP-5-008/PR)	EN ISO 15681-2, Dez. 2004	0,002mg/l	14%	
Phosphat-ortho (QS-GS-SOP-5-008/PR)	EN ISO 15681-2, Dez. 2004	0,002mg/l	12%	
Chemisch-physikalische Parameter				
Gesamthärte (QS-GS-SOP-5-053/PR)	DIN 38409-6, Jan. 1986	0,2°dH	8%	
Säurekapazität KS 4,3 (QS-GS-SOP-5-036/PR)	DIN 38409-7, Dez. 2005	0,03mmol/l	4%	
elektr. Leitfähigkeit (QS-GS-SOP-5-035/PR)	DIN EN 27888, Sep. 1993	5µS/cm	2%	Ort und Stelle
pH-Wert (QS-GS-SOP-5-029/PR)	DIN 38404-5, Jul. 2009	-	0,2	Ort und Stelle
Temperatur (QS-GS-SOP-5-056/PR)	DIN 38404-4, Dez. 1976	-	0,6	Ort und Stelle
Calcium (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 14911, Aug. 1999	0,7mg/l	6%	
Magnesium (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 14911, Aug. 1999	0,5mg/l	6%	
Natrium (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 14911, Aug. 1999	0,3mg/l	8%	
Kalium (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 14911, Aug. 1999	0,2mg/l	7%	
Chlorid (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 10304-1, Mrz. 2009	0,5mg/l	5%	
Sulfat (QS-GS-SOP-5-053/PR)	EN ISO 10304-1, Mrz. 2009	0,5mg/l	5%	

Wasserorganismen				
Chlorophyll-a (QMSOP-PR-004/LAB)	DIN 38412-16, Dez.1985	0,001mg/l	-	nicht. akkr.
Probenahme				
PN. v. Stichproben (QS-GS-SOP-2-002/PN)	EN ISO 5667-1, Dez.2006	-	-	Ort und Stelle
Bakteriologie				
Escherichia coli (QS-GS-SOP-4-008/PR)	IDEXX-Schnelltest	-	-	Tox-Lab
Gesamtcoliforme Bakterien (QS-GS-SOP-4-008/PR)	IDEXX-Schnelltest	-	-	Tox-Lab
Fäkale Streptokokken (QS-GS-SOP-4-008/PR)	IDEXX-Schnelltest	-	-	Tox-Lab

Literaturverzeichnis

Behbehani, A.-R., J. Müller, R. Schmidt, J. Schneider, H.-G. Schröder, I. Strackenbrock, & M. Sturm (1986) Sediments and sedimentary history of Lake Attersee. – *Hydrobiologia*, 143: 233-246

Beiwl, C. & H. Mühlmann (2008) Atlas der natürlichen Seen Österreichs mit einer Fläche ≥ 50 ha Morphometrie-Typisierung-Trophie, Stand 2005. – Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 29: 146 Seiten + 8 Seiten Anhang

BMLFUW (2005) EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme. Zusammenfassung der Ergebnisse für Österreich. – Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 205 Seiten

Brettum, P. (1989) Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA, Trondheim, 112 Seiten

DIN 38412-Teil 16 (1985) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16)

Dokulil, M. (1991) Höllerersee, Limnologische Zustandsuntersuchung: Zuflüsse, Nährstoffchemie, Plankton, Sedimentchemie, Paläolimnologie im Jahr 1989 und teilweise 1990. – Projektbericht an das Amt der öö. Landesregierung, Abt. Wasserbau, 84 Seiten

Dokulil, M. & A. Jagsch (1987) Limnologische Untersuchung der Innviertler Seen. – Projektbericht an das Amt der öö. Landesregierung, Abt. Wasserbau, 77 Seiten

Dokulil M.T., K. Teubner, M. Greisberger (2005) Typenspezifische Referenzbedingungen für die integrierende Bewertung des ökologischen Zustandes stehender Gewässer Österreichs gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Modul 1: Die Bewertung der Phytoplanktonstruktur nach dem Brettum-Index. Projektstudie Phase 3, Abschlussbericht. Unpublizierter Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

EN ISO 15681-2 (2004) Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Orthophosphat und Gesamtphosphor mittels Fließanalytik (FIA und CFA) – Teil 2: Verfahren mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse (CFA) (ISO 15681-2:2003); Deutsche Fassung EN ISO 15681-2:2004

EN ISO 6878 (2004) Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004

EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Gassner, H., A. Jagsch, D. Zick, G. Bruscek & I. Frey, (2002) Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. – Schriftenreihe des BAW, Band 15, Wien, 125 Seiten

Gassner, H., D. Zick, G. Bruscek, I. Frey, K. Mayrhofer & A. Jagsch (2006) Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes 2001-2005. – Schriftenreihe des BAW, Band 24, Wien, 139 Seiten

Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (2006) 479. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (GZÜV)

Moog, O, H. Neseemann. & T. Ofenböck (2001a) Österreichs Anteil an den europäischen aquatischen Ökoregionen – eine „a priori“-Gliederung auf Basis landschaftsprägender Milieufaktoren. – Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 52, 7/8: 204-209

Moog O., A. Schmidt-Kloiber, T. Ofenböck & J. Gerritsen (2001b) Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. – Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 106 Seiten

ÖNORM M 6231 (2001) Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 58 Seiten

Österreichisches Wasserrechtsgesetz WRG 1959 (BGBl. Nr. 215) in der geltenden Fassung (letzte Novelle 2006, BGBl. I Nr. 123/2006)

Reichmann, M. & J. Mildner (2008) Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton 2007 Oberösterreich. – Bericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, Wasserwirtschaft, Gewässerschutz, Linz, 224 Seiten

Reichmann, M. & J. Mildner (2009) Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton 2008 Oberösterreich. – Bericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, Wasserwirtschaft, Gewässerschutz, Linz, 297 Seiten

Schlüsslmayr, G. (2005) Soziologische Moosflora des südöstlichen Oberösterreich. – Stapfia, 84: 695 Seiten

Schmidt, R. (2000) Auswirkungen der SOLVAY-Emissionen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Traunsees. – Projektstudie im Auftrag des Landes Oberösterreich, 574 Seiten

Schwarz, K. & A. Jagsch (1998) Die Seen Oberösterreichs. Gewässerschutzbericht 20/1998 des Amtes der OÖ Landesregierung. CD-ROM

Werth, W. & G. Müller (1982) Die Seen Oberösterreichs. Ein limnologischer Überblick. – Amtlicher OÖ. Wassergüteatlas Nr. 10, 351 Seiten

Wimmer R., & H. Wintersberger (2009) Feintypisierung oberösterreichischer Gewässer. – Herausgeber: Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft – Gewässerschutz, Interaktive DVD-Box; BWK Publishing Solutions GmbH, Wien

Wasserrechtsgesetz (1959) zuletzt geändert mit BGBl. I Nr. 123/2006

Wolfram, G. & M.T. Dokulil (2008) Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil B2 – Phytoplankton. (Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft), 51 Seiten

Wolfram, G., M.T. Dokulil, K. Pall, M. Reichmann, L. Schulz, C. Argillier, J. de Bortoli, P.-J. Martinez, C. Rioury, E. Hoehn, U. Riedmüller, J. Schaumburg, D. Stelzer, F. Buzzi, A. Dalmiglio, G. Morabito, A. Marchetto, Š. Remec-Rekar & G. Urbanič (2007) Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna – Ispra

Wolfram, G., K. Donabaum & R. Niedermayr (2008) Bewertung des ökologischen Zustandes von 5 Seen in Oberösterreich anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton im Rahmen der GZÜV. Bericht Nr. 07/021-B01. Gutachten im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, 95 Seiten.

Wolfram, G., K. Donabaum & R. Niedermayr (2009) Bewertung des ökologischen Zustandes von 5 Seen in Oberösterreich anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton im Rahmen der GZÜV. Bericht Nr. 07/021-B02. Gutachten im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, 99 Seiten

Impressum

Medieninhaber:

Land Oberösterreich

Herausgeber:

Amt der Oö. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft
Kärntnerstraße 12, 4021 Linz
Tel.: (+43 732) 77 20-12424
Fax: (+43 732) 77 20-12860
E-Mail: ogw.post@ooe.gv.at

Autoren:

Dr. Gustav Schay, Ing. Wolfgang Wimmer

Dr. Hubert Blatterer, Mag. Hans-Peter Grasser,
August Lindinger

Redaktion:

Dr. Maria Hofbauer
Oberflächengewässerwirtschaft - Öffentlichkeitsarbeit/MDM

Fotos/Grafiken:

Dr. Hubert Blatterer, Agnes Dinhobl,
Franz Linschinger, Ing. Wolfgang Wimmer

Grafik:

Linda Dinhobl Grafikdesign, Linz

Druck:

Gutenberg-Werbering Gesellschaft m.b.H.

Download:

www.land-oberoesterreich.gv.at
Themen>Umwelt>Wasser>Oberflächengewässer

Juli 2010

Copyright: Oberflächengewässerwirtschaft

