Alpenrandseen im Anthropocän: Verschlechterung und Sanierung – eine österreichische Erfolgsgeschichte

Martin T. Dokulil

Die enorme Beschleunigung vieler Lebensbereiche seit zumindest Mitte des 20. Jahrhunderts hat letztlich zum Begriff des ‚*Anthropozän*' geführt. Dieses neue Erdzeitalter beeinflusst direkt und indirekt auch sämtliche Binnengewässer. Die Zunahme der Bevölkerung und des Tourismus führte zu Beeinträchtigungen der Gewässer durch Einträge aus den Einzugsgebieten. Die dadurch eingetretenen Verschlechterungen bzw. Veränderungen werden an 14 Seen aus dem nordalpinen Raum Österreichs dargestellt, Gegenmaßnahmen aufgezeigt und die eingetretenen Verbesserungen beschrieben. Zum Abschluss werden gegenwärtige oder zukünftig mögliche Problemfelder erörtert

Dokulil M.T., 2017: Peri-alpine Lakes in the Anthropocene: deterioration and rehabilitation – an Austrian success story.
The enormous increase in the rates of change in human activity since at least the mid 20 century has generated the term '*Anthropocene*'. This new geological period affects all freshwater resources directly and indirectly. Population growth and increasing tourism disturbed freshwaters through loadings from the catchments. The deteriorations and changes resulting from these impacts are outlined using 14 lakes from the northern peri-alpine region of Austria. Counter-measures such as restoration and rehabilitation are discussed and the improvements achieved are discussed. Finally, present or possible future impacts and challenges are outlined.

Keywords: Eutrophication, restoration, water quality, history, long term analysis.

Präambel

Wasser ist ein Lebensmittel mit dem respektvoll umzugehen ist. Vorrangiges Ziel muss daher die nachhaltige Verwendung der Ressource Wasser und der Schutz für die nächsten Generationen sein. Dies umso mehr, als seit dem Eintritt der Menschheit in das Zeitalter des ‚Anthropozäns' Mitte des 20. Jahrhunderts durch die Zunahme der Menschheit verstärkter Druck auf alle Aspekte der Ressource Wasser ausgeübt werden (Steffen et al. 2011).

Einleitung

Wie alle Ökosysteme sind Seen ständigen Veränderungen unterworfen, die langfristig, mittelfristig oder kurzfristig sein können. Letztere sind meist stochastischer Natur während die beiden anderen gerichtet sind. Das Ausmaß der Veränderung hängt von den lokalen Gegebenheiten, den Umwelteinflüssen und der Klimazone ab. Wesentlichen Einfluss haben auch die Morphometrie und der Seetyp. Gerichtete Änderungen können natürliche interne Prozesse (Verlandung) oder äußere Einwirkungen sein (Klimaschwankungen). Häufig werden gerichtete Abläufe vom Menschen verursacht (Rodungen, Nähstoffeinträge). Alle diese Vorgänge können das gesamte Ökosystem betreffen oder nur einzelne Biozönosen.

Bei der Betrachtung von Ökosystemen sollte eher deren ‚Nutzung' durch den Menschen als deren ‚Dienstleistung' (ecosystem services) im Vordergrund stehen. Es sind WIR die das Ökosystem brauchen und gebrauchen und nicht umgekehrt; Ökosysteme bieten daher

kein Service an. Die unterschiedlichen Ansprüche verschiedener Nutzungen von Gewässern führen zwangsläufig zu Interessenskonflikten. Daher muss es Ziel eines vernünftigen Gewässermanagement sein, diese Konflikte zu erkennen, entsprechend zu reagieren und passende Lösungen anzubieten. Nur so lassen sich der Nutzung abträgliche Zustände vermeiden, auflösen und reparieren.

Die vorliegende Studie möchte einen Überblick und eine Zusammenfassung über die Veränderungen in den größeren Seen Österreichs nördlich der Alpen seit Mitte des 20. Jahrhunderts geben, also von etwa 1950 bis heute. Allerdings ist es unmöglich und auch nicht notwendig jeden einzelnen See erschöpfend darzustellen. Dies bleibt monographischen Darstellungen vorbehalten, die aber nur für wenige Seen verfügbar sind (z. B. Schaber 2015, 2017). Einen Überblick über die Vielfalt österreichischer Seen ermöglichen Danesch & Danesch (1979), Senft & Senft (2005), BAW (2010), Veits (2015).

Das Anliegen hier ist, an typischen Beispielen wesentliche Änderungen, deren Ursachen, Gegenmaßnahmen und ihre Ergebnisse darzustellen.

Allgemeiner Überblick

Die rasante Entwicklung der Wirtschaft aber vor allem des Tourismus nach 1945, dem Ende des 2. Weltkrieges, führte in den späten 50er und 60er Jahren zu erheblichen und rasch zunehmenden Belastungen der Gewässer (Siakala 1979). Die daraus resultierenden Veränderungen der Gewässer wurden bald erkannt (Einsele 1944) und bereits von Stundl (1953a) als ‚Krankheit' eingestuft, wohl ohne den von Leopold (1946) stammenden Begriff ‚ecosystem health' zu kennen. Bald wurden Gegenmaßnahmen vorgeschlagen bzw. eingeleitet (Stundl 1953a, Czernin Chudenitz 1957, Lengyel 1959, 1969). Zugleich erkannte man aber auch, dass eine Beurteilung ohne Biologie nicht möglich ist (Liepolt 1951, 1955, Ruttner 1955). Im Focus der Betrachtungen stand vor allem die anthropogen verursachte Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) insbesondere durch Phosphor, welche zu dieser Zeit Aufmerksamkeit in Europa und weltweit erregte (Thomas 1944, 1953, Vollenweider 1968, 1976).

Die Hauptbelastung der österreichischen Seen rührte von häuslichen Abwässern und zum Teil der Industrie her (Sampl & Gusinde 1982). Andere nährstoffliefernde Quellen, wie landwirtschaftliche Flächen, Niederschlag und Badebetrieb (Schulz 1981), spielen eine vergleichsweise geringe Rolle, können allerdings im Einzelfall ausschlaggebende Bedeutung erlangen. Wesentlichen Anteil an den auftretenden Problemen hatten der Aufschwung des Tourismus und seine vielfältigen Einwirkungen auf die Gewässer (Dokulil & Jagsch 1989, Dokulil 2014a). Als Folge dieser Entwicklung kam es in allen hier zu besprechenden Gewässern, aber auch europaweit zu mehr oder weniger starken Eutrophierungstendenzen, welche sich in einigen Seen auch durch das Massenauftreten einer bestimmten Algenart äußerten (Eder 1963, Danecker 1969, Findenegg 1969, Liepolt 1957, Müller et al. 1980, Schultz 1971 u. a.). Die eingeleiteten Gegenmaßnahmen in Kombination mit Forschungsergebnissen internationaler und nationaler Projekte (OECD-Seeneutrophierungsprogramm, österreichisches Eutrophie-Programm) führten alsbald zu einer deutlichen Reduktion der Nährstoffeinträge und damit zur (Re)-Oligotrophierung (Dokulil 1984, Dokulil et al. 1999, 2000, Jeppesen et al. 2005).

Trotz den beobachtbaren Gemeinsamkeiten, sind Seen bis zu einem gewissen Grad als Individuen zu betrachten. Seetyp, Morphometrie, Hydrographie sowie die spezifischen Nutzungen haben wesentlichen Einfluss auf die interne Dynamik und das komplexe Wirkungsgefüge im Ökosystem See. Diese Besonderheiten werden später in die Langzeit-Analyse der Seen direkt einfließen.

Während der Periode der Oligotrophierung trat als weiteres Problem die Versauerung von Gewässern durch Schadstoffeintrag aus der Atmosphäre auf (Berger 1984, Psenner 1984), welche aber wegen der starken Pufferung der hier zu besprechenden Seen keine Rolle spielte. Dafür sind die Einwirkungen der Klimaerwärmung seit Mitte der 1980er Jahre zunehmend unverkennbar (Dokulil 2013, 2014b,d; Livingstone & Dokulil 2001, Dokulil et al. 2006).

Die Seen

Die Lage der Seen sind der Abbildung 1, ihre wichtigsten Kenndaten der Tabelle 1 zu entnehmen. Weitere Details sind in BAW (2010) zu finden

Alle Seen der Nordalpen und des nördlichen Alpenvorland sind Ergebnisse der letzten Eiszeiten. Die Geologie der Einzugsgebiete ist Tabelle 1 zu entnehmen. Der Zeller See befindet sich am Südende der glazial überformten tektonischen ‚Zellerfurche'. Die Trumer Seen verdanken ihre Lage wesentlich den Aktivitäten des Salzachgletschers der letzten vier Eiszeiten, v.a. aber der Morphologie der Würm Grundmoränen. Das Südufer des Mondsees und das Südende des Attersees folgen der Überschiebungslinie der nördlichen Kalkalpen über den Flysch, welcher das Nordufer des Mondsees und den Hauptteil des Attersees charakterisiert. Eine Würm-Moräne dämmt den See im Norden ab, ebenso wie den Traunsee. Beide Seen liegen in lateralen Verwerfungen die NNW–SSO streichen. Diese Verwerfungen sind klar erkenntlich durch die im Westen vorgeschobenen Kalkberge des Höllengebirges bzw. des Traunstein Massivs (Tichy 1985). Die fjordartige tiefe Wanne des Hallstätter Sees wurde vom Traungletscher in den Dachsteinkalk eingetieft und ist ein besonders typisches Beispiel der Trogtalseen in der Region. Ebenfalls vom Traungletscher wurde der Wolfgangsee gebildet, welcher durch Geschiebeeintrag des Zinkenbaches in zwei Becken geteilt wurde. Die Seebecken des Grundl- und Altausseer Sees wurden während der Würm-Vereisung als Zungenbecken eines Gletschers geformt.

Tab. 1: Morphometrie der Seen angeordnet nach aufsteigender geographischen (geo.) Länge. Daten aus BAW (2010). – Tab. 1: Morphometric data for the lakes arranged in order of increasing latitude (geo.). Data extracted from BAW (2010).

See	geo.Länge	geo. Breite	Seehöhe (m)	Fläche A (km^2)	Tiefe max. Zmax (m)	Tiefe mittlere Zm (m)	Volumen V (Mio. m^3)	theor. Wasser-erneuerungszeit Jahre	Einzugsgebiet EG (km^2)	EG/A	Geologie
ZeIler See, ZS	12° 48' 37"	47° 19' 17"	749.5	4.55	68	39.2	178	4.1	55	12.1	Silikat
Grabensee, GS	13° 05' 40"	47° 59' 29"	503	1.3	14	9	12	0.2	65	50.0	Flysch
Obertrumer See, OtS	13° 05' 12"	47° 57' 50"	503	4.8	36	17	85	1.7	58	3.3	Molasse
Mattsee, MS	13° 07' 21"	47° 58' 00"	503	3.6	42	17	61	4.7	11.2	12.0	Flysch
Wallersee, WS	13° 10' 26"	47° 54' 50"	505	6.1	23	12.5	76	0.8	110	1.0	Molasse
Attersee, AT	13° 32' 37"	47° 52' 09"	469	46.2	171	84	3890	7.1	464	10.0	Kalk
Mondsee, MoS	13° 22' 29"	47° 49' 24"	481	13.8	68	36	497	1.7	247	17.9	Kalk/Flysch
Irrsee, IS	13° 18' 26"	47° 54' 41"	553	3.6	32	15	53	1.3	28	7.8	Flysch
Fuschlsee, FS	13° 17' 00"	47° 48' 08"	663	2.65	67	37	98	2.6	30	11.3	Kalk
Traunsee, TS	13° 47' 50"	47° 52' 20"	423	24.4	191	89.7	2189	1.0	1422	58.3	Kalk
Wolfgangsee, WoS	13° 23' 20"	47° 45' 10"	538	12.84	113	52	667	3.9	125	9.7	Kalk
Hallstätter See, HS	13° 39' 34"	47° 34' 31"	508	8.6	125	65	558	0.5	646	75.1	Kalk
Altausseer See, AS	13° 47' 11"	47° 38' 29"	712	2.1	53	35	73	0.6	55	26.2	Kalk
Grundlsee, GS	13° 52' 06"	47° 37' 56"	708	4.1	64	41	169	0.9	125	30.5	Kalk

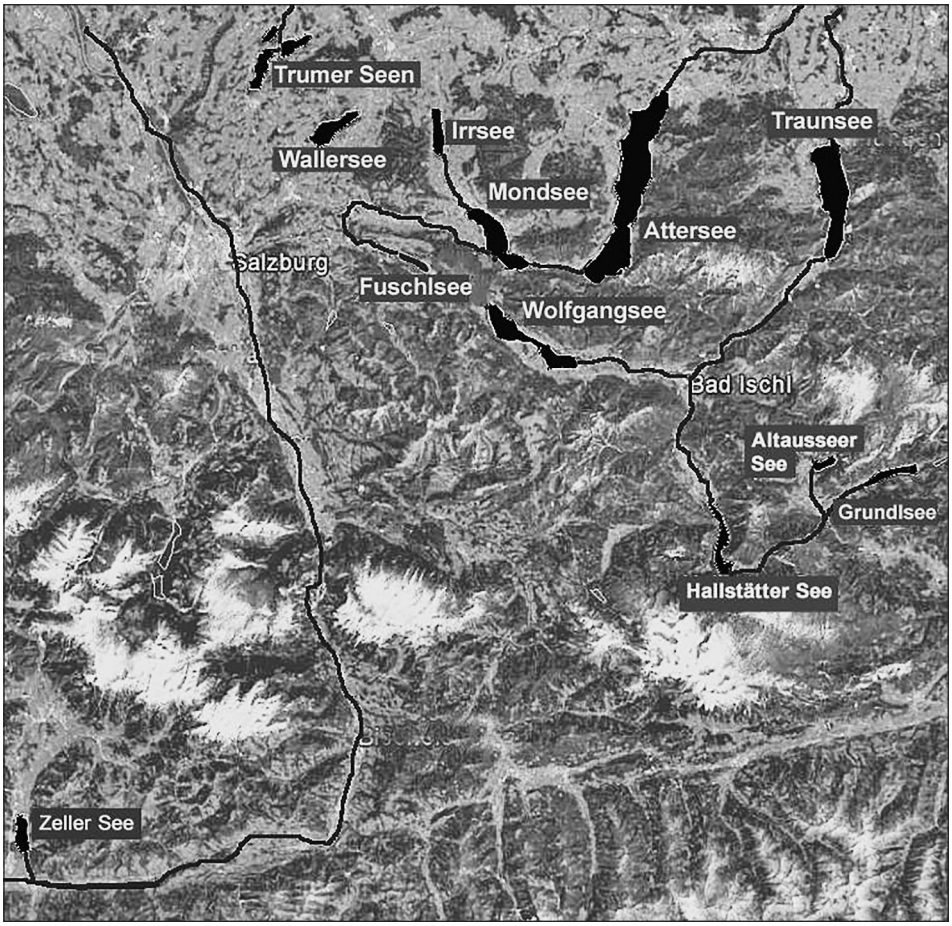

Abb. 1: Karte des Gebietes mit Lage der Seen und den wichtigsten Fließgewässern. – Fig. 1: Map of the region with positions of lakes and major rivers.

Die Seehöhen der Gewässer variieren nur um etwas mehr als 300 m, ihre Einzugsgebiete hingegen reichen von 11,2 km² beim Mattsee bis zu 1422 km² beim Traunsee, welches also 127x größer ist. Die Seefläche des Attersees ist 35x, sein Volumen sogar 324x größer als die entsprechenden Parameter des Grabensees. Mit 191 m ist der Traunsee der tiefste See Österreichs. Der See mit der geringsten Tiefe von maximal 14 m ist der Grabensee (Tabelle 1). Abhängig von der Durchströmung, ist die theoretische Erneuerungszeit sehr variabel. Extrem kurz ist sie mit 0,2 Jahren beim Grabensee, beträgt hingegen beim Attersee 7,1 Jahre (Abb. 2). Das Verhältnis der Seeoberfläche zur Fläche des Einzugsgebietes (EG/A, Tabelle 1), ein Näherungswert für den Grad der Durchflutung, lässt erkennen, dass der Hallstätter See mit 75,1 der am stärksten durchspülte See ist, gefolgt vom Traunsee (58,3) und dem Grabensee (50,0). Am geringsten ist der Austausch mit 3,1 im Mattsee.

Von den in Tabelle 1 genannten Seen weist der Zeller See wegen seines silikatischen Einzugsgebietes mit 1,0–1,2 mg L^{-1}die geringste Alkalinität auf. Alle anderen Seen befinden sich im Kalk und haben Alkalinitäten zwischen 2 und 3,5 (siehe z. B. Tabelle III, S. 50

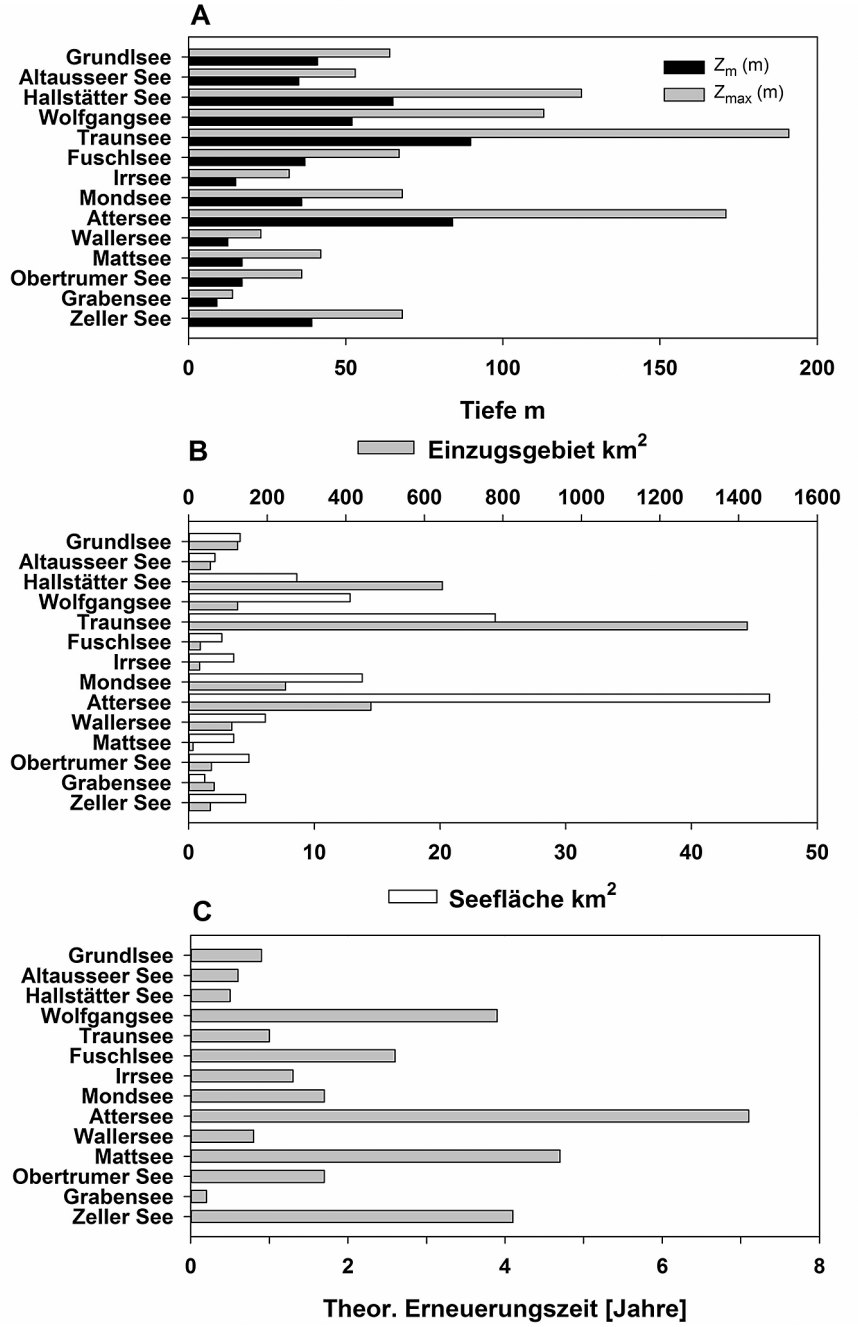

Abb. 2: Morphometrie der Seen. A – mittlere (z_m) und maximale (z_{max}) Tiefe in Meter, B – Seefläche und Einzugsgebiet beide in km², C – Theoretische Erneuerungszeit in Jahren. Daten aus Tabelle 1. – Fig. 2: Morphometric data. A – mean (z_m) and maximum depth (z_{max}) in meter, B – Lake surface area and catchment size in km², C – theoretical retention time in years. Data from Table 1.

in Findenegg 1959b). Alle Gewässer sind im Sommer thermisch geschichtet und werden heute als holmiktisch, di- bzw. monomiktisch klassifiziert, je nachdem, ob im Winter eine Eisdecke gebildet wird oder nicht (BAW 2010). In der Vergangenheit wurden einige Seen aus unterschiedlichen Gründen als (teil)meromiktisch bezeichnet (z. B. Findenegg 1959b). Im Falle des Zeller Sees blieb die Durchmischung wegen des gestörten Sauerstoffhaushalts als Folge der durch Überdüngung gesteigerten Primärproduktion aus (Liepolt 1957, 1958, Land Salzburg 2013). Beim Hallstätter See und beim Traunsee verursachten die Chlorid-Einträge aus dem Salzbergbau bzw. aus der Industrie eine erhöhte Dichte des Tiefenwassers und damit eine gestörte Zirkulation der Wassersäule (Jagsch & Megay 1982a, Sampl et al. 1982).

Nicht unerwähnt soll bleiben, dass die Wasserspiegel praktisch aller Seen im Salzkammergut durch Klauswehre und entsprechende Wehrordnungen reguliert wurden, was überall zu leichten Anhebungen des Normalwasserstandes geführt hat (Flögl & Blaschke 1980). Die Klauswehre bestanden schon seit altersher am Hallstätter See (seit mindestens 1523), Traunsee, Mondsee, Wolfgangsee und den Ausseer Seen. Sie waren ursprünglich in erster Linie für eine Optimierung des Abflusses gebaut, um eine Verbesserung der Salzschifffahrt und Flößerei zu ermöglichen. Heute sind andere Nutzungen, wie Hochwasserretention, Energiegewinnung, etwaige Trinkwassergewinnung, sowie Fremdenverkehr und Erholung, wesentlich. Alle Wehre wurden daher entweder erneuert, verbessert oder umgebaut (Flögl & Blaschke 1980).

Ganz anders die Situation bei den Salzburger Vorlandseen. Hier erfolgten Seespiegelabsenkungen an den Trumer Seen und am Seekirchner- oder Wallersee in den 1870er und 1880er Jahren (Salzburger Landtag (1911). Am Wallersee erfolgten zwei weitere Spiegelabsenkungen 1957–1960 und 1971/72. Die dadurch verursachte Umgestaltung der Uferbereiche konnte erst 1999 im Zuge des Projektes Hochwasserschutz teilweise rückgängig gemacht werden (Schaber 2015, Jäger et al. 2011).

Datengrundlage

Als Quellen wurde neben eigenen Daten und der im Text angegebenen Literatur (zum Teil in http://www.zobodat.at/ verfügbar) auch auf zahlreiche zusammenfassende Darstellungen, Jahresberichte und elektronische Medien zurückgegriffen (Internet-Links siehe Literaturliste): Findenegg (1959a,b), Sampl et al. (1982, 1989), Werth & Müller (1982), Schwarz & Jagsch (1998), Gassner et al. (2002, 2006), Achleitner et al. (2007), Schay et al. (2010), Land Salzburg Gewässerschutz (2013, 2016), Wimmer et al. (2014), Reichmann & Mildner (2011, 2012, 2013), Schafferer & Pfister (2015a,b), UBA (2010, 2011, 2012, 2013a), Abfragen der H_2O Fachdatenbank des Umweltbundesamts (*Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz i.d.F. des BGBl. Nr. 252/90 gültig bis Dezember 2006 bzw. Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß Wasserrechtsgesetz, BGBl. I Nr. 123/06, i.d.g.F.; BMLFUW, Abteilung IV /3, Nationale und internationale Wasserwirtschaft; Ämter der Landesregierungen*) https://wasser.umweltbundesamt.at/h2odb/importQd/excelConverter.xhtml (Abfrage 1.12.2016).

Die obigen Literaturstellen werden im Text nicht mehr oder nur fallweise angeführt. In einigen wenigen Fällen wurden fehlende Daten durch lineare Interpolation ergänzt (maximal 3 Jahre).

Langzeitveränderungen

See der Zentralalpen

Der **Zeller See** im Land Salzburg war wohl der erste See in Österreich, an dem die Folgen der Eutrophierung erkannt wurden. Da eine Industrie fehlte, wurde der Zeller See damals nur von häuslichen Abwässern belastet, welche durch den Aufschwung des Fremdenverkehrs wesentlich zunahmen und mehr oder weniger ungeklärt über eine Regenwasserkanalisation in den See gelangten (Liepolt 1956). Dies führte zu einer rasanten Zunahme der Nährstoffe und nicht-organischer Substanzen im See. In den Jahren 1939–1942 war anorganischer Phosphor nicht nachweisbar (Einsele 1944), stieg aber ab 1954 rasant an (Wegl 1980). Der See ging in den eutrophen Zustand über, was auch an den Konzentrationen der Stickstoffverbindungen deutlich abzulesen war (Liepolt 1957, 1958, 1967). Die Sichttiefe schwankte in diesen Jahren im Jahresmittel zwischen 2 und 5 m (Min 1,5 – Max 5,7 m) wie in der Abb. 3 zu erkennen ist. Als Folge kam es zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons. Diese Veränderungen konnte Loub (1964) an Hand fossiler Algenreste auch in den obersten Schichten des Sedimentes nachweisen und somit zeigen, dass die Nährstoffanreicherung erst nach 1945 einsetzte.

Die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons erreichte vermutlich bereits vor 1954 ihr Maximum, da der Höhepunkt der Biomasseentwicklung mit 5,6 g m^{-3} (Slanina 1981) gleich zu Beginn der Messreihe 1954 erreicht war (Abb. 4A). Wasserblüten der Cyanobakterie *Planktothrix* (früher *Oscillatoria rubescens)* färbten zur Zeit der Eisschmelze den See rot. In den Jahren 1954–1957 kam es bei gleichzeitigem Rückgang der gesamten Biomasse (Abb. 4A) zu Massenentwicklungen der Kieselalgen *Asterionella formosa* und *Tabellaria fenestrata* (zur Ökologie und Taxonomie vgl. Dokulil & Kofler 1994). Im Hoch- bis Spätsommer traten gehäuft *Anabaena flos-aquae* und *A. planctonica* auf (Eder 1963). Danach nahmen die Biomasse und Mengen dieser Arten bis 1961 ständig ab und so war letztlich auch *P. rubescens* 1961 nicht mehr nachweisbar (Liepolt 1967, Wegl 1980). Aus diesem Jahr stammen die einzigen Produktionsmessungen aus dem Zeller See (Findenegg 1964). Die Produktionsraten weisen den immer noch eutrophen Charakter des Sees nach, insbesondere das Profil von August 1961 (Abb. 5). Die Tagesproduktionen in der Wassersäule unter einem Quadratmeter (Insert in Abb. 5) lagen zwischen 311 und 700 mg C m^{-2} d^{-1}, Werte die auf mesotrophe bis deutlich eutrophe Verhältnisse hinweisen (siehe Übersicht in Dokulil 2014b, Table 9, p. 106).

Ein zweites Maximum der Biomasse wurde 1977 erreicht, welches vor allem von *T. fenestrata* geprägt wurde. Diese Diatomee dominierte bei gleichzeitig fallenden Gesamtbiomassen auch die Folgejahre bis 1980. Danach trat eine auffallende Veränderung des Artenspektrums ein, indem *T. fenestrata* zu Gunsten von *A. formosa, Fragilaria crotonensis* und *Synedra acus* immer mehr zurück trat und schließlich aus dem Plankton verschwand. Gleichzeitig nahm *P. rubescens* neuerlich zu und dominierte das Algenplankton 1991 um danach wieder an Bedeutung zu verlieren. Wie in anderen Seen zog sich diese Art ins Meta- und obere Hypolimnion zwischen 12 und 20 Meter zurück (Jersabek et al. 2001)

In den Jahren 1977 bis 1980 erfolgte eine Untersuchung des litoralen Algenaufwuchses , da damals darüber aus kalkärmeren Seen wenig bekannt war (Kann 1982a). Der Algenaufwuchs stellte sich als sehr spärlich entwickelt dar, sowohl in qualitativer als auch in quantitativer Hinsicht. Vom geringen Artenbestand hob Kann nur zwei Arten hervor, nämlich *Homoeothrix fusca*, eine für kalkärmere Gewässer charakteristische Form, und die grüne

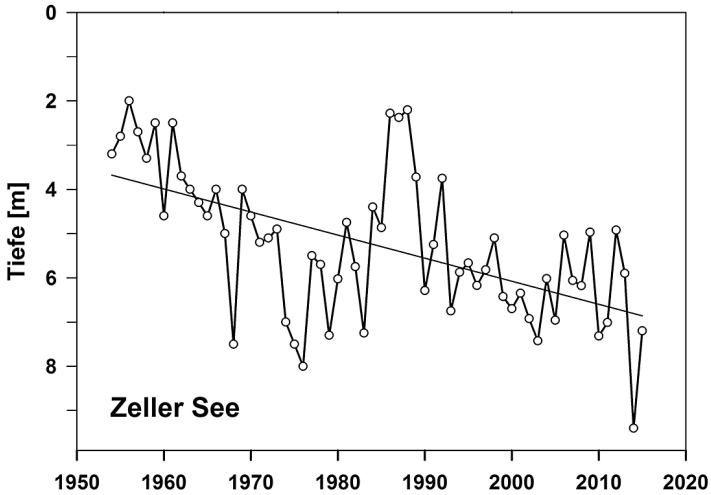

Abb. 3: Mittlere jährliche Sichttiefen im Zeller See 1954–2015. – Fig. 3: Average annual Secchi-depth in Zeller See 1954–2015 with statistics for the regression line. Statistische Daten zur Regressionsgerade: y_0 = 98,221; a = – 0,052; r^2 = 0,319; F = 28,126; p<0,0001

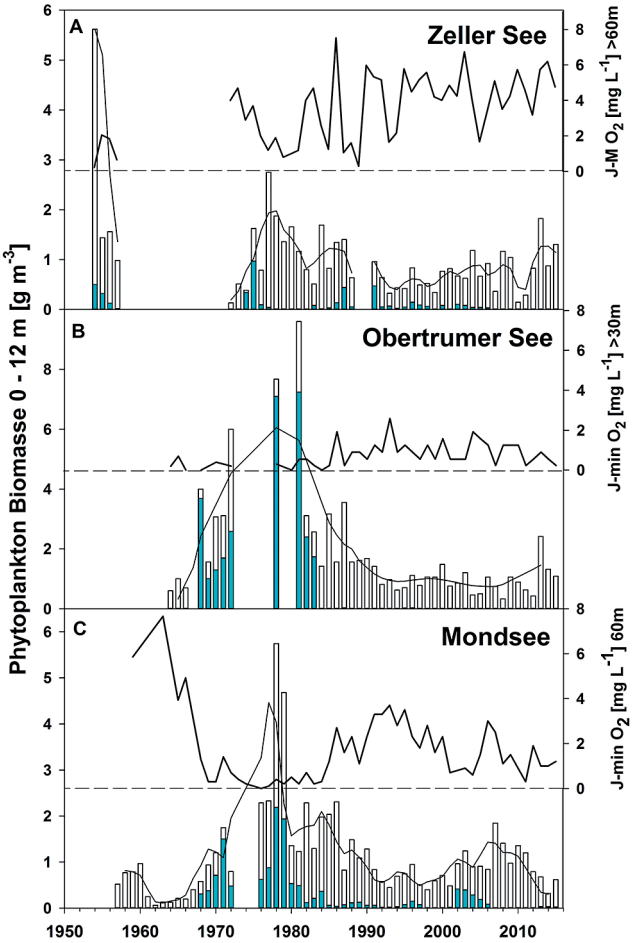

Abb. 4: Zeitreihen der gesamten Phytoplanktonbiomasse, der Anteile an *Planktothrix rubescens* (dunkel) und der Sauerstoffkonzentration (O_2) über Grund. A – Zeller See, O_2 als Jahresmittel (J–M) in Tiefen über 60 m, B – Obertrumer See, C – Mondsee, O_2 in beiden als minimale Konzentration im Jahr in Tiefen größer 30 bzw. 60 m. – Fig. 4: Time series of total phytoplankton biomass, fraction of *Planktothrix rubescens* (dark shaded) and concentration of oxygen (O_2) above the sediment. A – Zeller See, O_2 as annual mean (J–M) at depths greater than 60 m, B . Obertrumer See, C – Mondsee, O_2 in both cases as annual minimum concentration at depths greater than 30 m respective 60 m.

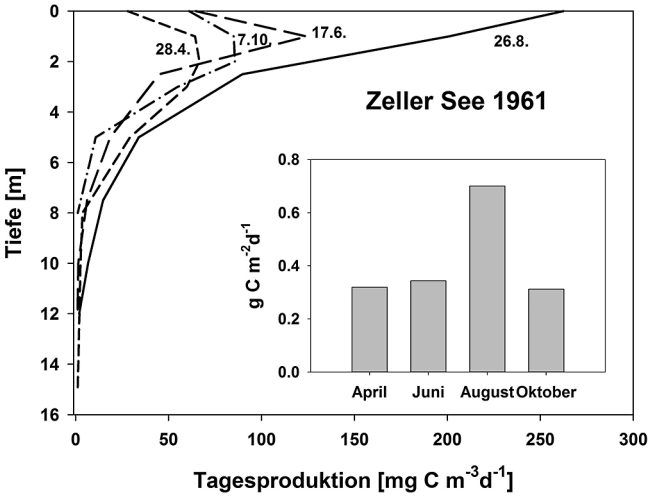

Abb. 5: Vertikalprofile der Planktonproduktion im Zeller See gemessen als C-Einbau pro Tag für April. Juni, August und Oktober 1961. Im Insert sind die entsprechenden Tagesproduktionen in der Wassersäule angegeben. Nach Findenegg (1964). – Fig. 5: Vertical profiles of phytoplankton production as C-incorporation per day for April, June, August and October 1961 in Zeller See. The insert shows the respective daily integral productions for the water column. Modified from Findenegg (1964).

Cladophora aegagropila, die in Alpenseen selten ist. Etwas besser entwickelt war der Aufwuchs nur im Bereich des Einflusses häuslicher Abwässer.

Der früh eingeleitet Ausbau der Kanalisation am Zeller See war bereits 1958 fertiggestellt und mit der Inbetriebnahme der biologischen Kläranlage 1962/63 zunächst abgeschlossen. Diese erste Ringkanalisation in Österreich hält die Abwässer vom See fern und leitet das geklärte Wasser Richtung Salzach ab (die angeblich erste Ringkanalisation weltweit wurde am Tegernsee in Bayern 1957–1965 errichtet; BLU 2006).

Mit dem Rückgang der Phosphoreinträge und der Abnahme der P-Konzentrationen im See in den Jahren 1991 bis 2009 stabilisierte sich die Biomasse des Phytoplanktons um einen längerfristigen Mittelwert von 0,65 g m^{-3} (Kaiblinger et al. 2006), wobei Maxima gegen Ende dieser Periode gehäuft auftraten (2004, 2006, 2008 und 2009). Ein absolutes Minimum von 0,15 g m^{-3} war im Jahr 2010 erreicht (Abb.4A). Danach stieg die mittlere Jahresbiomasse rasch wieder an und erreichte 2013 fast 2 g m^{-3}. Dieser Anstieg und die Häufung höherer Biomassen in den 2000er Jahren, können als Folge der erhöhten Wassertemperaturen und damit als erste Anzeichen der Klimaerwärmung gesehen werden.

Die Folgen der Eutrophierung sind aber nicht nur an der Entwicklung und Zusammensetzung des Algenplanktons abzulesen. Durch die vermehrte Produktion im Epilimnion und die Abbauvorgänge im Tiefenwasser kommt es zu starken Änderungen im Sauerstoffhaushalt. Der Zeller See ist allerdings diesbezüglich ein spezieller Fall, worauf bereits Einsele (1944) hingewiesen hat. Er bezeichnete den nur schwach durchströmten, windgeschützten See als hochproduktiv und teil-meromiktisch, da das Hypolimion wegen zu geringer oder fehlender Durchmischung häufig sauerstofffrei wird. Die mittlere Sauerstoffkonzentration in Tiefen unterhalb 60 m bildet die von Jahr zu Jahr wechselnden Zustände gut ab (O_2 Kurve in Abb. 4A). Die durchschnittlichen Jahreswerte 1954 bis 1957 bewegen sich zwischen 0 und 2 mg L^{-1} trotz der stark fallenden Algenbiomassen. Zu Beginn der 70er Jahre lag die mittlere O_2-Konzentration im Tiefenwasser bei 4 mg L^{-1}, ging aber mit dem Anstieg der Biomassen in den Jahren 1972–1977 bis auf 0.8 mg L^{-1} zurück. Damit verbunden war ein Wechsel von Vollzirkulation im Frühjahr zu ausbleibender

Durchmischung in manchen Jahren (Wegl 1980, Slanina 1981). Erst in der Erholungsphase des Sees nach etwa 1980 kam es zu signifikanten Erhöhungen des Sauerstoffgehaltes in der Tiefe, welche aber immer wieder durch ausbleibende oder geringere Zirkulationsbedingungen Rückschläge erlitten, so etwa 1985, 1987–1989 und 1993 (Abb. 4A). Völliger Sauerstoffschwund trat in den 80er Jahren nur am Ende der Sommerstagnation über Grund auf (Slanina & Wegl 1982, 1984a,b). Die Verbesserung der Sichttiefe (Abb. 3), der Sauerstoffsituation, häufigere Volldurchmischung und der Rückgang der Biomasse des Phytoplanktons (Abb. 4A) ist letztlich auf die Verringerung der Konzentration des Gesamtphosphors (TP) im See als Folge der umfassenden Abwasserreinigung zurückzuführen (Slanina &Kohl 1982, Kohl & Koller-Kreimel 1989). In den beiden Dekaden 1990 bis 2010 waren verbesserte Sauerstoffbedingungen bei wechselnden Durchmischungsverhältnissen zu beobachten, welche sich auch positiv auf den Bestand der Coregonen (Renken) auswirkten, die in den 2000er Jahren über 70 % des Gesamtertrages ausmachten (Steyskal et al. 2009). Gleichzeitig ging der Ertrag an Karpfen- und Barschartigen stark zurück.

Der Zustandsbericht Zeller See (2016) bescheinigt dem See einen sehr guten Zustand im Bereich des oligotrophen Referenzzustandes. In den Jahren 2013 bis 2015 lagen die Jahresmittelwerte des Gesamtphosphors (TP) immer unter dem Referenzwert von 6 mg m^{-3}, die Konzentration an Chlorophyll-a um 1,9 mg m^{-3} und die Sichttiefe in zwei der drei Jahre über 7,5 m. Die Sauerstoffsituation ist gut, bleibt aber variabel, da wegen der windgeschützten Lage eine vollständige Aufsättigung des Wasserkörpers nicht immer stattfindet.

Seen des Alpenvorlandes

Einige Jahre später als im Zeller See führte der Phosphoreintrag aus Landwirtschaft, Tourismus und dem Zuwachs der Bevölkerung auch in den **Trumer Seen** zu einer erheblichen Verschlechterung der Wasserqualität. Auch in diesen Voralpenseen kam es zu Massenentwicklungen von *P. rubescens* und Sauerstoffschwund in der Tiefe (Dokulil & Jäger 1985). Allerdings konnten Röhrs et al. (1986) durch sedimentgeologische Analysen nachweisen, dass Nährstoffe während der Kolonisierung durch Rodungen bereits seit etwa 1200 v. Chr. in den Seen angereichert wurden. Zudem wiesen spezifische pflanzliche Pigmente (Carotenoide) in den Sedimenten auf geringe Mengen von *P. rubescens* seit circa 200 Jahren hin (Schultze 1986). An den Trumer Seen erfolgte die Errichtung einer Kläranlage samt Abwassersystem zwischen 1970 und 1983.

Beispielhaft soll hier die Entwicklung im **Obertrumer See** dargestellt werden (Abb.4B). Zwischen 1965 und 1980 sank die jährliche mittlere Sichttiefe von 3m auf im Mittel 1,5 m (Abb. 6). Ähnliche Werte waren 1978–1980 auch im **Grabensee** zu beobachten. Die Sichttiefen im **Mattsee** verbesserten sich hingegen von 2,6 m im Jahr 1978, dem schlechtesten Wert der gesamten Reihe, ständig. Ab etwa Mitte der 1980er Jahre stiegen die Sichttiefen in allen drei Seen an, wobei größere Schwankungen von Jahr zu Jahr auftraten. Im Durchschnitt stieg die Sichttiefe mit 0,5 m pro 10 Jahren im Obertrumer See am geringsten an; im Grabensee beträgt der Anstieg 0,6 m und im Mattsee war er mit 0,7m pro 10 Jahren am größten.

In den Jahren 1964 bis 1966 lag die mittlere Jahresbiomasse des Phytoplanktons im Epilimnion des Obertrumer Sees im Mittel bei 0,8 g m^{-3} und *P. rubescens* fehlte zunächst. Ab 1966 begann sich diese Cyanobakterie zu entwickeln und zwei Jahre später betrug 1968

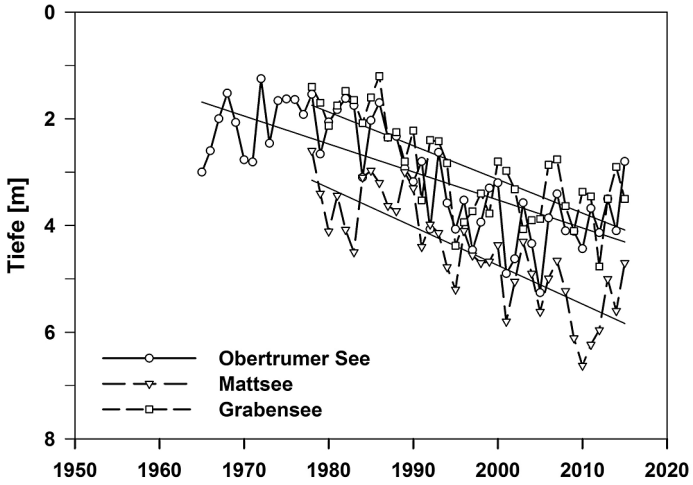

Abb. 6: Mittlere jährliche Sichttiefen im Obertrumer See 1965–2015, Mattsee (Niedertrumer See) 1978–2015 und Grabensee 1978–2015. – Fig. 6: Average annual Secchi-depth in Obertrumer See 1965–2015, Mattsee (Niedertrumer See) 1978–2015 and Grabensee 1978–2025 and the respective statistics of the regression lines.
Statistische Daten zu den Regressionsgeraden:
Obertrumer See – y_0 = 101,374; a = – 0,052; r^2 = 0,56; F = 62,474; p<0,0001
Mattsee – y_0 = 141,785; a = – 0,073; r^2 = 0,65; F = 64,265; p<0,0001
Grabensee – y_0 = 122,235; a = – 0,063; r^2 = 0,55; F = 43,371; p<0,0001

die Biomasse bereits 4,0 g m^{-3}, woran *Planktothrix* zu 92 % beteiligt war, bei gleichzeitiger Verdrängung der früher dominanten Peridineen-Sommerform *Ceratium hirundinella*. In den folgenden Jahren nahm die Biomasse weiter zu und erreichte ein Maximum von 9,6 g m^{-3} im Jahr 1981, was einer Steigerung um das Zwölffache seit Mitte der 1960er Jahre entspricht. Dies war die bei weitem höchste mittlere Jahresbiomasse und Menge an *P. rubescens* im Epilimnion der drei hier dargestellten Seen (Abb. 4). Ende der Siebzigerjahre befand sich der Obertrumer See, ebenso wie die benachbarten Graben- und Mattsee, in hocheutrophem Zustand. Dies belegt auch eine Messung der Algenproduktion im Obertrumer See aus dem Juli 1965 von Findenegg (1966), bei der im Epilimnion bis 3 m Tiefe Werte zwischen 300 und 400 mg C m^{-3} Tag^{-1} festzustellen waren, was in etwa das 10 fache der Produktion im Attersee und Wolfgangsee im selben Monat ausmacht. In Abbildung 7 sind die Details dieser Einzelmessung kombiniert aus Findenegg (1966, 1971b) dargestellt. Das Maximum der Biomasse des Phytoplanktons lag mit 1,7 g FG m^{-3} an der Oberfläche, betrug im Mittel im Epilimnion 1,2 g FG m^{-3} und bestand im Wesentlichen zu über 80 % aus *Dinobryon*-Arten. Die Raten des Tiefenprofils und die Produktion in der Wassersäule von 1,1 g C m^{-3} d^{-1} lassen trotz der moderaten Unterwasserstrahlung deutlich den eutrophen Charakter des Sees erkennen (Dokulil 2014b). Aus den Produktionsraten und der Dominanz der Dinobryen erklären sich die relativ hohen Aktivitätskoeffizienten von über 2 mg C mg C^{-1} in der optimalen Schicht.

In den folgenden Jahren bis 1984 nahm die mittlere Jahresbiomasse auf 1,4 g m^{-3} ab und *Planktothrix* verschwand praktisch aus dem Obertrumer See (Abb. 4B). Danach nahm die Biomasse tendenziell bis 2012 ständig ab um danach wieder leicht anzusteigen. Der mittelfristige Durchschnitt der Jahre 1990 bis 2012 lag bei 0,9 g m^{-3}, das absolute Minimum

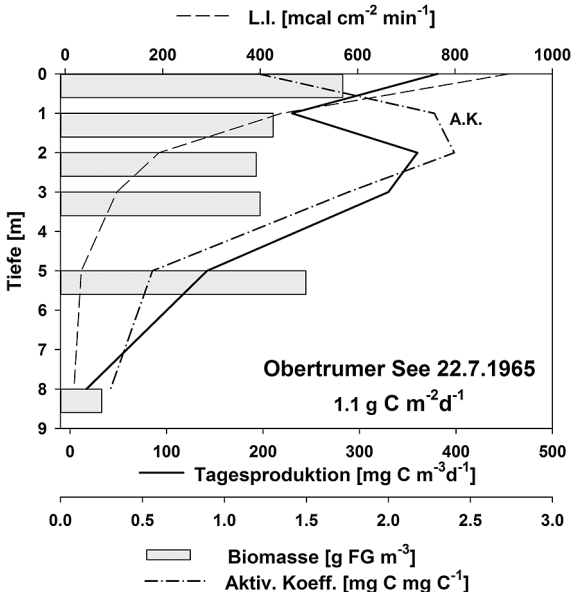

Abb. 7: Produktionsprofil vom Juli 1965 aus dem Epilimnion (0–8 m) des Obertrumer Sees. Dargestellt ist die Unterwasser-Strahlung (L.I.), die gesamte Phytoplankton Biomasse als Frischgewicht (FG), die Raten der Tagesproduktion im Vertikalprofil sowie die Aktivitätskoeffizienten (A.K.) als mg C pro mg C Biomasse. Aus Findenegg (1971). – Fig. 7: Phytoplankton production profiles from the Epilimnion (0–8 m) of Obertrumer See in July 1965 including under-water radiation (L.I.), total phytoplankton biomass as fresh-weight (FG), daily vertical production rates and activity coefficients (A.K.) as mg C per mg C biomass. Acc. to Findenegg (1971).

von 0,3 g m^{-3} war 2008 erreicht. Danach wurden wieder Werte von 1–2,4 g m^{-3} erreicht. Gleichzeitig verbesserte sich auch die Sichttiefe von 1,5 m auf maximal 5 m, um sich danach auf um die 4 m einzupendeln. Ähnliche Zunahmen der Sichttiefe wurden auch im Matt- und Grabensee beobachtet (Abb. 6). Die Verbesserung ist ursächlich auf die Sanierung des Einzugsgebietes der Trumer Seen in den 1970er Jahren zurückzuführen (Jäger 1986a, Schindelbauer 1986). Diese Maßnahmen verringerten den punktuellen Nährstoffeintrag erheblich. Die mittlere Jahres-Konzentration des TP verringerte sich von über 70 mg m^{-3} Anfang der 1980er auf 11–14 mg m^{-3} ab 2001 (Jersabek et al. 2001, Kaiblinger et al. 2006). Die gleichzeitige Zunahme des anorganischen Stickstoffs resultierte in höheren N:P Verhältnissen, wodurch N-bindende Cyanobakterien ihren Selektionsvorteil verloren. Im Gegensatz zu dem deutlich verbesserten Zustand im Epilimnion lagen die Jahresminima der Sauerstoffkonzentration in Tiefen > 30m immer noch unter 2 mg L^{-1} und weisen damit auf das immer noch hohe trophische Potential hin (Abb. 4B). Diese Situation bestand in den Jahren 2007–2015 weiter. Allerdings wurden 2010 und 2015 4 % Sättigung erreicht. Die Jahresmittel der Sauerstoffsättigung lagen 2013–2015 im Tiefenwasser (12 m bis Grund) jeweils über 60 %. Die Parameter des Zustandsberichtes (2016) wiesen einen sehr guten bis guten Zustand nach. Ähnliches galt für den Mattsee, während sich der Grabensee hingegen im mäßigen Zustand befand.

Durch stärker werdenden Eintrag von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet nahm der Trophiegrad des **Wallersees** in der zweiten Hälfte der 1960er Jahre ständig zu. Die Jahresmittel der Sichttiefe bilden diese Verschlechterung wenig bis gar nicht ab (Abb. 8). Im Durchschnitt der Jahre 1968 bis 1986 trat so gut wie keine Änderung der Sichttiefen auf. Die absolut geringste mittlere Sichttiefe von 2,12 m war 1986 zu beobachten. Danach kam es zu einer kontinuierlichen Verbesserung von Jahr zu Jahr und so wurde 1996 mit 4,78 m die höchste mittlere Jahres-Sichttiefe erreicht. Die Jahre danach bis 2015 waren von stark unterschiedlichen Jahresmittelwerten gekennzeichnet, welche im Durchschnitt al-

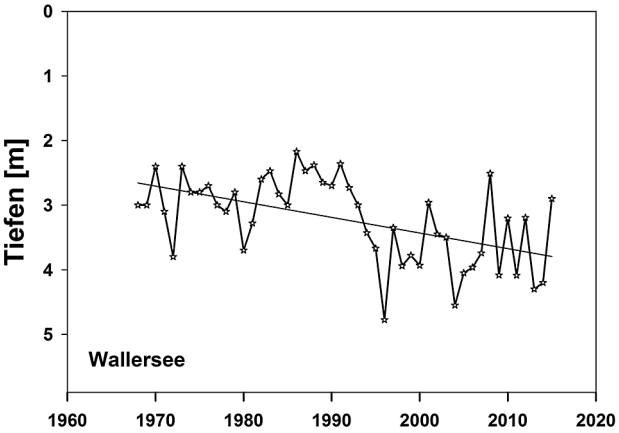

Abb. 8: Mittlere jährliche Sichttiefen im Wallersee 1968–2015. – Fig. 8: Average annual Secchidepths in Wallersee 1968–2015 with statistical data for the regression.
Statistische Daten der Regressionsgeraden:
y_0 = 44,966; a = – 0,024; r^2 = 0,27; F = 17,264; p = 0,0001

ler Jahre aber keine gerichtete Änderung zeigen (Abb. 8). Der lineare Trend aller Jahre ergab eine Besserung um 0,2 m pro Dezennium. Dazu sei an dieser Stelle angemerkt, dass die Sichttiefe in vielen kalkreichen Seen einen ungünstiger Parameter zur Beschreibung der Wasserqualität darstellt. Wegen der häufig starken biogenen Entkalkung, vor allem in den Sommermonaten, können oft sehr geringe Sichttiefen auftreten, die nicht die tatsächliche Planktonmenge wiedergeben, wie es für diesen Parameter im Allgemeinen vorausgesetzt wird.

Lagen die Planktonbiomassen 1961/62 noch um 0.3 g m^{-3} so stiegen sie in den folgenden Jahren bis auf über 2 g m^{-3} an. Gleichzeitig veränderte sich die Zusammensetzung von anfangs *Dinobryon, Cyclotella* und *Cryptomonas* zu *Tabellaria fenestrata, Oocystis* und Peridineen. Gegen Ende der Sechzigerjahre stieg dann mit der ständig zunehmenden Belastung die Algenbiomasse sprunghaft zunächst auf 2 g m^{-3} an, was 1968 zu einer massiven Algenblüte durch *C. hirundinella* führte. In der Folge wurden 3 g m^{-3} Algenfrischgewicht erreicht, was einer Zunahme der Algenmasse auf das Zwölffache entspricht (Findenegg 1971a,b). Auch in den 1980er Jahre dominierte *C. hirundinella* durch ihr sommerliches Massenauftreten das Phytoplankton (Czernin-Cudenitz 1986). Frühjahr und Herbst wurden von Bacillariophyceen geprägt, wobei es 1983 im Frühjahr auch zu einer Massenentwicklung von *St. astrea* und *C. bodanica* kam (87 % der Biomasse). Cyanobakterien spielten – im Unterschied zu den Trumer Seen – nur eine geringe Rolle. Die Jahresmittel des Algenfrischgewichtes stagnierten in diesen Jahren bei 2–3 g m^{-3}. Im Zeitraum 1981–1983 lag die Zulauffracht noch bei 7,7 Tonnen Phosphor pro Jahr bei einer kritischen Flächenbelastung nach Vollenweider (1976) von 1,5 Tonnen (Jäger 1986b). Die mittleren TP-Konzentrationen schwankten in den Achtzigerjahren zwischen 24,1 und 32,7 mg m^{-3}. In den Jahren 1990 bis 2005 sanken die Werte stetig bis auf 17, 5 mg m^{-3}. Die rapide Verbesserung zeigt sich auch in den Sichttiefen (Abb. 8), die im selben Zeitraum von 2,7 auf 3,7 Meter angestiegen sind. Im Jahr darauf, 1996 wurde dann sogar mit 4,8 m der absolut beste Jahresmittelwert der Zeitreihe erreicht. Der längerfristige Mittelwert der Jahre 1968 bis 1992 lag bei 2,8 m (2,2–3,8 m) und verbesserte sich auf 3,7 m (2,5–4,8 m) im Zeitraum 1993 bis 2015 (Abb. 8). Allerdings besteht bis heute eine massive Sauerstoff-Zehrung im Hypolimnion, was auch zu Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment führen kann. Trotzdem befindet sich der See zurzeit im guten, oligomesotrophen Zustand (Zustands-

bericht Wallersee 2016). Die Mittelwerte der Jahre 2014–2016 betragen nach Daten der H_2O-Fachdatenbank für TP 26,0 mg m^{-3}, für Chlorophyll-a 4,9 mg m^{-3} und für die Phytoplankton Frischgewichtsbiomasse 1,1 g m^{-3}.

Seen im Einzugsgebiet der Ager

Am Beginn der Seenkette des Ager-Einzugsgebietes liegen der **Fuschlsee** und der **Irrsee.** Da für den Irrsee neuere zusammenfassende Studien vorhanden sind (Achleitner et al. 2007, Gassner 2007) und für den Fuschlsee eine umfassende Monographie in Vorbereitung ist (Schaber 2017), werden die beiden Seen hier nur kursorisch behandelt. Für den Fuschlsee möge eine kurze Übersicht über die langfristige Entwicklung genügen, für den Irrsee wird vor allem die Entwicklung nach 2006 darzustellen sein.

Da der **Fuschlsee** noch bis in die Sechzigerjahre als extrem oligotroph galt, war er als Trinkwasserspeicher für Salzburg angedacht. Deswegen wurden der See und sein Einzugsgebiet auch 1960 als Wasserschongebiet ausgewiesen. Wegen der ungeklärten Abwassersituation, Widerstand der Bevölkerung, erhöhten Nitrat- und Phosphatgehalten ab 1966 und massenhaftem Auftreten der Kieselalge *T. fenestrata* 1969 sowie dem Auftreten von *P. rubescens* ab etwa 1971 wurde diese Idee letztendlich aufgegeben (Haslauer & Haider 1982). Verbunden war diese Eutrophierungstendenz mit starker Sauerstoffzehrung im Hypolimnion am Ende der sommerlichen Schichtung. Nach Beseitigung der Abwässer durch die Ringkanalisation Mitte der 1970er Jahre ging das Jahresmittel des TP von um die 50 mg m^{-3} im Jahr 1978 innerhalb von drei Jahren auf 14 mg m^{-3} im Jahr 1981 zurück (Haslauer et al. 1984).

Die hier dargelegte Entwicklung ist gut an den Sichttiefen zu verfolgen (Abb. 9). In der zweiten Hälfte der 1950er Jahre lagen die Jahresmittel der Sichttiefe noch zwischen 4,8

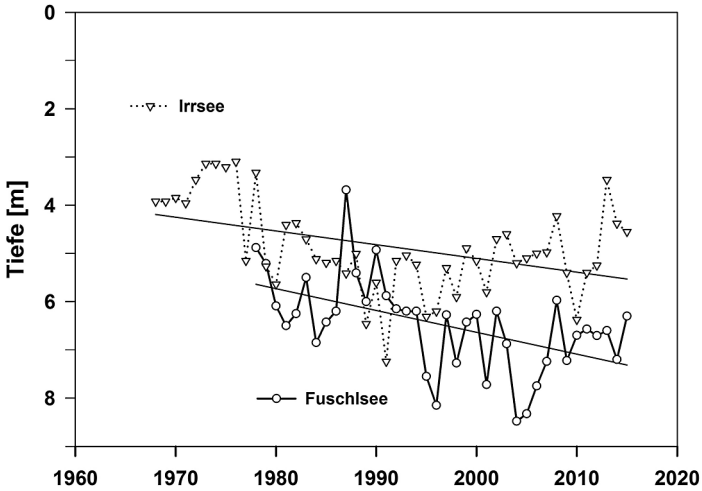

Abb. 9: Mittlere jährliche Sichttiefen im Fuschlsee 1978–2015 und im Irrsee 1968–2015.– Fig. 9: Average annual Secchi-depths in Fuschlsee 1978–2015 and Irrsee 1968–2015 with statistics for the regression lines.
Statistische Daten der Regressionsgeraden:
Fuschlsee – y_0 = 83,896; a = – 0,045; r^2 = 0,27; F = 13,006; p = 0,0009
Irrsee – y_0 = 69,571; a = – 0,037; r^2 = 0,27; F = 15,940; p = 0,0003

und 5,0 Meter. In den Jahren 1967–1971 waren hingegen nur mehr Werte von 3,5–4,4 m zu verzeichnen. Ab dem Jahr 1978 verbesserte sich die Sichttiefe von 4,7 m rapide auf 6,5 m im Jahr 1981. In den Dezennien danach verblieb die Sichttiefe auf diesem oder sogar einem besseren Niveau. Die absolut beste mittlere Jahres-Sichttiefe war 2004 mit 8,5 m erreicht (Abb. 9). . Im Durchschnitt aller Jahre betrug die Verbesserung 0,45 m pro 10 Jahren

In dieser Zeit war auch ein weiterer Rückgang der TP-Konzentrationen bis 2005 zu verzeichnen. Die mittlere Algenbiomasse lag immer unter 1 g m^{-3} und war von Kieselalgen und *P. rubescens* geprägt, welche durch ihre wechselnde Tiefeneinschichtung erhebliche Fluktuation der gemittelten Biomassen verursachte. In den Jahren 1996–2005 verursachte *Planktothrix* metalimnische Sauerstoffmaxima bis zu über 150 % Sättigung bei gleichzeitig stark variablen Konzentrationen von unter 20 % bis 71 % über Grund (Kaiblinger et al. 2006). Danach verändert sich 2007 bis 2015 wenig. Die TP-Konzentrationen lagen meist um 4 mg m^{-3}, die Biomasse des Phytoplanktons überschritt 1 g m^{-3} nur 2014, die mittlere Menge an Chlorophyll-a betrug 1,81 mg m^{-3} und die Sichttiefe war immer größer als 6 Meter. Weniger günstig entwickelte sich die Sauerstoffsättigung am Ende der Sommerstagnation über Grund. In den Jahren 2007 bis 2015 lag die minimale Sättigung kurzfristig unter 50 % und sank sogar 2014 und 2015 auf 21 bzw. 22 % ab. Im Jahresdurchschnitt war die Sättigung allerdings immer über 80 % in der Schichte 12 Meter bis Grund (Zustandsbericht Fuschlsee 2016)

Der **Irrsee**, als zweiter Oberlieger des Mondsees, ist ein bekannter Badesee und beliebt bei Anglern und Sportfischern. Durch die relativ geringe Tiefe, das vergleichsweise geringe Wasservolumen (Tabelle 1) und die Moorbereiche vor allem im Norden neigt der See eher zu Eutrophierung als große tiefe Seen. Daher waren schon früh Anzeichen für Nährstoffanreicherung zu beobachten (Dumitriu 1932). In den 1960er und 1970er Jahren verschlechterte sich der Zustand des Irrsees laufend durch den Aufschwung des Tourismus, der Einleitung ungeklärter Abwässer und der Dränierung umliegender mooriger Wiesen (Jagsch & Megay 1982b). Lagen die Sichttiefen 1968 bis 1971 noch bei fast 4 m, so sanken sie in den folgenden Jahren auf etwa 3 m ab (Abb. 9. Der Höhepunkt der Eutrophierung war mit 111 mg m^{-3} Gesamtphosphor über Grund 1983 erreicht. Gleichzeitig fiel die Sauerstoffsättigung auf unter 3 % über Grund ab (Gassner et al. 2006, Achleitner et al. 2007). Massenentwicklungen von Algen traten jedoch im Gegensatz zu anderen See nicht auf. Nach Fernhaltung der Abwässer waren bald Oligotrophierungstendenzen festzustellen, so dass Achleitner et al. (2007) einen oligo- bis oligo-mesotrophen Zustand konstatierten, aber anmerkten, dass immer noch Defizite in der Sauerstoffversorgung des Hypolimnions bestanden. Erhebliche Sauerstoffminima von 1–9 % der Sättigung bestanden auch weiter noch in den Jahren 2007–2015 in Tiefen unter 20 m (Umweltbundesamt, H_2O-Datenbank-Abfrage). Die größte mittlere Sichttiefe war 1991 mit 7,24 m zu verzeichnen. Der mittelfristige Durchschnitt der 20 Jahre von 1996 bis 2015 lag um 5 m. Der lineare Trend aller Daten ergibt eine mittlere Verbesserung der Sichttiefe pro 10 Jahren von 0,37 m (Abb. 9).

Wie im Obertrumer See, wurde *P. rubescens* erstmals 1968 auch im **Mondsee** nachgewiesen (Findenegg 1969, Danecker 1969) mit vielleicht noch massiveren Folgen als in den vorgenannten Seen. Zeitweise war der See blutrot gefärbt (Abb. 10). Einen Vergleich der Entwicklung der Gesamtbiomassen des Phytoplanktons und des Auftretens und der Mengen an *P. rubescens* ermöglicht Abbildung 4. An dieser Stelle ist anzumerken, dass *P. rubescens* bereits im Dezember 1901 im Zeller See (Keissler 1910, Brehm & Zederbauer

Abb. 10: Oberflächenansammlung von *Planktothrix rubescens* bei Scharfling am Mondsee; Foto: © A. Jagsch. – Fig. 10: Surface bloom of *Planktothrix rubescens* on Mondsee near Scharfling; Foto: © A. Jagsch.

1906) sowie im Mondsee und im Wolfgangsee gefunden wurde (Brehm & Zederbauer 1905). Die Autoren beschreiben das Vorkommen als massenhaft im Winter und fehlend im Sommer. Noch 1959 schreibt Findenegg, dass *Planktothrix* im Wolfgangsee und im Traunsee (!) vorkommt, nicht aber im Mondsee. Er führt dies auf die vergleichsweise geringere mittlere Tiefe des Sees zurück (vergl. Tabelle 1).

In den Jahren 1957 bis 1967, vor dem Eutrophierungsschub, lagen die mittleren Jahresbiomassen des Phytoplanktons immer unter 1 g m^{-3}. Pennate Diatomeen, wie *Fragilaria crotonensis, Synedra acus* und *Asterionella formosa* dominierten neben verschiedenen Centrales (v.a. *Cyclotella bodanica* und *Stephanodiscus astrea*). Nach 1960 waren zunächst starken Veränderungen im Mondsee durch den Bau der Autobahn am Nordufer zu beobachten. Die Einbringung von tonigem Abraum führte zu einem Einbruch der Biomasse des

Phytoplanktons auf Jahresmittel unter 0,3 g m^{-3} (Abb. 4C), zu einer Schädigung des Zooplanktons und als Folge davon zu Fischsterben, wovon vor allem die Reinanken und Seesaiblinge betroffen waren (Einsele 1963).

Im Sommer 1968 entwickelt sich zunächst ein massiver Bestand an *Ceratium hirundinella* und *C. cornutum,* der dann im Herbst von einer Massenentwicklung von *P.rubescens* abgelöst wird. Das Interessante an dieser Entwicklung war, wie Findenegg (1971) anmerkt, dass hier Aspekte der Eutrophierung, wie sie etwa am Wallersee mit der Dominanz von *Ceratium hirundinella* und am Obertrumer See mit dem Vorherrschen von *P. rubescens* aufgetreten sind (siehe auch oben), im Mondsee kombiniert vorkamen. Früher im See vorhandene Arten wurden allerdings bei weitem nicht so stark zurück gedrängt, wie es im Obertrumer See der Fall war. Das Frischgewicht bestand 1968 zu etwa gleichen Teilen aus Peridineen und *Planktothrix*, wobei die Gesamtbiomasse auf das Fünfzehnfache des Jahres 1966 zugenommen hatte.

Die unterschiedlichen Verhältnisse in den Seen warfen für Findenegg (1971) mehrere Fragen auf: so etwa nach den Ursachen der verschiedenen Sukzessionen der Algengesellschaften im Wallersee und Obertrumer See, weiters wieso im Wallersee *Planktothrix* nicht auftrat, aber auch keine anderen nennenswerten Eutrophiezeiger und letztlich wieso *Ceratium* im Obertrumer See nicht neben *Planktothrix* bestehen konnte, wie das im Mondsee der Fall war. Nach ausführlicher Diskussion kam Findenegg (1971) zum Schluss, dass wohl letztlich die Kombination verschiedener, im Moment gegebener Umweltfaktoren ausschlaggebend war für die unterschiedlichen Ausformungen der Eutrophierung in den erwähnten Seen. Einige Einflussfaktoren, wie Licht, Temperatur bzw. Produktionsleistung, analysierte er im Anschluss (Findenegg 1971b, 1972, 1973).

Die Entwicklung der mittleren jährlichen Sichttiefen im Mondsee zeigten zwar eine Verbesserung vor allem zwischen 1978 und 1981 von im Mittel 3,8 m vor 1978 auf 4,8 m nach 1982 (Abb. 11). Generell spiegelte die Sichttiefe aber nicht die tatsächliche Besserung wieder, vor allem aus Gründen der biogenen Entkalkung, wie bereits ausgeführt. So bleibt auch die Steigerung pro Dezennium, die sich aus dem linearenTrend ergibt, mit 0,2 m moderat (Jagsch & Dokulil 1989).

Interessante Aspekte zur quantitativen Änderungen im Phytoplankton lassen sich aus den Profilen der Primärproduktion ableiten (Abb. 12). In einem einzelnen Profil vom August 1953 aus dem östlichen Teil des Mondsees ist ein Maximum der Photosynthese in 7 m Tiefe erkennbar (Steemann-Nielsen 1959). Der Autor weist darauf hin, dass sich dort planktonreiches Wasser befinden müsse, es wurden allerdings keine Planktonproben entnommen. Sollte das bereits ein erster Hinweis auf die Anwesenheit von *Planktothrix* gewesen sein? In späteren Profilen tritt ein Tiefenmaximum nicht mehr auf (Findenegg 1959, 1969). Durch die Eutrophierung stieg die Tagesproduktion stark an wie ein ausgewähltes Profil aus dem Mai 1968 zeigt (Abb. 12). Die Rate in der optimalen Schichte lag an diesem Tag bei fast 500 mg $m^{-3}d^{-1}$. Die sommerliche Produktion in der Wassersäule unter dem Quadratmeter in der euphotischen Zone stieg von weniger als 0,3 g $m^{-2}d^{-1}$ in den 1950er Jahren auf über 3 g $m^{-2}d^{-1}$ im Jahr 1968 (Insert in Abb. 12). Durch die danach eingeleitete Oligotrophierung kam es zu einer deutlichen Reduktion der Produktionsraten. In einem Profil aus dem August 1988 hatte sich die maximale Rate mit 186 mg $m^{-3}d^{-1}$ gegenüber 1968 weit mehr als halbiert und das Integral in der produktiven Zone war auf 0,63 g $m^{-2}d^{-1}$ zurückgegangen (Abb. 12).

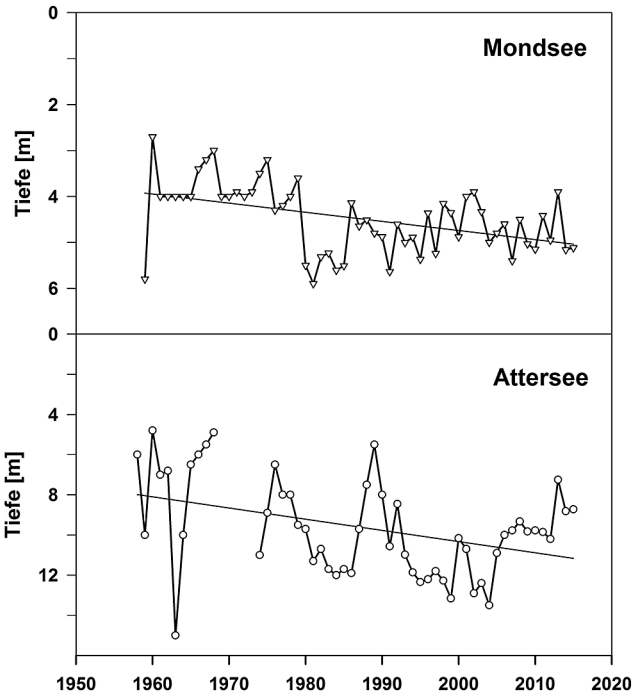

Abb. 11: Mittlere jährliche Sichttiefen im Mondsee 1959–2015 und im Attersee 1958–2015. – Fig. 11: Average annual Secchi-depths in Mondsee 1959–2015 and in Attersee 1958–2015 with statistics for the regression lines.
Daten der Regressionsgeraden:
Mondsee – y_0 = 38,886; a = – 0,022; r^2 = 0,22; F = 15,095; p = 0,0003
Attersee – y_0 = 133,044; a = – 0,072; r^2 = 0,23; F = 12,472; p = 0,0010

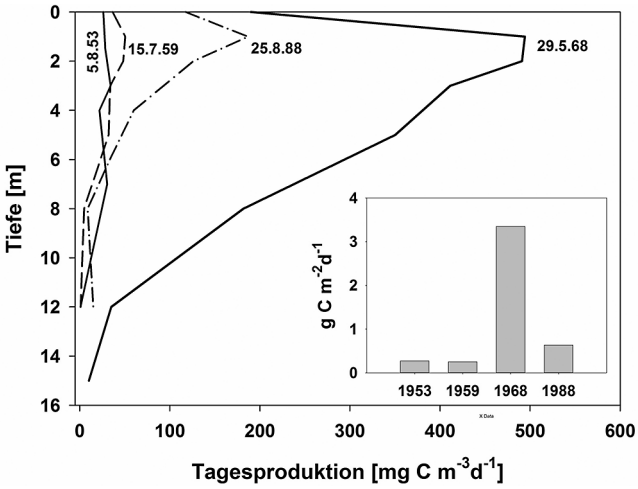

Abb. 12: Vertikalprofile der Planktonproduktion im Mondsee gemessen als C-Einbau pro Tag für August 1953 (Steemann Nielsen 1959), Juli 1959, Mai 1968 (Findenegg 1959b) und August 1988 (Melaku unveröff.). Im Insert sind die entsprechenden Tagesproduktionen in der Wassersäule angegeben. – Fig. 12: Vertical profiles of phytoplankton production as C-incorporation per day for August 1953 (Steemann Nielsen 1959), Juli 1959, May 1968 (Findenegg 1959b) and August 1988 (Melaku unpubl.) in Mondsee. The respective daily integral productions are shown in the insert.

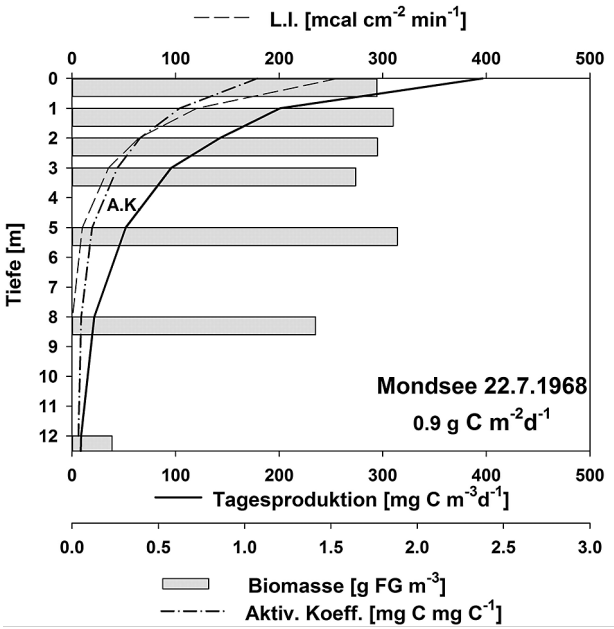

Abb. 13: Produktionsprofil vom 22. Juli 1965 aus dem Epilimnion (0–12 m) des Mondsees. Dargestellt ist die Unterwasser-Strahlung (L.I.), die gesamte Phytoplankton Biomasse als Frischgewicht (FG), die Raten der Tagesproduktion im Vertikalprofil sowie die Aktivitätskoeffizienten (A.K.) als mg C pro mg C Biomasse. Aus Findenegg (1971). – Fig. 13: Phytoplankton production profile from the Epilimnion (0–12 m) of Mondsee on 22 July 1965 including under-water radiation (L.I.) total phytoplankton biomass as fresh-weight (FG), daily production rates and activity coefficients (A.K.) as mg C per mg C biomass. Modified from Findenegg (1971).

Das massenhafte Auftreten von *C. hirundinella* im Wallersee und Mondsee führte zu Ernährungsproblemen bei Fischen und bei der Aufzucht von Jungfischen, deren Ursachen und Auswirkungen ausführlich von Oberrosler (1979) in situ und im Experiment untersucht wurden. Ein Profil der Produktion vom Juli 1968 (Findenegg 1971) soll die damaligen Verhältnisse verdeutlichen (Abb. 13). Die geringe Einstrahlung an diesem Tag von nur 275 mcal cm^{-2} min^{-1}bewirkte die Lage der maximalen Produktionsrate von knapp unter 400 mg C m^{-2} d^{-1} an der Oberfläche. Entsprechend der exponentiellen Abnahme der Strahlung unter Wasser ging die Produktionsrate zurück und betrug in 12 m Tiefe nur mehr 6,6 mg C m^{-2} d^{-1}. Die Gesamt-Biomasse des Phytoplanktons war von 0 bis 8 Meter Tiefe annähernd gleich verteilt (1,4–1,8 g FG m^{-3}) und sank in 12 m Tiefe auf 0,2 g ab. Der Anteil von *C. hirundinella* betrug dabei 89–92 %. Dieser Dinoflagellat gehört zu den eher weniger produktiven Arten, wie an den geringen Aktivitätskoeffizienten von 1 mg C mg C^{-1} und darunter zu erkennen ist (Abb. 13)

Die alarmierende Entwicklung der fortschreitenden Eutrophierung der Seen führte rasch zu entsprechenden Sanierungsmaßnahmen, die ab 1973 mit Ableitung und Reinigung der Abwässer eingeleitet worden sind. Wegen der als Vorfluter ungeeigneten weil zu kurzen Seeache musste das gereinigte Wasser unterhalb der Sprungschicht in den See eingeleitet werden. Deshalb wurde gleich von Anfang an eine Phosphorflockung in der Kläranlage eingerichtet.

Die Maßnahmen resultierten in einer starken Abnahme der Biomasse insgesamt und von *P. rubescens* im Besonderen, welche sich danach ins Matalimnion zurückzog und dort geringfügige Bestände bildete. Nach ihrem völligen Verschwinden aus den Proben Ende der 1990er Jahre entwickelten sich nach 2000 wieder größere Biomassen im Metalimnion (Abb. 4C), die ab 2013 verstärkt in Erscheinung traten und fallweise wieder als Auftrieb im Uferbereich erkennbar waren.

Während der Phase der Oligotrophierung waren zahlreiche Änderungen und Umbauten in der Zusammensetzung des Phytoplanktons festzustellen (Dokulil & Skolaut 1993). Nach dem Rückzug von *Planktothrix* ins Metalimnion traten Arten der Gattungen *Aphantoece* und *Microcystis* verstärkt im Epilimnion auf, letztere sogar mit frühherbstlichen Blüten an der Oberfläche (Dokulil 1987). Arten der Chrysophyceen Gattung *Dinobryon* wurden zunehmend wichtigere Komponenten der Planktongemeinschaft (Dokulil & Skolaut 1991). Die Fähigkeit dieser Gattung sich auch von Bakterien zu ernähren (Phagotrophie), verschaffte ihr in Zeiten der Phosphor-Verknappung einen Konkurrenzvorteil (Psenner & Sommaruga 1992). Leicht zugenommen an Bedeutung haben auch die Cryptophyceen (Dokulil 1988). Die bedeutsamsten Veränderungen erfuhren aber die Diatomeen, deren Biomasse insgesamt abnahm (Dokulil 1993). Die fädige, zentrisch Art *Aulacoseira subarctica* wurde durch *A. islandica* ersetzt. *Stephanodiscus minutulus* trat häufiger auf und verdrängt zum Teil *S. neoastrea* (Schmidt 1991). Die beiden für die Eutrophierung charakteristischen Arten *T. flocculosa var. asterionelloides* und *Fragilaria crotonensis* sind auf weniger als 10 % der Biomasse zurückgegangen (Dokulil & Kofler 1994). Die Grünalgen waren zwar immer artenreich, erlangten aber niemals mengenmäßige Bedeutung (Dokulil1991). Im Wesentlichen besteht diese Zusammensetzung und die Dominanz der einzelnen Algengruppen bis heute (Schafferer & Pfister 2015a).

Die Langzeitveränderungen des Phytoplanktons waren begleitet von Veränderungen in der Menge und Zusammensetzung des Zooplanktons (Herzig 1985, Nauwerck 1988, 1991). In einer Übersicht über die Gewässer des Salzkammergutes gaben Einsele & Hemsen (1959) eine erste Übersicht über die Arten-Zusammensetzung des Zooplanktons. Der Bau der Autobahn und die damit verbundene Einbringung von Abraum führten zu einem ka-

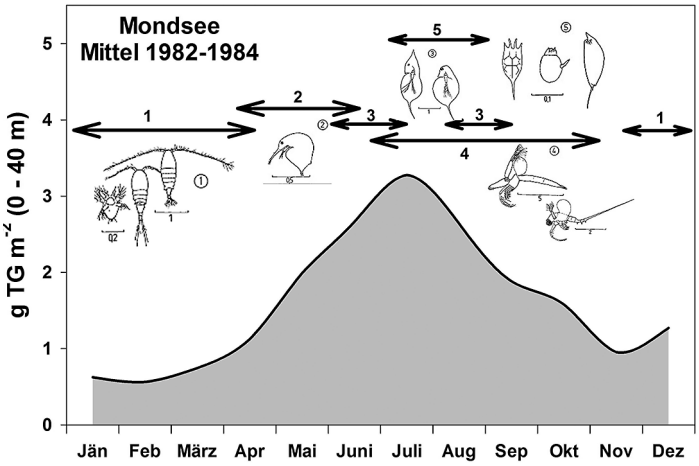

Abb. 14: Mittlerer Jahresgang der Zooplanktonbiomasse (Gramm Trockengewicht) für die Jahre 1982 bis 1984 im Mondsee. Die Pfeile mit den Nummern geben an, welche Arten und wie lange diese im Plankton sehr zahlreich auftraten. 1 – Copepoden (*Eudiaptomus gracilis, Cyclops abyssorum*, Naupliusstadium); 2 – *Bosmina longispina*; 3 – *Daphnia cucullata* und *Daphnia hyalina*; 4 – *Leptodora kindti* und *Bythotrephes longimanus*; 5 – Rädertiere (als Beispiele: *Keratella cochlearis*, *Gastropus stylifer*, *Trichocerca capucina*) – verändert, vereinfacht und kombiniert nach Herzig (1985). – Fig. 14: Mean annual cycle of zooplankton biomass (g dry-weight) in Mondsee for 1982–1984. The arrows and numbers indicate which species dominated the plankton. 1 – Copepods; 5 – Rotifers; modified, simplified and combined from Herzig (1985).

tastrophalen Einbruch des Daphnien-Bestandes, wie Einsele (1963) ohne weitere Arten- oder Gattungsangaben berichtete. Mit Beginn der Eutrophierung kam es auch tagsüber zu einer Zunahme des Zooplanktons in den obersten Wasserschichten (Danecker 1969). War dies noch ein Vorteil für die Fischzucht am Mondsee, so behinderte in der Folge die Burgunderblutalge wesentlich die Aufzucht von Setzlingen (Bruschek 1971).

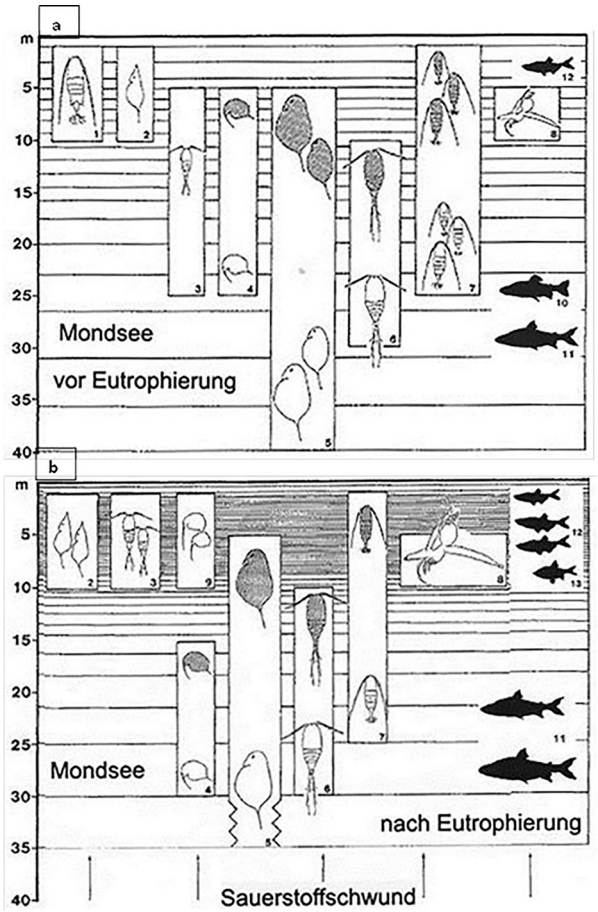

Abb. 15: Dominante Arten des Zooplanktons vor (a) und nach der Eutrophierung (b) im Mondsee. Die Boxen symbolisieren die Tiefen-Verteilung (vertikal) und Abundanz (horizontal). Dunkle Artbilder zeigen nächtliche Wanderung an. Die horizontalen Linien symbolisieren die Dichte des Phytoplanktons. 1: *Mixodiaptomus laciniatus*, 2: *Daphnia cucculata*, 3: *Mesocyclops leuckarti*, 4: *Eubosmina longispina,* 5: *Daphnia hyalina*, 6: *Cyclops abyssorum praealpinus*, 7: *Eudiaptomus gracilis*, 8: *Leptodora kindti*, 9: *Eubosmina coregoni*. Planktivore Fische: 10: *Salvelinus alpinus*, 11: *Coregonus lavaretus*, 12: *Chalcalburnus chalcoides*, 13: *Rutilus rutilus*. Aus Nauwerck (1991) verändert. – Fig. 15: Dominant species of zooplankton before (a) and after eutrophication (b) in Mondsee. The boxes represent the depth distribution (vertical) and the abundances (horizontal). Dark species images show vertical night time migration. The horizontal lines symbolize the amount of phytoplankton biomass. Modified from Nauwerck (1991).

Daten der Regressionsgeraden:

Mondsee – y_0 = 38,886; a = – 0,022; r^2 = 0,22; F = 15,095; p = 0,0003

Attersee – y_0 = 133,044; a = – 0,072; r^2 = 0,23; F = 12,472; p = 0,0010

Eine erste quantitative und mehrjährige Untersuchung des Zooplanktons veröffentlichte Herzig (1985). Die höchsten Biomassen wurden im Durchschnitt der Jahre 1982–1984 im Sommer erreicht (Abb. 14). Angegeben sind in dieser Abbildung auch die bestandbildenden Arten bzw. Gruppen sowie ihr jahreszeitliches Auftreten. Eine ausführliche Darstellung der längerfristigen Änderungen im Zooplankton des Mondsees lieferte Nauwerck (1988, 1991a). Auffällig waren vor allem qualitativen Veränderungen, wie das Aussterben von *Mixodiaptomus laciniatus* (1971) und das Auftreten von *Eubosmina coregoni* und der Larven von *Dreissena polymorpha* ab 1985, beide vermutlich durch Einschleppung (Nauwerck 1991b, 1998). Quantitative Änderungen der Biomasse sind hingegen nur schwer zu belegen. In der Phase der Eutrophierung war allerdings eine starke Zunahme von *Daphnia cuculata* und eine massenhafte Entwicklung von Rotatorien zu verzeichnen. Die etwas gesteigerte Produktivität ging durch Veränderungen im Fischbestand und dem damit erhöhten Fraßdruck planktivorer Fische wie der Seelaube (*Chalcalburnus*) und Maräne (*Coregonus*) rasch wieder verloren (Nauwerck 1989, 1996). Einen raschen Überblick über die Veränderungen im Zooplankton vor und nach der Eutrophierung ermöglicht Abbildung 15 (aus Nauwerck 1991a, verändert). Nach der Eutrophierung war die Versorgung mit Nahrung im Epilimnion deutlich verbessert (bottom up) bei gleichzeitig verstärktem Fraßdruck (top down) sowohl im Epi- wie im Hypolimnion (Abb. 15b). Detailliert wurden diese Zusammenhänge beschrieben und diskutiert in Dokulil et al. (1990). Die Veränderung der Fischgemeinschaft im Mondsee und anderen Salzkammergutseen sind dokumentiert in Gassner & Wanzenböck (1999) und werden zusammenfassend gegen Ende des Artikels diskutiert.

Über Abundanzen der Ciliaten im Mondsee bestehen nur wenige Angaben. Pfister et al. (1999) gaben eine Artenliste an für Mai 1997 und erwähnen 20 bis 40 Zellen ml^{-1}, wobei die Mengen stark abhängig von der Gruppe und Tiefe waren (siehe Table 2 und Fig. 1 in Pfister et al. 1999). Die Summe aus heterotrophen und mixotrophen Flagellaten ergab in dieser Untersuchung zwischen 300 und 2000 Zellen ml^{-1}, wobei die höheren Zahlen im oberen Epilimnion auftraten. Die Tiefenverteilung der Protozoen ist über ein Jahr von Salbrechter & Arndt (1994) untersucht worden. Die Biomasse der Ciliaten bestand im Wesentlichen aus Oligotrichia, Haptoriden, Prostomatiden und Peritrichia. Die heterotrophen Nano-Flagellaten (HNF) waren von Chrysomonaden dominiert. Daneben waren *Kathablepharis* sp. (Cryptophyta), Choanoflagellaten und Bodiniden vorhanden. Bei den großen heterotrophen Flagellaten (LHF) dominierte der mixotrophe Dinoflagellat *Gymnodinium helveticum*. Die gesamte Biomasse des Zooplanktons bestand zu etwa 40 % aus Protozoen. Das Protozooplankton erreichte im Frühjahr, zu Beginn der thermischen Schichtung mit 500 mm^3 m^{-3} das Maximum der Biomasse und bestand vorwiegend aus algivoren Vertretern.

Obwohl Liepolt (1935) bereits einen umfangreichen Beitrag zur Ufer- und Tiefenfauna des Mondsees geliefert hat, wissen wir über die weitere Entwicklung vor allem während der Eutrophierungsphase und den gegenwärtigen Zustand des Benthos nur ungenügend Bescheid. Newrkla & Wijegoonawardana (1987) beschrieben zwei Stellen im Mondsee als stark unterschiedlich. Im Sedimentprofil fanden sich im eutrophen Bereich nur zwei Arten von Oligochäten. An der oligo-mesotrophen Untersuchungsstelle fanden die Autoren hingegen sieben Ostracoden- und sieben Oligochäten-Arten, sowie Chironomiden in den obersten 4 cm. Am besten bearbeitet wurde die Gruppe der Ostracoden (Geiger 1990, Danielopol et al.1993).

In der oben genannten Arbeit von Liepolt (1935) widmete sich dieser auch den höheren Wasserpflanzen und der litoralen Algenzonierung. Wie an anderen Seen (Kann & Sauer 1982), war an den obersten mit Wasser umspülten Steinen eine *Rivularia*-Zone vorhanden. Darunter folgten die dicken Krusten der *Schizothrix*-Zone. Die Untergrenze des Wachstums lag für die Characeen bei 4m, für *Fontinalis* bei 11m, woran sich bis 12m eine *Cladophora*-Zone anschloss. Viele Jahre später fanden van Campen & Edlinger (1981) in ihrer Makrophytenstudie *Fontinalis* im Mondsee nicht mehr, wohl aber im bereits erwähnten Fuschlsee und im noch zu besprechenden Attersee in geringen Mengen. Eine Liste der damals in den drei Seen vorhandenen Characeen findet sich in Thaler (1981).Ergänzend erhob und kartierte Maier (1985) die Makrophytenbestände in der Nordbucht des Mondsees, welche von van Campen & Edlinger (1981) nicht erfaßt worden waren. Im Wesentlichen war die Zusammensetzung ähnlich, es kam aber *Potamogeton lucens* neu hinzu. In einer späteren Kartierung (Pall et al. 2003) konnte allerdings diese Art sowie *Potamogeton filiformis* nicht bestätigt werden. Dafür wurden zusätzlich zwei Rote-Listen Arten, *Nymphaea alba* und *Utricularia australis*, sowie *Ceratophyllum demersum* nachgewiesen. Die Verringerung der Nährstoffbelastung hatte auch zu einem Wechsel von *Elodea canadensis* zu *E. nuttallii* geführt. Jedenfalls stand die damalige Makrophytenvegetation nicht im Einklang mit der damals aktuellen Trophiesituation, weil die typspezifische Zonierung über weite Uferstrecken nur unvollständig ausgebildet war.

Der oligotrophe **Attersee**, der größte und zweittiefste See Österreichs, verzeichnete zu Beginn der 1970er Jahre erste Anzeichen lokaler Nährstoffanreicherung (Schultz 1971). Deswegen wurde der See 1972 auch als ein Untersuchungsobjekt für die internationale Eutrophiestudie der OECD ausgewählt (Hehenwarter 1978). Ein wesentlicher Eintrag stammte damals aus dem eutrophen Mondsee, da große Mengen an *Planktothrix*-Biomasse über die Seeache in den Südteil des Attersees eingetragen wurden (Müller 1979). In den Jahren 1975 bis 1977 betrug der Eintrag pro Tag im Mittel 1,3 Tonnen Phytoplankton Frischgewicht oder etwa 470 t jährlich. Da der Anteil an *Planktothrix* an der Gesamtbiomasse im Durchschnitt bei 55 % lag, wurden aus dem Mondsee über die Seeache täglich 0,7 Tonnen bzw. jährlich circa 250 t Burgunderblutalgen in den Attersee gespült. Verglichen mit dem gesamten Biomassebestand im See war das eine zusätzliche Belastung von 65 % (Jantsch 1976, Müller-Jantsch 1978, 1979). Die Sedimentation des eingebrachten organischen Materials belastete den Südteil des Attersees, die Unteracher Bucht mit 799–923 g m^{-2}Jahr^{-1}, was nach Lastein (1976) auf eutrophe Verhältnisse hinweisen sollte. Der Einfluss beschränkte sich allerdings auf den Seebereich unmittelbar beim Zufluss der Seeache und war schon in der Seemitte kaum mehr nachweisbar, wie Untersuchungen der benthischen Organismen und der Benthosrespiration zeigten (Newrkla 1976, 1978, 1979). Im Zusammenhang mit dem Eintrag von *P. rubescens* sei hier angemerkt, dass in einem anderen Kontext dieser Organismus noch 1995 in der Unteracher Bucht als ‚massenhaft' nachgewiesen worden ist, zu einer Zeit als im Mondsee deren Biomasse bereits extrem zurückgegangen war (Schmid & Butz 1996).

Da die Konzentrationen des Chlorophyll-a in der Mondseeache weit über dem Durchschnitt der Konzentrationen im See lagen, ergab sich als Folge des Eintrags ein Gradient im Plankton von Süden nach Norden der für die Jahre 1976, 1977 und 1978 gut dokumentiert ist (Abb. 16). Noch im Bereich der Unteracher Bucht sanken die Konzentrationen nahezu exponentiell auf das Durchschnittniveau des Sees ab (Abb. 16A). Danach blieb

das Niveau fast unverändert bis etwa Höhe Weyregg. Erst im nördlichen Teil nahmen die Konzentrationen deutlich ab, wohl zum Teil bereits ein Effekt des Abflusses durch die Ager (Geipel und Bauer 1978). Ähnliches galt für die Produktionsraten. Allerdings waren die Raten in der Unteracher Bucht (P. 1) deutlich niedriger als bei dem folgenden Messpunkt. Die beiden Autoren nahmen als Ursache die absterbenden Algen aus dem Mondseeeintrag an, was wohl auch zutreffend war. Im weiteren Verlauf entsprachen die Raten der Produktion dem vorhandenen Chlorophyll, allerdings war der Abfall im Nordteil des Sees stär-

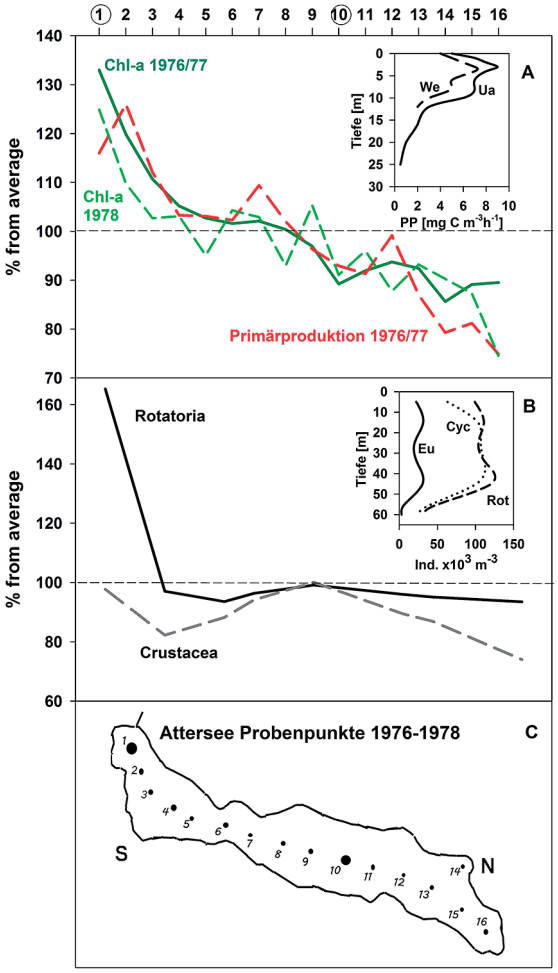

Abb. 16: Nord-Süd Gradienten von Variablen im Attersee 1975/76 und 1978. A. Jahresmittelwerte des Chlorophyll-a [Chl-a µg L^{-1}] und der Primärproduktion [PP mg Cm^{-3} h^{-1}] als Prozentabweichung vom Durchschnitt aller 16 Punkte und aller Termine (nach Geipel & Bauer 1978 sowie Müller 1979). B. Rotatorien und Crustaceen [Ind. m^{-3}] als Prozentabweichung vom Mittelwerte aller Punkte und Termine (nach Müller 1978). Vertikalverteilung von *Eudiaptomus gracilis* (Adulte samt allen Copepoditstadien), *Cyclops* und der Rotatorien insgesamt für August 1976 als Individuen pro m³ im Insert. C. Graphische Darstellung der Lage der Probenpunkte nach Geipel & Bauer (1978). Darstellung 90° gedreht. Süden (S) links), Norden (N) rechts wie in Müller (1978). Die Punkte 1 und 10 sind hervorgehoben, da dort PP Profile gemessen wurden. Zwei Profile sind für Punkt 1, Unterach (Ua) und Punkt 10, Weyregg (We) für Ende August 1976 im Insert dargestellt. Weitere Erklärung im Text. – Fig. 16: North to south gradients of variables in Attersee for 1975/76 and 1978. A. Annual mean of chlorophyll-a [Chl-a µg L^{-1}] and phytoplankton primary production [PP mg Cm^{-3} h^{-1}] as percent deviation from the average of all 16 sampling points and dates (from Geipel & Bauer 1978 and Müller 1978). B. Rotifers and Crustacea [Ind. m^{-3}] as percent deviation from the average of all 16 sampling points and dates (from Müller 1978). Vertical distribution of *Eudiaptomus gracilis* (adults plus all copepodites), *Cyclops* and all rotifers as individuals per m³ for August 1976 in the insert. C. Location of sampling points in Attersee according to Geipel & Bauer (1978) rotated by 90°. South (S) to the left, north (N) to the right as in Müller (1978). The sampling points 1 and 10 were vertical profiles of primary production were measured are shown in bold. The insert depicts two profiles, one for point 1, Unterach (Ua) and one for point 10, Weyregg (WE) for end of August 1976. Further details in the text.

ker ausgeprägt. Aus den Produktionsmessungen der Jahre 1975 und 1976 sind im Insert der Abbildung 16A beispielhaft zwei Vertikalprofile von Ende August 1976 für die beiden Stationen Unterach (Ua) und Weyregg (We) wiedergegeben. Die Produktionsraten waren im Tiefenprofil in Unterach immer etwas höher als in Weyregg. Auffallend war auch die erhöhte Rate in 8 m, welche möglicherweise durch die aus dem Mondsee eingeschwemmte *Planktothrix* verursacht wurde.

Auch das Zooplankton wies einen Gradienten auf, der besonders deutlich durch die rasche Abnahme nach dem Eintrag in den Südteil bei den Rotatorien auftrat (Abb.16B). Die Crustaceen insgesamt zeigten hingegen nur einen undeutlichen Gradienten. Lediglich bei den Bosminen und Daphnien trat unmittelbar nach dem Eintrag ein deutlicher N–S-Gradient auf (hier nicht dargestellt, siehe Müller 1978). Die Vertikalprofile von *Eudiaptomus gracilis, Cyclops* und den Rotatorien im Insert der Abb. 16B verdeutlichten die annähernd gleichmäßige Tiefenverteilung der Arten sowie der Stadien, wegen der bei *E. gracilis* Männchen, Weibchen und alle Copepoditstadien zusammengefaßt wurden.

In den folgenden Jahren bis 1986 erfolgte eine weitergehende Oligotrophierung, welche in Moog (1988, 1989) ausführlich dokumentiert wurde. Die mittleren Jahres-Sichttiefen fielen ab 1976 stetig und erreichten mit11,9 m 1986 einen bis dahin nicht gekannten Bestwert (Abb. 11). Im weiteren Verlauf variierten die durchschnittlichen Sichttiefen bis zum Jahr 2006 nur wenig und lagen mit Ausnahme des Jahres 1992 immer über 10 m. Im Jänner 1999 wurde die bisher größte Sichttiefe von 26,5 m beobachtet. Niedrige Sichttiefen traten meist in den Monaten Mai bis Juli auf, wenn das Wasser milchig trüb durch biogene Entkalkung war. So sank die Sichttiefe etwa im Juli 1997 auf nur 2,6 m ab. In dieser Zeit klagten Besucher des Attersees über diverse Hautirritationen, welche durch Untersuchungen von Schmid & Butz (1996) als Kalkinkrustationen erkannt worden waren. In den Jahren 2007 bis 2016 ergaben sich mittleren Sichttiefen von 8,8 bis 10,2 m, was wohl zum Teil auf die geringere Probenfrequenz (GZÜV, 4x pro Jahr) zurückgeführt werden muss (Abb. 11).

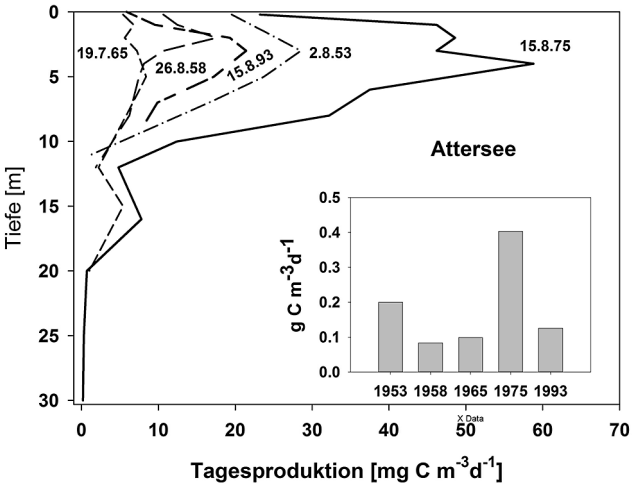

Abb. 17: Vertikalprofile der Planktonproduktion im Attersee gemessen als C-Einbau pro Tag für August 1953 (Steemann Nielsen 1959), August 1958, Juli 1965 (Findenegg 1959b), August 1975 (Geipel & Bauer 1978) und August 1993 (Rivas unveröff.). Im Insert sind die entsprechenden Tagesproduktionen in der Wassersäule angegeben. – Fig. 17: Vertical profiles of phytoplankton production in Attersee as C-incorporation per day for August 1953 (Steemann Nielsen 1959), August 1958, July 1965 (Findenegg 1959b), August 1975 (Geipel & Bauer 1978) and August 1993 (Rivas unpubl.). The respective integral daily production for the water column is shown in the insert.

Die beginnende Eutrophierung und spätere fortschreitende Verbesserung lassen sich auch in den Raten der Primärproduktion verfolgen (Abb. 17). Wie die Vertikalprofile aus den Jahren 1953, 1958 und 1965 zeigen, dass die Produktion auf niederem Niveau ablief und im Wesentlichen auf die obersten 10 m beschränkt war. Raten von über 20 mg C m^{-3} d^{-1} waren offenbar eher die Ausnahme. Hingegen weist das ausgewählte Profil von August 1975 mit maximal 59 mg C m^{-3} d^{-1} auf deutlich meso-eutrophe Bedingungen zur Zeit der zweijährigen Untersuchungen von Geipel & Bauer (1978) hin. Achtzehn Jahre später, 1993, sind die Produktionsraten eines einzelnen Profils auf Werte ähnlich denen der 1950er Jahre zurückgegangen (Abb. 17). Die Tagesraten im Insert der Abbildung 17 unterstreichen diese Entwicklung.

Die Durchschnittswerten von 0,0023 mg L^{-1} Gesamtphosphor, 1,34 µg L^{-1} Chlorophyll-a und einer Sichttiefe von 9,31 m für den Zeitraum 2007 bis 2015 weisen den Attersee derzeit als See mit der besten Wasserqualität aller 14 hier besprochenen Seen aus (Tabelle 3). Im Ranking der Phytoplankton Biomasse steht der Attersee interessanterweise erst an siebenter Stelle. Der trophische Zustand wird vom ‚Seeprofil Attersee', Stand Oktober 2013 (https://www.land-oberoesterreich.gv.at/), als oligotroph ausgewiesen, könnte aber auch als ultra-oligotroph gelten (Vollenweider & Kerekes 1982).

In den Jahren 1975 bis 1977 untersuchte Kann (1982b) den Aufwuchs im Attersee. Mit wenigen Ausnahmen war die Krustensteinregion charakteristisch entwickelt, nur dort wo lokale Einflüsse von Eutrophie auftraten, war ein scharf abgegrenzter *Cladophora*-Gürtel zu verzeichnen. Die Besiedlungsdichte war gering und entsprach dem oligotrophen Charakter des Sees. Eine spätere Studie der Diatomeen im Litoral auf Steinen, an der Sedimentoberfläche und auf Schilf im Attersee, aber auch im Mondsee und den Vorlandseen ergab eine positive Übereinstimmung mit der jeweiligen trophischen Situation, insbesondere mit der Konzentration an Gesamtphosphor (Poulíčková et al. 2004).

Seit Einrichtung der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH) und dem damit verbundenen EU-Projekt ‚Natura 2000' gehört der Attersee zusammen mit dem Mondsee in ein solches FFH-Schutzgebiet. Da im entsprechenden Lebensraumtyp explizit auch die Armleuchteralgen genannt werden, sind am Attersee aber auch am Mondsee Bewertungen der litoralen Wasservegetation durchgeführt worden (Pall et al. 2011). Für den Erhaltungszustand des Lebensraumtyps ergibt sich für das Gebiet Attersee–Mondsee insgesamt die Bewertung ‚gut', wobei festzuhalten ist, dass der Mondsee deutlich schlechter abschneidet als der Attersee.

Seen im Einzugsgebiet der Traun

Ganz anders sind die Verhältnisse beim **Altausseer See** und beim **Grundlsee**, die beiden großen Seen des Quellgebiets der Traun in der Steiermark. Ersterer muss als Karstquellsee bezeichnet werden, da er sein Wasser fast ausschließlich aus unterirdischen Karsthöhlen bezieht. Die oberirdischen Zuflüsse sind nicht nennenswert (Zötl 1957). Der weitaus größte See des steirischen Salzkammerguts, der Grundlsee, bezieht sein Wasser zum Teil ebenfalls unterirdisch, hat aber auch zwei wesentliche oberirdische Zuflüsse. Wegen ihrer Reinheit sind beide Seen beliebte Badeseen und bekannt bei Sportfischern.

Beide Seen waren bis in die Mitte der 1950er Jahre oligotroph, wie die Untersuchungen von Stundl (1953b) nahelegen. Lokale Verunreinigungen machten sich in den Jahren 1963 und 1964 vor allem im hygienisch-bakteriellen Bereich als Fäkalverunreinigungen

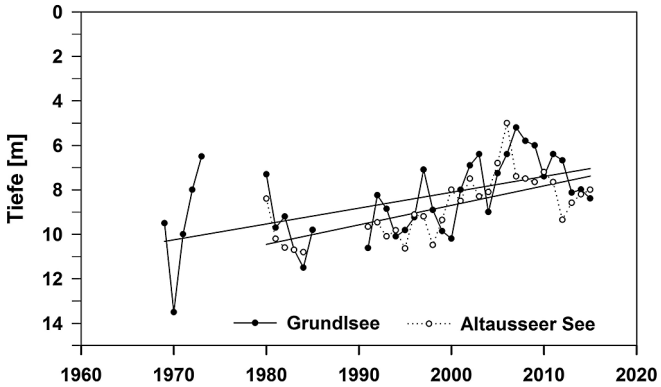

Abb. 18: Mittlere jährliche Sichttiefen im Grundlsee 1969–2015 und im Altausseer See 1980–2015. – Fig. 18: Average annual Secchi-depths in Grundlsee 1969–2015 and Altausseer See 1980–2015 with statistics for the regression lines.
Daten der Regressionsgeraden:
Grundlsee – y_0 = –171, 020; a = 0,081; r^2 = 0,26; F = 18,829; p = 0,0065
Altausseer See – y_0 = –251, 922; a = 0,122; r^2 = 0,52; F = 23,142; p < 0,0001

mit gelegentlichen Nachweisen von Salmonellen bemerkbar. Weitere schlechte Befundung vor allem in den ortsnahen Uferzonen in den Jahren 1971 und 1973 machte eine Sanierung beider Seen unabdingbar, welche bis 1976 weitgehend abgeschlossen war (Jagsch et al. 1982). Regelmäßige Erhebungen in den Jahren 1981 bis 1985 ergaben hohe Sichttiefen (um 10 m), ausreichende Sauerstoffversorgung, Konzentrationen an Gesamtphosphor von unter 10 mg m^{-3} und Chlorophyll-a Werte zwischen 0,1 und 3,7 mg m^{-3} (Jagsch & Mascher 1989). Ähnliche Ergebnisse waren in den Jahren 2000 bis 2007 zu verzeichnen (Riedl et al. 2008). Im Phytoplankton dominierten neben *Ceratium hirundinella,* Cryptophyceen und Diatomeen. Besonders erwähnenswert ist *Cyclotella styriaca*, die laut Krammer & Lange-Bertalot (1991) bisher nur in diesen beiden Seen nachgewiesen werden konnte. Die beiden Seen verblieben die letzten 40 Jahre im typisch oligotrophen Zustand. Auch kam es zu keiner hygienischen Beanstandung mehr.

Auffällig sind die langfristig leicht sinkenden Sichttiefen in beiden Seen mit einem statistisch hochsignifikant Trend, auch wenn man etwa die frühen Jahre weglässt (Abb. 18). Die Ursache dafür ist nicht leicht zu erklären, mag aber wohl eher Effekt einer veränderten Probenfrequenz sein als einer tatsächlichen Verschlechterung. Gassner et al. (2002) beobachteten einen leichten aber kontinuierlichen Anstieg der Jahresmittelwerte der Chlorophyll-Konzentration von 1994 bis 2000 im Altausseer See (r^2 = 0,97; p<0,0001). Diese Entwicklung brach aber 2001 abrupt ab, da die mittlere Jahreskonzentration des Chlorophylls auf 0,9 mg m^{-3} zurückging. Danach folgte zwar bis 2005 wieder eine Zunahme deren Trend aber nicht signifikant ist (Gassner et al. 2006, Riedl et al. 2008). Dies zeigt einmal mehr, wie wichtig langfristige Untersuchungen mit entsprechender Probenfrequenz sind. Ein- oder zwei Untersuchungen pro Jahr reichen für eine zuverlässige Aussage nicht aus.

Ganz ähnlich liegen die Verhältnisse im Grundlsee, der auf Grund der noch geringeren Chlorophyll-a Werte von oft unter 1 mg m^{-3} durchaus als ultra-oligotroph bezeichnet werden kann (Vollenweider & Kerekes 1982). Nach Gassner et al. (2002, 2006) ergeben sich längerfristige Jahresmittelwerte 1994–2005 von 1,1 mg m^{-3} für den Grundlsee und

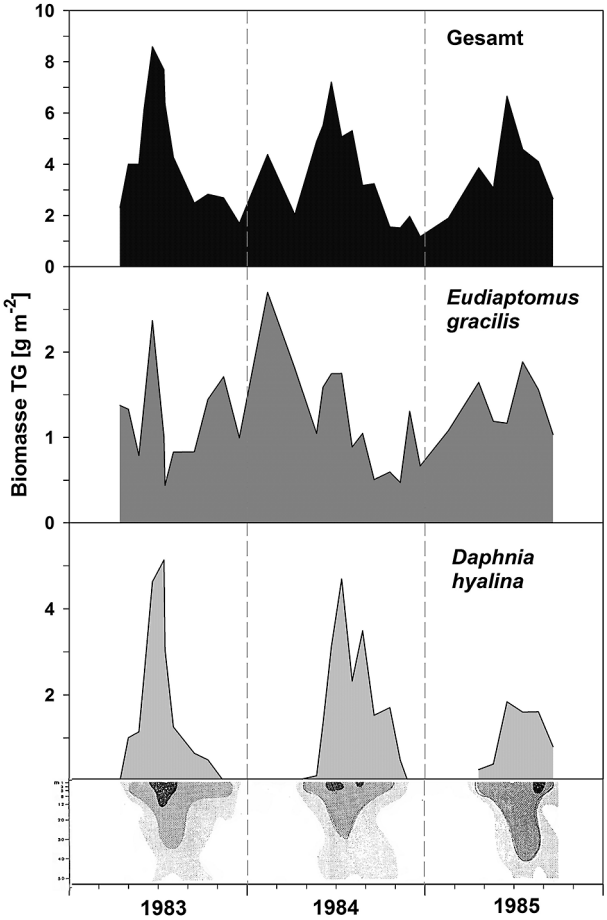

Abb. 19: Biomasse des Crustaceenplanktons im Grundlsee 1983–1985 in Gramm Trockengewicht (TG) in der Wassersäule unter einem Quadratmeter. Dargestellt sind die Gesamtbiomasse, die Biomassen von *Eudiaptomus gracilis* und *Daphnia hyalina*, sowie deren Tiefenverteilung. Alle umgezeichnet und kombiniert aus Moder (1986). Die Tiefenverteilung von *Daphnia* stammt aus dem Original von Moder (1986, Abb. 46, S. 109). – Fig. 19: Biomass of Crustacean plankton as gramm dry weight (TG) in the water column below one m² in Grundlsee 1983–1985. From top to bottom: Total biomass, biomass of *Eudiaptomus gracilis* and *Daphnia hyalina*, and their depth distribution. Modified and combined from Moder (1986). The depth distribution of *Daphnia* is the original plot from Moder (1986, Fig. 46, p. 109).

1,5 mg m^{-3} für den Altausseer See. Etwa entsprechend geben Riedl et al. (2008) 0,93 beziehungsweise 1,17 mg m^{-3} für die beiden Seen an. Zieht man die längerfristigen Jahresmittelwerte der Gesamtphosphor-Konzentrationen als Kriterium der Trophie-Einstufung heran (Vollenweider & Kerekes 1982), so ist der Altausseer See mit 4,1–4,3 mg m^{-3} eindeutig oligotroph, der Grundlsee mit um 3,3 mg m^{-3} ultra-oligotroph (Gassner et al. 2006, Riedl et al. 2008).

Die Sekundärproduzenten des Grundlsees können als Beispiel für die dynamischen Prozesse im Pelagial eines oligotrophen Sees herangezogen werden. Moder (1986) analysierte ausführlich die Populationsdynamik und Produktion der Rotatorien und Crustaceen sowie ihre Bedeutung als Nahrung planktivorer Fische in den drei Jahren von 1983–1985. Unter den Rotatorien hatte die perennierende Form *Polyarthra sp.* den größten Anteil an der durchschnittlichen Gesamtbiomasse von 25,6 mg m^{-3}, gefolgt von *Asplanchna priodonta*. Die bedeutendsten Vertreter des Crustaceenplanktons waren *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia hyalina* und *Cyclops abyssorum praealpinus* mit Anteilen an der Gesamtbiomasse von 37,6 %, 30,2 % bzw. 18,0 %. Im Jahresverlauf trat in allen drei Jahren ein Maximum der Gesamtbiomasse auf, wie es typisch ist für oligotrophe Seen (Abb. 19). Der wichtigs-

te Vertreter des Crustaceenplanktons *E. gracilis* bildete eine Generation pro Jahr aus. Die Art hatte ihren Biomasseschwerpunkt im Frühjahr. Die mittlere Biomasse der drei Jahre betrug 1,5 g m^{-2} bei einer durchschnittlichen Tagesproduktion von 0,12 mg TG m^{-3}, typisch für oligotrophe Seen (Abb. 19). Obwohl *D. hyalina* nur an zweiter Stelle im Biomasseanteil rangierte, stellte sie dennoch die bedeutendste Nahrungskomponente für die planktivoren Fische dar. Ihre Biomassemaxima traten im Juni und Juli auf, ab Oktober wurden Ephippien gebildet und im Winter verschwand sie vollständig aus dem Plankton (Abb. 19). Die mittlere Trocken-Biomasse machte 1,17 g m^{-2} aus.

Die Vertikalverteilung des Zooplanktons wies eine ausgeprägte Schichtung auf. Bei *D. hyalina* etwa war klar eine Tendenz zu tieferen Schichten im Sommer erkennbar (Abb. 19). Im Herbst traten Maxima aller Stadien in 20 bis 30m Tiefe auf. Moder (1986) diskutiert mehrere mögliche Ursachen. Er führt das individuelle Wanderungsverhalten im Wesentlichen auf Verteilung und Konzentration verwertbarer Nahrungsorganismen sowie Nahrungskonkurrenz zurück. Die Vermeidung hoher Strahlungsintensitäten im durchsichtigen Grundlsee mag eine zusätzliche Komponente sein. Wie bereits für den Attersee dargestellt (siehe oben), wies auch der langgestreckte Grundlsee eine deutliche Horizontalverteilung auf, in diesem Fall aber ohne einen gerichteten Gradienten. Die Ursachen für die größere herbstliche Individuendichte von *Daphnia* und den beiden Copepoden-Arten am Nordufer sieht Moder (1986) in der Horizontüberhöhung. *Eubosmina longispina* mied die östliche Bucht zu allen Zeiten. Für diese Art konnte auch lokale Schwarmbildung nachgewiesen werden.

Der fjordartige **Hallstätter See** ist einer der am stärksten durchflossenen Seen Österreichs (Abb. 1, Tabelle 1). Der bereits seit etwa 4500 Jahren andauernde Salzbergbau in der Region hatte eine erhöhte Chloridkonzentration im See zur Folge. Eutrophierungstendenzen sind daher nicht einfach zu verfolgen, weil der Sauerstoffhaushalt eng mit dem Chloridhaushalt und den Mischungsverhältnissen gekoppelt ist. Deshalb folgern auch Müller & Werth (1982) bereits, dass die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser des Hallstätter Sees nicht die Eutrophierungsvorgänge wiederspiegeln sondern vielmehr mit den Hochwasserereignissen der Jahre 1970 bis 1977 gekoppelt waren (r = 0,86). In der Folge konnte diese Abhängigkeit für den Zeitraum 1980 bis 2005 nicht bestätigt werden (Gassner et al. 2006).

Abgesehen von kurzfristigen Erhöhungen der Chloridmengen durch Unfälle in den Jahren 1979 und 2005 (Abb. 20A), hat die Konzentration an Chlorid im Tiefenwasser des Hallstätter See seit 1970 ständig abgenommen (Ficker et al. 2011). Entsprechend verbessert haben sich auch die Sauerstoff-Konzentrationen unterhalb von 100 m Tiefe sowie die Mischungsverhältnisse. Trotz dieser Verbesserungen kommt es immer wieder zu meromiktischen Perioden (Ficker et al. 2011, Fig. 4A). Die erste dieser Perioden begann mit dem Salzeintrag aus der Saline Altaussee 1977 und dauerte bis 1980 an. Die zweite meromiktische Phase wurde durch ein technisches Gebrechen im November 2005 ausgelöst bei dem etwa 11.000 m^3 Sole bzw. etwa 3000–4000 Tonnen Natriumchlorid in den See gelangten. Die Chloridkonzentration im tieferen Hypolimnion stieg an und es kam zu Störung der Durchmischungsvorgänge des Wasserkörpers (Gassner et al 2006). Seit 2008 ist ein deutlicher Rückgang der durchschnittlichen Cl-Konzentrationen auf um 1, 5 mg L^{-1} (2013–2015) bei gleichzeitiger Verbesserung der Sauerstoffversorgung zu beobachten. Insgesamt ist also eine erhebliche Verbesserung der Gesamtsituation im Hallstätter See in den vergangenen 50 Jahren festzustellen.

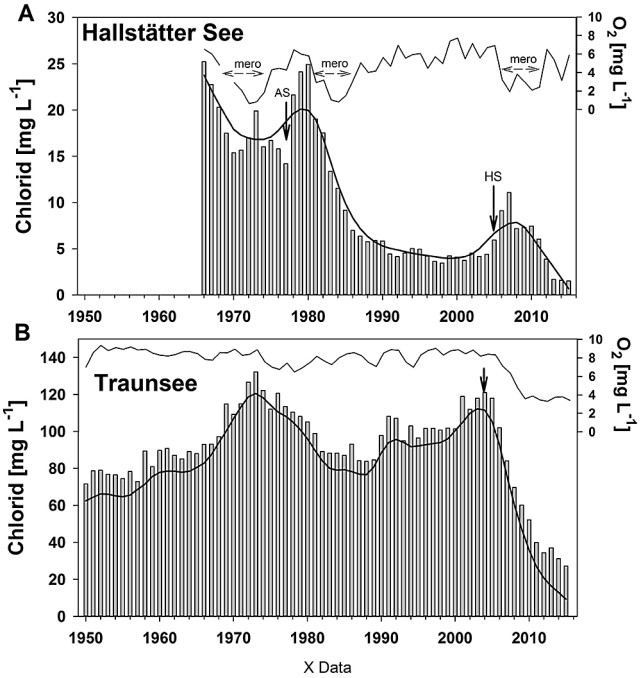

Abb. 20: Zeitreihe der Chloridkonzentrationen und der Sauerstoffkonzentrationen über Grund. A – Hallstätter See. Die Zeitpunkte von Chlorid-Einträgen aus dem Altausser See (AS) über die Traun bzw. direkt in den Hallstätter See (HS) sind markiert ebenso wie die Phasen der Meromixis (mero), B – Traunsee. Markiert ist der Zeitpunkt der Beendigung der Chlorid-Einträge in den See. – Fig.: 20 Time series of the concentrations of chloride and oxygen above the sediment. A – Hallstätter See. Input events of chloride from Altausseer See (AS) via the river Traun and directly into the lake (HS) are indicated as well as the periods of meromixis (mero). B – Traunsee. Termination of the chloride input is indicated with an arrow.

Vergleichbare Bedingungen gab es beim **Traunsee**, wenn auch aus ganz anderen Ursachen. Neben häuslichen Abwässern wurden über Jahrzehnte industrielle Abwässer und Schlämme eingeleitet, wodurch die Chlorid-Konzentrationen im See sehr stark angehoben wurden. In den frühen 1970er Jahren lagen die mittleren Jahres-Konzentrationen des Chlorids im Hypolimnion unter 100 m Tiefe bei über 120 mg L^{-1} (Abb. 20B). Auswirkungen auf die Dichte und das Mischungsverhalten des Sees waren die Folge (Dobesch 1980), damit letztlich auch auf die Sauerstoff-Situation in der Tiefe (Schay et al. 2010). Betroffen war dadurch auch die benthische Besiedlung. Von Mitte der 1970er bis Ende der 1980er Jahre sanken die Chloridwerte im tiefen Hypolimnion bis auf etwa 80 mg L^{-1} ab um danach wieder leicht anzusteigen. Eine wesentliche und kontinuierlich Verringerung des Chlorids trat im Hypolimnion erst nach Einstellung der Sodafabrikation im September 2004 ein (Wolfram et al. 2014). Die Sauerstoffkonzentrationen in Tiefen über 100 m im Traunsee wiesen einen völlig anderen Verlauf als im Hallstätter See auf (Abb. 20B). Trotz der hohen Salzkonzentrationen in der Tiefe kam es im Jahresdurchschnitt zu keiner wesentlichen Verringerung des O_2-Gehaltes. Bestimmend dafür war wohl die winterlichen Einschichtung und Durchmischung, die für einen Sauerstofftransport in die Tiefe sorgte (siehe dazu die ausführliche Diskussion in Pechlaner & Sossau 1982, S.36–41 und Sossau 1982). Die Sauerstoffabnahmen während der Sommerstagnation unterhalb von 100 m Tiefe waren in den 1970er Jahren durchaus beträchtlich, was auch als Anzeichen für zunehmende Eutrophierung angesehen wurde. Die geringste O_2–Konzentration über Grund wurde im Jahr 1978 mit 4,2 mg L^{-1} ermittelt. Seit den 1980er Jahren stiegen die die Minimumwerte des Sauerstoffs im Jahreslauf mehr oder weniger kontinuierlich an (Jagsch et al. 2002, Fig. 4).

Meromiktische Phasen wie im Hallstätter See waren im Traunsee nicht zu beobachten (vergl. Abb. 20A). Trotzdem wurde der Traunsee als ‚teilmeromiktischer' bzw. zuflußbe-

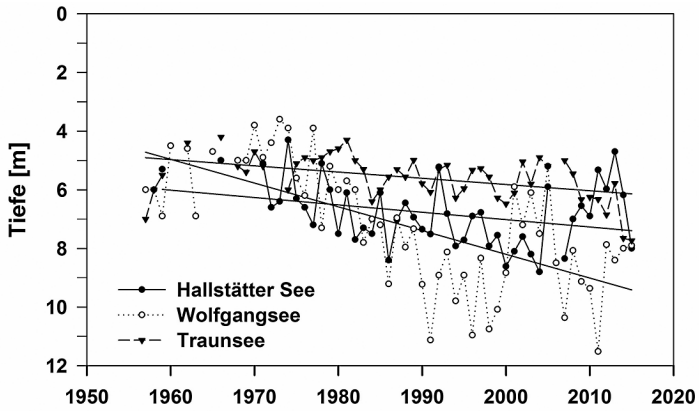

Abb. 21: Mittlere jährliche Sichttiefen im Hallstätter See 1971–2015 (Einzelwerte 1959 und 1966), im Traunsee 1957–2015 und im Wolfgangsee 1957–2015. – Fig. 21: Average annual Secchi-depths in Hallstätter See 1971–2015 (single observations 1959 and 1966), in Traunsee 1957–2015 and in Wolfgangsee 1957–2015 with statistics for the regression lines.
Daten der Regressionsgeraden:
Hallstätter See – y_0 = 58,210; a = –0,033; r^2 = 0,17; F = 8,181; p = 0,0066
Traunsee– y_0 = 28,955; a = –0,017; r^2 = 0,14; F = 7,149; p = 0,0104
Wolfgangsee– y_0 = 153,601; a = –0,081; r^2 = 0,42; F = 39,451; p < 0,0001

dingt (crenogen) meromiktischer See bezeichnet (Walker & Likens 1975). Die oben erwähnte winterliche Durchmischung war offenbar teilweise auch durch die ständige Sohle-Einleitung angetrieben worden. Seit die Einleitung eingestellt wurde sanken nämlich die mittleren Sauerstoffwerte in der Tiefe deutlich auf unter 4 mg L^{-1} ab (Abb. 20B), was nur durch stagnierende Mischungsvorgänge zu erklären ist.

Die Sichttiefen der beiden vorgenannten Seen, Hallstätter See und Traunsee sind zusammen mit dem später noch zu besprechenden Wolfgangsee in Abb. 21 zusammengefasst. Sowohl im Hallstätter See als auch im Traunsee stiegen die Sichttiefen moderat an und zwar um 0,3 bzw. 0,2 m pro Dezennium. Im Durchschnitt der 10-Jahresperiode 2006–2015 lagen in beiden Fällen die Sichttiefen über 6 m.

Auswirkungen des Chlorideintrags auf die Lebensgemeinschaften im See waren vor allem Thema der zwei Untersuchungen in den Jahren 1977 bis 1981(Limnologische Untersuchung Traunsee–Traun) und 1997–2000 (Ökologische Funktionsfähigkeit des Traunsees), beide auf Veranlassung der Oberösterreichischen Landesregierung. Der Schwerpunkt der ersten, fünfjährigen Untersuchung lag bei den Auswirkungen der Eutrophierung, der Belastung der Uferzone und der Traun (Pechlaner & Sossau 1982). Bei der späteren Erhebung wurde hingegen mehr Augenmerk auf eine möglichst breite Bearbeitung unterschiedlicher Biozönosen gelegt, um so eine Beurteilung der ökologischen Integrität des Gewässers zu erreichen (Schmidt & Dokulil 2002). In dieser Studie ist es möglich gewesen, beinahe alle Komponenten sowohl der pelagischen als auch der benthischen Gemeinschaften im gesamten See zu analysieren. Trotz der physikalisch-chemischen Beeinträchtigung des Pelagials durch den Sodaeintrag konnte weder im freien Wasserkörper noch im Uferbereich eine wesentliche Störung nachgewiesen werden. Beide Bereiche waren nach verschiedenen Kriterien zur Evaluation der ökologischen Unversehrtheit als ‚gut‘

einzustufen. Etwas anders lagen die Verhältnisse im Profundal, wo die Einstufung je nach dem Grad der Schlammablagerung (insgesamt 19 % der Seefläche) als ‚schlecht' bis ‚mäßig' ausfiel. Der Bereich der mit der schlechtesten Einstufung in der Ebenseer Bucht war auf ein Gebiet von 0,27 km² beschränkt, was einem Anteil der Seefläche von circa 1,1 % entspricht. Insgesamt war also die ökologische Integrität des Gewässers nur wenig beeinträchtigt. Zudem war auf Grund der Befunde zu erwarten, dass sich der See nach einer Beendigung der Einleitungen rasch erholen wird (Schmidt et al. 2002).

Belastungen mit Chlorid, wie in diesen beiden Beispielen sind in Österreich eher die Ausnahme. Die winterliche Salzstreuung spielte nur in der Vergangenheit eine gewisse Rolle, vor allem in der Nähe von Autobahnen. So stieg etwa die gesamte Chloridmenge im Mondsee von 1500 Tonnen im Jahr 1972 auf über 3000 Tonnen in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre an (Dokulil & Jagsch 1989). Durch die Regelung zur Ableitung von Straßenabwässern und den Bau von Regenrückhaltebecken vor allem an Autobahnen ist dieses Problem heute vernachlässigbar.

Trotz der starken Durchströmung (Tabelle 1) waren in den 1960er Jahren auch am Traunsee erste Anzeichen einer Eutrophierung zu beobachten wie ein Produktionsprofil aus dem Jahr 1968 von Findenegg (1971) verdeutlicht (Abb. 22). Die maximale Produktionsrate von 71 mg C m^{-3} d^{-1} in 3 m Tiefe und die Tagesproduktion unter dem Quadratmeter ist etwa vergleichbar mit Daten aus dem Attersee 1975 (vergl. Abb. 17). Darunter nehmen die Raten entsprechend der Unterwasserstrahlung ab. Die Biomasse des Phytoplanktons war deutlich geschichtet. Das Maximum der Biomasse von 0,9 g FG m^{-3} in 1 m Tiefe korrespondierte allerdings nicht mit der höchsten Produktionsrate. Der Wert war stark von *C. hirundinella* geprägt, welche in dieser Tiefe ihren maximalen Anteil von 98 % hatte. Die errechneten Aktivitätskoeffizienten lagen nur in 3 und 4 m über Eins, wo der Anteil an *Ceratium* nur mehr 90 bzw. 53 % betrug. Auch im Traunsee war die Produktion an diesem Tag wie im Mondsee stark von diesem Dinoflagellaten geprägt.

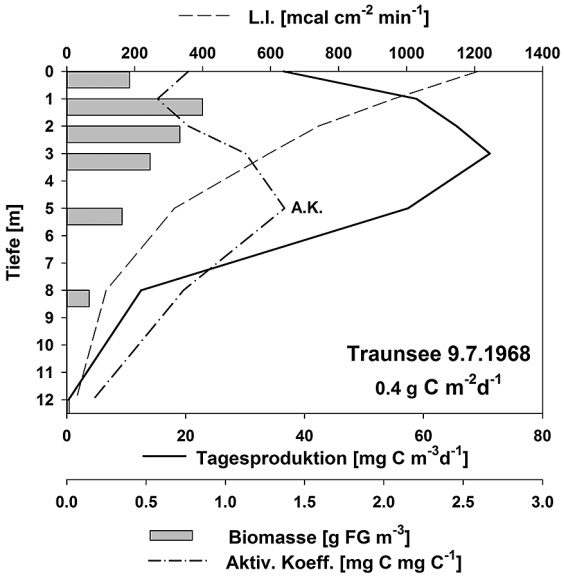

Abb. 22: Produktionsprofil vom 9. Juli 1968 aus dem Epilimnion (0–12 m) des Traunsees. Dargestellt ist die Unterwasser-Strahlung (L.I.), die gesamte Phytoplankton Biomasse als Frischgewicht (FG), die Raten der Tagesproduktion im Vertikalprofil sowie die Aktivitätskoeffizienten (A.K.) als mg C pro mg C Biomasse. Aus Findenegg (1971). – Fig. 22: Phytoplankton production profile from the Epilimnion (0–12 m) in Traunsee from 9 July 1968 including under-water radiation (L.I.) total phytoplankton biomass as freshweight (FG), daily production rates and activity coefficients (A.K.) as mg C per mg C biomass. Modified from Findenegg (1971).

Am Traunsee hat Kann (1959, 1982) in den Jahren 1954–1955 und 1976–1977 Untersuchungen des Algenaufwuchses auf Felswänden und an einem Flachufer durchgeführt. Auf dem steinigem Substrat der Wände und den Blöcken des Flachufers waren bei der ersten Untersuchung Bestände von *Tolypothrix penicillata, Rivularia haematites, Schizothrix lacustris* und *Calothrix spp.* im Schwankungsbereich des Seespiegels besonders schön ausgebildet. Grüne Überzüge von *Cladophora glomerata* beschränkten sich damals auf Stellen lokaler Verunreinigung. Im Grünalgengürtel trat auch die Rotalge *Bangia atropurpurea,* als eine Spezialität des Sees, makroskopisch sichtbar auf. Bei der zweiten Untersuchung waren erhebliche Veränderungen zu bemerken. Als Folge der Zunahme der Bevölkerungsdichte am See und der daraus resultierenden Eutrophierung hatten die oben erwähnten Bestände an den Felsen stark abgenommen. Im Gegenzug hatte *C. glomerata* auch an unbesiedelten Ufern häufig die Krusten überwuchert. *Bangia* war weiter verbreitet und hatte auch mengenmäßig zugenommen. An der Felswand des Traunsteins entwickelte sich in 20–30 m Tiefe eine ‚Rotbunte Tiefenbiocönose' hauptsächlich bestehend aus rotbraunen Krusten der Rhodophycee *Hildenbrandia rivularis.* Daneben sind die Chlorophycee *Gongrosira debaryana* und die Phaeophycee *Bodanella lauterborni* besonders hervorzuheben. Diese Tiefenbiocönose ist nur aus wenigen Seen bekannt (Kann & Sauer 1982, Cantonati et al. 2014). Bei einer Nachuntersuchung 1985 (Kann 1986) waren sowohl *Cladophora* als auch *Bangia* nahezu verschwunden. Durch die inzwischen erfolgte Abwasserreinigung und den Rückgang der Eutrophierung waren also wieder Verhältnisse eingetreten, wie sie für die 1950er Jahre charakteristisch gewesen sind. Einige der vorgenannten Arten, vor allem die seltenen Braun- und Rotalgen wie z. B. *B. atropurpurea,* zählen inzwischen zu den gefährdeten Süßwasseralgen in Österreich (Kusel-Fetzmann 1997).

Der österreichische Seenatlas, Ausgabe 2010 sowie das Seeprofil Traunsee 2013 (https://www.land-oberoesterreich.gv.at/) bescheinigt dem gesamten Traunsee einen guten ökologischen Zustand. Die Trophie wird als oligotroph mit geringer Abweichung zum Grundzustand angegeben. Der chemische Zustand wird als gut oder besser bewertet. Aus den Ergebnissen der GZÜV für die fünf Jahre 2011–2015 resultieren Mittelwerte von 6,7 m Sichttiefe, 5 µg L^{-1} Gesamtphosphor, 1,3 µg L^{-1} Chlorophyll-a und 0,19 mm^3 L^{-1} Algenbiovolumen.

Bleibt noch die Entwicklung des viertgrößten Sees des Salzkammergutes, des **Wolfgangsees** zu erläutern. Das langgestreckte Becken wird in der Mitte durch den Schwemmkegel des Zinkenbaches stark eingeschnürt und teilt den See in zwei limnologisch unterschiedliche Becken, das größere St. Gilgener Becken und das seichtere und kleinere Strobler Becken. Frühe Untersuchungen haben sich fast ausschließlich auf das Gilgener Becken bezogen. Die mittlere Sichttiefe lag 1959 noch bei 6,8 m. Der rasche Anstieg des Fremdenverkehrs führte seit den frühen 1960er Jahren zu einer schleichenden Eutrophierung. Aus einer Messserie der Primärproduktion des Phytoplanktons im Juli 1965 schließt Findenegg (1966) bereits, die Produktion sei nicht licht- sondern nährstoffabhängig, da alle Werte im Epilimnion etwa gleich hoch und um 40 mg C m^{-3} Tag^{-1} waren (Abb. 23). Die Sichttiefe ging bis auf 3,6 m im Jahr 1973 zurück, besserte sich danach aber wieder (Abb. 21). Gleichzeitig verschlechterte sich die Sauerstoffsituation im Tiefenwasser über Grund besonders im Gilgener Becken, wo in der ersten Hälfte der 1970er Jahren Werte deutlich unter 1 mg L^{-1} gemessen wurden (Jagsch et al. 1982). Auslöser waren die ansteigenden Nährstofffrachten aus dem Einzugsgebiet, die innerhalb von etwa 10 Jahren zu einem Anstieg der TP Konzentrationen im See auf das drei- bis vierfache geführt haben. Im glei-

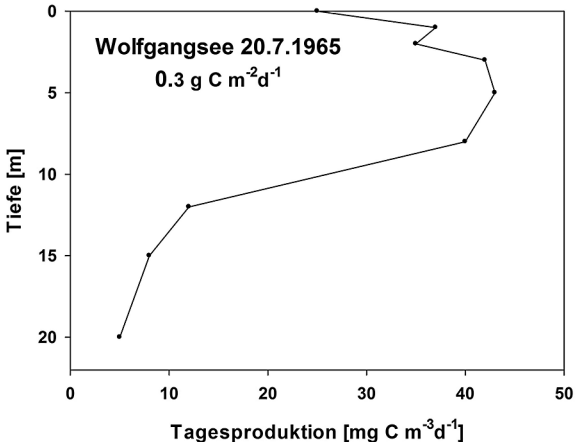

Abb. 23: Einzelnes Profil der Primärproduktion vom 20.Juli1965 aus dem Wolfgangsee (Findenegg 1966). – Fig. 23: Single profile of phytoplankton primary production in Wolfgangsee from 20 July 1965 (Findenegg 1966).

chen Zeitraum stieg die durchschnittliche Algenbiomasse von 0,22 g m^{-3} auf 0,88 g m^{-3} an. Eine auffällige rotbraune Massenentwicklung der Goldalge *Uroglena volvox* war 1974 festzustellen (Jagsch et al. 1982). Der ursprünglich oligotrophe See war damit in eine mesotrophe Phase übergegangen.

Mit den Anfang der 1970er Jahre eingeleiteten Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung und ihrer Fertigstellung in den 1980er Jahren trat rasch eine erhebliche Verbesserung der Wasserqualität ein. Die Sichttiefen nahmen von Jahr zu Jahr tendenziell zu (Abb. 21), die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen mit Ausnahme 1987 jeweils unter 10 mg m^{-3} und waren bis 1995 auf 3 mg m^{-3} abgesunken (Jersabek et al. 2001). Ebenso verbessert zeigte sich der O_2-Haushalt, der gegenüber früheren Messungen deutlich angestiegene Konzen-

Tab. 2: Statistische Daten für die Zeitreihen der Sichttiefen aller 14 Seen. Alle Daten wurden vor der Analyse auf Normalverteilung und konstante Varianz überprüft. – Tab. 2: Statistics for the time series of the Secchi-depth plots of all 14 lakes. Data were verified for normal distribution and constant variance before analysis.

See	y0	a	r^2	F	p
Zeller See	98.221	-0.052	0.319	28.126	<0.0001
Obertrumer See	101.374	-0.052	0.560	62.474	<0.0001
Mattsee	141.785	-0.073	0.647	64.265	<0.0001
Grabensee	122.235	-0.063	0.553	43.371	<0.0001
Wallersee	44.966	-0.024	0.273	17.264	0.0001
Fuschlsee	103.284	-0.055	0.537	55.601	<0.0001
Irrsee	69.571	-0.037	0.270	15.94	0.0003
Mondsee	38.886	-0.022	0.222	15.095	0.0003
Attersee	103.284	-0.055	0.537	55.701	<0.0001
Grundlsee	-171.020	0.081	0.261	8.829	0.0065
Altausseer See	-251.922	0.122	0.524	23142	<0.0001
Hallstätter See	58.210	-0.033	0.166	8.181	0.0066
Wolfgang See	153.601	-0.081	0.427	39.451	<0.0001
Traunsee	34.505	-0.02	0.173	10.616	0.002

trationen über Grund aufwies. In den Jahren 1981–1995 lag die Sättigung in 100 m Tiefe nie unter 60 %.

Entsprechend abgenommen hatte auch die Biomasse des Phytoplanktons im Epilimnion, welche 1995 bei etwa 0,15 g m^{-3} lag. Das Frühjahrsplankton war von Diatomeen, vor allem der Gattung *Aulacoseira, Tabellaria fenestrata* und zentrischen Formen dominiert. Größere Anteile an der frühsommerlichen Biomasse hatten *Ceratium hirundinella, Synedra acus* und *Peridinium sp.* Besonderheiten traten 1982 im Mai mit nennenswerten Mengen von *P. rubescens* und im Juni mit *Uroglena volvox* auf. Letztere dominierte mit 78 % die epilimnische Algenbiomasse.

Im Dezennium 1996 bis 2005 blieben die Jahresmittelwerte des TP mit 3,4–5,1 mg m^{-3} weiterhin auf niedrigem Niveau, ebenso die planktischen Algenbiomassen, welche 0,1 bis 0,27 g m^{-3} betrugen. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons unterschied sich von früheren Befunden vor allem dadurch, dass *T. fenestrata* und die Gattung *Aulacosira* so gut wie nicht mehr nachweisbar waren. Hingegen traten *Rhodomonas minuta* und *Dinobryon divergens* verstärkt auf. Die Sichttiefen stiegen weiter an und erreichten Jahresmittel von über 10 m (Abb. 21), die Sauerstoffsättigung stieg in 100 m Tiefe auf über 73 % und lag über Grund nie tiefer als 20 % (Kaiblinger et al. 2006). Betrachtet man die Sichttiefenentwicklung insgesamt, so zeigte der Wolfgangsee die größte Verbesserung aller hier zusammengefassten Seen. Die Sichttiefe hatte sich maximal um 7,9 m verbessert (im Durchschnitt 0,8 m pro Dezennium) und lag in der 10-Jahresperiode 2006–2015 bei fast 9 m, ein Wert der derzeit nur vom Attersee übertroffen wird (9,25 m). Eine Zusammenstellung der Trends aller Sichttiefen der besprochenen Seen findet sich in Tabelle 2.

Über das Zooplankton des Wolfgangsees liegen nur wenige Befunde vor. Nach Einsele & Hemsen (1959) waren die wesentlichsten Vertreter des tierischer Planktons, wie in anderen Salzkammergutseen, *Eudiaptomus gracilis* und ein *Cyclops* der strenuus-Gruppe, wahrscheinlich *C.abyssorum praealpinus* (Herzig münd. Mittlg.), ferner *Daphnia longispina*, *Bosmina coregoni longispina*, *Leptodora kindti* und *Bythotrephes longimanus*. Hinzu kommt im Wolfgangsee noch *Scapholeberis mucronata*. An Rotatorien wies Zach (1979) *Keratella cochlearis, Kelicottia longispina, Synchaeta spp.* und *Polyarthra vulgaris* als mengenmäßig bedeutsam aus. Interessant ist, dass im Wolfgangsee vergleichsweise wenig Kleinkrebse, wohl aber viele Rädertiere vorkamen. In 10 Liter Wasser fanden sich nur 33 Kleinkrebse, was in etwa dem Grundlsee und dem Hallstätter See entspricht. Mit 939 Ind. L^{-1} wurde hingegen die zweitgrößte Menge an Rotatorien aller untersuchten Seen im Salzkammergut festgestellt (Zach 1980).

Nach Einsele & Hemsen (1959) ist der Wolfgangsee ein gemischter Reinanken-Saiblingssee. Gassner et al. (2005) typisieren den See in einer Clusteranalyse als zu Gruppe 2 zugehörig, in die auch mehrere andere Seen des Salzkammergutes hineinfallen. Die Elritze, *Phoxinus phoxinus* ist in dieser Gruppe der Leitfisch, typspezifische Arten sind unter anderem der Seesaibling, *Salvelinus umbla* (früher *alpinus*) und die Brachse, *Abramis brama* (Gassner et al. 2005).

Zur Abrundung dieses Abschnittes und zur Einordnung der hier vorgestellten Daten in einen größeren Zusammenhang werden noch drei Beziehungen zwischen wesentlichen Komponenten von See-Ökosystemen dargestellt. Die allgemein bekannte Relation des Gesamtphosphors zur Biomasse des Phytoplanktons beziehungsweise zur Konzentration des Chlorophyll-a (z. B. Vollenweider & Kerekes 1982) wird für die österreichischen

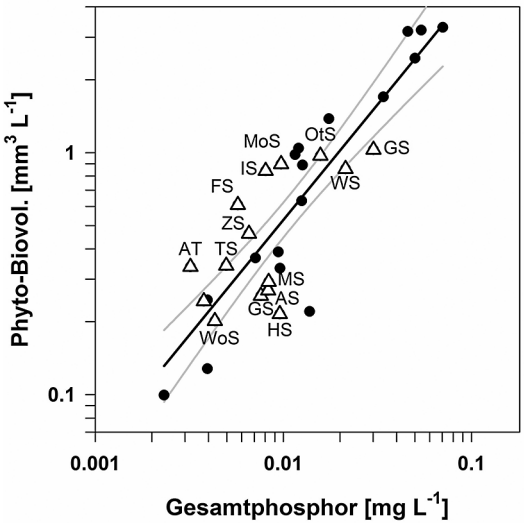

Abb. 24: Beziehung der Durchschnittswerte der Jahre 2007–2015 des Gesamtphosphors zum Biovolumen des Phytoplanktons für österreichische Seen. Log-log Darstellung. Die weißen Dreiecke kennzeichnen die 14 hier besprochenen Seen. Beim Wolfgangsee (WoS) sind die beiden Becken getrennt dargestellt. Abkürzungen siehe Tabelle 1, Spalte 1. – Fig. 24: Dependence of the annual averages of phytoplankton biovolume from total phosphorus concentration for 2007–2015 for Austrian lakes. Log-log plot. The open triangles indicate the 14 lakes of the present study. The two basins of Wolfgangsee (WoS) are depicted separately. Data for the regression line are given. Abbreviations as in Table 1.
Daten der Regressionsgeraden:
y_0 = 0,054; a = 51,417; r^2 = 0,89; F = 253,574; p < 0,0001; N = 32

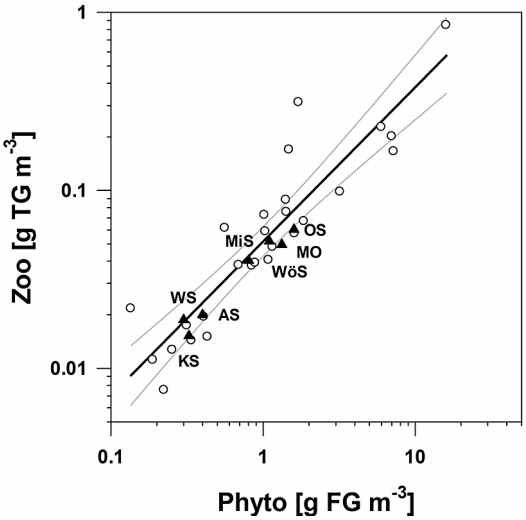

Abb. 25: Beziehung der Jahresmittelwerte der Phytoplanktonbiomasse als Frischgewicht (FG) zur Zooplanktonbiomasse als Trockengewicht (TG) für tiefe Seen. Log-log Darstellung. Schwarze Dreiecke österreichische Seen nördlich der Alpen (AS – Attersee, MO – Mondsee, KS – Königssee) und südlich der Alpen (WöS – Wörther See. MiS – Millstätter See, OS – Ossiachersee, WS – Weissensee). Verändert und kombiniert aus Herzig 1985 und 2001. – Fig. 25: Dependence of the annual averages of zooplankton biomass as dry-weight (TG) from phytoplankton biomass as fresh-weight (FG) for deep lakes. Log-log plot. Black triangles depict Austrian lakes north of the Alps (AS – Attersee, MO – Mondsee, KS – Königssee) and south of the Alps (WöS – Wörther See. MiS – Millstätter See, OS – Ossiachersee, WS – Weissensee). Modified and combined from Herzig 1985 and 2001. Statistics of the regression line are given.
Daten der Regressionsgerade:
y_0 = –1,300; a = 0,870; r^2 = 0,84; F = 155,853; p < 0,0001; N = 34

Seen größer als 50 ha insgesamt und für die 14 Seen im Besonderen in Abb. 24 dargestellt. Im Durchschnitt mehrerer Jahre und für die 34 Seen lässt sich aus der Konzentration des Gesamtphosphors die Variabilität der Phytoplankton Biomasse zu 89 % erklären, aber nur zu 57 % jene der Chlorophyll-Konzentration, obwohl zwischen Chlorophyll-a und Phytoplankton Biomasse ein Determinationskoeffizient von r^2= 0,87 besteht. Eine mögliche Erklärung ist wohl in der unterschiedlichen qualitativen Zusammensetzung des Plank-

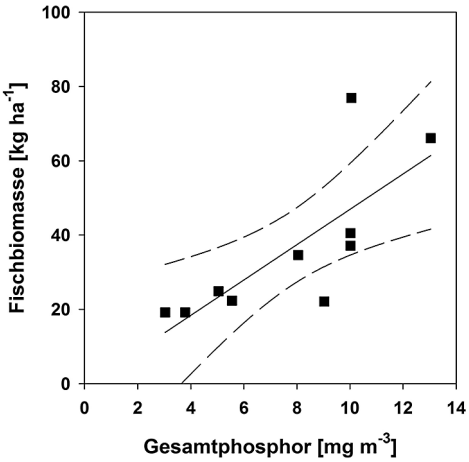

Abb. 26: Abhängigkeit der Fischbiomasse vom Gesamtphosphor für eine Reihe von oligo- bzw. oligo-mesotrophen Seen. Nach Gassner et al. (2003). – Fig. 26: Dependence of total fish biomass from total phosphorus concentration for some oligo- and oligo-mesotrophic lakes. Redrawn from Gassner et al. (2003). Statistics for the regression line given.
Daten der Regressionsgeraden:
y_0 = –0,655; a = 4.761; r^2 = 0,59; F = 11,450; p = 0,0096; N = 10

tons zu suchen. Verschiedene taxonomische Gruppen weisen unterschiedliche Mengen an Chlorophyll pro Zelle auf. Bei Überwiegen einer Algengruppe kann daher dasselbe Biovolumen ungleiche Chlorophyll-Mengen aufweisen.

Ähnlich stark positiv ist die Abhängigkeit der Zooplankton Biomasse von der Menge an vorhandenem Phytoplankton in tiefen Seen (r^2 = 0,84; Abb. 25). Bezogen auf die Biomasse unter einem Quadratmeter erklärt das Phytoplankton sogar 90 % der Varianz des Zooplanktons. Für Flachseen besteht eine komplexere Beziehung, die durch ein Polynom zu beschreiben ist (Herzig 2001). Der Zusammenhang unterstreicht die Bedeutung des Phytoplanktons als Nahrungsgrundlage für das Zooplankton. Eine Kombination der Relationen aus Abb. 24 und 25 ermöglicht theoretisch auch eine Ableitung der möglichen Biomasse des Zooplanktons aus dem Gesamtphosphor, welcher auch als Basis für die Abschätzung der Fischbiomasse herangezogen werden kann (Abb. 26, Gassner et al. 2003).

Diese Relationen unterstreichen einmal mehr, wie wichtig und wesentlich regelmäßige Analysen vieler Parameter über lange Zeiträume sind, die oft als ‚Monitoring' abgetan werden. Wie in der Meteorologie und Hydrologie, um nur zwei Beispiele anzuführen, sind Langzeitdaten in der Gewässerforschung unerlässlich, um Veränderungen in der Vergangenheit aufzuzeigen, aber auch um Entwicklungen in der Zukunft abschätzen zu können.

Resümee

Als eines der wasserreichsten Länder Europas begann Österreich schon früh mit Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Verbesserung der Wasserqualität. Entscheidend waren letztlich aber wohl auch die Auswirkungen und Anliegen des rasant zunehmenden Tourismus in den 1960er und 1970er Jahren. Schon lange bevor es zu sichtbaren Veränderungen kam, versuchten Limnologen die erkennbaren Unterschiede von Seen, basierend auf verschiedenen Kriterien, nach Typen zu gliedern (Seetypenlehre, Elster 1958). Diese Bemühungen mündeten im bekannten Trophiesystem (z. B. Vollenweider & Kerekes 1982) und gipfelten letztlich in der Formulierung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000) und ihrer nationalen Umsetzung in der Novelle des Wasserrechtsgesetzes (2011).

Beziehungen der Trophie zu den Seetypen diskutierte bereits Findenegg (1955). Auf der Basis von Produktionsmessungen definiert Findenegg (1964) drei Typen von Kurven: Die erste entspricht dem bereits von Rodhe (1958) entwickelten Typ mit einem typischen Maximum im oberen Epilimnion und einer mehr oder weniger starken Abnahme darunter mit der Tiefe (Beispiel Mondsee 1968 Abb. 12). Der zweite Typ hat kein definitives Maximum mit etwa gleichen Produktionswerten von der Oberfläche bis hinab in 10 bis 12 Meter Tiefe (Beispiel Attersee 1965, Abb. 17). Der dritte Typ hat zu mindestens zwei Maxima, eines im Epilimnion und eines im Metalimnion, die typischerweise in Kärtner Seen, meromiktischen Seen oder *Planktothrix* Seen auftreten, hier aber so gut wie nicht vorgekommen sind. Die völlig verschiedene Ausformung der Eutrophie in vorher ähnlichen Seen erörterte Findenegg (1971), wie bereits im Hauptteil in Zusammenhang mit dem Mondsee und dem Wallersee erläutert. Auf der Basis einer nur dreijährigen Untersuchung einiger Salzkammergut- und Flachgauseen versuchte Schultz (1971) eine Reihung der Seen nach dem Grad der Überdüngung. Schultz unterscheidet, im Wesentlichen nach dem P-Gehalt, Reinwasserseen (Attersee, Traunsee), Seen des Übergangstyps (Wolfgangsee, Irrsee, Mondsee) sowie die nährstoffreichen Seen Mattsee, Obertrumer See und Wallersee.

Eine Reihung der Seen auf der Grundlage von TP-Mittelwerten der Jahre 2010 bis 2015 aus der H_2O Datenbank, des Umweltbundesamts ergibt 45 Jahre später eine ganz ähnliche Reihung. Benützt man die Trophiegrenzen für TP nach Vollenweider & Kerekes (1982), so gehört heute der Wolfgangsee zu den Reinwasserseen (ultra-oligotrophe Seen) und der Mattsee zu den Übergangsseen nach der Terminologie von Schultz (1971). Damit ergibt sich für die 14 hier besprochenen Seen die Reihung der Tabelle 3.

Der Atlas der Seen Österreichs (BAW 2010) definiert 11 Seentypen in 6 Regionen. Die Typologie der natürlichen Seen Österreichs (Wolfram et al. 2004) beruht auf den geo-

Tab. 3: Mittelwerte als Durchschnitt der Jahre 2007–2015 für die 14 Seen und die Variablen Wassertemperatur (WT) in °C, elektrische Leitfähigkeit (Leitf.) in µS cm^{-1}, pH-Wert als $-\log H^+$, Nitrat als mg L^{-1}, Gesamtphosphor (TP unf.) als mg L^{-1}, Sichttiefe (SD) in m, Chlorophyll-a (Chla) in µg L^{-1} und Phytoplankton Biovolumen (Phyto) in mm^3 L^{-1}. – Tab. 3: Mean values for the period 2007–2015 for all 14 lakes and the variables water temperature (WT) in °C, conductivity (Leitf.) as µS cm^{-1}, pH-value as $-\log H^+$, Nitrate as mg L^{-1}, Total phosphorus (TP unf.) as mg L^{-1}, Secchi-depth (SD) in m, Vhlorophyll-a (Chla) as µg L^{-1} and phytoplankton biovolume (Phyto) as mm^3 L^{-1}.

Name	WT	Leitf.	pH	Nitrat	TP unf.	SD	Chla	Phyto
Attersee	8.51	283.62	8.18	0.620	0.0032	9.31	1.34	0.337
WolfS Gilgener Becken	8.10	258.83	8.24	0.575	0.0038	8.54	1.10	0.243
WolfS Strobler Becken	8.35	257.55	8.22	0.578	0.0043	5.83	1.05	0.201
Traunsee	7.27	399.50	8.03	0.665	0.0050	6.25	1.37	0.341
Fuschlsee	8.12	328.32	8.23	0.551	0.0057	6.25	1.81	0.608
Zeller See	8.24	154.22	7.81	0.341	0.0066	6.97	1.82	0.463
Grundlsee	8.35	228.96	7.96	0.420	0.0076	7.33	1.05	0.256
Irrsee	8.88	308.37	7.99	0.267	0.0080	4.99	2.81	0.842
Altausseer See	7.55	157.58	7.92	0.441	0.0083	8.03	1.36	0.269
Mattsee	9.38	260.25	8.20	0.156	0.0083	5.47	1.87	0.292
Hallstätter See	7.27	239.08	7.99	0.442	0.0096	6.49	0.94	0.215
Mondsee	7.42	349.28	8.09	0.531	0.0097	4.85	3.47	0.896
Obertrumer See	8.60	313.56	8.06	0.345	0.0157	3.74	4.53	0.972
Wallersee	10.19	350.03	8.07	0.544	0.0214	3.37	4.44	0.857
Grabensee	10.79	306.27	8.09	0.190	0.0301	3.58	4.68	1.029

morphologischen Seentypen (Fink & Wimmer 2002), berücksichtigt aber auch andere Typisierungen. So definieren Pall & Moser (2009) Seentypen auf der Basis der Makrophyten-Vegetation im Wesentlichen nach Regionen. Auf der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft eines Sees basiert eine von Gassner et al. (2003, 2005) vorgeschlagene Seentypologie für natürliche Seen größer 50 ha in Österreich. Die Autoren identifizierten vier Typ-Gruppen mit jeweils spezifischen Leitarten. Diese Typen fanden in erweiterter Form als Fischökologische Seentypen auch Eingang in die Gewässerbeurteilung (z. B. Gassner et al. 2014). Der Grundlsee und der Altausseer See sind in Gruppe 1 inkludiert deren Leitart der Sesaibling, *Salvelinus umbla* ist. Zur Gruppe 2 mit der Leitart Elritze, *Phoxinus phoxinus* gehören die Seen des weiteren Traun-Einzugsgebietes (Fuschlsee, Irrsee, Mondsee, Attersee, Hallstätter See, Wolfgangsee und Traunsee). Die Seen des Alpenvorlandes, Mattsee, Obertrumer See, Grabensee und Wallersee schließlich fallen in Gruppe 3 mit der Leitart Laube, *Alburnus alburnus*. Die Gruppe 4 mit der Leitart Zander, *Sander lucioperca* kommt nur in Ostösterreich vor und ist hier nicht vertreten.

Die Erfolge, die bei der Oligotrophierung bzw. Qualitätsverbesserung der Seen durch die Fernhaltung und Reinigung der Abwässer in den hier besprochenen Gewässern und in Österreich insgesamt erzielt wurden, lassen sich am besten an Daten aus der Donau östlich von Wien ablesen. Da die Donau fast das gesamte Staatsgebiet entwässert (etwa 96 %) und Phosphor als der Hauptverursacher der Eutrophierung gelten kann, lassen sich die Erfolge am Vergleich von Langzeitdaten der P-Konzentrationen festmachen. Lagen die Konzentrationen des Gesamtphosphors in den 1970er und 1980er im Jahresdurchschnitt immer über 0.200 mg L^{-1} (Weilguni & Humpesch 1999), so waren es im Jahr 2016 in Wolfsthal nur mehr 0.090 mg L^{-1} (Water Consult 2017), was einer mehr als Halbierung gleichkommt. Wesentlich stärker fällt die Reduktion beim gelösten reaktiven Phosphor (SRP) aus. In den 1970er und 1980 Jahren waren Mittelwerte weit über 0.100 mg L^{-1} die Regel. Derzeit ist der Mittelwert des Jahres 2016 auf etwa 0.018 mg L^{-1} abgesunken, was eine Verringerung um nahezu dem 10-fachen entspricht.

Die *Ist-Bestandsanalyse 2013* (BMLFUW 2014) stellt ein Risiko der Zielverfehlung bei den Nährstoffen für den Mondsee fest. Maßnahmen erfolgten bereits bei Punktquellen durch weitere Phosphor-Elimination bei der Kläranlage Mondsee. Die stofflichen Einträge aus diffusen Quellen sollen ebenfalls weiter vermindert werden. Beim Traunsee wurden Defizite in der Fischzönose diagnostiziert, deren Ursache in morphologischen Defiziten zu suchen ist (z. B. fehlende oder nicht erreichbare Laichplätze für Perlfisch oder Seeforelle sowie Beeinflussung durch Besatz). Als Gegenmaßnahmen kommen Wiederherstellung der Laichplätze sowie Wiederbesiedlung mit Kleinfischarten in Frage. Ein Erhebungs- und Bewertungsverfahren für Veränderungen in der Hydromorphologie von Seen fehlt derzeit aber noch. Bezüglich Schadstoffe gibt es derzeit keine Hinweise auf eine Zielverfehlung bei stehenden Gewässern.

Auch der *Jahresbericht Wassergüte 2015* bescheinigt auf der Basis biologischer Qualitätselemente neun der 15 hier abgehandelten Seen im Durchschnitt der Jahre 2012–2014 die beste Zustandsklasse (1). Die vier Vorlandseen und der Mondsee fallen hingegen in die Klasse 2, wobei angemerkt sei, dass der Mondsee 2015 wieder in Klasse 1 eingestuft worden ist (siehe Tabelle 41, S. 84 in BMLFUW 2016). Im Jahresmittel aus vier Messungen lagen die Sichttiefen der 15 Seen zwischen 9,4 m im Zeller See und 2,9 m im Grabensee. Volumsgewichtete Gesamtphosphor-Werte von 3–4 µg L^{-1} wiesen der Attersee, Traunsee, Wolfgangsee, Altausseer See und der Grundlsee auf. Die höchsten mittleren TP Werte

wurden mit 14–18 µg L^{-1} in den Vorlandseen erreicht. Ähnliches gilt für die Konzentration an Chlorophyll-a. Jahresmittel von über 4,5 µg L^{-1} traten, mit Ausnahme des Mattsees, nur in den Vorlandseen auf. In alle anderen Seen lagen die Chlorophyll Mengen meist weit unter 3 µg L^{-1} (siehe Tabelle 47, S. 94 in BMLFUW 2015).

Abschließend ist daher festzuhalten, dass die hier in ihrer Langzeitentwicklung dargestellten Gewässer über die Jahrzehnte erhebliche und oft auch unterschiedliche Veränderungen erfahren haben, die aber durch die Bemühungen um die Abwasserreinigung, diverse Restaurierungsmaßnahmen und die ständige Überwachung derzeit alle in guten bis sehr gutem Qualitätszustand anzutreffen sind.

Ausblick

Bleibt noch die Frage zu erörtern, welche gegenwärtigen oder zukünftig möglichen Problemfelder auf die Seen zukommen werden, beziehungsweise wo noch Wissens- oder Forschungsdefizite zu füllen wären. Tatsächlich wäre hier eine Vielzahl von neuen Arbeitsgebieten zu nennen, von denen im Folgenden nur einige wenige kurz angeführt werden sollen.

An erster Stelle ist hier wohl die die **Veränderung des Klimas** zu nennen, dessen Auswirkungen zum Teil bereits jetzt in den Seen festzustellen sind (z. B. George 2010, Dokulil & Teubner 2011, Dokulil 2013). So haben etwa die oberflächennahen Wassertemperaturen in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen und werden weiter steigen (Dokulil 2014c), ebenso wie die Temperaturen in der Tiefe der Seen (Dokulil et al. 2006). Die Erwärmung der Seen äußert sich in einer Verlängerung der thermischen Schichtung, größerer Stabilität der Wassersäule und kann letztlich zu Änderungen in der Durchmischungscharakteristik führen (Ficker et al. 2017). Welche biologischen Auswirkungen zu erwarten sein werden ist derzeit Gegenstand intensiver Forschung (z. B. Teubner et al. 2006). Einen umfassenden Überblick über den Status quo zahlreicher Aspekte des Klimawandels in Österreich ermöglicht APPC (2014), worin in Band 2, Kapitel 2 der Einfluss auf die Hydrosphäre abgehandelt wird (Nachtnebel et al. 2014).

Ob und wie sich die vom Klimawandel vorhergesagten Extremereignisse im **Einzugsgebiet** zukünftig auf die Gewässer und die Seen im Besonderen auswirken werden, kann derzeit nicht mit Sicherheit abgeschätzt werden. Es ist aber nicht auszuschließen, dass es durch verstärkte Abschwemmung zu einer neuerlichen, klima-induzierten Eutrophierung kommen könnte (Dokulil 2014d). Damit in Zusammenhang steht das neuerliche Interesse an diffusen Nährstoffflüssen aus dem Einzugsgebiet, die bereits im OECD- und österreichischen Eutrophieprogramm wesentlich gewesen sind (Gabriel et al.2011). Extremereignisse können vermutlich zu einer Einschränkung der Selbststabilisierung (Resilienz) führen und so die Robustheit wasserwirtschaftlicher Strukturen vermindern, wodurch Maßnahmen erforderlich werden würden (Dokulil 2015).

Stand bis vor kurzem der freie Wasserkörper mit seinen Planktonorganismen und eventuell die Besiedlung des Benthos im Vordergrund, so rückt nun immer mehr das **Ufer** und das **Litoral** in den Fokus der Betrachtungen (z. B. Ritterbusch-Nauwerck 1991, 1996). In diesen Zusammenhang gehört auch die verstärkte, integrative Betrachtung von Einzugsgebieten und Regionen (z. B. Gamarith & Guttmann 2007).

Ein immer wichtiger werdendes Feld sind die aquatischen **Neobiota**, deren Einschleppung und Verbreitung alle trophischen Niveaus in den Gewässern betrifft (Ofenböck et al. 2013). Bei der ungenügend erforschten Algenflora ist ein Beweis für eine neuauftretende Art oft schwer zu führen. In Essl & Rabitsch (2002) werden von Kabas vier Arten angeführt, von denen zumindest *Cylindrospermopsis raciborskii* heute nicht mehr nachweisbar ist (Dokulil & Donabaum 2015).

Mikroplastik wurde länger nur als Gefahr für die Meere gesehen. In zunehmendem Maße sind aber auch Binnengewässer davon betroffen. Handlungsbedarf besteht unter anderem in der Bewertung von Schadwirkungen (Liebmann et al. 2015). Ähnliches gilt für die Auswirkungen von **Nanomaterialien** auf das Ökosystem See, ein ganz neues Untersuchungsgebiet (https://www.uibk.ac.at/public-relations/presse/archiv/2015/640/).

Hormonwirksame Stoffe stellen nach wie vor ein Risiko in Gewässern dar (ARCEM 2003), ebenso wie die äußerst umfangreiche Liste der sogenannten **prioritären Stoffe**, das sind besonders gefährliche Chemikalien die in Lebewesen akkumulieren, sehr giftig sind und in der Umwelt nur schlecht abgebaut werden. Diese Liste wird ständig ergänzt und erweitert (UBA 2013b). Durch die dadurch notwendigen Verschärfungen bestehender Güteziele, werden die Risiken erhöht, zukünftig den guten chemischen Zustand nicht einzuhalten. Auf europäischer Ebene werden deshalb intensive Diskussionen über die Notwendigkeit weitergehender Abwasserbehandlungsmaßnahmen geführt.

Epilog

Der hier gegebene Überblick über die Limnologie der Seen seit Mitte des 20. Jahrhunderts verdeutlichte die Veränderungen in diesen Zeitraum, möchte gleichzeitig aber auch zeigen welche enormen Verbesserungen der Wasserqualität durch entsprechende Anstrengungen und politischen Willen möglich waren. Bleibt zu hoffen, dass Österreich seinen erreichten Standard weiterhin wird halten können, um so neuerlichen Einwirkungen oder Gefahren rechtzeitig begegnen zu können, die im Anthropozän des 21. Jahrhunderts auftreten werden.

Danksagung

Die Idee zu diesem Artikel stammt von Friedrich Schiemer, wofür ich ihm herzlich danken möchte. Dank gebührt auch Alois Herzig und Albert Jagsch für diverse Anregungen und kritisches Durchsehen des Manuskriptes.

Literatur

Achleitner D., Gassner H. & Jagsch A., 2007: Die limnologische Langzeitentwicklung des Mondsees und Irrsees. Schriftenreihe BAW, Bd. 26, Bundesamt Wasserwirtschaft, Wien, 15 S. http://www.baw.at/index.php/14-menue-baw/1583-publikationen-2007.html (abgerufen 21.3.2017).

APCC, 2014: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 S. ISBN 978-3-7001-7699-2. http://hw.oeaw.ac.at/7699-2 (abgerufen 21.3.2017).

ARCEM 2003: Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässer – Ein Risiko? Austrian Research Cooperation, Umweltbundesamt, Wien, 713 S. www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/DP102.pdf (abgerufen 21.3.2017).

BAW, 2010: Natürliche und künstliche Seen Österreichs grösser als 50 ha – Stand 2009. Schriftenr. BA Wasserwirtsch. 33, 1–425. https://www.bmlfuw.gv.at/suchergebnisse.html?queryString=seenatlas (abgerufen 21.3.2017).

Berger F., 1984: Wie sauer sind eigentlich Regen und Schnee? Jber. Biol. Stat. Lunz 7, 12p.

BLU, Bayerisches Landesamt Umweltschutz, 2006. Gewässerschutz bei Seen. 4 S. https://www.lfu.bayern.de/suchen/index.htm?q=Gew%C3%A4sserschutz+bei+seen.

BLMFUW 2014: EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG. Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsanalyse 2013. BM Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sekt. Wasser, Wien, 160 S.

BLMFUW 2016: Wassergüte in Österreich Jahresbericht 2015. Überwachung des Gewässerzustandes gemäss GZÜV (BGLB. II Nr. 479/2006 I.D.F., BGBL II Nr. 465/2010). BM Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. IV/3 in Zusammenarbeit mit der Umweltbundesamt GmbH, Wien, 182 S.

Brehm V & Zederbauer E., 1906: Beiträge zur Planktonuntersuchung alpiner Seen. IV. Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 56, 19–32.

Bruschek E., 1971: Burgunderblutalge behindert die Setzlingsaufzucht in der Fischzuchtanstalt Kreuzstein. Österr. Fischerei 24,124–126.

Cantonati M, Guella G, Komárek J. & Spitale D., 2014: Depth distribution of epilithic cyanobacteria and pigments in a mountain lake characterized by marked water-level fluctuations. Freshw. Sci. 33(2), 537–547.

Czernin-Chudenitz C.W., 1957: Das Abwasserproblem im Lande Salzburg. Gewässer Abwässer 1957, 133–142.

Czernin-Chudenitz C.W., 1986. Die Phytoplanktonentwicklung der Flachgauer Seen, Stud. Forsch. Salzburg 2, 385–397.

Danecker E., 1969: Bedenklicher Zustand des Mondsees im Herbst 1968. Österr. Fischerei 22(2/3), 26–31.

Danecker E., 1980. Untersuchungen des Obertrumer Sees (Salzburg) in den Jahren 1961 bis 1966. Österr. Fischerei 33(7), 121–127.

Danesch E. & Danesch O., 1979: Österreich ein Land der Seen. Ringier & Co. AG, Zürich/ München, 240 S. ISBN 3 85859 092–4.

Danielopol D.L., Handl M. & Yin Y., 1993: Benthic ostracods in the pre-alpine deep lake Mondsee. Notes on their origin and distribution, In: Ostracoda in the Earth and Life Sciences. Balkema, Rotterdam, 465–480.

Dobesch H.F.N., 1980: Die Stabilitätsverhältnisse des Traunsees. Limnologische Untersuchung Traunsee – Traun, Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Bericht Nr. 1, 1–59.

Dokulil M., 1984: Die Reoligotrophierung des Mondsees. Laufener Seminarb. ANL 2, 46–53.

Dokulil M., 1987: Long term occurrence of blue-green algae in Mondsee during eutrophication and after nutrient reduction with special reference to *Oscillatoria rubescens*. Schweiz. Zeitschr. Hydrol. 49(3), 378.

Dokulil M., 1988: Seasonal and spatial distribution of Cryptophycean species in the deep, stratifying alpine Lake Mondsee and their role in the food web. Hydrobiologia 161, 185–201.

Dokulil M., 1991: Contribution of green algae to the phytoplankton assemblage in a mesotrophic lake, Mondsee, Austria. Arch. Protistenkde. 139, 213–223.

Dokulil M., 1993: Populationsdynamik der Phytoplankton Diatomeen im Mondsee seit 1957. Wasser und Abwasser 35, 53–75.

Dokulil M.T., 2013: Impact of climate warming on European inland waters. Inland Waters 4, 27–40.

Dokulil M.T., 2014a: Environmental Impacts of tourism on lakes. In: A.A. Ansari & S.S. Gill (eds.) Eutrophication: Causes, Consequences and Control Vol. 2, 81–88, Springer, Dordrecht. ISBN 978-94-007-7813-9.

Dokulil M.T., 2014b: Photoautotrophic productivity in eutrophic ecosystems. In: A.A. Ansari & S.S. Gill (eds.) Eutrophication: Causes, Consequences and Control Vol. 2, 99-109, Springer, Dordrecht.

Dokulil M.T., 2014c: Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. Hydrobiologia 731,19–29.

Dokulil M.T., 2014d: Old Wine in New Skins: Eutrophication Reloaded: Global Perspectives of Potential Amplification by Climate Warming, Altered Hydrological Cycle and Human Interference. In: A. Lambert & C. Roux (eds.) Eutrophication: Causes, economic implications and future challenges, 95–125. Hauppauge: Nova Publishers, New York. ISBN 978-1-62808-498-6.

Dokulil M.T., 2015: Climate impacts on ecohydrological processes in aquatic systems. Ecohyd. Hydrobiol. 16, 66–70.

Dokulil M.T. & Donabaum K., 2015: Sanierung und Restaurierung eines innerstädtischen Flachsees. HandbuchAngewandte Limnologie 31. Erg. Lfg. 1/15 VI–10.1, 1–5. http://onlinelibrary.wiley.com/book/10.1002/9783527678488/topics (abgerufen 21.3.2017).

Dokulil M. & Jagsch A., 1989: Some aspects of the impact of tourism on Mondsee, Austria. Symp. Biol. Hung. 38, 415–428.

Dokulil M. & Jäger P., 1985: General limnological characterization of the Trumer Lakes, Mondsee, Attersee and Traunsee. In: Danielopol D., Schmidt R. & Schultze E. (eds.), Contributions to the paleolimnology of the Trumer Lakes (Salzburg) and the lakes Mondsee, Attersee and Traunsee (Upper Austria), 16–24, Eigenverlag, Mondsee.

Dokulil M.T. & Kofler S., 1994: Ecology and autecology of *Tabellaria flocculosa var. asterionelloides* Grunow (Bacillariophyceae) with remarks on the validation of the species name. In: Proceedings of the 13th international Diatom Symposium. Biopress, Bristol, 23–38.

Dokulil M. & Skolaut C., 1991: Aspects of phytoplankton seasonal succession in Mondsee, Austria, with articular reference to the ecology of *Dinobryon* Ehrenb. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 968–973.

Dokulil M. & Skolaut C., 1993: Long-term response of phytoplankton population dynamics to oligotrophication in Mondsee, Austria. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25, 657–661.

Dokulil M. & Teubner K., 2011: Eutrophication and climate change: Present situation and future scenarios. In:Ansari A.A, Gill S.S., Lanza G.R. & Rast W. (Eds.), 1–16. Eutrophication: causes, consequences and control. Springer Netherlands. DOI:10.1007/978-90-481-9625-8_1.

Dokulil M., Herzig A. & Jagsch A., 1990. Trophic relationships in the pelagic zone of Mondsee, Austria. Hydrobiologia 191, 199–212.

Dokulil M.T., Schwarz K. & Jagsch A., 1999: Stand der Reoligotrophierung der großen Alpenseen im Salzkammergut. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsberichte 1998 (Klagenfurt), 154–158, Tutzing 1999.

Dokulil, M.T., Schwarz K. & Jagsch A., 2000: Die Reoligotrophierung österreichischer Seen: Sanierung, Restaurierung und Nachhaltigkeit – Ein Überblick. Münchener Beit. Abwasser-, Fischerei- und Flußb. 53, 307–321.

Dokulil M.T., Jagsch A., George G.D., Anneville A., Jankowski T., Wahl B., Lenhart B., Blenckner T. & Teubner K., 2006: Twenty years of spatially coherent deep-water warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. Limnol. Oceanogr. 51, 2787–2793.

Dumitriu M., 1932: Zur Kenntnis einiger Alpenseen mit besonderer Berücksichtigung ihrer fischereibiologischen Verhältnisse. V. Der Irrsee. Int. Revue ges. Hydrobiol 26, 337–387.

Eder S., 1963: Der Zeller See. Mitt. Haus Natur Sbg. SB1, 92–100.

Essl F. & Rabitsch W., 2002: Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 432 S. www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/DP089.pdf (abgerufen 21.3.2017).

Einsele W., 1944: Der Zeller See, ein lehrreicher Fall extremer limnologischer Verhältnisse. Z. Fischerei Hilfswiss. 42, 51–168.

Einsele W., 1963: Schwere Schädigung der Fischerei und der biologischen Verhältnisse im Mondsee durch Einbringung von lehmig-tonigem Berg-Abraum. Der spezielle Fall und seine allgemeinen Lehren. Österr. Fischerei 16(1), 1–9.

Einsele W. & Hemsen J., 1959: Über die Gewässer des Salzkammergutes, insbesondere über einige Seen. Österr. Fischerei 12(5/6), 9–31.

Elster H.J., 1958: Das limnologische Seetypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. Internat. Verein. Limnol. 13, 101–120.

Ficker H., Gassner H., Achleitner A. & Schabetsberger R., 2011: Ectogenic Meromixis of Lake Hallstättersee, Austria Induced by Waste Water Intrusions from Salt Mining. Water Air Soil Pollut. 218, 109–120.

Ficker H., Luger M. & Gassner H., 2017:Empirical evidence of thermal regime transitions in three deep alpine lakes in Austria induced by climate change. Freshwat. Biol. 62(8), 1335–1345.

Findenegg I., 1955: Trophiezustand und Seetypen. Schweiz. Z. f. Hydrologie 17, 87– 97.

Findenegg I., 1959a: Das pflanzliche Plankton der Salzkammergutseen. Österr. Fischerei 5–6, 33–35.

Findenegg I., 1959b: Die Gewässer Österreichs.Ein limnologischer Überblick. Biol. Stat. Lunz, 68 S.

Findenegg I., 1964: Types of planktic primary production in the lakes of the Eastern Alps as found by the radioactive carbon method. Verh. Internat. Verein. Limnol.15, 352–359.

Findenegg I., 1966: Die österreichischen Alpenrandseen. Föder. Europ. Gewässersch., Info. Blatt 14, 11–17.

Findenegg I., 1969: Die Eutrophierung des Mondsees im Salzkammergut. Wasser Abw. Forsch. 4, 139–144.

Findenegg I., 1971a: Unterschiedliche Formen der Eutrophierung von Ostalpenseen. Schweiz. Z. Hydrol. 33(1), 85–95.

Findenegg I., 1971b: Die Produktionsleistungen einiger planktischer Algenarten in ihrem natürlichen Milieu. Arch. Hydrobiol. 69(3), 273–293.

Findenegg I., 1972: Die Auswirkungen der Eutrophierung einiger Ostalpenseen auf die Lichttransmission ihres Wassers. Wetter und Leben 24, 110–118.

Findenegg I., 1973: Vorkommen und biologisches Verhalten der Blaualge *Oscillatoria rubescens* DC. in den österreichischen Alpenseen. Carinthia II–163, 317–330.

Fink M.H. & Wimmer R., 2002: Geomorphologische Seentypen und Seenlandschaften. In: Weber K., Chovanec A., Gruber D., Nagy M., Wimmer R. & Fink M.H. (Hg.), Erhebung und abiotische Typisierung der stehenden Gewässer Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLUW), Wien.

Flögl H. & Blaschke H., 1980: Die Hochwasserretention der Salzkammergutseen. Interpraevent, Tagung Bad Ischl, Bd. 2, 175–194. http://www.interpraevent.at/?tpl=publikation_detail.php&id=1&menu=24 (abgerufen 12.12.2016).

Gabriel O., Kovacs A., Thaler S., Zessner M., Hochedlinger G., Schilling C. & Windhofer G., 2011: Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Im Auf-

trag des BMLFUW – Sektion VII BMLFUW-UW.3.1.2/0029-VII/1/2008 Wien, 190 S. https://www.bmlfuw.gv.at/dam/jcr:5559cc5c…/STOBIMO_Endbericht_final.pdf.

Gamarith H. & Guttmann S., 2007: Raumeinheit Salzkammergut – Voralpen. Natur und Landschaft/Leitbilder für Oberösterreich Band 32, 91 S., OÖ-LR, Abt. Naturschutz und Regioplan Ing. Salzburg GmbH, Linz. www.zobodat.at/pdf/GUTNAT_0674_0001-0091.pdf (abgerufen 21.3.2017).

Gassner H., 2007: Die fischbiologische und limnologische Entwicklung des Irrsees. Natur und Umwelt 1, 64–69.

Gassner H. & Wanzenböck J., 1999: Fischökologische Leitbilder fünf ausgewählter Salzkammergutseen. Limnologica 29, 436–448.

Gassner H., Tischler G. & Wanzenböck J., 2003: Ecological integrity assessment of lakes using fishcommunities – Suggestions of new metrics developed in two Austrian Prealpine Lakes. Internat. Rev. Hydrobiol. 88(6), 635–652. DOI: 10.1002/iroh.200310629.

Gassner H., Luger M., Achleitner D. & Pamminger–Lahnsteiner B., 2014: Alte Donau (2013). Standardisierte Fischbestandserhebung und Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL. Bericht, 34 S. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling.

Gassner H., Jagsch A., Zick D., Bruschek G. & Frey I., 2002: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. Schriftenreihe BAW Bd. 15, Bundesamt Wasserwirtschaft, Wien, 130 S. http://www.baw.at/index.php/14-menue-baw/1578-publikationen-2002.html (abgerufen 12.12.2016).

Gassner H., Zick D., Wanzenböck J., Lahnsteiner B. & Tischler G., 2003: Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Vergleich zwischen historischer und aktueller Situation. Fischökologische Seentypen. Schriftenreihe BAW Bd. 18, Bundesamt Wasserwirtschaft, Wien, 167 S. http://www.baw.at/index.php/14-menue-baw/1579-publikationen-2003.html (abgerufen 14.03.2017).

Gassner H., Wanzenböck J., Zick D., Tischler G. & Pamminger-Lahnsteiner B., 2005:Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes >50ha based on the reconstructed historical fish communities. Internat. Rev. Hydrobiol. 90(4), 422–432. http://www.baw.at/index.php/14-menue-baw/1581-publikationen-2005.html (abgerufen 20.01.2017).

Gassner H., Zick D., Bruschek G., Frey I., Mayerhofer, K. & Jagsch A., 2006: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes 2001–2005. Schriftenreihe BAW Bd. 24, Bundesamt Wasserwirtschaft, Wien, 142 S. http://www.baw.at/index.php/14-menue-baw/1582-publikationen-2006.html (abgerufen 12.12.2016).

Geiger W., 1990: The role of oxygen in the disturbance and recovery of the *Xytherissa lacustris* population of Mondsee (Austria). Bull. Inst. Gèol. Bassin d`Aquitaine, Bordeaux 47, 167–189.

Geipel E. & Bauer K., 1978: Phytoplankton. Arb.Labor Weyregg 2, 63–78.

George G., ed., 2010: The impact of climate change on European lakes. Aquatic Ecology Series, Springer Dordrecht, 507 pp.

Haslauer J. & Haider R., 1982: Fuschlsee. In: Sampl H., Schulz L., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich. In: Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 141–148. BMLF, Wien.

Haslauer J., Moog O. & Pum M., 1984: The effect of sewage removal on lake water quality (Fuschlsee, Salzburg, Austria). Arch. Hydrobiol. 101(1/2), 113–134.

Hehenwarter E., 1978: OECD-Programm Attersee 1973–1976 Folgerungen für die Praxis. Arb. Labor Weyregg 2, 1–5.

Herzig A., 1985: Fischnährtier–Almanach für den Mondsee. Österr. Fischerei 38, 97–108.

Herzig A., 2001: Zooplankton. In: Dokulil M., Hamm A. & Kohl J.-G. (Hg.), Ökologie und Schutz von Seen, Facultas UTB, Wien, Kap.1.4.4,132–161.

Jagsch A. & Dokulil M., 1989: Mondsee. In: Sampl H., Schulz L., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.),Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981–1987. Schriftenr.Wasserw. 6a, 155–163, BMLF Wien.

Jagsch A. & Mascher F., 1989. Grundlsee sowie Altausseer See. In: Sampl H, Schulz L., Gusinde R.-E. & Tomek H., (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Fortschreibung 1981–1978, Schriftenr. Wasserw. 6a, 65–67 bzw. 68–70, Informationsschrift des BM Land und Forstwirtschaft, Wien.

Jagsch A. & Megay K., 1982a: Hallstätter See. In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 117–123, BMLF, Wien.

Jagsch A. & Megay K., 1982b: Irrsee oder Zeller See, In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg), Seenreinhaltung in Österreich. Schriftenr.Wasserw. 6, 149–164, BMLF Wien.

Jagsch A., Gassner H. & Dokulil, M.T., 2002: Long-term changes in environmental variables of Traunsee, an oligotrophic Austrian lake impacted by the salt industry, and two reference sites, Hallstätter See and Attersee. WASP Focus 2, 9–20.

Jagsch A., Möse R. & Rotter K., 1982. Grundlsee sowie Altauseer See. In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 105–110 bzw. 111–116, Informationsschrift BMLF, Wien.

Jäger P., 1986a: Die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet der Vorlandseen. Stud. Forsch. Salzburg 2, 217–218.

Jäger P., 1986b: Die Nährstoffbilanzen der Voralpenseen. Stud. Forsch. Salzburg 2, 477–488.

Jäger P., Dumfarth E. & Heberling O., 2011: Stabilisierung der Schilfbestände des Wallersees (Salzburg, Austria) durch Anhebung des Wasserspiegels des Sees zur Verbesserung des Wellenklimas in den ufernahen Bereichen. In: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 17, 321–382. http://landversand.salzburg.gv.at/epages/Landversand.sf/de_AT/?ObjectPath=/Shops/Landversand/Products/20705-Band17-2015 (abgerufen 12.12.2016).

Jantsch A., 1976: Untersuchungen an der Mondseeache als Verbindung eines eutrophen Sees mit einem oligotrophen See. Arb. Labor Weyregg 1, 90–101.

Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Havens K., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M.T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S.E., Kangur K., Köhler J., Körner S., Lammens E., Lauridsen T.L., Manea M., Miracle R., Moss B., Nöges P., Persson G., Phillips G., Portielje R., Romo S., Schelske C.L., Straile D., Tatrai I., Willén E. & Winder M., 2005: Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long term data from 35 case studies. Freshwater Biology 50, 1747–1771.

Jersabek C.D., Jäger P. & Schaber P., 2001: Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981–1995. In: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 4, 7–53 (2013). https://landversand.salzburg.gv.at/epages/Landversand.sf/de_AT/?ObjectPath=/Shops/Landversand/Products/20705-Band04-2014 (abgerufen 15.12.2016).

Kaiblinger C., Jersabek C.D., Jäger P. & Schaber P., 2006: Phytoplankton und trophische Situation der großen Salzburger Seen in den Jahren 1996–2005. In: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 4, 55–95 (2013). https://landversand.salzburg.gv.at/epages/Landversand.sf/de_AT/?ObjectPath=/Shops/Landversand/Products/20705-Band04-2014 (abgerufen 15.12.2016).

Kann E., 1959: Die eulitorale Algenzone im Traunsee (Oberösterreich). Arch. Hydrobiol. 55(2), 129–192.

Kann E., 1982a: Die litorale Algenvegetation des Zeller Sees (Salzburg, Österreich). Arch. Hydrobiol. 94, 492–501.

Kann E., 1982b: Qualitative Veränderungen der litoralen Algenbiocönose österreichischer Seen (Lunzer Untersee, Traunsee, Attersee) im Laufe der letzten Jahrzehnte. Arch. Hydrobiol./Suppl.62 (Monogr. Beitr.) 3/4, 440–490.

Kann E., 1986: Verunreinigung und Veränderungen in der litoralen Algenbiozönose des Traunsees (Oberösterreich): Ergebnisse jahrzentelanger Beobachtungen. Wasser und Abwasser 30, 237–260.

Kann E. & Sauer F., 1982: Die „Rotbunte Tiefenbiocönose" (Neue Beobachtungen in österreichischen Seen und eine zusammenfassende Darstellung). Arch. Hydrobiol. 95, 181–195.

Keissler K., 1910: Beitrag zur Kenntnis des Phytoplanktons des Zeller-See in Salzburg. Arch. Hydrobiol. 5(4), 339–350.

Kohl W. & Koller-Kreimel V., 1989. Zeller See. In: Sampl H., Schulz L., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Fortschreibung 1981–1987. Schriftenr. Wasserw. 6a, 116–121, Informationsschrift BMLF, Wien.

Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991: Bacillariophyceen, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 576 S.

Kusel-Fetzmann E.L., 1997: Zur Gefährdung der österreichischen Süßwasseralgen. 2. Fassung Grüne Reihe des Lebensministeriums 10, 229–266.

Land Salzburg, 2013: Das Phytoplankton der großen Salzburger Seen 1981– 2005. Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 4, 1–95. Land Salzburg, 2016. https://www.salzburg.gv.at/themen/wasser/fluesse-seen/see.

Lastein E., 1976: Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic Lake Esrom, Denmark. Oikos 27, 44–49.

Lengyel W., 1959: Kleinkläranlagen. Wasser Abwasser 1959, 251–262.

Lengyel W., 1969: Entwässerungsanlagen an Seen. Wasser Abwasser 1969, 197–210.

Leopold A., 1946: The land health concept and conservation. In: Callicott J., Baird H. & Freyfogle E.T. (eds.), 1999. For the Health of the Land. Island Press, Washington DC, p. 218–226.

Liebmann B., Brielmann H., Heinfellner H., Hohenblum P., Köppel S., Schaden S. & Uhl M., 2015: Mikroplastik in der Umwelt. Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf. Rep-0550, Umweltbundesamt, Wien, 52 S. www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0550.pdf (abgerufen 21.3.2017)

Liepolt R., 1935:VI. Limnologische Untersuchungen der Ufer- und Tiefenfauna des Mondsees und dessen Stellung zur Seetypenfrage. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 32, 164–236.

Liepolt R., 1951: Die Wasserbiologie im Dienste der Abwasserforschung. Österr. Fischerei 4, 117–121.

Liepolt R., 1955: Gewässerverunreinigung und Abwasseruntersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischerei. Mitt. d. ö. San. Verw. 56(10), 287–291.

Liepolt R., 1956: Die Verunreinigung von Gewässern durch Siedlungsabwässer. Wasser und Abw. 1956, 9–19.

Liepolt R., 1957: Die Verunreinigung des Zellersees. Wasser Abw. 1957, 9–38.

Liepolt R., 1958: Zur limnologischen Erforschung des Zellersees in Salzburg. Wasser und Abw. 1958, 18–101.

Liepolt R., 1967: Die limnologischen Verhältnisse des Zellersees, seine Verunreinigung und Reinigung. Förderung Europ. Gewässerschutz Informationsbl. 14, 59–62.

Livingstone D.M. & Dokulil M.T., 2001: Eighty years of spatially coherent Austrian lake surface temperatures and their relationship to regional air temperatures and to the North Atlantic Oscillation. Limnol. Oceanogr. 46, 1220–1227.

Loub W., 1964: Untersuchungen am Wörther See und Zeller See als Grundlage für die Sanierung der Seenverschmutzung. Ber. Landesforschung u. Landesplanung 8, 99–104.

Maier R., 1985: Makrophyten und Eutrophierungsgrad einiger Salzkammergutseen, insbesondere des Mondsees. ÖKO-L 7(3), 11–16.

Moder R., 1986: Das Zooplankton des Grundlsees (Stmk.) – Populationsdynamik und Produktion. Diss. Univ. Graz, 172 S.

Moog O., 1988: Attersee. In: Sampl H, Schulz L., Gusinde R.-E. & Tomek H., (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981–1987, Schriftenr. Wasserw. 6a, 96–100, BMLF, Wien.

Moog O., 1989: The effect of reduced sewage input on the development of an oligotrophic lake (Attersee, Austria). Symp. Biol. Hung. 38, 87–97. Akademiai Kiado, Budapest.

Müller G., 1978: Zooplankton mit besonderer Berücksichtigung der Horizontalverteilung. Arb. Labor Weyregg 2, 79–89.

Müller G., 1979: Das Phytoplankton des Attersees. Arb.Labor Weyregg 3, 153–164.

Müller-JantschA., 1978. Untersuchungen an der Mondseeache als Verbindung eines eutrophen Sees mit einem oligotrophen See und Sedimentationsmessungen. Arb. Labor Weyregg 2, 52–62.

Müller-JantschA., 1979: Untersuchungen an der Mondseeache und Sedimentations-Messungen im Attersee. Arb. Labor Weyregg 3, 107–120.

Müller G., Moog O. & Haslauer J., 1980: Zur limnologischen Situation der Trumer Seen im Sommer 1978. Ber.Nat.-Med. Salzburg, 7–18.

Müller G. & Werth W., 1982: Die Seen Oberösterreichs, ein limnologischer Überblick. Amtlicher oberöst. Gewässergüteatlas Nr. 10. Amt der OÖ. Landesregierung, Abt.Wasser-Energierecht, Linz, 358 S.

Nachtnebel H.P., Dokulil M., Kuhn M., Loiskandl W., Sailer R. & Schöner W., 2014: Der Einfluss des Klimawandels auf die Hydrosphäre. In: Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, S. 411–466.

Nauwerck A., 1988: Veränderungen im Zooplankton des Mondsees 1943–1988. Ber. Nat.-Med. Ver. Salzburg 9, 101–133.

Nauwerck A., 1989: Veränderungen im Fischbestand des Mondsees seit 1955. Österr. Fischerei 42, 276–285.

Nauwerck A., 1991a: Zoplankton changes in Mondsee. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 974–979.

Nauwerck A., 1991b: The history of the genus Eubosmina in Lake Mondsee (Upper Austria). Hydrobiologia 225, 87–103.

Nauwerck A., 1996: Fakultativ planktivore Fische im Mondsee und ihre Nahrung. Österr. Fischerei 49, 118–130.

Nauwerck A., 1998: Die Veliger-Larven von *Dreissena polymorpha* (Pallas) im Plankton des Mondsees. Ber. Nat.-med. Ver. Salzburg 12, 91–106.

Newrkla P., 1976: Benthos. Arb. Labor Weyregg 1, 145–150.

Newrkla P., 1978: Benthosrespiration. Arb. Labor Weyregg 2, 109–116.

Newrkla P., 1979: Benthosrespiration im Attersee. Arb. Labor Weyregg 3, 209–220.

Newrkla P. & Wijegoonawadana N., 1987: Vertical distribution and abundance of benthic invertebrates in profundal sediments of Mondsee, with special reference to oligochaetes. Hydrobiologia 155, 227–234.

Oberrosler I.E., 1979: Der Einfluß des Phytoplanktons auf die Fütterung von Jungfischen (Karpfen) untersucht am Phytoplankton des Wallersees, Mondsees und einiger Teiche der südlichen Steiermark. Diss. Uni. Salzburg, 137 S.

Ofenböck G., Pall K., Mayerhofer, V., Moog O., Leitner P., Huber Th., Hauer W., Keil F. & Haunschmid R., 2013: Aquatische Neobiota in Österreich, Stand 2013. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien, 160 S. https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/umsetzung_wasserrahmenrichtlinie/neobiota-bericht.html (abgerufen 21.3.2017).

Pall K. & Moser, V., 2009: Austrian Index Macrophytes (AIM-Module 1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. Hydrobiologia 633, 83–104.

Pall K., Moser, V. & Hippeli S., 2003: Makrophytenkartierung Mondsee. Bericht – Untersuchung im Auftrag der Landesregierung OÖ-Gewässerschutz. 57 S.

Pall K., Mayerhofer S. & Mayerhofer V., 2011. Europaschutzgebiet Attersee – Mondsee, LRT 3140. Bewertung nach FFH – RL. Untersuchung im Auftrag der OÖ. Naturschutzabteilung. Systema GmbH, Wien, S. 31.

Pechlaner R. & Sossau Ch., 1982: Die Ergebnisse der fünfjährigen Studie „Limnologische Untersuchung Traunsee–Traun" (Zusammenfassender Bericht). Limnologische Untersuchung Traunsee–Traun, Bericht Nr. 13, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 234 S.

Pfister G., Sonntag B. & Posch Th., 1999: Comparison of a direct live count and an improved quantitative protargol stain (QPS) in determining abundance and cell volumes of pelagic freshwater protozoa. Aquat. Micob. Ecol 18, 95–103.

Poulíčková A., Duchoslav M. & Dokulil M., 2004: Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. Eur. J. Phycol 39, 143–152.

Psenner R., 1984: Sauerer Regen – eine Gefahr für unsere Gewässer? Österr. Fischerei 37, 184–194.

Psenner R. & Sommaruga R., 1992: Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from topdown to bottom-up control? Limnol. Oceanogr. 37, 1092–1100.

Reichmann M. & Mildner J., 2011: Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton, GZÜV 2010 Oberösterreich. Im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft/Gewässerschutz, 125 S.

Reichmann M. & Mildner J., 2012: Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton, GZÜV 2011 Oberösterreich. Im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft/Gewässerschutz, 120 S.

Reichmann M & Mildner J.,2013: Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton, GZÜV 2012 Oberösterreich. Im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Direktion Wasserwirtschaft, Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft/ Gewässerschutz, 119 S.

Riedl R., Friehs B., Hochreiter M. & Ellinger A., 2008: 1. Steirischer Seenbericht. Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen von 1999–2007 unter Berücksichtigung früherer Veröffentlichungen. Gewässseraufsicht, Abt 17C, Steiermärkische Landesregierung, Graz, 151 S. http://www.verwaltung.steiermark.at/cms/beitrag/11839112/74838052/.

Ritterbusch-Nauwerck B., 1991: Die Beschaffenheit des Mondseeufers und seine Bedeutung für die Fischfauna. Österr. Fischerei 44(4), 100–104.

Ritterbusch-Nauwerck B., 1996: Der Randstreifen des Mondseeufers: Strukturmerkmale, Ökologische Funktionsfähigkeit, Renaturierung. Erhebung imAuftrag der OÖ-LR, Naturschutz, Scharfling, 96 S. www.land-oberoesterreich.gv.at/ (abgerufen 21.3.2017).

Rodhe W., 1958: Primärproduktion und Seetypen. Verh. Internat. Verein. Limnol. 13, 121–141.

Röhrs J.; Germatsidis I., Lindner D. & Schneider J., 1986. Sedimentgeologische Untersuchungen an den Trumer Seen und am Wallersee. In: Jäger P. & Fally W. (Hg.), Projekt „Vorlandseen".

Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. Stud. Forsch. Salzburg 2:421–458, Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.

Ruttner F., 1955: Die biologische Beurteilung der Verschmutzungsgrade von fließenden und stehenden Gewässern. Mitt. d. ö. San.Verw. 56(10), 301–304.

Salbrechter M. & Arndt H., 1994: The annual cycle of protozooplankton in the mesotrophic, alpine Lake Mondsee (Austria). Mar. Microb. Food Webs 8(1–2), 217–234.

Salzburger Landtag, 1911: 50 Jahre Landtag (1861–1911). Hg. Landesausschuß des Herzogtumes Salzburg. 599 S.

Sampl H. & Gusinde R.-E., 1982: Ursachen der Eutrophierung. In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 16–17, Informationsschrift des BM Land und Forstwirtschaft, Wien.

Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), 1982: Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 1–256, Informationsschrift des BM Land und Forstwirtschaft, Wien.

Sampl H., Jagsch A. & Megay K., 1982: Traunsee. In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 132–140, Informationsschrift BMLF, Wien.

Sampl H., Schulz L, Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), 1989: Seenreinhaltung in Österreich, Fortschreibung 1981–1978, Schriftenr. Wasserw. 6a, 1–175, Informationsschrift des BM Land und Forstw., Wien.

Schaber P., 2015: Die Reoligotrophierung der Salzburger Vorlandseen Mattsee, Obertrumer See, Grabensee und Wallersee. In: Land Salzburg (Hg.), Reihe Gewässerschutz 17, 21–72. http://landversand.salzburg.gv.at/epages/Landversand.sf/de_AT/?ObjectPath=/Shops/Landversand/Products/20705-Band17-2015 (abgerufen 12.12.2016).

Schaber P., 2017: Fuschlsee – Limnologie eines großen, tiefen Sees der Nördlichen Kalkalpen. Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, in Vorbereitung.

Schafferer E. & Pfister P., 2015a: Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton Oberösterreich 2014. GZÜV-Untersuchungen (Attersee, Hallstätter See, Irrsee, Mondsee, Traunsee), Bewertung des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Studie im Auftrag der OÖ. Landesregierung, LA 1456, 196 S. www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/gzuev_ooe_phytoplankton.pdf.

Schafferer E. & Pfister P., 2015b: Ergebnisbericht Qualitätselement Phytoplankton Oberösterreich 2014. Amtliches Seen-Messnetz (ASM), Almsee, Gleinkersee, Vorderer Gosausee, Heratinger See, Höllerersee, Holzöstersee, Imsee, Hinterer und Vorderer Langbathsee, Laudachsee, Mondsee (tiefste Stelle), Mondsee (Bucht), Nussensee, Offensee, Schwarzensee, Seeleitensee und Traunsee Mitte), Bewertung des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Studie im Auftrag der OÖ. Landesregierung, LA 1457, 594 S. www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/phytoplankton_asm_ooe.pdf.

Schay G., Wimmer W., Blatterer H., Grasser H.-P. & Lindinger A., 2010: Seenaufsicht in Oberösterreich, Gewässerschutzbericht 43, Amt der OÖ Landesregierung, Linz, 290 S. + Anhang (CD-ROM), www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/uwd_ogw_seenaufsicht.pdf.

Schindlbauer G., 1986: Das hydrographische Einzugsgebiet der Salzburger Alpenvorlandseen – geographische Grundlagenerhebungen und Quantifizierung der punktuellen Eutrophierungsquellen. Stud. Forsch. Salzburg 2, 182–216.

Schmid A-M.M. & Butz I., 1996: Aqua-Schnee im Attersee. Österr. Fischerei 49, 85–91.

Schmidt R., 1991: Recent re-oligotrophication in Mondsee (Austria) as indicated by sediment diatom and chemical stratigraphy. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 963–967.

Schmidt R. & Dokulil M. (eds.), 2002: Effects of industrial tailings on the ecological integrity of a deep oligotrophic lake (Traunsee, Austria). WASP-Focus 2, 1–261.

Schmidt R., Dokulil M.T., Psenner, R. & Wanzenböck J., 2002: Ecological integrity: Concept, assessment, evaluation–The Traunsee case. WASP Focus 2, 249–261.

Schultze E., 1986 Stratigraphische Pigmentanalysen aus ausgewählten Bohrkernen der Trumer Seen. In: Jäger P. & Fally W. (Hg.), Projekt „Vorlandseen". Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. Stud. Forsch. Salzburg 2, 471–476, Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.

Schultz G., 1971: Erste Ergebnisse von 3 Jahren Seenuntersuchungen (1968, 1969, 1970) an einigen Salzkammergutseen und Seen des Salzburger Flachgaues. Österr. Fischerei 24(10), 149–158.

Schulz L., 1981: Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B 173, 528–548.

Schwarz J. & Jagsch A., 1998: Die Seen Oberösterreichs. Gewässerschutzbericht 20/1998, OÖ-Landesregierung, CD-ROM

Senft W. & Senft E., 2005: Die schönsten Seen Österreichs. L. Stocker Verlag, Graz, 304 S., ISBN 3-7020-1089-0.

Siakala H., 1979: Der Fremdenverkehr im Atterseegebiet. Arb. Labor Weyregg 3, 95–106.

Slanina K., 1981: Zeller See. Limnologische Entwicklung. Ergebnisse der Basisuntersuchung 1979. Wasserwirtschaftskataster (WWK), BM Land- und Forstwirtschaft, Wien, 69 S.

Slanina K. & Kohl W., 1982: Zeller See. In: Sampl H., Gusinde R.-E. & Tomek H. (Hg.), Seenreinhaltung in Österreich, Schriftenr. Wasserw. 6, 190–196, Informationsschrift des BM Land und Forstwirtschaft, Wien.

Slanina K. & Wegl R., 1982: Zeller See – Bericht über die Kontrolluntersuchungen in den Jahren 1980 und 81. Wasser und Abwasser 25, 1–11.

Slanina K. & Wegl R., 1984a: Zeller See – Bericht über die Kontrolluntersuchungen im Jahre 1982. Wasser und Abwasser 28, 1–9.

Slanina K. & Wegl R., 1984b: Zeller See – Bericht über die Kontrolluntersuchungen im Jahre 1983. Wasser und Abwasser 28, 11–21.

Sossau C., 1982: Schichtungs- und Strömungsverhältnisse, Chlorid und Sauerstoff im Traunsee. Limnologische Untersuchung Traunsee–Traun, Bericht Nr. 8, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 158 S.

Steemann Nielsen E., 1959: Untersuchungen über die Primärproduktion des Planktons in einigen Alpenseen Österreichs. Oikos 10, 24–37.

Steffen W., Persson, A., Deutsch L., Zalasiewicz J., Williams M., Richardson K., Crumley C., Crutzen P., Folke C., Gordon L., Molino M., Ramanathan V., Rockström J., Scheffer M., Schnellhuber H.J. & Svedin U., 2011: The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. Ambio 40, 739–761.

Steyskal M., Patzner R.A. & Gassner H., 2009: Die Analyse langjähriger Fischfangstatistiken am Beispiel des Zellersees im Pinzgau. Österr. Fischerei 62, 202–210.

Stundl K., 1953a: Kranke Gewässer. Österr. Fischerei 5, 69–71.

Stundl K., 1953b: Limnologische Untersuchungen an einigen steirischen Seen. Mitt. Naturwiss. Verein. Steiermark 83, 171–184.

Teubner K., Tolotti M., Greisberger S., Morscheid H., Dokulil M.T. & Kucklentz V., 2006: Steady state of phytoplankton and implications for climatic changes in a deep pre-alpine lake: epilimnetic versus metalimnetic assemblages. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29, 1688–1692.

Thaler F., 1981: Die Characeen des Attersees, Mondsees und Fuschlsees. Arb. Lab. Weyregg 5, 164–165. http://www.zobodat.at/publikation_volumes.php?id=39273.

Thomas E.A., 1944: Über Massnahmen gegen die Eutrophierung unserer Seen und zur Förderung ihrer biologischen Produktionskraft. Schweiz. Fischereizeitung, Nr. 7/8, 8 S.

Thomas E.A., 1953: Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachmännern, Nr. 2/3, 15 S.

Tichy G., 1985: General observations on the geology of the piedmont lake area. In: Danielopol D., Schmidt R. & Schultze E. (eds.), Contributions to the paleolimnology of the Trumer Lakes (Salzburg) and the lakes Mondsee, Attersee and Traunsee (Upper Austria), 1–7, Eigenverlag, Mondsee.

UBA – Umweltbundesamt 2010: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2010. BMLFUW, Wien, 214 S. https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/wasserguete_jb_2010.html (abgerufen 15.12.2017).

UBA – Umweltbundesamt 2011: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2011. BMLFUW, Wien, 96 S. https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/wasserguete_jb2011.html + Anhang (abgerufen 15.12.2017).

UBA – Umweltbundesamt 2012: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2012, BMLFUW, Wien, 130 S. https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/wasserguete_jb2012.html (abgerufen 15.12.2017).

UBA – Umweltbundesamt 2013a: Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2013. BMLFUW, Wien, 134 S. http://www.wasseraktiv.at/aktuelles/888,wasserguete-in-oesterreich-jahresbericht-2013.html.

UBA – Umweltbundesamt 2013b: Zehnter Umweltkontrollbericht. Umweltsituation. Umweltsituation in Österreich. Reports, Bd. REP-0410. Umweltbundesamt, Wien, 288 S.

Van Campen L. & Edlinger B., 1981: Die Makrophytenvegetation des Atter-, Mond- und Fuschlsees. Arb. Lab. Weyregg 5, 156–163. http://www.zobodat.at/publikation_volumes.php?id=39273.

Veits M., 2015: Salzburgs Seen. Natur – Geschichte – Kultur. Eigenverlag 'Freunde der Salzburger Geschichte', Salzburg, 367 S. ISBN 978-3-902582-09-6.

Vollenweider R.A., 1968: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in Eutrophication. Water Management research, OECD, Paris, 160pp.+34 Figs., Rep. ID DAS/CSI/68.27.

Vollenweider R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, 52–83.

Vollenweider R.A. & Kerekes J., 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris, 154 S.

Walker K.F. & Likens G.C., 1975: Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 442–458.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; RL 2000/60/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. Nr. L 327. Geändert durch die Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates 2455/2001/EC. ABl. Nr. L 331, 15/12/2001.

Wasserrechtsgesetz-Novelle 2011 (BGBl. Teil I Nr. 14/2011): Änderung des Wasserrechtsgesetzes 1959.

Water Consult, 2017: http://www.onlinemonitoring.at/Projekte/Wolfsthal/Detail.htm.

Wegl R., 1980: Die Bedeutung des Phytoplanktonbiomassetrends von 1972–1980 in der limnologischen Entwicklung des Zeller Sees. Wasser und Abwasser 1980, 71–88.

Weilguni H. & Umpesch W.H., 1999. Long-term trends of physical, chemical and biological variables in the River danube 1957–1995: A statistical approach. Aquatic Sci. 61(3), 234–259.

Werth W. & Müller G., 1982: Die Seen Oberösterreichs, ein limnologischer Überblick. Amtlicher oberöstereichischer Wassergüteatlas Nr. 10. Amt der OÖ. Landesregierung Linz (Hg.), 351 S.

Wimmer W., Schay G., Kapfer S., Grasser P., Blatterer H., Lindinger A. & Steiner A., 2014: Seenbericht 2013. Gewässerschutzbericht 46, Amt der OÖ Landesregierung, Linz, 120 S. http://www2.land-oberoesterreich.gv.at/internetpub/InternetPubPublikationDetail.jsp?SessionID=SID-486255E1-FBB29E61&xmlid=Seiten%2F667.htm&pbNr=300330&dest=ooe+ Datenanhang http://www.land-oberoesterreich.gv.at/139530.htm.

Wolfram G., Römer J., Hörl C., Stockinger W., Ruzicska K. & Munteanu A., 2014: Chlorid. Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna. BMLFUW, Wien, 162 S.

Zach O., 1979: Planktonuntersuchungen am Wolfgangsee und Schwarzensee. Öko L 4, 7–11.

Zach O., 1980: Untersuchungen über das Kleinkrebse- und Rädertierplankton einiger Salzkammergutseen. Jb. Oö. Mus.-Ver. 125/I, 223–238.

Zötl J., 1957: Hydrologische Untersuchungen im östlichen Dachsteingebiet. Mitt. Naturwiss. Verein. Steiermark 87, 182–205.

Zustandsbericht Fuschlsee, 2016. https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/grsee.aspx (abgerufen 15.12.2017).

Zustandsbericht Obertrumer See, 2016. https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/grsee.aspx (abgerufen 15.12.2017).

Zustandsbericht Wallersee, 2016. https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/grsee.aspx (abgerufen 15.12.2017).

Zustandsbericht Zeller See, 2016. https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Seiten/grsee.aspx (abgerufen 15.12.2017).

Eingelangt: 2017 06 29

Anschrift:

Dr. Martin Dokulil, 5310 Mondsee, Eisenaustrasse 20.
E-Mail: martin.dokulil@univie.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: 154

Autor(en)/Author(s): Dokulil Martin T.

Artikel/Article: Alpenrandseen im Anthropocän: Verschlechterung und Sanierung – eine österreichische Erfolgsgeschichte 1-53