Hochgebirgs- und Flachlandseen im Anthropozän: Österreichische Langzeitperspektive (IBP bis LTER)

Martin T. Dokulil

Dieser Artikel bildet den zweiten Teil einer Übersicht über die Forschungsergebnisse an Seen in Österreich seit etwa 1945, dem Zeitpunkt des endgültigen Eintritts in das Zeitalter des Anthropozäns (Carrington 2016, Falkenmark et al. 2019). Die Analyse ist eingeschränkt auf Beispiele aus dem Hoch- und Mittelgebirge Westösterreichs, im Wesentlichen Tirols, und aus dem Flachland Ostösterreichs. Besprochen wird die Entwicklung der Limnologie im Westen und Osten Österreichs anhand ausgewählter Ergebnisse aus sieben Gebirgsseen und vier Seen im Flachland samt mehreren Teichen in Wien und im Waldviertel. Historische und rezente Daten werden abgehandelt, graphisch wiedergegeben und zum Teil neu interpretiert. Diplom- und Doktorats-Arbeiten werden berücksichtigt und auf wenig bekannte Arbeiten sowie auf zusammenfassende Darstellungen wird hingewiesen. Das Resümee am Ende des Artikels fasst die historische Entwicklung, den gegenwärtigen Stand und zukünftige Fragestellungen zusammen.

Dokulil M.T., 2020: High mountain and lowland lakes in the Anthropocene: An Austrian long-term perspective (IBP to LTER).
This article is the continuation of an outline on lake research in Austria since about 1945, about the time when the age of the anthoropecen was finally reached (Carrington 2016, Falkenmark et al. 2019). The analysis includes examples from high mountains of Western Austria, mainly Tyrol, and from the lowlands of Eastern Austria. The development of limnological research in Austria is discussed based on seven mountain lakes, and four lakes located in the lowlands, including several ponds in Vienna and the Waldviertel. Historical and recent data are discussed, reproduced graphically; partly new interpretations are derived. Special attention is paid to diploma and doctoral theses, and to lesser-known studies and overview articles. A summary highlights the historical development, the current state of knowledge and emphasises future questions and potential problems.

Keywords: Long term development, eutrophication, UV-light, acidification, climate change.

Präambel

Einer Anregung von Prof. Schiemer folgend, veröffentlichte Dokulil (2017) eine Abhandlung über die Verschlechterung und Sanierung österreichischer Alpenrandseen seit Mitte des 19. Jahrhunderts. Der hier vorliegende Artikel stellt Teil 2 dazu dar (ein 3. Teil ist in Vorbereitung) und ist Prof. Dr. Friedrich Schiemer aus Anlass seines 80sten Geburtstags gewidmet. Der Titel geht auf eine Idee von Gernot Bretschko und Friedrich Schiemer aus den 1970er Jahren zurück. Angestrebt war ein Austausch der limnologisch orientierten Arbeitsgruppen der Universitäten Innsbruck und Wien; dies geschah in Form von wechselseitigen Exkursionen, mit dem Ziel, einen Transfer von Ideen und Informationen und das Kennenlernen des jeweilig anderen Forschungsumfeldes herbeizuführen.

Einleitung

Nach der Zäsur durch den 2. Weltkrieg expandierte und diversifizierte die Limnologie in Österreich. Diese Entwicklung ergab sich aus den Aktivitäten der Zwischenkriegszeit (siehe dazu Schiemer 2014). Anstoß gaben vor allem internationale Programme und Projek-

te, welche den Aufbau von Arbeitsgruppen ermöglichten. Dem Titel folgend, werden hier zunächst die Unternehmungen in West-Österreich besprochen, gefolgt von Aktivitäten im Flachland Ost-Österreichs. Den Schwerpunkt bildet die Übersicht über historische Daten stehender Gewässer, deren Bedeutung, das Weiterwirken von Ideen und Konzepten, sowie die Ausarbeitung neuer Aspekte aus publizierten Daten. Die Fülle der wissenschaftlichen Themen sowie die Breite der Untersuchungen macht einen Überblick nicht einfach. Es werden daher zugegebenermaßen subjektiv ausgewählte Beispiele dargestellt und die weitere Entwicklung bis heute nur schlaglichtartig ohne Anspruch auf Vollständigkeit wiedergegeben. Außerdem spiegeln die angeführten Beispiele stark meine eigene Spezialisierung auf Algenökologie und Primärproduktion wider. Nicht aufgenommen wurden Untersuchungen an Fließgewässern.

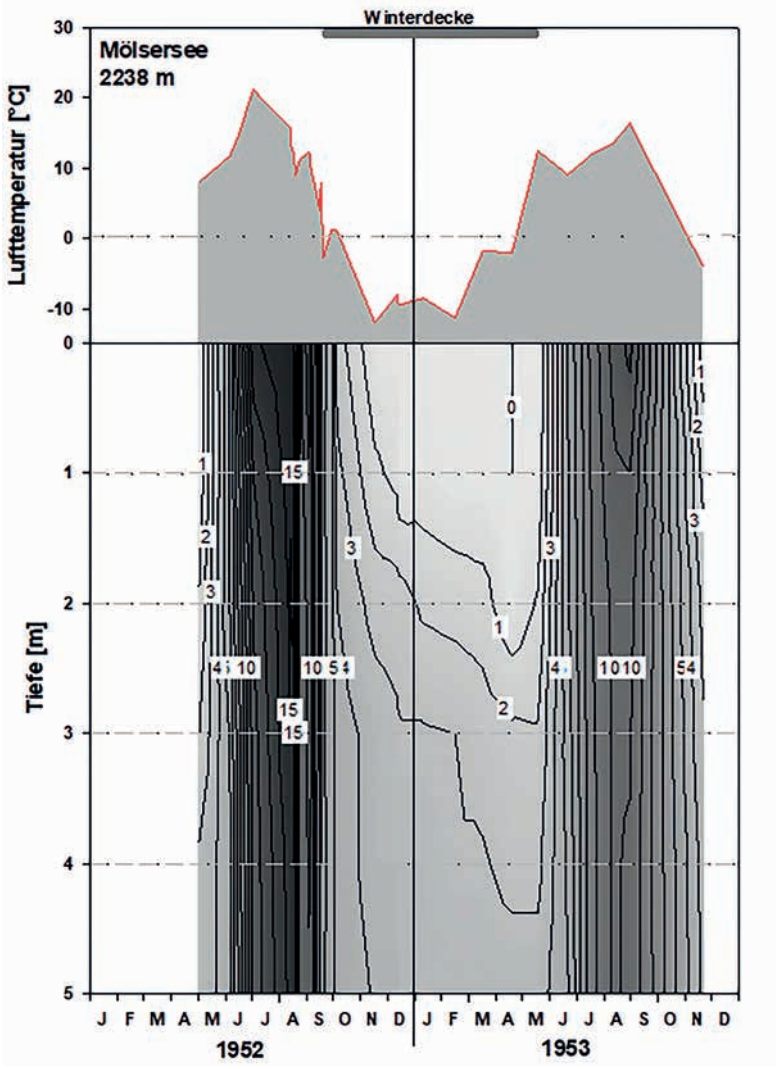

Abb. 1: Luft- und Wassertemperatur im Mölsersee 1952 und 1953 nach Daten der Tabelle 2 in Gutmann (1961). – Fig. 1: Air and water temperature in Mölsersee 1952 and 1953 according to the data of Table 2 in Gutmann (1961). Winterdecke = ice plus snow cover.

Datengrundlage

Soweit es sich nicht um neue Zusammenstellungen oder Berechnungen handelt, wurden alle Daten aus den Veröffentlichungen der Autoren entnommen. Wichtige Datenquellen waren die Nationalbibliothek für zahlreiche Dissertationen und Diplomarbeiten, die Datenbank ZOBODAT der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien (www.zobodat.at/), Recherchen im Internet (Google Scholar, Researchgate, Web of Science), sowie eigene Bestände und meine Literaturdatenbank. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse an Tiroler Badeseen vor 1980 findet sich in Pechlaner & Tiefenbrunner (1980). Darin sind auf S139ff Veröffentlichungen gelistet, die umfangreiche Quellenangaben zum Reither See, Hechtsee und Piburger See enthalten.

Hochgebirge (Westösterreich)

Ein Vorreiter der Hochgebirgsforschung war Steinböck (Steinböck 1938). Bemerkenswert sind die frühen Arbeiten am **Schwarzsee ob Sölden** (SoS) auf 2792 Meter, die während des Krieges 1940–1943 ausgeführt wurden (Steinböck 1948, 1949), sowie die vom ihm betreute Doktorarbeit (Gutmann 1961) aus den Jahren 1952 und 1953 vom **Mölsersee** in den Tuxervoralpen auf 2238 m.

Beide Seen, der Schwarzsee sowie der Mölsersee (Abb. 1) wiesen eine inverse Schichtung nur im Winter unter der Eisdecke auf, in beiden dominierte gannzjährig das Nannoplankton, vor allem bewegliche Arten beziehungsweise kleine zentrische Diatomeen. Bodenalgen und Bodenfauna sind im Mölsersee reichlich vertreten, im Winter zahlreicher als im Sommer. Daten vom Schwarzensee ein halbes Jahrhundert später (Ilyashuk et al. 2011) verdeutlichen die Verteilung der Makroinvertebraten (Abb. 2). Chironomiden sind im Litoral- und Haldenbereich deutlich häufiger als Oligochaeten, die vorwiegend die Tiefenzone besiedeln.

Neben den limnologischen Fragen interessierte vor allem der Bestand an Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus* Linnaeus 1758) in diesen hochgelegenen Seen, welche offensichtlich eingesetzt worden sind (erster Nachweis im Fischereibuch Kaiser Maximilians 1504). Tatsächlich wurde der Fischbesatz in Hochgebirgsseen als eine mögliche Verbesserung der Ernährungslage nach dem Krieg diskutiert (Steinböck 1950). Für eine Bewirtschaftung

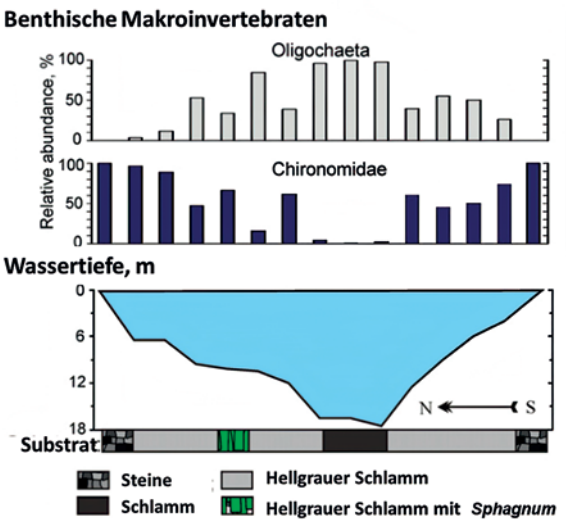

Abb. 2: Struktur und Verteilung der benthischer Makroinvertebraten entlang eines Tiefentransektes am 28. Juli 2008 (zwei Wochen nach dem Eisbruch). Verändert aus Ilyashuk et al. (2011). – Fig. 2: Structure and distribution of benthic macroinvertebrates along a depth transect on July 28, 2008 (two weeks after the ice break). Modified from Ilyashuk et al. (2011).

musste aus wissenschaftlicher Sicht das ökologische Problem der Ernährung der Fische und damit des Wachstums geklärt werden (Reisinger 1953). Zu möglichen historischen Besatzmaßnahmen liefert Gutmann (1961) einige neue Aspekte. Er erwähnt möglichen Fischbesatz bereits vor 1504 zur Nahrungsergänzung für Arbeiter im Bergbau und in der Almwirtschaft. In Abwägung der Umweltverhältnisse und des Nahrungsangebots schlug der Autor einen Neubesatz mit Regenbogenforellen vor.

Finstertaler Seen (VFS und HFS) -Tirol

Im Kühtai gründete Steinböck (1959,1963) eine kleine Feldstation am Vorderen Finstertaler See (VFS), die ein Nukleus der Innsbrucker limnologischen Forschung wurde. Pechlaner (1959, 1961, 1963) studierte zunächst die Lebewelt und Umwelt von Speicherseen des Hochgebirges. In diesen Schriften findet sich bereits die Unterscheidung zwischen Speichersee und Flussstau, die Beeinträchtigung des Litorals durch die Pegelschwankungen, die Dominanz des Nannoplanktons sowie eine Diskussion der Fischfauna und deren Nahrung. Die Bedeutung der Sedimentation in alpinen Seen wird ebenso diskutiert wie das Ausmaß der Primärproduktion. So übertraf etwa im Speicher Lünersee die Tagesproduktion im Juli 1961 mit 41 mg C m^{-2} d^{-1} jene des VFS (24 mg C m^{-2} d^{-1}) fast um das Doppelte (Pechlaner 1963, 1964). Bereits im September 1959, nur wenige Jahre nach der Erstveröffentlichung der ^{14}C-Methode, ermittelte Rodhe (1962) in anderen Hochgebirgsseen Tagesproduktionen, deren Werte auch in Pechlaner (1963, Tab. 1) wiedergegeben sind. Im Gossenköllesee auf 2413 m ergab sich die gleiche Tagesproduktion wie im VFS, im deutlich höher gelegenen Schwarzsee ob Sölden war sie mit 50 mg C m^{-2} d^{-1} mehr als doppelt so hoch und im Drachensee (1880 m) betrug die Tagesproduktion in der euphotischen Zone 180 mg C m^{-2} (Abb. 3).

Nimmt man die Daten (367 mg C m^{-2} d^{-1}) für den Reintaler See aus dem Jahr 1977 hinzu (Khan 1980), so zeigt sich, abgesehen vom Schwarzsee, eine klare Abhängigkeit der Tagesproduktion von der Höhenlage. Vier Vertikalprofile der primären Tagesproduktion aus dem VFS im Juli 1961, Jänner 1962 (Pechlaner 1964, Juli und September 1970 (Tilzer 1972a) mögen die unterschiedlichen Tiefenverläufe demonstrieren (Abb. 4).

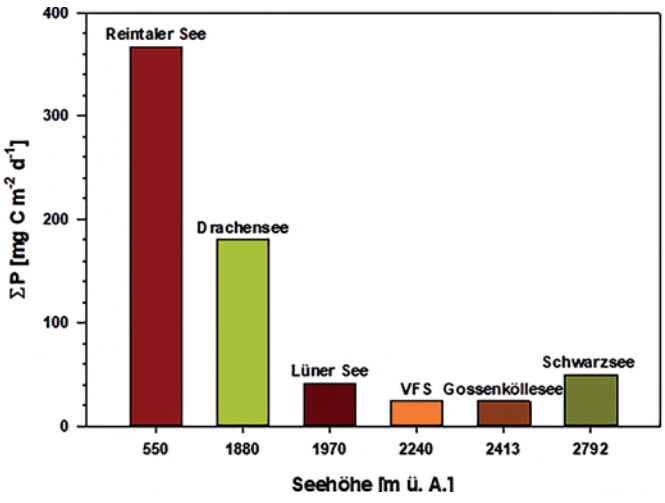

Abb. 3: Tagesproduktion in der Wassersäule in mg C m^{-2} d^{-1} in verschiedenen Hochgebirgsseen, Daten aus der Tabelle 1 in Pechlaner (1963) unter Verwendung von Daten aus Rodhe et al. (1966) und Khan (1980). – Fig. 3: Daily production in the water column as mg C m^{-2} d^{-1} in various high mountain lakes, data from Table 1 in Pechlaner (1963) using data from Rodhe et al. (1966) and Khan (1980)

Tab. 1 Morphometrie der Seen angeordnet nach absteigender Seehöhe (m ü.A.). EZ = Erneuerungszeit, EG = Einzugsgebiet. Waldviertler- und Ziegelteiche nur ungefähre von bis Angaben. – Tab. 1: Morphometric data for the lakes arranged in order of decreasing altitude. EZ = retention time, EG = catchment area. Data for Waldviertler- and Ziegleteiche (clay-pit ponds) are ranges only.

See	geo.Länge Ost	geo. Breite Nord	Seehöhe (m ü.A.)	Fläche A (km2)	Tiefe max. Zmax (m)	Tiefe mittlere Zm (m)	Volumen V (Mio. m3)	thheor. EZ (Jahre	EG (km2)	EG/A	Geologie	Autor
Schwarzsee ob Sölden	10°56'46"	46°57'57"	2796	0,035	18,0	8,3	292	0,79	0,18	5,1	Gneise	Steinböck 1949
Gossenköllesee	11°00'50"	47°13'46"	2413	0,016	9,9	4,7	0,078	<1	0,2	12,5	Granite	Eppacher 1968
Hinterer Finstertaler See			2256	0,075	9,9	5,4	0,4	11,2			Kristallin	Pechlaner 1966
Vorderer Finstertaler See	11°01'20"	47°11'57"	2237	0,158	28,5	14,8	2,33	2,8	5,6	35,4	Kristallin	Pechlaner 1966
Mölsersee	11°36'37"	47°10'24"	2238	0,008	6,8	3,25	0,026	?	0,25	31,0	Phyllit	Gutmann 1961
Drachensee	10°56'54"	47°21'30"	1874	0,05	24	8,5	427,4	0,6	1,88	37,6	Kalk	
Piburger See	10°53'20"	47°11'42"	913	0,137	25,5	14	1,82	?	1,6	11,7	Kristallin	Pechlaner 1968
Waldviertler Teiche	15°5'-15°9'	48°50'-48°54'	500–600	0,03–0,45	1–7,1	0,6–3,0					Granit/Gneis	Kainz & Schwarz 1986
Ziegelteiche	16°18'-16°21'	48°3' - 48°9'	170–244	0,02–0,12	0,9–20						Ton	Schagerl et al. 2010
Neufelder See	16° 23'13"	47°52'22"	223	0,60	23,0	12,8	8	?	54	89,8	Sedimente	BAW 2010
Neue Donau	16° 24'41"	48°13'45"	157	3,01	8,3	4,3	13	?	?	?	Kies/Sand	BAW 2010
Alte Donau	16° 23'43"	48°15'01"	157	1,7	6,8	3,4	4	0,5	4	4,0	Schotter	BAW 2010
Neusiedler See	16° 48'00"	47°54'00"	115	320	1,2	1,8	320	~1,0	1121	4,0	Sedimente	BAW 2010

Während im Juli bei hoher Einstrahlung deutlich eine Oberflächenhemmung der Photosynthese festzustellen ist, nehmen die Produktionsraten im Winter unter 80 cm Eisdecke mit der Tiefe ständig ab. Die maximale Rate der Photosynthese unterscheidet sich nur geringfügig. Sie beträgt 1,5 mg C m^{-3} d^{-1} in 5 m Tiefe im Juli und 1,1 mg C m^{-2} d^{-1} direkt unter dem Eis im Jänner. Berechnet für die Produktion in der Wassersäule, werden im Winter nur 5,2 mg C m^{-2} d^{-1} neu gebildet, hingegen sind es im Juli 25 mg C m^{-2} d^{-1} (siehe auch Abb. 3). Einen anderen Verlauf zeigt die Produktionskurve im Juli 1970. Das Maximum der Produktion von 15,4 mg C m^{-3} d^{-1} wird erst in 20 m Tiefe erreicht. Hingegen liegt das Maximum von 30 mg C m^{-3} d^{-1} im September 1970 in 7 m Tiefe. Ursache für das Tiefenmaximum im Juli ist im Wesentlichen die Vertikalwanderung beweglicher Arten des Phytoplanktons. Die insgesamt höhere Produktivität 1970 führt zu wesentlich höheren Werten für die produktive Wassersäule von 146 mg C m^{-2} d^{-1} im Juli, beziehungsweise 287 mg C m^{-2} d^{-1} im September (Abb. 4, links).

Die Basisuntersuchung der beiden Finstertaler Seen erfolgte von 1958 bis 1965 (Pechlaner 1966a, 1967). Danach wurden die beiden Seen im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (IBP) ab 1967 weiter intensiv untersucht. Im Rahmen dieser ganzjährigen Untersuchungen wurden wesentliche neue Erkenntnisse über Hochgebirgsseen gewonnen. Der Anspruch des IBP Ökosysteme auf ganzheitliche Be-

Abb. 4: Vertikalprofile der Tagesproduktion des Phytoplanktons im Vorderen Finstertaler See (VFS) in mg C m^{-3} d^{-1} am 26. Juli 1961 und 9. Jänner 1962 (Pechlaner 1964) sowie am 9.7. und 15. 9.1970 (Tilzer 1972a). Die Säulen stellen jeweils das Integral für die Wassersäule in mg C m^{-2} d^{-1} dar. Beachte die unterschiedlichen Skalen auf der X-Achse. – Fig. 4: Vertical profiles of the daily production of phytoplankton in the Vordere Finstertaler See (VFS) as mg C m^{-3} d^{-1} on 26 July 1961 and 9 January 1962 (Pechlaner 1964) and on 9.7. and 15. 9.1970 (Tilzer 1972a). The bars represent the integral for the water column in mg C m^{-2} d^{-1}. Note the different scales on the X axis.

trachtung von Ökosystemen führte zu neuen Themenkomplexen und integrierter Betrachtungsweise.

Im Gegensatz zum vorgenannten Beispiel Mölsersee konnte der tiefe Vordere Finstertaler See (maximal 28,5 m) als dimiktisch charakterisiert werden. Trotz des geringen Temperaturgradienten von maximal 7° C entsteht eine stabile Schichtung. Die Winterstagnation dauerte im Mittel von Mitte November bis Mitte Mai (Pechlaner et al. 1972a, b, 1973), während der das Phytoplankton mit geringen Biomassen knapp unter der Winterdecke präsent war. Das Maximum der Planktonentwicklung wurde im Spätsommer oder zu Beginn des Herbstes in größerer Wassertiefe erreicht (Tilzer 1973a, b). Die vertretenen Algengruppen wurde von beweglichen, an Schwachlicht adaptierte Formen mit hohen Zuwachsraten dominiert, welche vertikale Wanderungen ausführen und sich fakultativ heterotroph ernähren (Nauwerck 1966). Die Produktion des Phytoplanktons war in allen drei Jahren unter der Winterdecke sehr gering und beantwortet die von Rodhe (1955) gestellte Frage, ob die Produktion im Winter unter Eis weiterläuft. Nach dem Eisbruch nahm die Produktion rasch zu und erreichte in den Monaten Juli bis September mit 150 bis 250 mg C m^{-2} in der produktiven Schicht maximale Tageswerte (Abb. 5A). Aus den dargestellten Ergebnissen lassen sich Jahresproduktionen in der Wassersäule unter einem Quadratmeter von 13–28 g C m^{-2} a^{-1} ableiten (Abb, 5A Insert und Tab. 2). Auffällig ist die erheblich geringere Produktion im unvollständigen Jahr 1968. Aus den beobachteten Werten ergibt sich eine Jahresproduktion von 12,50 g Kohlenstoff. Ergänzt man die Kurven mit den Frühjahrswerten unter Eis, so ergeben sich die 13,77 g C der Tabelle 2. Die Primärproduktion war also in diesem Jahr offenbar tatsächlich geringer. Gleiches gilt für

die Biomasse, die von 1,42 g Frischgewicht durch Ergänzung auf 1,64 g ansteigt, damit aber immer noch deutlich geringer ist als im Folgejahr 1969 (Abb. 5B und Tab. 2). Aus den Jahreswerten der Tabelle 2 ergeben sich Aktivitätskoeffizienten (Produktion pro Biomasse, P/B), die für die Jahre 1968, 1969 und 1970 im Bereich der Angaben für drei Tagesgänge im VFS aus dem Jahr 1970 liegen (Tilzer 1973b). Die zu Vergleichszwecken angeführten P/B Koeffizienten bezogen auf FG Biomasse entsprechen den Angaben bei Pechlaner (1967). Zusätzlich wurde das FG auch in Chlorophyll-Äquivalente umgerechnet (Chl-a = 0.5 %FG) und daraus P/B Relationen errechnet, die in der unteren Hälfte des üblichen Bereichs von 1–10 zu liegen kommen. Jedenfalls war das B/P-Verhältnis des Jahres 1970 deutlich höher als in den beiden Jahren davor, was auf eine effiziente Photosynthese in einem strahlungsreichen Jahr hinweist. Aus der FG-Biomassen und den P/B-Werten der Jahre 1968 und 1969 konnten Pechlaner et al. (1972b, Fig. 12 auf S. 252) einen Jahreszyklus der mittleren photosynthetischen Aktivität ableiten. Die Aktivitäten waren mit 0,015–0,020 mg C mg FG^{-1} nach dem Eisbruch bei mittleren Biomassen am größten, gingen mit zunehmender Biomasse zurück und erreichten ihr Minimum im Frühwinter mit Werten um 0,001. Durch die Anpassung an Schwachlicht nahmen die P/B-Werte unter Eis bei gleichzeitig niederen Biomassen wiederum zu.

Ähnliche Maxima der Biomasse des Phytoplanktons in tieferen Wasserschichten wie im sommerlichen VFS wurden auch in anderen Hochgebirgsseen beobachtet. Dafür sind zwei Hypothesen aufgestellt worden. Eine zielte auf die Schädigung durch die in dieser Höhe sehr intensive (UV-) Strahlung im Epilimnion ab. Die alternative Hypothese machte ein zu geringes Nährstoffangebot (PO_4-P) hauptverantwortlich. Da das Sediment als Phosphor-Quelle wirken und die Strahlung auch in der Tiefe für die Photosynthese ausreichend sein kann, sollten die Planktonalgen hier bessere Bedingungen vorfinden. Witt (1977) führte zur Klärung dieser Streitfrage wöchentliche Phosphatdüngungen des Epilimnions des VFS durch. Dieses Experiment war nur möglich, weil im Jahr darauf mit der Umwandlung der beiden Finstertaler Seen in einen großen Pumpspeicher begonnen wurde,

Tab. 2: Vorderer Finstertaler See. Jahressummen und Jahresmittel der Produktion, Biomasse und Aktivitätskoeffizienten (P/B) des Phytoplanktons für die Jahre 1968-1970 berechnet aus den Daten der Abb. 5, sowie die Biomasse des Phytobenthos der Jahre 1969 und 1970, wobei die Biomasse für 1969 aus den Teildaten der Jahre 1969 und 1971 abgeschätzt wurde (Pfeifer 1974). Die P/B-Koeffizienten wurden auf die Frischgewichtsbiomasse (FG) bezogen und zum Vergleich auf zwei gängige Einheiten, Kohlenstoff und Chlorophyll-a berechnet (Biomasse-C = 12,5% FG und Chl-a = 0,5% FG). – Tab. 2: Vorderer Finstertaler See. Annual sums and averages of the production, biomass and activity coefficients (P/B) of the phytoplankton for the years 1968-1970 calculated from the data in Fig. 5, as well as the biomass of the phytobenthos for 1969 and 1970, with the biomass for 1969 being estimated from the sub-data of 1969 and 1971 (Pfeifer 1974). The P/B coefficients were related to the fresh weight biomass (FG) and calculated for comparison for two common units, carbon, and chlorophyll-a (biomass C = 12,5% FG and Chl-a = 0,5% FG).

Jahr	ΣΣP	Phyto Biom.	Aktiv. Koeff.	Phyto B as C	Aktiv. Koeff.	Chl-Äquiv	Aktiv. Koeff.	Benthos Biom
Summe	g C m^{-2} y^{-1}	g FG m^{-2} y^{-1}	C_{ass} FG_{biom}^{-1}	g C m^{-2} y^{-1}	C_{ass} C_{biom}^{-1}	g Chl-a m^{-2} y^{-1}	g C g Chl-a^{-1}	g FG m^{-2} Y^{-1}
1968	13.77	1640	0.0084	205.00	0.0672	8.20	1.68	
1969	24.87	2773	0.0090	346.62	0.0717	13.86	1.79	*3451*
1970	28.55	1846	0.0155	230.74	0.1237	9.23	3.09	2188
Mittel	mg C m^{-2}.d^{-1}	g FG m^{-2} d^{-1}	C_{ass} FG_{biom}^{-1}	g C m^{-2} d^{-1}	C_{ass} C_{biom}^{-1}	mg Chl-a m^{-2} d^{-1}	mg C mg Chl-a^{-1}	g FG m^{-2} d^{-1}
1968	49.16	5.32	0.0092	0.67	0.0739	26.62	1.85	
1969	73.58	8.19	0.0090	1.02	0.0719	40.95	1.80	*8.36*
1970	99.46	5.57	0.0179	0.70	0.1429	27.85	3.57	5.99

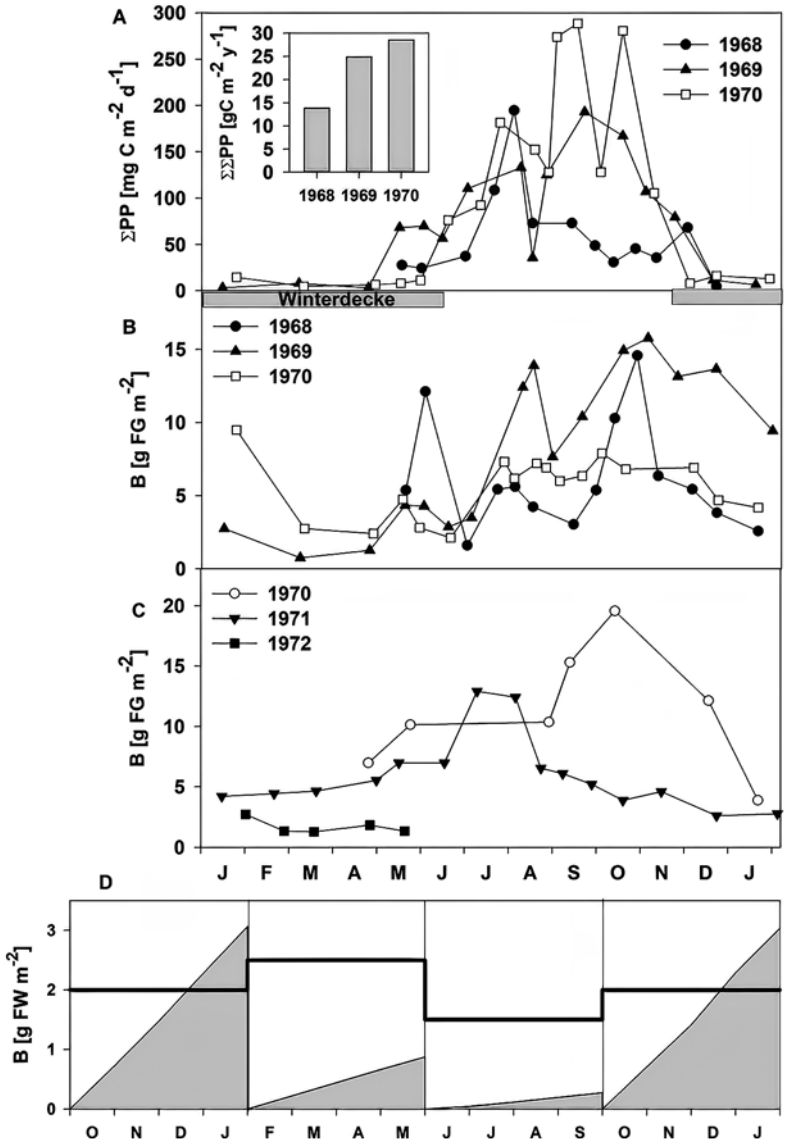

Abb. 5: A. Primärproduktion des Phytoplanktons in der Wassersäule des Vorderen Finstertaler Sees (VFS) in mg C m^{-2} d^{-1} für die Jahre 1968–1970. Das Insert gibt die daraus berechnete Jahresproduktion wieder. B. Biomasse des Phytoplanktons in g Frischgewicht (FG) unter einem Quadratmeter für die Jahre 1968–1970. C. Biomasse des Phytobenthos in g FG m^{-2} für die Jahre 1970–1972. D. Mittlere Biomasse des gesamten Zoobenthos (dicke horizontale Linie) und kumulative minimale Biomasse-Produktion (graue Flächen). Umgezeichnet, verändert und kombiniert aus Bretschko (1975). – Fig. 5: A. Primary production of phytoplankton in the water column of Vordere Finstertaler See (VFS) in mg C m^{-2} d^{-1} for the years 1968–1970. The insert reflects the annual production calculated from these data. B. Biomass of phytoplankton in g fresh weight (FG) under one square metre for the years 1968–1970. C. Biomass of phytobenthos in g FG m^{-2} for the years 1970–1972. D. Average biomass of zoobenthos (bold horizontal line) and cumulative minimum biomass-production (grey areas). Redrawn, modified and combined from Bretschko (1975).

dessen Auswirkungen und limnologischen Veränderungen in einem MaB-Projekt studiert wurden (Bretschko 1975). Die Düngung bewirkte einen bemerkenswerten Anstieg der Primärproduktion in den obersten 10 m der Wassersäule. Die Biomasse erhöhte sich nur leicht, aber die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft änderte sich zugunsten einer Dominanz kleiner und raschwüchsiger Formen, die Ende August ein epilimnisches Maximum der Biomasse aufbauten. Daraus zog Witt (1977) den Schluss, dass das Missverhältnis zwischen hohen Strahlungsintensitäten und einem minimalen Nährstoffangebot im Epilimnion für das Auftreten von Tiefenmaxima des Phytoplanktons in Hochgebirgsseen entscheidend ist.

Ende der 1950er Jahre und in den 1960ern wurde zunehmend die Bedeutung der Bakterien in Ökosystemen erkannt, weshalb sie quantitativ und in ihrer Produktion sowohl im Pelagial als auch im Benthal des VFS erfasst wurden (Tilzer 1972b, Tautermann 1977). Die Zellzahlen der Bakterien im Freiwasser des VFSs schwankten zwischen 220 und 800×10^3 Zellen je cm^3, waren also unerwartet hoch. Im Gegensatz zum Phytoplankton waren über die Wassersäule annähernd gleichverteilt. Die heterotrophe CO_2-Fixierung, damals als Maß der Bakterienproduktion verwendet (Overbeck 1969), betrug im Jahresmittel 35 %, mit enormen Schwankungen von 350 % im Winter unter Eis und sehr geringen Anteilen um 3 % knapp nach Eisbruch (Tilzer 1972b). Neu waren die Hinweise auf die enge Koppelung zwischen autotrophen und heterotrophen Prozessen, die kurzgeschlossene Stoffkreisläufe ermöglichen.

Besonderes Augenmerk galt dem Benthos, da dieses in Hochgebirgsseen von besonderer Bedeutung ist. Das Phytobenthos bestand im VFS aus Moosen und Fadenalgen, welche deutlich zoniert waren. Höhere Wasserpflanzen fehlten vollständig. Bemerkenswert war das Auftreten von *Hyalotheka dissiliens* (Brébisson ex Ralfs 1848), einer fädigen Desmidiacee (Zieralge), die wie ein feiner Schleier über dem Sediment schwebte. Die Diatomeen-Besiedelung des Sedimentes war ganzjährig an allen Untersuchungsstellen größer als im freien Wasser. Einzelne Arten wiesen unterschiedliche vertikale Verteilungen auf. Die Biomasse des Phytobenthos erreichte im Juli ihr Maximum (Pfeifer 1974). Das Maximum der benthischen Bakterien trat um die Zeit der Eislegung im November ein, was Tautermann (1977) auf abgestorbenes Phytoplankton zurückführte. Danach führten Fraßverluste durch das Zoobenthos zur Abnahme der Bakteriendichte. Ab Februar-März nahm die Dichte der Bakterien im Benthal zu, um nach Eisbruch im Juni erneut abzunehmen (Pfeifer 1974). Einen Vergleich der Phytobenthosbiomasse mit der Menge des Phytoplanktons und der Primärproduktion der Jahre 1968–1970 zeigt Abb. 5.

Das Zoobenthos ließ sich nach den Substrateigenschaften (Gottwald 1961) in drei Zonen gliedern (Bretschko 1973). Von 9 aufgefundenen Nematoden-Arten waren 5 quantitativ wichtig. Sie bildeten 2–4 Generationen pro Jahr aus und erreichten ihre maximale Biomasseentwicklung im Jänner. Die Mindestproduktion der Nematoden betrug 4 kg ha^{-1}, wovon 80 % in der flachen Tiefenzone produziert wurden und davon wieder 90 % von nur einer Art, *Tobrilus grandipapillatus* (Brakenhoff 1914). Mit nur 2 häufigen Arten erreichten die Oligochaeten die maximale Abundanz kurz nach der Eislegung im November. Dominiert wurde das Zoobenthos aber von univoltinen Chironomiden mit *Lauterbornia coracina* (Kieffer 1911) als häufigste Art (Bretschko 1975). Die Chironomiden machten zumindest 63 % der Gesamtproduktion aus.

Die mittlere Bomasse des Zoobenthos ist entsprechend den Lebensabschnitten im ‚biologischen' Jahr geteilt und als dicke horizontale Linien in Abb. 5D dargestellt. Sie ist im Win-

ter am größten und im Sommer am geringsten. Noch deutlicher wird dies an der Größe der minimalen Biomasse-Produktion (kumulativ als graue Dreiecke in Abb. 5D). Danach erfolgten 72 % der Produktion zwischen Oktober und Jänner und nur 7 % im Sommer (Bretschko 1975). Eine Untersuchung der beschalten Amöben erbrachte eine überraschende Formenfülle (Laminger 1971).

Im Zooplankton spielten nur die Rotatorien sowie der Copepode *Cyclops abyssorum tatricus* (Kozminski 1927) eine Rolle. Zusammen stellten sie 99 % der Jahresbiomasse (Pechlaner 1971a, b). Für die Rotatorien war wohl die Ernährung als Filtrierer gesichert, während für den Copepoden auch Bakterien und Detritus als Nahrung angenommen wurden musste, da eine enge Abhängigkeit des Zooplanktons von Bakterien- und Phytoplankton festzustellen war (Pechlaner et al. 1971a, b). Im VFS zeigt die Populationsdynamik von *C. a. tatricus*. keinen gut synchronisierten Ablauf. Die Population enthält immer sämtliche Stadien der Entwicklung. Die Abundanz schwankte innerhalb eines Jahres nur gering. Obwohl Hinweise auf einen benthischen Populations-Anteil bestanden, wurde nur die pelagische Population untersucht. Eine eindeutige Aufklärung der Populationsdynamik wäre nur durch eine vergleichende Studie beider Anteile möglich gewesen (Bretschko 1974), wie sie etwa Eppacher (1968) für den Gossenköllesee erstellt hatte.

Bei den Fischen waren zwei Salmonidenarten, die Bachforelle *Salmo trutta* f. *fario* und der Seesaibling *Salvelinus alpinus* wesentlich. Im Vorderen Finstertaler See erreichte die Bachforelle in etwa normale Größe, während der Seesaibling durchwegs klein blieb, wie Pechlaner (1966b) festhielt. Hauptursache für den Zwergwuchs der Saiblinge war die geringe Nahrungsgrundlage. Bereits kleine Tiere waren vier und mehr Jahre alt. Zusätzlich wirkten sich Fraßverluste durch die Forellen auf die Größe der Saiblinge aus, da größere Saiblingsexemplare bevorzugt gefressen wurden. Eine Auswertung der Fangergebnisse aus dem HFS der Jahre 1962–1977 (Kraus 1980) kam zum Schluss, dass die Zwergwüchsigkeit der Seessaiblinge wohl auf die Populationsdichte und das geringe Nahrungsangebot zurückzuführen war. Weitere Untersuchungen im Mittleren Plenderlesee im Zuge des MaB-Projekts „Fischereiliche Nutzung von Hochgebirgsseen" sollten darüber Aufschluss geben (Kraus 1981, Marinone 1982). Wie die beiden Autoren feststellten, dominierte autochthone benthische Nahrung im Winter, die im darauffolgenden Sommer zunehmend von allochthoner Diät ersetzt wurde. Kleinere Fische nahmen gegenüber größeren bevorzugt benthische Fauna auf. Die Bestandsschätzung ergab nur eine geringe Populationsgröße. Daraus lässt sich schließen, dass wohl eher das mangelnde Nahrungsangebot für die Kleinwüchsigkeit hauptverantwortlich war und nicht der Fraßverlust durch Forellen. Insgesamt bildet die Bodenfauna im Jahresdurchschnitt etwa 30 % der Nahrung von Bachforelle und Seesaibling. An erster Stelle als Nahrungsquelle stand das Empneuston mit 58 %, bestehend aus in den See hineingewehtes organisches Material, insbesondere Fluginsekten. Fließwasserorganismen aus dem oberirdischen Zufluss sowie Zooplankton folgten mit 8 bzw. 1 %. Diese und alle anderen Ergebnisse flossen in Vorstellungen über die energetischen Beziehungen des gesamten Ökosystems ein, wie sie nach dem Original (Pechlaner et al. 1972a, b, 1973) in Abb. 6 wiedergegeben sind. Hochgebirgsseen sind als Extrembiotope vielfach einfacher strukturiert als andere Ökosysteme. Die Winterdecke dauert lange an, die Vegetationsperiode ist kurz und die Konzentration an anorganischen Nährstoffen minimal. Dementsprechend ist die pflanzliche und tierische Nahrung nur eingeschränkt verfügbar. Dennoch bestehen komplexe Beziehungen zwischen den einzelnen Komponenten des Ökosystems.

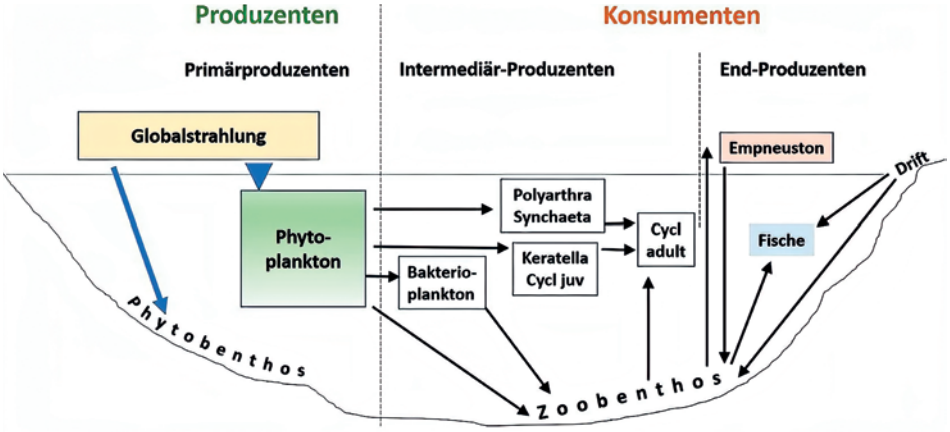

Abb. 6: Schema des Energieflusses durch das Ökosystem des Vorderen Finstertaler Sees. Umgezeichnet aus Pechlaner et. al. (1973). – Fig. 6: Scheme of the energy flow through the ecosystem of Vordere Finstertal See. Redrawn from Pechlaner et. al. (1973).

Im Zuge der Untersuchungen in den 1960er und 1970er Jahren wurden zahlreiche Methoden getestet, erweitert oder verbessert. Obwohl hier nicht weiter darauf eingegangen wird, sei darauf hingewiesen, dass auch die Forschung an Fließgewässern vorangetrieben wurde, die bereits in den 1960er Jahren von Tilzer (1967) mit faunistischen Untersuchungen im hyporheischen Interstitial zweier Hochgebirgsbäche im Arlberggebiet und von Bretschko (1966, 1968) an Gletscherbächen begonnen worden waren. Vor allem die Gletscherabflüsse stellten Pionierarbeit dar (Füreder 2008).

Gossenköllesee (GKS) – Tirol

Bedingt durch die Errichtung des Pumpspeichers anstelle der Finstertaler Seen gingen zwei Hochgebirgsgewässer als Untersuchungsobjekte verloren. Damit war auch die Station Kühtei obsolet und wurde im Laufe der Jahre 1975–76 auf die andere Talseite zum Gossenköllesee (GKS) verlegt, wo die Untersuchungen mit neuen und erweiterten Fragestellungen weitergingen (Bretschko 1976).

Schon in früheren Jahren waren immer wieder sporadisch Untersuchungen am GKS gemacht worden (Übersicht in Eppacher 1968). Unter anderem sollte geklärt werden, durch welche Faktoren die Tiefenmaxima des Planktons verursacht werden. Diese waren bereits von den Finstertaler Seen bekannt und wurden – wie oben bereits ausgeführt – auf zwei Ursachen (UV oder Nährstoffe) zurückgeführt. Bereits frühere Vertikalprofile der Phytoplanktonbiomasse und der Primärproduktion aus dem Schwarzsee ob Sölden, dem Drachensee (DS) und dem GKS (Rodhe 1966, Khan 1980) ließen diese Maxima in der Tiefe klar erkennen (Abb. 7). Im SoS und im DS blieb die Planktonbiomasse bis etwa 10 m sehr gering und stieg danach stark an. Die Produktion verlief in etwa gleichsinnig dazu (Abb. 7A, B). Im GKS nahmen beide Variablen von der Oberfläche bis zur Tiefe zu (Abb. 7C). Das spätere Profil aus dem Jahr 1977 im GKS, wofür leider keine Biomassedaten angegeben wurden, weist einen etwas anderen Verlauf auf. Von der Oberfläche bis in 5 m Tiefe verlief die Produktion ähnlich wie in tiefen Seen mit einem Maximum in 1 m Tiefe. Danach stieg die Produktion stark an und wies in etwa die gleichen Werte in 6 und

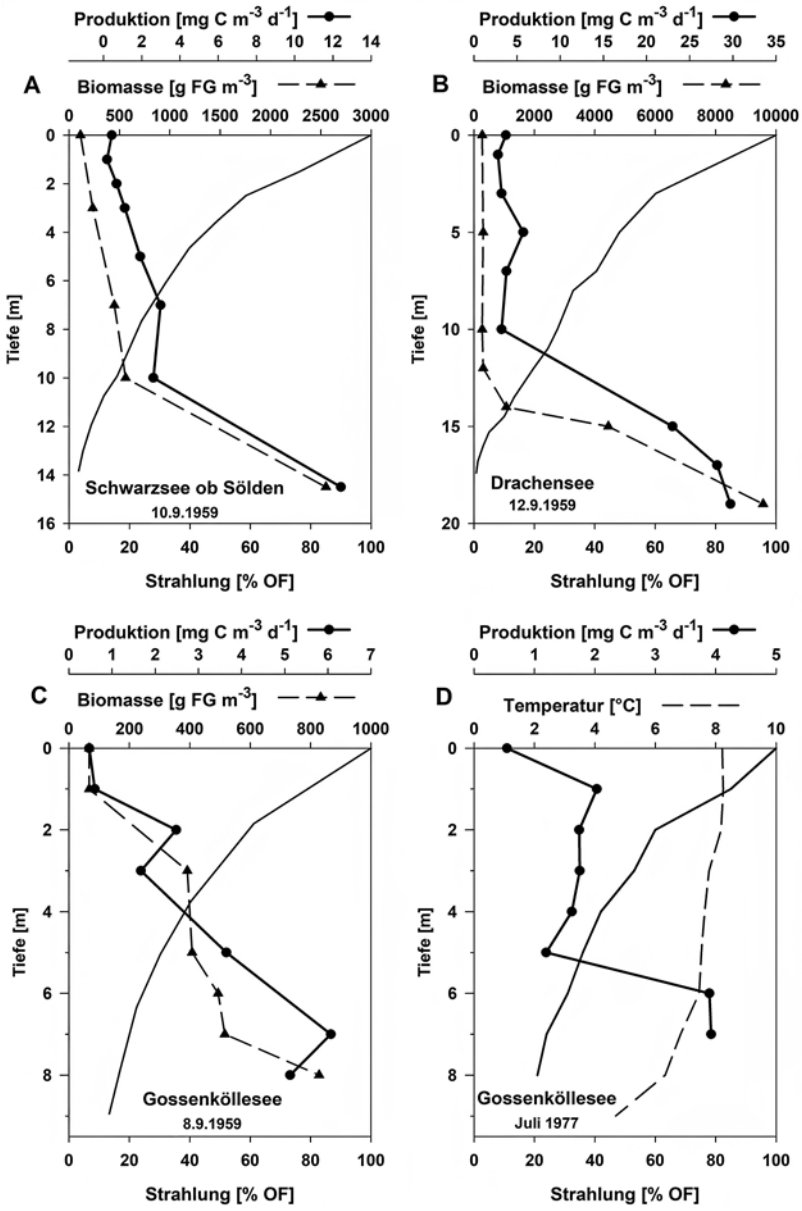

Abb. 7: Frühe Profile der Strahlung unter Wasser (400–700nm), Biomasse des Phytoplanktons und der Primärproduktion in A Schwarzsee ob Sölden, B Drachensee und C Gossenköllesee, alle aus dem Jahr 1959 (kombiniert aus Rodhe 1966) und D Gossenköllesee, Juli 1977 mit Temperatur und Produktion aus Khan (1980) ergänzt mit Strahlung aus Dokulil (1978). Details und P/B Relationen im Text. – Fig. 7: Early profiles under-water radiation (400–700nm), biomass of phytoplankton and primary production in A Schwarzsee ob Sölden, B Drachensee and C Gossenköllesee, all from 1959 (combined from Rodhe 1966) and D Gossenköllesee, July 1977 with temperature and production from Khan (1980) supplemented with radiation data from Dokulil (1978). Details and P/B relations in the text.

7 Meter Tiefe auf (Abb. 7D). Zumindest diese Werte erlauben den Rückschluss auf erhebliche Biomasse in dieser Tiefe. Die aus den Daten in Abb. 7A-C errechneten P/B Relationen lagen im SoS zwischen 0,004 und 0,007, wobei der Maximalwert in 7 m Tiefe lag. Im DS betrug die maximale photosynthetische Aktivität 0,022 in 15 m Tiefe (Minimum 0,003 in 19 m und 0,014 an der Gewässeroberfläche). Die P/B Koeffizienten des GKS lagen mit 0,006 bis 0,012 (Maximum in 7 m) zwischen den beiden vorgenannten Seen. Die größte Produktion pro Algenfrischgewicht (FG) fand sich also im DS, gefolgt vom GKS. Am geringsten ist die Produktion pro Biomasse im höchstgelegenen der drei Seen, dem SoS. In allen Fällen ist aus der Strahlungskurve abzulesen, dass in keinem See die 1 % Lichtgrenze (Z_{eu}) erreicht wurde, dass also die gesamte Tiefe des Sees zur euphotischen Zone gehörte und somit Photosynthese des Planktons über das gesamte Vertikalprofil möglich war. Das allein reicht aber nicht aus, um die gestellte Frage zu beantworten.

Fortschritte in der Messtechnik ermöglichten bald eine exakte Erfassung der UV-Strahlung in verschiedenen Wellenlängen und somit auch die Rolle der UV-Strahlung in Gewässern (Sommaruga & Psenner 1997, Sommaruga 2001). Diese und spätere Messungen zeigten deutlich die im Vergleich zu Seen in Tallagen erheblich größere Eindringtiefe der UV-Strahlung. Als ein Beispiel mögen die folgenden Angaben zu den Attenuations-Koeffizienten und den daraus berechneten Werten aus Sonntag et al. (2011) dienen (Tab. 3).

Tab. 3: Gossenköllesee. Diffuse Attenuationskoeffizienten (K_d) für die gesamte photosynthetische Strahlung (PAR), für 4 UVR Wellenlängen, sowie die daraus berechnete Tiefe der 1% Lichtintensität (L.I.) aus Sonntag et. al. (2011). Zusätzlich wurde aus K_d die L.I. an der tiefsten Stelle errechnet. – Tab. 3: Gossenköllesee. Diffuse attenuation coefficients (K_d) for the total photosynthetic radiation (PAR), for 4 UVR wavelengths, as well as the resulting depth of the 1% light intensity (L.I.) from Sonntag et. al. (2011). In addition, the L.I. at the deepest point was calculated from K_d.

Strahlung	**Wellenlänge** ***nm***	**Diff. Atten. Koeff.** K_d **m^{-1}**	**Z_{eu} = 1% L.I.** ***m***	**L.I. Z_{max}** **%**
PAR	400–700	0,17	27,7	18,3
UVR	380	0,18	26,1	16,6
UVR	340	0,26	17,4	7,4
UVR	320	0,33	14,0	3,6
UVR	305	0,44	10,5	1,2

In allen Fällen reicht Z_{eu} bis weit unter den tiefsten Bereich des Gewässers. Von PAR erreichten 18 % die tiefste Stelle des Sees und noch etwa 1 % der kurzwelligsten UV-Strahlung bei 305 nm. Da die gesamte Wassersäule von UV-Strahlung durchdrungen wird, kann daraus geschlossen werden, dass die Tiefenmaxima der Biomasse und der Produktion des Phytoplanktons im Wesentlichen darauf zurückzuführen sind. Das muss aber nicht notwendigerweise für Hochgebirgsseen generell gelten.

So wiesen Messungen der Primärproduktion in Hochgebirgsseen im Himalaya und in Ostafrika von Löffler (1968, 1969) Maxima an der Oberfläche bzw. in wenigen Metern Tiefe auf. Diese Gewässer waren offenbar stark bis sehr stark getrübt, wie aus den Sichttiefen abzulesen ist (maximal um 2 m). Zwei Hochgebirgsseen in den chilenischen Anden, die Laguna Negra (2688m hoch, 320 m tief) und der Lago Chungaraá (4600m hoch, 35 m tief) beide ähnlich klar wie der GKS (PAR K_d 0,12 bzw. 0,19) wiesen keinerlei Tiefenmaximum der Produktion auf (Cabrera & Montecino 1987).

Die Untersuchungen des Zooplanktons von Eppacher (1968) erweiterte Praptokardiyo (1979a) durch Analysen der Populationsdynamik und Produktion von *C. abyssorum tatricus* im Gossenköllesee. Die Art war ganzjährig im Pelagial und im Benthal anzutreffen, wobei der größte Anteil mit etwa 80 % der Population im Winter und Frühjahr pelagisch lebte. Die Eier schlüpften in der Nähe des Seebodens und die Nauplien besiedelten dann wieder das Pelagial. Die errechnete Produktion von 74,4 mg m^{-3} a^{-1} stimmte gut mit Angaben aus anderen Seen überein. Der P/B Werte für das Jahr 1977 von 0,008 ergab eine mittlere Erneuerungszeit der Biomasse von 135 Tagen (Praptokardiyo 1979b). Ergänzt wurden die Analysen der Populationsdynamik von *C. abyssorum tatricus* durch Gnaiger (1980), der die Entwicklungszeit der Eier im Labor anhand einer Population vom Kalbelesee untersuchte (1750m, Hochtannberg, Vorarlberg). Die Ergebnisse stützten die Hypothese des „additiven Temperatureffektes". Die Entwicklungsgeschwindigkeit einer Population erschien als invariante, für verschiedene Phasen identische Funktion der Temperatur (Abb. 8). Eine vergleichende Untersuchung der Crustaceen und Rotatorien von 42 Hochgebirgsseen des Pirin Gebirges, Bulgarien und 32 Seen der österreichischen Alpen, darunter der Finstertaler Speicher, die Plenderleseen und der GKS (Naidenov 1999), ergaben trotz physiographischer Ähnlichkeit deutliche biozönotische Unterschiede. So sind weitverbreitete Arten auf jeweils ein Gebirge beschränkt. Es waren im Pirin Gebirge *Chirocephalus diaphanus* (Prévost 1803) und *Mixodiaptomus tatricus* (Wierzejski 1883), in den Alpen *Cyclops abyssorum tatricus* sowie *Acanthodiaptomus denticornis* (Wierzejski 1887).

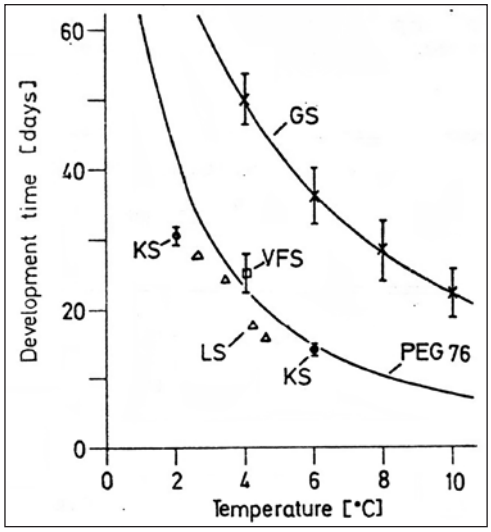

Abb. 8: Entwicklungszeit der Eier von *Cyclops abyssorum tatricus* Einsle als Funktion der Temperatur. GS – Gossenköllesee (Praptokardio 1979); VFS – Vorderer Finstertaler See (Bretschko 1975); LS – Lunzer See (Herzig pers. Mittlg.); PEG 75 – Temperaturfunktion für Cyclopoida (Plankton Ecology Group 1976); KS – Kalbelesee; Originalabbildung aus Amann &Gnaiger (1979). – Fig. 8: Development time of eggs of *Cyclops abyssorum tatricus* Eisle as a function of temperature. GS – Gossenköllesee (Praptokardio 1979); VFS – Vorderer Finstertaler See (Bretschko 1975); LS – Lunzer See (Herzig pers. comm.); PEG 75 – Temperature function for Cyclopoida (Plankton Ecology Group 1976); KS – Kalbelesee; Original illustration from Amann & Gnaiger (1979).

Da der größte Teil des Bodens im GKS aus Hartsubstrat (Blockwerk) besteht, mussten zur Bearbeitung des Benthos, insbesondere der Chironomiden, zunächst Methoden modifiziert werden (z. B. Zaderer 1978). Wie die Ergebnisse zeigten, dominierte an allen Probenstellen die Art *Corynoneura scutellata* (Winnertz 1846) mit Individuenzahlen von 289 bis 892 Ind. m^{-2} (78–87 %). Das Schlüpfen der Chironomiden begann unmittelbar nach Eisbruch und erreichte in den ersten 14 Tagen danach das Maximum der Aktivität. Detaillierte Angaben zu dieser Art und anderen Taxa finden sich in Zaderer (1981, 1982). Wie pechlaner & Zaderer (1985) feststellten, wurde wurde die Produktion der Chironomiden vor allem durch den Fraßdruck der Bachforellen kontrolliert.

Das Wachstum und die Längen-Gewichts Relation der zwergwüchsigen Fische wiederum wurde von der Verfügbarkeit des allochthonen Eintrags begrenzt (Tautermann 1978, Hehenwarter 1978). Im Kalbelesee, Vorarlberg hingegen fanden sich Chironomiden mengenmäßig erst hinter Gammariden und Trichopteren im Mageninhalt von Regenbogenforellen (Amann & Gnaiger 1979).

Die Entdeckung der Bachforellenpopulation im Gossenköllesee und die damit zusammenhängenden Fragen nach deren Herkunft und Überleben sowie die Untersuchungen zum Seesaibling durch Pechlaner (1984a, b) wurden unter anderem von Pelster (2009) gewürdigt. Neuere genetische Analysen zeigten, dass es sich um eine reine Population der so genannten Donaulinie handelt (Bernatchez 2001; Duftner et al. 2003). Die neueste Studie an Bachforellen vom Gossenköllesee (Weiss et al. 2018) bestätigt dies mittels erweiterter genetischer Methodik und hält fest, dass diese einmalige Population unter Schutz zu stellen sei.

Der Bestand und die Produktion des pflanzlichen Aufwuchses im GKS wurden von pernegger (2003) untersucht. Er legte sein Hauptaugenmerk auf die Cyanobakterientaxa *Nostoc* und *Tolypothrix* und einige weitere quantitativ relevante Gattungen aus den Nostocales (z. B. *Calothrix*), Chroococcales (*Gloeocapsa*), und den Oscillatoriales (z. B. *Schizothrix*). Alle wiesen eine starke Schutzpigmentierung auf, die Heterocytenzahl waren wegen der erhöhten NO_3-Konzentration im GKS reduziert. Die beiden bestandstragenden Taxa untergliederten das Benthal in vier teilweise schon makroskopisch unterscheidbare Aufwuchstypen. Die Gattung *Tolypothrix* besiedelt das Litoral und Sublitoral mit zwei Wuchsformen. Im Tiefenbereich ab etwa 6 m dominierte *Nostoc*, bei dem es sich nach pernegger (2003) um eine Wuchsform von *N. zetterstedtii* (Areschoug ex Bornet & Flahault 1886) handeln könnte (Abb. 9B). Das mittlere Frischgewicht dieses Taxons lag bei 28 mg cm^{-2} mit einem Maximum bei 7–8 m Tiefe. Die Biomasse anderer fädiger Cyanobakterien hingegen betrug nur 4 mg cm^{-2}, wobei die höchsten Werte bei etwa 0,3 m in der wattenförmigen *Tolypothrix*-Zone auftraten. *Nostoc* besiedelte mit größeren Biomassen die Oberseiten

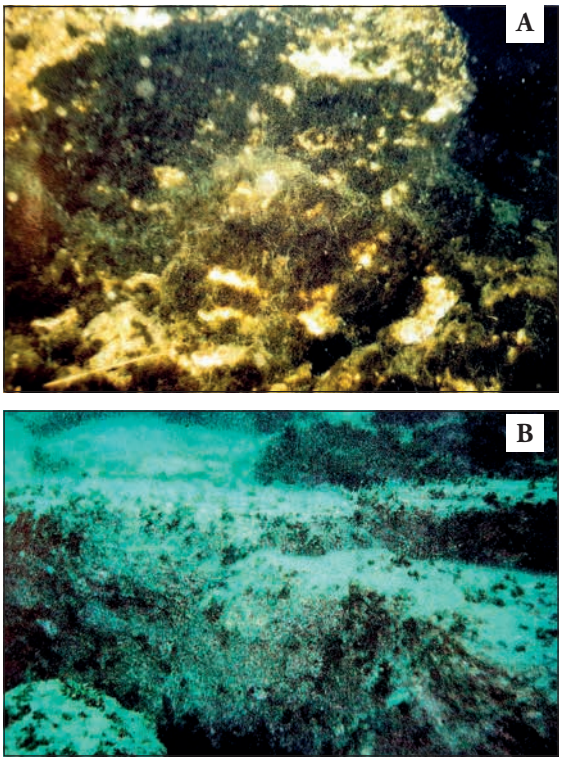

Abb. 9: Unterwasserfotos der *Tolypothrix* zone (A) und der *Nostoc* Kolonien (B) beides Originale aus Pernegger (2003). – Fig. 9: Photographs taken by scuba diver of the *Tolypothrix* zone (A) and the *Nostoc* colonies (B) both originals from Pernegger (2003).

te, die fädigen Taxa hingegen die Unterseite des Blockwerks. Beide Arten waren langsamwüchsig und erreichten ihr Biomassemaximum von 280 g m^{-2} für *Nostoc* bzw. 40 g m^{-2} für fädige Formen im September/Oktober. Quantitativ ist das weniger als in anderen Seen, liegt aber deutlich über dem jährlichen Maximum des Phytoplanktons von 3,3 g m^{-2}, was die Bedeutung der epilithischen Algen im System GKS verdeutlicht.

Die frühen Erkenntnisse über die pelagischen und benthischen Bakterien in den Finstertaler Seen konnten im GKS weitergeführt werden und expandierten durch die rasche Entwicklung der Methodik wesentlich. Zunächst erhoben Pernthaler et al. (1998) die Populationsdynamik und das saisonale Auftreten pelagischer Bakterien und Archea mit neuesten Techniken. Anzahl, Biomasse und Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft während der eisfreien Zeit behandelten ausführlich Wille et al. (1999). Analysiert wurden nicht nur die heterotrophen Bakterien, sondern auch die Cyanobakterien, die auto- und heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) und die Ciliaten. Die Biomasse der Bakterien von 35 bis 63 mg C m^{-2} erwies sich zeitlich und räumlich als relativ konstant und repräsentierte 48–86 % der gesamten mikrobiellen Biomasse. Größere HNFs mit Zellvolumina >50 μm^3 dominierten in der Tiefe. Die Anzahl der Ciliaten in der Wassersäule war gering. In 8 m Tiefe war die vorherrschende Art während der gesamten Untersuchung *Balanion planctonicum* (Foissner, Oleksiv & Müller 1990). Die Ciliatendichte korrelierte mit der Konzentration an Chlorophyll-a, was Algen als Futter für die dominanten Arten bestätigte.

Die Bedeutung der UV-Strahlung für diverse Lebensgemeinschaften im Hochgebirgssee wurde mehrfach thematisiert. So wiesen etwa Sommaruga & Augustin (2006) nach, dass die jahreszeitlichen Änderungen der UV-Transparenz mit den Umgestaltungen und der vertikalen Verteilung der Biomasse des Phytoplanktons zusammenhängen. Schließlich wiesen Čuperová et al. (2013) aerobe anoxigene phototrophe Organismen (AAP) nicht nur im GKS sondern auch in acht anderen Seen verschiedener Höhenlagen nach, darunter auch der SoS und der Piburger See. Die Populationen in den Hochgebirgsseen bestanden aus intensiv gefärbten großen Stäbchen, die Seen unterhalb der Waldgrenze beherbergten kleinere Morphotypen. Die Dichte der AAPs wurde offenbar hauptsächlich von der Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff und der Durchsichtigkeit des Gewässers beeinflusst.

In den 1970er Jahren erfasste ein bereits länger bekanntes Phänomen, nämlich die Versauerung von Gewässern ganz Europa (Übersicht bei Psenner 2001). Im Zuge der umfangreichen Erhebungen zum Zustand, und zu den Ursachen und Auswirkungen der Versauerung in Österreich interessierten vor allem die Hochgebirgsseen in den kristallinen Einzugsgebieten, darunter auch der SoS, der Obere Plenderlesee und der GKS (Psenner 1988). Noch 1994 wurde die Versauerung der Gewässer als globales Problem erkannt (Psenner 1994, Koinig et al. 1998). Die Ergebnisse der vielen Forschungsprojekte und massive Anstrengungen zur Verringerung des sauren Regens führten schließlich innerhalb von 10 Jahren zu einer deutlichen Reduktion der Schwefelemissionen in Europa. Damit konnte die Versauerung von Gewässern und Böden signifikant reduziert werden (Psenner 2006).

Spätestens ab dem Jahr 2000 verlagerte sich der Fokus mehr und mehr auf die Auswirkungen der Klimaveränderung. Aus paläolimnologischen Analysen des Sediments vom GKS konnten Kamenik et al. (2000) die Veränderungen der Umwelt in den vergangenen 800 Jahren ableiten, die stark von Schwankungsphasen der Temperatur abhingen. In Phasen abnehmender Temperatur war die Produktion im See geringer und die Erosion

verstärkt. In Warmphasen erhöhte sich hingegen der menschliche Einfluss durch Änderungen der Landnutzung. Eine detaillierte Einsicht in den Ablauf der letzten 200 Jahre ermöglichte Koinig et al. (2002) mittels Sedimentanalysen. Ein direkter Temperatureinfluss ließ sich nur für die Abundanz der Plankton-Diatomee *Cyclotella* nachweisen. Die Anzahl der Diatomeen und der Stomatocyten von Chrysophyceen nahmen in warmen Phasen zu. Veränderungen in der Abundanz von Cladoceren und Chironomiden konnten jedoch nicht auf Trends in der Temperatur zurückgeführt werden. Ein Vergleich von Proxy-Daten mit tatsächlich gemessenen Klimavariablen ergab teilweise gute aber meist nur geringe Übereinstimmung, was Battarbee et al. (2002) auf die teilweise grobe zeitliche Auflösung der Proxy-Daten beziehungsweise die unsichere absolute zeitliche Datierung zurückführte.

Piburger See (PiS) – Tirol

Parallel zu den Aktivitäten im Hochgebirge begann Pechlaner ab 1966 wegen rasanter Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) mit Beprobungen am Piburger See (PiS), einem meromiktischen See des Mittelgebirges auf 915 m Seehöhe (Pechlaner 1968). Die Analysen ergaben eine moderate Anreicherung von Phosphor, Stickstoff und organischen Verbindungen im Tiefenwasser bei gleichzeitiger Abwesenheit von Sauerstoff. Das Phytoplankton bestand aus *Ochromonas, Dinobryon* und *Cryptomonas* Arten mit einem Maximum der Biomasse in der Wassersäule von 17 g m^{-2} im Mai. Diatomeen und Cyanobakterien spielten eine untergeordnete Rolle, wobei in der Tiefe bereits *Oscillatoria limosa* (C.Agardh ex Gomont 1892) angeführt wurde. Optimale Photosyntheseraten wurden in 1–3 m erhoben, und nahmen weiter zur Tiefe hin ab als Folge der schwächer werdenden Lichtintensität (Findenegg 1968). Aus der Artenzusammensetzung und der Produktionsgröße schloss Findenegg auf Nährstoffanreicherung. Trotz dieser beginnenden Eutrophierungsphase schloss Kolder (1972) aus dem Fischertrag, dass die Wasserqualität des Sees nach wie vor gut sei.

Ein Fischsterben im eisbedeckten See während des Winters 1969/70 konnte jedoch nur durch teilweise Beseitigung der Schneedecke als Voraussetzung für ausreichende Sauerstofferzeugung durch Planktonalgen verhindert werden. Die Sanierung der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Sees erfolgte 1970. Zusätzlich konnte die Restaurierung des Sees mittels einer Tiefenwasserableitung durch ein „Olszewski-Rohr" eingeleitet werden, welches eine selektive Wassererneuerung ermöglichte (Olszewski, 1961. Der Piburger See reagierte rasch auf diese Maßnahmen, weswegen die akute Gefährdung bereits im Winter 1970/71 abgewendet werden konnte (Pechlaner 1971b).

Dieser Erfolg zog weitere Aufträge zur Bekämpfung der Eutrophierung an Badeseen nach sich, wie etwa am Reither See (Findenegg 1972, 1973; Pechlaner & Schulz 1973) aber auch am Hechtsee, an dem ebenfalls eine Tiefenwasserableitung installiert wurde (Pechlaner 1975). Der Hechtsee zeigte in Tiefen größer 12 m anoxische Verhältnisse, wie ein Tiefenprofil aus dem Hechtsee aus der Frühzeit der elektronischen Datenverarbeitung zeigt (Abb. 10). Über die Entwicklung des eutrophen Schwarzsees bei Kitzbühel seit 1974 berichteten Rott & Schaber (1978). Eine Übersicht über die Tiroler Badeseen boten Pechlaner & Tiefenbrunner (1980). Darin finden sich auch umfangreiche Quellenangaben zum Reither See, Hechtsee und Piburger See (119 Veröffentlichungen, davon 9 Dissertationen, S. 139ff. ebendort).

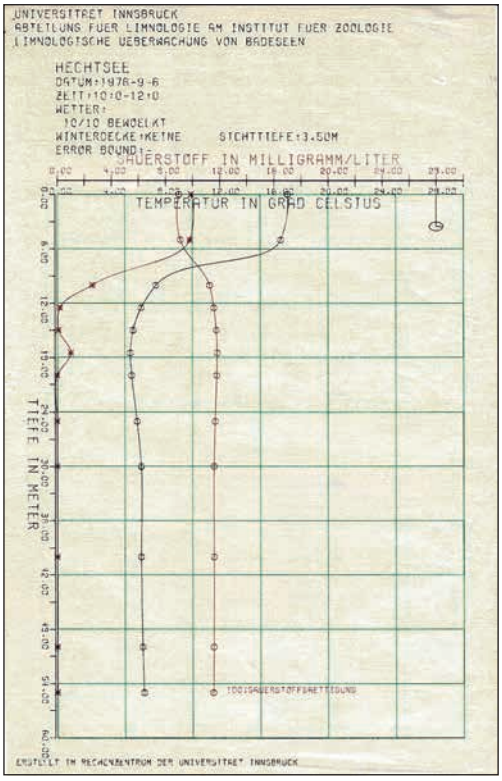

Abb. 10: Hechtsee, Tiefenprofil der Temperatur (°C) und der Sauerstoff Konzentration (mg L^{-1}). Sichtiefe 3.5 m, Bewölkung 10/10 am 6.9.1976. Original Computerausdruck Rechenzentrum Univ. Innsbruck. Aus dem Nachlass Dr. Berger, Lunz. – Fig. 10: Hechtsee. Depth profile of temperature (°C) and oxygen concentration (mg L^{-1}). Secchi depth 3.5 m, cloudiness 10/10 on 6.9.1976. Original computer printout from the data centre Univ. Innsbruck. From the estate of Dr, Berger, Lunz.

Um die Ursachen und Auswirkungen der Eutrophierung des Ökosystems PiS umfassend zu verstehen und Maßnahmen zum Schutz ergreifen zu können, wurde später eine Arbeitsgruppe ins Seen-Eutrophierungs-Programm der OECD und ins UNESCO-Programm „Man and Biosphere" eingegliedert. Diese anfänglich kleine Gruppe wuchs durch die Bearbeitung zahlreicher Themen im Zuge von Doktoratsstudien rasch an. Im Jahr 1974 waren mindestens 13 Dissertation fertig gestellt oder in Arbeit (Pechlaner 1974). Zentrale Fragen zur Trophie des Piburger Sees waren die physikalisch-chemischen Bedingungen (z. B. Mayrhofer 1981), die Nährstoffe (z. B. Bachinger 1978, Sossau 1978) und das Phytoplankton (Rott 1975). In den folgenden Jahren befasste sich Rott (1981, 1986) intensiv mit der Dynamik, den qualitativen und quantitativen Veränderungen und der Primärproduktion des Phytoplanktons. Die jährliche Variationsbreite der maximalen Photosyntheseraten (A_{max}) betrug nach Rott (1986) 1,0 – 16,7 mg C m^{-3} h^{-1} und der Bereich der Chlorophyll-spezifischen Rate (P_{max}) 0,1 – 7,9 mg C mg Chl-a^{-1} h^{-1}. Die integrierte Jahresproduktion unter 1 m² Wasserfläche lassen sich aus den den Daten in der Wassersäule (Rott 1986) berechnen (Abb. 11). Die mit 196 g m^{-2} a^{-1} re-

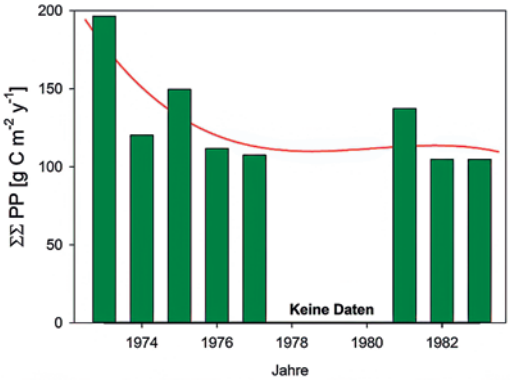

Abb. 11: Piburger See. Jahresproduktionen für die Wassersäule berechnet aus den Daten von Rott (1986, Fig. 10, S. 105). Die mittäglichen Raten der Photosynthese pro Stunde wurden mit 90 % der jeweiligen Tageslänge auf Tageswerte hochgerechnet und diese Werte dann über die Zeit integriert. – Fig. 11: Piburger See. Annual productions for the water column calculated from the data in Rott (1986, Fig. 10, p. 105). The midday rates of photosynthesis per hour were extrapolated to daily values with 90 % of the respective day length and these values were then integrated over time.

lativ hohe Produktion im Jahr 1973 nahm rasch ab und variierte danach um einen Mittelwert von 120 g m^{-2} a^{-1}.

Besonders wichtig war neben der Analyse des gesamten Planktons (Rott 1976), die detaillierte Erhebung des Verhaltens des Cyanobakteriums *O. limosa* (C.Agardh ex Gomont 1892). Die Besiedlung des freien Wassers vollzog sich seit 1972 stets in ähnlicher Weise. Der Kreislauf begann dabei alljährlich im Februar am Seegrund mit kleinen Ansammlungen und geringer Produktion. Zu dieser Zeit erfolgte in den dunklen Tiefenzonen des Piburger Sees bereits eine starke Vermehrung von *O. limosa*, die eine allmähliche Ausbreitung auf höher gelegene Wasserschichten mittels ihrer Gasvesikel ermöglichte (Rott 1983). Der Schwerpunkt der Biomasse lag vor Eisbruch meist zwischen 6 und

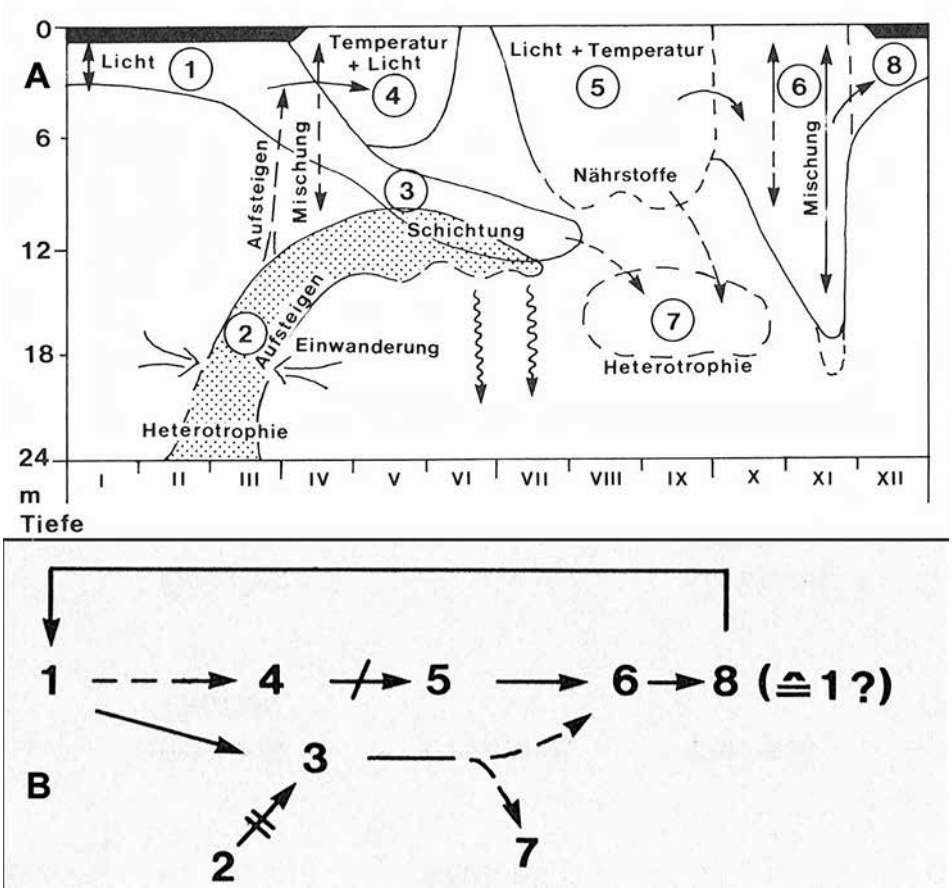

Abb. 12: Schema der jahreszeitlichen Entwicklung des Phytoplanktons im Piburger See. A. Entwicklungsphasen und steuernde Faktoren. B. Flussdiagramm der Phasen. Die gepunktete Fläche zeigt das Aufsteigen, die Einschichtung und das Absinken von *Oscillatoria limosa*. Weitere Details zu den Phasen und zugehörige Planktonarten sind der Tabelle 4 in Rott (1983) zu entnehmen. Original aus Rott verändert. – Fig. 12: Scheme of the seasonal development of phytoplankton in Piburger See. A. Development phases and controlling factors. B. Flowchart of phases. The dotted area shows the ascent, the layering, and the sinking of *Oscillatoria limosa*. Further details on the phases and associated plankton types can be found in Table 4 in Rott (1983). Original from Rott modified.

9 m Tiefe. Die Algenfäden zogen sich danach aus dem wärmer werdenden Epilimnion in tiefere Wasserschichten zurück, besiedelten dann Schichten ab 9 m Tiefe und verschwanden schließlich, nach langsamem Absinken der Obergrenze der Population im Juli bis auf 15 m, Anfang August vollständig aus dem Plankton (Abb. 12).

Weitere zusätzliche Erhebungen 1984 zeigten, dass die Verteilung der Biomasse und des partikulären Phosphors übereinstimmend ein Maximum in 11–13 m Tiefe aufwies, es aber wie in früheren Jahren erhebliche Unterschiede in der Horizontalverteilung gab. Der Gesamtphosphorinhalt des Pelagials stieg Ende Mai rasch an, was im Wesentlichen auf *O. limosa* zurückzuführen war. Der P-Gehalt der Art war mit 0,64 % im Trockengewicht (TG) gering. Das Taxon bevorzugt Temperaturen <6° C (Wolf 1986). Ausführliche Darstellungen des Aufsteigens und der Tiefeneinschichtung finden sich bei Wirkner (1987), der fest hielt, dass die Gründe des Aufsteigens von *O. limosa* unter der Eisdecke durchaus nicht gesichert seien. Details zur Autökologie von *Oscillatoria* analysierte Wolf (1991). Die Fadenlängen waren bei der pelagialen Form kürzer als bei der benthalen Form. Ebenso unterschieden sich die Inhaltsstoffe (Wolf 1991, Tab. 13). So wies etwa die benthale Form einen Chlorophyllgehalt von 0,47 % FG auf, die pelagische Form jedoch nur 0,37 % FG. Der Anteil an Chlorophyll am Biovolumen war mit 0,47 % durchschnittlich, der Phycocyangehalt mit 5,43 % im Biovolumen bzw. 24 % TG relativ hoch. Das Verhältnis Phycocyan zu Chlorophyll von 1:8 war typisch für Cyanobakterien unter Schwachlicht, worauf auch die Messungen der Photosyntheseraten im Lichtinkubator hinwiesen (Wolf 1991, Tab. 11). Lichtmangel und Änderungen der Nährstoffgehalte der benthischen Form dürften auslösende Ursachen für den Beginn der planktischen Phase gewesen sein. Das kann als jahreszeitliche Gestaltänderung oder Zyklomorphose angesehen werden. Seit 1986 war ein massiver Rückgang der pelagischen Phase und der Verbleib der Fäden im Sediment festzustellen, möglicherweise hervorgerufen durch Änderungen im Chemismus des Sees.

Detailfragen zur Dynamik des Phytoplanktons wurden von Zimmermann (1989) und Prader (1992, 1993) erarbeitet. Eine komprimierte Übersicht über die Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Piburger See und *O. limosa* im Speziellen ermöglicht Rott (1991). Die Fadendichten des Cyanobakteriums sind seit 1987 stark zurückgegangen und hatten das Niveau vor der Restaurierung erreicht. Diese Entwicklung korrelierte aber nicht mit der Gesamtmenge an Phytoplankton. Die längerfristigen Trends bis 1992 bildeten die Basis für ein Modell (Pipp & Rott 1995). Kernpunkte der Analyse waren die Primärproduktion und art-spezifische Nischen. Die eng begrenzte Nische von *Oscillatoria* ist aus den Ergebnissen ebenso klar erkennbar wie jene von ganzjährig auftretenden Arten. Ebenso deutlich war die Abnahme der Primärproduktion seit 1983. Die größten Abweichungen zwischen den gemessenen Werten und den Modellberechnungen traten immer in Situationen mit starken Fraßverlusten oder geringer Verfügbarkeit an Nährstoffen auf.

Eine Zusammenfassung der Veränderungen 28 Jahre nach Beginn der Restaurierung im Piburger See bieten Tolotti & Thies (2002). Eine rasche Übersicht über Zustand vor und die wesentlichsten Veränderungen durch die Maßnahmen zur Restaurierung ermöglicht Tabelle 4. Der deutlichste Unterschied zwischen der früheren und der gegenwärtigen Artenzusammensetzung des Phytoplanktons des Piburger Sees ist das Fehlen des Cyanobakteriums *O. limosa*, die in den ersten zwei Jahrzehnten 1970–1987 nach der Restaurierung deutlich zugenommen hatte. Das 1998 gemessene Phytoplankton-Biovolumen war niedriger als in den 1970er und 1980er Jahren, während die saisonalen Muster jenen ähnelten,

Tab. 4: Veränderungen im Ökosystem Piburger See von 1950 bis 2000. Aus Tolotti & thies (2002, Tabelle 2) verändert. – Tab. 4: Changes in the Piburger See ecosystem from 1950 to 2000. Modified from Tolotti & Thies (2002, Table 2).

1950er	Oligotroph
1960er	Zunahme der Konzentration an Nährelementen durch Landwirtschaft und diffuse häusliche Abwässer
Winter 1969/70	Starker Sauerstoffschwund unterhalb von 3 m Tiefe
Sommer 1979	Beginn der Maßnahmen zur Restaurierung: Installation einer Tiefenwasserableitung und Verbot chemischer Düngemittel
Bis in die späten 1980er	Zunehmende Besserung der Sauerstoffsituation in der Tiefe. Keine wesentlichen Auswirkungen auf die Konzentration an Nährelementen, Zusammensetzung des Phytoplanktons und dessen Biovolumen
Seit den späten 1980ern	Verringerung der Konzentration an Phosphor und der Biomasse der fädigen Cyanobakterie *Oscillatoria limosa* im Freiwasser
Seit 1990	Diatomeen und coccale Grünalgen ersetzen die sommerliche Gemeinschaft von Grünalgen und fädigen Cyanobakterien

die vor und später bei der Wiederherstellung des Sees verzeichnet wurden. Das niedrigste jährliche Phytoplankton-Biovolumen trat 1998 im frühen Winter auf, während das absolute Maximum im Metalimnion im späten Frühjahr zu beobachten war. Ein Langzeitvergleich der Wasserchemie und Phytoplanktondaten mit den entsprechenden Wetterdaten ließ keine signifikante Übereinstimmung erkennen.

Tolotti et al (2005) setzten die funktionellen Gruppen des Sommerplanktons in Beziehung zum Restaurierungsverlauf des Sees. Ihre Bearbeitung der Langzeitdaten bestätigte frühere Befunde der Veränderungen in Artenzusammensetzung und -verteilung als Folge der Restaurierung. Auch auf dem Niveau der funktionellen Gruppen ergaben sich entsprechende Verschiebungen, vor allem in den Gruppen R – fädige Cyanobakterien' und C – koloniebildende coccale Cyanobakterien'. Eine Massenentwicklung von *Microcystis aeruginosa* (Kützing 1846) im Spätsommer 2003 wies bereits auf die Einwirkung der Klimaveränderung hin, da dieser Sommer besonders heiß war. Seit 2003 werden meteorologische und limnologische Daten über eine automatische Messstation auf dem Piburger See erfasst (Nickus & Thies 2017).

Nach der Restaurierungsphase und mit zunehmender Oligotrophierung trat ab 2000 eine Trendumkehr ein. Die kurzfristigen Änderungen im Phytoplankton konnten auf Veränderungen im Nährstoffregime zurückgeführt werden, die Variabilität der Artenzusammensetzung von Jahr zu Jahr auf die zunehmende Wassertemperatur und die thermische Stabilität (Tolotti et al. 2005). Die langfristige Änderung der Wassertemperatur betrug +0,23° C pro Dekade, was vor allem eine verlängerte Herbstperiode bedingte, wodurch sich die Dauer der Eisbedeckung um etwa 5 Tage pro Dekade verkürzte (Niedrist et al. 2018). Die Verknüpfung von rezenten Daten mit paläolimnologischen Ergebnissen (Thies et al. 2011) ergab eine deutliche Zunahme der Gewässertemperatur in der Mitte der 1940er Jahre und gegen Ende des 20sten Jahrhunderts. Beide Perioden förderten verstärktes Algenwachstum und Verschiebungen in der Artenzusammensetzung.

Aus den langjährigen Beobachtungsreihen konnte die kritische Totalphosphorfracht (TP) aus externer und interner Belastung zu 295 mg m^{-2} a^{-1} TP berechnet werden. Die gemes-

sene gesamte TP-Belastung überschritt die kritische Fracht um 38–100 % in den Jahren 1978–80 (Anonymus 1983). Weiters konnte nachgewiesen werden, dass die Freisetzung von Phosphor aus dem sauerstofffreien Sediment die wichtigste Ursache für die verzögerte Oligotrophierung des Sees gewesen ist. Eine Hochrechnung der Laborergebnisse ergab eine jährliche Phosphorabgabe von 13,66 kg aus dem Sediment des Piburger Sees, was etwa 10 % der gesamten externen TP-Fracht ausmachte. Zusätzlich verließen 213 kg Methan das Sediment, wovon nur 30 kg im Pelagial in Lösung gingen, der Rest entwich in die Athmosphäre entwich. Eine neuere Studie über die Emissionen von CO_2 und NH_4 aus 40 natürlichen und künstlichen Seen aller Höhenstufen kommt zu dem Schluss, dass die Gaskonzentrationen an der Oberfläche von Reservoiren geringer ist als bei natürlichen Seen (Pighini et al. 2018). Die durchschnittlichen Konzentrationen von Methan und Kohlendioxyd lagen bei 1,10 ± 1,30 bzw.36,23 ± 31,15 µmol L^{-1}, wobei die Gase 400 ± 424 bzw. 2,43 ± 2,29-fach übersättigt waren. Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass Alpenseen CO_2 und NH_4 in die Atmosphäre abgeben.

Während der Langzeitstudie Piburger See wurden eine so breite Fülle weiterer Themen behandelt, dass sie hier im Einzelnen nicht besprochen werden können. Vieles davon ist in Dissertationen enthalten, welche am schnellsten in den ‚Jahresberichten der Abteilung Limnologie der Universität Innsbruck' 1974–1981 zu finden sind (Univ. Innsbruck-Bibliothek, Nationalbibliothek Wien oder ZoBotdat.at). Wegen der speziellen Thematik seien noch zwei Arbeiten angeführt.

Die Erhebung benthischer Crustaceen (Thaler 1977) ist enorm aufwendig und wird deswegen nur selten ausgeführt. Von den 13 erfassten Crustaceen wurden 6 Arten quantitativ bearbeitet, je drei Ostracoden und 3 Copepoden. Die Verteilung war substratspezifisch und wies in 7 m Gewässertiefe eine deutliche qualitative und quantitative Änderung auf, was von der Autorin auf Schwankungen der Temperatur zurückgeführt wurde. Die Untergrenze der Verteilung lag in 13–15 m Tiefe, was durch die damaligen Sauerstoffverhältnisse eindeutig zu erklären war. Zu allen sechs untersuchten Arten sind Abundanz, Biomasse und Produktionsdaten erfasst worden.

Die sehr umfangreichen Untersuchungen der Horizontalverteilung der Crustaceen *Daphnia longispina* (O.F. Müller 1776), *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller 1785) und *Bosmina longirostris* (O.F. Müller 1785) an mehreren Terminen und in 6 Tiefenschichten (Hehenwarter 1980) ergab auch hier eine Begrenzung der Aufenthaltstiefe auf die oberen 18 m der Wassersäule, da darunter der Sauerstoff fehlte. Der Südteil des Hauptbeckens wurde bevorzugt aufgesucht, da der See durch die Horizontüberhöhung in Zonen mit verschiedenem Lichtangebot geteilt ist. Das Auftreten und die Verteilung von *D. longispina* und *C. quadrangula* waren stark vom Wind abhängig. Hingegen war *B. longirostris* weit weniger beeinflusst, da sich die Art in größerer Tiefe aufhielt. Die horizontalen Verteilungsbilder waren besonders unter der Eisbedeckung und in den Sommermonaten artspezifisch verschieden.

Untersuchungen im Freiland auf molekularer Basis erweitern die Möglichkeiten enorm, besonders für Studien zur Biodiversität (Grossmann et al. 2016a, b). An einem Transekt von 429 bis 2072 m Seehöhe in Österreich mit insgesamt 32 Seen konnte so festgestellt werden, dass der Artenreichtum mit der Höhenlage nicht abnimmt und auch nicht die Verschiebungen in der Zusammensetzung erklärt. Für die Unterschiede in den Gesellschaften der Protisten waren zahlreiche andere Faktoren verantwortlich, vor allem der pH-Wert und die Nährstoffkonzentration.

Eine der jüngsten Herausforderungen im Hochgebirge stellen die neu entstandenen Gletscherseen dar (Seitlinger 1999, Wiesenegger et al. 2013, 2017). Eine Übersicht über deren Bildung seit Mitte des 19.Jahrhunderts bieten Buckel et al. (2018). Diese Seen sind limnologisch so gut wie gar nicht untersucht.

In sensitiven, kristallinen Einzugsgebieten bestehen weiters Gefahren für Hochgebirgsseen durch Permafrost bedingte Einwirkungen (Thaler et al. 2915, Ilyashuk et al. 2017). Der Einfluss von Blockgletschern verringert die Artenvielfalt und ändert die Zusammensetzung der Chironomiden-Gemeinschaft in Seen. Es herrschen unempfindliche Arten vor. Auch im Meiobenthos sind vorwiegend Arten mit breiter ökologischer Valenz anzutreffen. Ursachen sind vermutlich die hohen Sulfatgehalte und andere Substanzen.

Flachland (Ostösterreich)

Neusiedler See – Burgenland

Etwa zeitgleich mit der Entwicklung im Westen Österreichs begann auch eine Ausweitung der ökologischen Aktivitäten im Flachland. Möglich wurde dies durch ein von der UNESCO initiiertes Internationales Biologisches Programm (IBP, 1967–1974). Basierend auf früheren Untersuchungen im Seewinkel und im Iran war es für Löffler naheliegend, den einzigartigen Steppensee Europas, den Neusiedler See als Untersuchungsobjekt zu wählen (Löffler 1961). Bereits 1950 war im Schilfgürtel bei Neusiedl am See eine erste Biologische Station Neusiedler See als Forschungseinrichtung aus einem ehemaligen Bootshaus entstanden. Zunächst privat finanziert, wurde sie 1956 in die Verwaltung des Landes Burgenland übernommen. Anlässlich des 14. Internationalen Limnologen-Kongresses in Österreich 1959 erschien eine interdisziplinäre Zusammenschau über den See und die umliegende Landschaft mit dem Titel ‚Landschaft Neusiedlersee' (Sauerzopf & Tauber 1959). Ein Brand vernichtete die erste Station 1960 fast vollständig. Der Neubau war als reiner Zweckbau konzipiert, wurde nach Illmitz in Ufernähe verlegt und 1971 eröffnet (AIZ 1971). Von Anfang an war die ‚Biologische' Station stark mit Gewässerfragen befasst. Im Jahr 2015 wurde ein ansprechende Neubau eröffnet (Geschnatter 2, Oktober 2015).

Die Einrichtung von drei Arbeitsgruppen an der Universität Wien für das IBP ermöglichte eine umfassende Ökosystemstudie des Neusiedler Sees samt seinem ausgedehnten Schilfgürtel als Kooperation von Zoologie, Limnologie und Botanik. Während sich die Limnologie im Wesentlichen auf den freien See konzentrierte, studierte die Botanikgruppe den ausgedehnten Schilfgürtel. Eine Übersicht über einige Ergebnisse von Teilkomponenten ermöglichen die Beiträge in Ellenberg (1973). Umfassende Darstellungen der Untersuchungen sind in Löffler (1974 und 1979) enthalten. Die Erfassung der Primärproduktion im Schilfgürtel und Freiwasser des Sees lassen sich aus den Angaben in den erwähnten Monografien als mittlere Raten pro Quadratmeter und Tag vergleichend in darstellen (Abb. 13). Die durchschnittliche Tagesproduktion des Schilfs ist mit 2,7 g m^{-2} d^{-1} oder 82,8 % bei weitem am größten, gefolgt von *Utricularia* mit einem Anteil von 7,3 %. Die Produktion des Planktons im freien See ist mit 235 mg m^{-2} d^{-1} oder 7,0 % etwa gleich hoch wie jene des Wasserschlauches. Mit Ausnahme der epipelischen Produktion (1,5 %) bleiben die anderen Komponenten unter 1 % (Abb. 13). Als Folge der Beschattung durch den dichten Schilfbestand betrug die Produktion des Phytoplanktons im Schilf im Mittel nur 35 % der Photosyntheseraten im offenen See.

In einem so flachen See wie dem Neusiedler See spielen Schwankungen des Seespiegels, die Beschaffenheit des Sediments und die durch den Wind aufgewirbelten Schwebstoffe eine wesentliche Rolle für das Verständnis des Ökosystems (Ruttner-Kolisko & Ruttner 1959). Bald nach Beginn der Untersuchungen im Rahmen des IBP erschienen die ersten Arbeiten zum Redoxpotential und Sauerstoffverbrauch des Sedimentes (Schiemer & Farahat 1966), Gliederung und Bodenfauna des Schilfgürtels (Imhof 1966) und der benthischen Gemeinschaft des Sees (Schiemer et al. 1969). Im Sediment des offenen Sees zeigte sich eine zeitlich-räumliche Heterogenität des Substrats und seiner Bewohner. Die Nematoden erreichten höchste Abundanz im Frühjahr. Der Tardigrade *Hypsibius augusti* (Murray 1907) war zahlreich zwischen Juni und Dezember vertreten, aber selten im restlichen Jahr. Hingegen trat *Chaetogaster* sp. (Oligochaeta) in größerer Anzahl von Februar bis Juni auf (Schiemer 1979b).

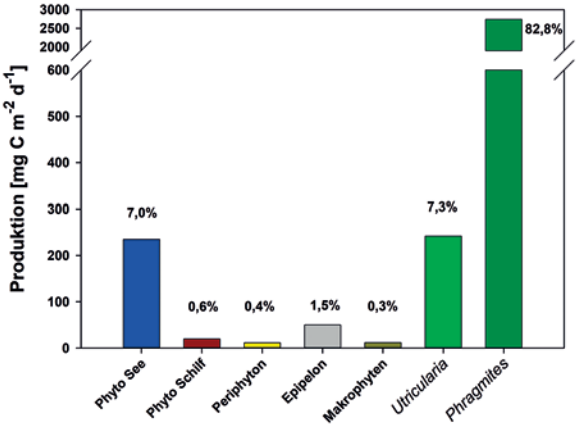

Abb. 13: Primärproduktion verschiedener Biozönosen im Neusiedler See. Aus Khondker (1988, Tab. 5) nach Daten von Dokulil (1975a, 1984), Sommer (1977), Khondker & Dokulil (1986), Schiemer (1978, 1979a), Draxler (1973) und Maier (1979) sowie Burian (1970) und Sieghardt (1990). – Fig. 13: Primary production of various biocenosis in Lake Neusiedl. From Khondker (1988, Tab. 5) according to data from Dokulil (1975a, 1984), Sommer (1977), Khondker & Dokulil (1986), Schiemer (1978, 1979a), Draxler (1973) and Maier (1979) as well as Burian (1970) and Sieghardt (1990).

In Flachseen sind die Konzentrationen an anorganischen und organischen Substanzen bedeutsam für die Nährstoffversorgung des Phytoplanktons. Die Stickstoffumsetzungen durch Bakterien im Weichschlamm des Sees sind dabei essenziell. Wie Untersuchungen des Porenwassers zeigten, sind Ammonium und Sulfide die bedeutsamsten Verbindungen im Interstitialwasser (Mühlhauser 1982). Die daran beteiligten Bakterienpopulationen wiesen signifikante Unterschiede in ihrer Dichte im Verlauf des Jahres im Weichsediment auf, die Dichte nahm mit der Tiefe im Sediment ab und war im offenen See deutlich geringer als in Ufernähe. Die größte Dichte von $1{,}6 \times 10^9$ Ind. m^{-2} wurde im Juli erreicht, wobei der Anteil der Ammonifizierer 19 % betrug. Da die Menge an Kohlenstoff nur gering war, die den Bakterien zur Verfügung stand, war mit einer Gesamtmineralisation nicht zu rechnen. Der verwertbare C wurde daher als begrenzender Faktor für heterotrophe bzw. chemolithotrophe Prozesse angesehen (Mühlhauser 1982, 1990, Mühlhauser & Dokulil 1983).

Nach 1980 diversifizierte die limnologischen Themen immer mehr, so auch am Neusiedler See. Wegen der Eutrophierungstendenzen bildeten Erhebungen der Menge und Zusammensetzung des Phytoplanktons einen Schwerpunkt (Dokulil & Padisák 1993, 1994, Padisák & Dokulil 1994a, b) sowie Messungen der Primärproduktion im Freiwasser (Dokulil 1984, Schellander 1994, Nesweda 2010), aber auch innerhalb des Schilfgürtels (Dokulil 1973). Beispielhaft sind zwei Vertikalprofile der Produktion im offenen See

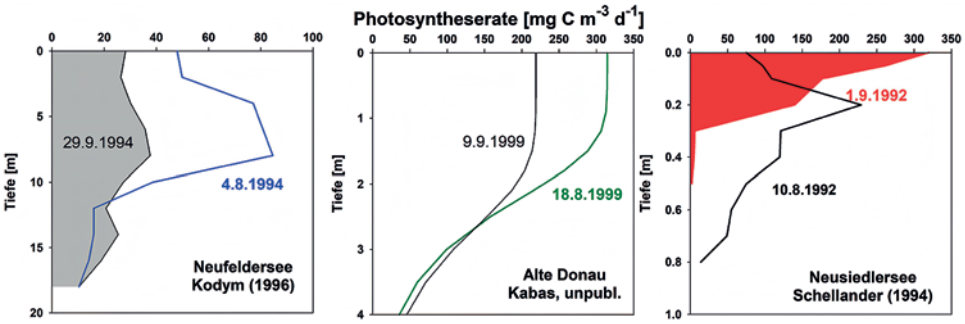

Abb. 14: Vergleich von Tiefenprofilen der Photosynthese dreier Seen im Flachland. A. Neufelder See aus Kodym (1996). B. Alte Donau aus Kabas (2004). C. Neusiedler See aus Schellander (1994). Beachte die unterschiedlichen Tiefenangaben. – Fig. 14: Comparison of photosynthetic depth profiles of three lakes in the lowlands. A. Neufelder See from Kodym (1996). B. Alte Donau from Kabas (2004). C. Neusiedler See from Schellander (1994). Note the different depths.

wiedergegeben (Abb. 14, rechts). Daraus ist die oft geringe produktive Schicht im Neusiedler See abzulesen. In einen Fall betrug sie nur 30 cm und das Maximum der Photosynthese lag unmittelbar an der Oberfläche. Im anderen Beispiel war die höchste Rate der Photosynthese in 20 cm Tiefe und die Photosynthese war bis 80 cm Tiefe möglich.

Die benthischen Algen, hier das Epipelon auf der Sedimentoberfläche sind von Khondker (1984), Khondker & Dokulil 1986, 1988) und Prosser (unpubl., Abb. 15) bearbeitet worden. Während der Sommermonate sind nur wenige bis keine benthischen Diatomeen vor dem Schilfrand zu finden. Die Hauptentwicklung erfolgt im Herbst und vor allem im Winter unter Eis im Jänner und Februar. Die Biomasse der epilpelischen Algen bedeckte zu dieser Zeit bei Neusiedl am See das Sediment bis 1 km vom Schilfrand entfernt. Nach dem Eisbruch im Frühjahr verschwinden die Diatomeen rasch von der Sedimentoberfläche und sind nur mehr am Schilfrand anzutreffen.

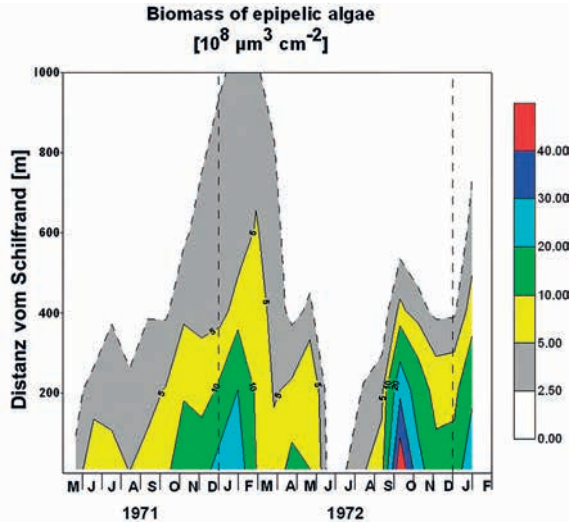

Abb. 15: Epipelische Algen im Neusiedler See. Biomasse in 10^8 µm^3 cm^{-2} in Farbabstufungen nach der Legende am rechten Rand. Nach Prosser aus Schiemer (1979a, Table 23.13). – Fig. 15: Epipelic algae in Neusiedler See. Biomass in 10^8 µm^3 cm^{-2} color coded according to the color legend at the right side. According to Prosser from Schiemer (1979a, Table 23.13).

In den Seen des Hochgebirges war die starke Durchsichtigkeit und damit die Wirkung der UV-Strahlung ein wesentliches Problem. In extrem flachen Seen wie dem Neusiedler See spielt der Wind eine wesentliche Rolle. Je nach Richtung und Stärke

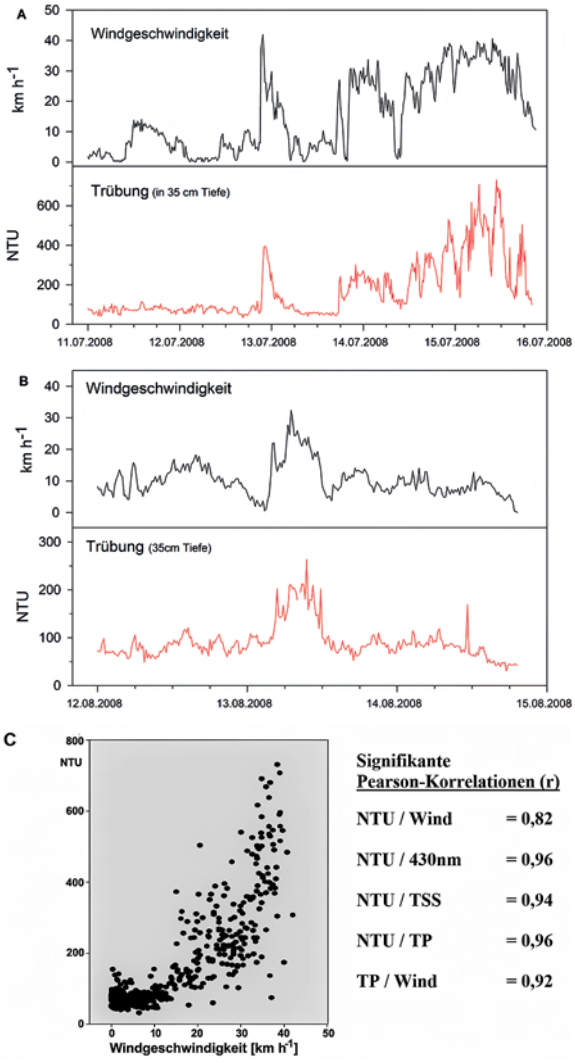

Abb. 16: Neusiedler See. Windgeschwindigkeiten in km h^{-1} und Trübung des Sees als Trübungseinheiten (NTU) in 35 cm Tiefe. A. An 5 Tagen im Juli 2008; B. an 3 Tagen im August 2008; C. NTU gegen Wind und Korrelationen. Original aus NESWEDA (2010). Weitere Erklärung im Text. – Fig. 16: Neusiedler See. Wind speed in km h^{-1} and turbidity of the lake water as Nephelometric turbidity units (NTU) at a depth of 35 cm. A. On 5 days in July 2008; B. On 3 days in August 200; C. NTU vs Wind speed. Original from NESWEDA (2010). Further explanation in the text.

werden mehr oder weniger Feststoffe vom Sediment aufgewirbelt und trüben so das Gewässer, was zu charakteristischen Horizontal- und Vertikal-Gradienten der Schwebstoffe führt (DOKULIL 1976, 1994). Die Durchsichtigkeit wird dadurch stark eingeschränkt, sodass die Sichttiefen nur wenige Zentimeter bis etwa 60 cm betragen, was auch an den Produktionsprofilen (Abb. 14, rechts) bereits ablesbar war.

Sonden mit Dataloggern, wie sie bereits mancherorts eingesetzt werden, machen es heute möglich, zahlreiche limnologische Variablen bis hin zu Parametern der Photosynthese hochauflösend zu registrieren. Als ein einfaches Beispiel wird hier die Messung der Trübstoffe im Neusiedler See mit Hilfe der Lichtstreuung zu zwei Terminen im Juli und August 2008 vor Illmitz in Abb. 16 wiedergegeben (NESWEDA 2010). Zu beiden Terminen ist eine deutliche Übereinstimmung des Trübeparameters (NTU) mit der Windgeschwindigkeit festzustellen (Abb. 16A, B). Die Windrichtung und Wegstrecke (Fetch) des Windes ist auch von Bedeutung, spielt aber für das gegenständliche Beispiel keine Rolle. Wichtig wären diese Parameter erst bei der Betrachtung verschiedener Standorte. Setzt man die beiden gemessenen Variablen in Beziehung (Abb. 16C), so wird deutlich, dass die Menge der Trübstoffe ausgedrückt als NTU exponentiell mit der Windgeschwindigkeit ansteigt (r = 0,82). Dass die NTU-Werte tatsächlich die Schwebstoffmengen widerspiegeln, zeigt ein Vergleich mit den gravimetrisch gemessenen Mengen an Trübstoffen (TSS). Der Zusammenhang ist mit r = 0,94 hochsignifikant, was in gleicher Weise auf photometrische Bestimmung bei 430 nm zutrifft (r = 0,96). Mit der Zunahme der Trübstoffe steigt auch

die Konzentration an Gesamtphosphor (TP) wie die Korrelation zu NTU zeigt (r = 0,96). Somit wird TP letztlich direkt durch die Windgeschwindigkeit mitbestimmt. Dieses Beispiel mag verdeutlichen, welche verbesserten Einblicke in Ökosysteme durch automatische Sonden bzw. Messstationen erreicht werden können.

Bakterien im Freiwasser und im Sediment erfasste Dokulil (1975a, b,1984). Die Gesamtbakterienzahl und saprophytischen Keime waren im Sediment um das 1000fache höher als im Freiwasser. Die Menge der Schwebstoffe im Wasser korrelierte mit der Abundanz der Bakterien. Die bakterielle Produktion überstieg die Primärproduktion im Winter unter Eis maximal um das 10fache. Die Abbauraten im Freiwasser wiesen auf eine rasche Nährstoffumsetzung von organischem Material hin, was dem Zooplankton als Nahrung zugutekam.

Häufig wurde behauptet, der Winter sei die Zeit, in der wenig im See passiert. Dass dies nicht der Fall ist, zeigen die Langzeit-Analysen der Winter am Neusiedler See (Dokulil & Herzig 2009) sowie anderer Flachseen Europas (Dokulil et al. 2014). Um die winterliche Aktivität, die Produktion und das Wachstum der Bakterien in der Wassersäule unter Eis bei niedrigen Temperaturen zu testen, wurden im Winter 1995/96 die Produktion der Bakterien und des Phytoplanktons verglichen (Reitner et al. 1997). Bei einer mittleren Chlorophyll-a Konzentration von 21,03 ± 14,95 µg Chl-a L^{-1} lag die mittlere Tagesproduktion des Phytoplanktons integriert über die Tiefe zwischen 1,35 und 4,23 mg C m^{-2} d^{-1} (Mittel 2,46 ± 1,06 mg C m^{-2} d^{-1}). Die Abundanz der Bakterien variierte die meiste Zeit zwischen 20 und 40 × 10^5 ml^{-1} und nahm Ende März übereinstimmend mit dem Anstieg der Temperatur von 1,3 auf 6,3° C innerhalb von 5 Tagen zu. Die mittlere Produktion der Bakterien betrug 15,3 ± 12,8 µg C L^{-1} d^{-1} (Bereich 3,0 bis 41,7 µg C L^{-1} d^{-1}). Die durchschnittliche Wachstumsrate der Bakterien lag bei 0,23 ± 0,16 d^{-1} und entsprach weitgehend der Produktion. Die Produktion des Phytoplanktons machte nur 16 % der Bakterienproduktion aus, was nahelegte, dass die Algen nicht als alleinige Kohlenstoffquelle dienen, sondern dass die Versorgung mit DOC aus anderen Quellen stammen musste. Die hohen Wachstumsraten bei <2° C ließen vermuten, dass vor allem gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) aus der vorherigen Saison verwendet wurde. Dieser wiederum konnte eigentlich nur vom Schilfabbau und den Epiphyten herrühren.

Der Bedarf der Bakterien an Kohlenstoff lag zwischen 225 und 870 mg C m^{-2} d^{-1} und wird von der Schilfproduktion (750 bis 4510 mg C m^{-2} d^{-1}) abgedeckt. Auf diese Weise wird die vom Schilf neu produzierte organische Substanz via Bakterioplankton in das Nahrungsnetz eingeschleust (Reitner et al. 1999). Bezogen auf die gesamte Wassersäule gingen ~10 % der Remineralisierung des DOC auf Photooxydation zurück und die mittlere Verweilzeit des DOC betrug ~80 Tage (Reitner et al. 1997). Eine Übersicht über die mikrobiologisch-hygienischen Langzeitdaten und Ergebnisse seit 1992 bietet die Arbeit von Herzig et al. (2019).

Das Zooplankton im Neusiedler See stellt eine wesentliche Komponente im Nahrungsnetz als Vermittler zwischen Algenplankton und Fischen dar (Herzig 1973, 1974, 1979). Zu Beginn der Eutrophierung nahm das Zooplankton gleichsinnig mit dem Phytoplankton zu. Zu dieser Zeit war die Biomasse der planktivoren Fische gering und dementsprechend war der Fraßdruck auf das Zooplankton unbedeutend (Herzig 1994). Die Steuerung der Trophieebenen erfolgte ‚bottom up', also via Nährstoffverfügbarkeit. Mit dem Ende der Eutrophierungsphase in den 1980er Jahren begann die Biomasse des Zooplanktons ab-

zunehmen, dies jedoch bei weiter steigender Phytoplanktonbiomasse (vergl. Abb. 29 und 30 in Herzig 2014). Die zunehmende Biomasse der planktivoren Fische führte zu einem intensiveren Fraßdruck auf das Zooplankton, was sich in einer geringeren ‚Abweidung' des Algenplanktons manifestierte, weshalb die Biomasse des Phytoplanktons weiter zulegte (Herzig & Auer 1990, Herzig 1995, Liu & Herzig 1996). Die Kontrolle im System Neusiedler See war damit im Freiwasser von bottom-up in einen Zustand übergegangen den man nach Carpenter et al. (1985) als trophische Kaskade bezeichnet (top-down Steuerung).

Neuere Ergebnisse zum Zoobenthos des Neusiedler Sees sind bei Wolfram (1993,1996) sowie Salbrechter (2001) zu finden. Die derzeit neuesten Überblicke über die limnologischen Ergebnisse bieten Herzig & Dokulil (2001), Herzig (2014) und Wolfram et al. (2014, 2015 a,b).

Neufelder See – Burgenland

Durch Stilllegung von Braunkohletagbauen im Grenzgebiet Niederösterreich-Burgenland entstanden in den 1930er Jahren mehrere neue Gewässer, deren größtes der Neufelder See ist. Bereits kurz nach vollständiger Füllung durch das Grundwasser erfolgte die erste chemische und biologische Untersuchung (Stundl 1937). Eine weitere Erhebung aus den Jahren 1954/55 erfasste neben dem Neufelder See auch den südlich gelegenen kleineren Bauernsee, der erst 1953 entstanden ist (Lengyel 1958). In dieser Studie wurde das Phyto- und Zooplankton beider Seen ausführlich behandelt. Am Rande erwähnt Lengyel als Kuriosum den hohen Eisengehalt von 200 mg L^{-1} im Zillingdorfer See, der das Wasser rot färbte und ständige Fe_2O_3-Ausfällungen am Ufer verursachte.

Ende 1991 wurde erstmals der Ciliat *Stentor amethystinus* (Oken 1815) nachgewiesen, eine mit freiem Auge als schwarzer Punkt erkennbare Art, die symbiontische Algen in sich trägt. Im Jahr darauf kam es zu einer Massenvermehrung, die Anlass zu einer ausführlichen Untersuchung 1993/94 gab (Prosenz 1994, Kodym 1996). Wesentliche Ergebnisse der beiden Arbeiten von Kodym und Prosenz sind in Abbildung 17 für April bis Dezember des Jahres 1993 zusammengefasst. Die Konzentration an Chlorophyll-a in der Wassersäule unter 1 m^{-2} stieg im Frühjahr an und erreichte Anfang Juni ein erstes Maximum von 33,6 mg m^{-2}, um danach rasch abzufallen. Ab Mitte Juli nahmen die Werte wieder zu, bis ein zweiter Gipfel im September mit 29,4 mg m^{-2} erreicht war (Abb. 17A). Etwa gleichsinnig verlief die Produktion des Phytoplanktons in der Wassersäule mit maximal 652 mg C m^{-2} d^{-1} im Juni und 548 mg C m^{-2} d^{-1} im September. Im Jahresdurchschnitt errechnen sich 323 mg C m^{-2} d^{-1} für 1993 und 415 mg C m^{-2} d^{-1} für 1994. Die Jahresmittel für Chlorophyll-a waren 19 mg Chl-a m^{-2} für 1993 und 15 mg Chl-a m^{-2} für 1994. Diese Werte ordnen den See je nach verwendetem System (Dokulil 2014, Tab. 9 darin) in den oberen oligotrophen bis unteren mesotrophen Zustand ein. Wegen der Hochrechnung der Daten aus Kodym (1996) sind diese Werte eher eine Überschätzung. Ergänzend und im Vergleich zu anderen flacheren Gewässern sind zwei Tiefenprofile der PP aus Kodym (1996) dargestellt (Abb. 14, links). Deutlich wird hier das tiefliegende Maximum der Photosynthese im Neufelder See in 8 m Tiefe im August.

Die Gesamtbiomasse des Zooplanktons, der Anteil an *Stentor amethystinus* und die 5 wichtigsten Crustaceen-Arten sind in Abbildung 17B und C dargestellt. Klar erkennbar ist die Dominanz von *Stentor* in der Trockengewichts-Biomasse von April bis September 1993. Das Maximum wurde mit fast 10 g TG m^{-2} bzw. 88 % der gesamten Biomasse im Juli er-

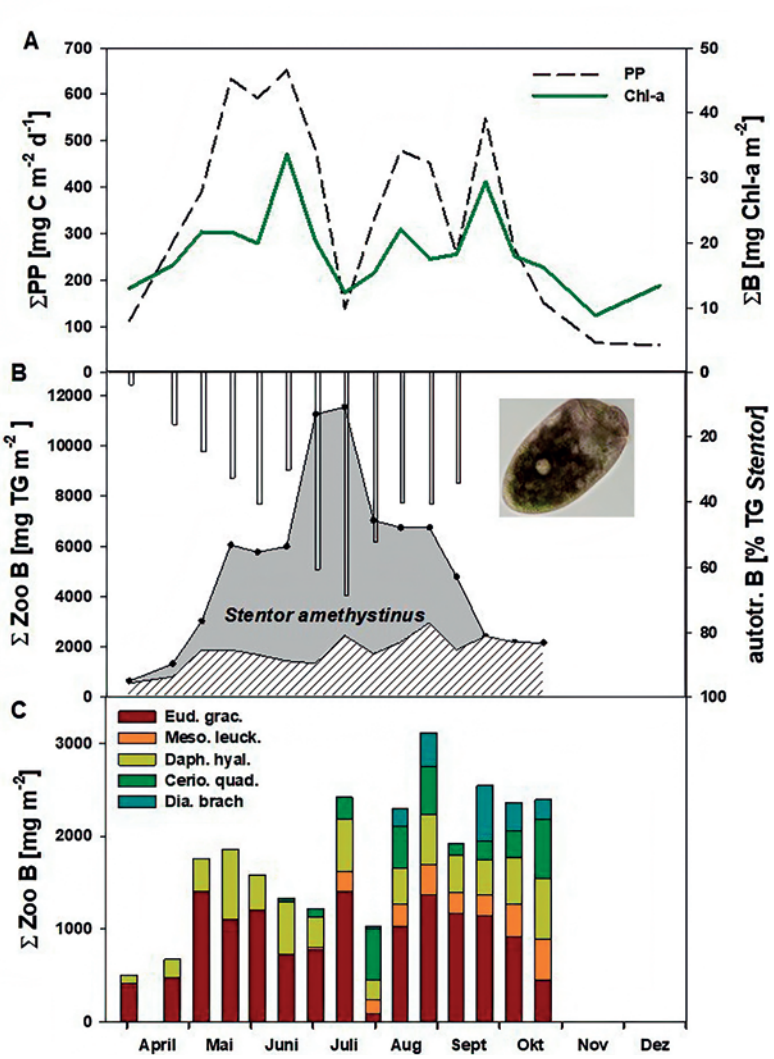

Abb. 17: Neufelder See kombiniert aus Prosenz (1994) und Kodym (1996). A. Primärproduktion (ΣPP) in der Wassersäule als mg C m^{-2} d^{-1} errechnet aus Daten in Kodym. B. Zooplankton: gesamte Biomasse als mg Trockengewicht (TG) pro Quadratmeter. Anteil an *Stentor amethystinus* als graue Fläche, restliche Biomasse des Zooplanktons schraffiert. Die hängenden Säulen repräsentieren den Anteil an autotropher Biomasse (*Chlorella*) in der Biomasse von *Stentor* (kombiniert aus Prosenz). Im Insert Mikrophoto von *Stentor*. C. Biomasse der 5 wesentlichen Crustaceen als TG m^{-2}. Eud. grac. = *Eudiaptomus gracilis*, Meso. leuck. = *Mesocyclops leuckarti*, Daph. hyal. = *Daphnia hyalina*, Cerio. quad. = *Ceriodaphnia quadrangula* und Dia. brach. = *Diaphanosoma brachyurum*. – Fig. 17: Neufelder See combined from Prosenz (1994) and Kodym (1996). A. Primary production (PP) in the water column as mg C m^{-2} d^{-1} calculated from data in Kodym. B. Zooplankton: total biomass as mg dry weight (TG) per square meter. Percentage of *Stentor amethystinus* as grey area, residual biomass of the zooplankton hatched. The hanging bars represent the share of autotrophic biomass (*Chlorella*) in the biomass of *Stentor* (combined from Prosenz). Insert: Microphotograph of *Stentor*. C. Biomass of the 5 main crustaceans as TG m^{-2}. Eud. grac. = *Eudiaptomus gracilis*, Meso. leuck. = *Mesocyclops leuckarti*, Daph. hyal. = *Daphnia hyalina*, Cerio. Quad. = *Ceriodaphnia quadrangula* and Dia. brach. = *Diaphanosoma brachyurum*.

reicht. Zur selben Zeit erreichte die Konzentration des Chl-a im Phytoplankton sowie die Primärproduktion ein sommerliches Minimum (Abb. 17A). *Stentor* enthielt zwischen 1500 – 3000 endosymbiontische *Chlorella*-Zellen und ist damit als mixotropher Ciliat anzusprechen. Der Anteil der autotrophen Biomasse in *S. amethystinus* ist als hängende Säulen in Abb. 17B wiedergegeben. Der Aneil stieg im Frühjahr von 4 % ziemlich stetig an und erreichte zurzeit maximaler Biomasseentwicklung 61–69 %. Wie weit die Fraßtätigkeit durch *Stentor* ausschlaggebend für den Abfall im Chlorophyll-a und der Produktion war, ließ Prosenz (1994, S. 34) offen. Einen potenziellen Fraßfeind von *Stentor* könnte das Rädertier *Asplanchna priodonta* (Gosse 1850) wegen deren räuberischen Ernährungsweise dargestellt haben (Prosenz 1994, S. 15). Im Crustaceen-Plankton dominierten im ersten Halbjahr *Eudiaptomus gracilis* (Sars 1863) und *Daphnia hyalina* (Müller 1785). Ab Mitte Juli traten *Mesocyclops leuckarti* (Claus 1857) und *Ceriodaphnia quadrangula* (Müller 1785) hinzu, Anfang August auch noch *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin 1848) (Abb. 17C).

Das massenhafte Auftreten von *S. amethystinus* in den 1990er Jahren war wohl eher ein singuläres Ereignis in einem labilen Ökosystem. Der reichliche Durchtritt von Grundwasser stabilisiert das System offenbar trotz hoher Freizeitbelastung immer wieder, was durch den Characeenbewuchs noch unterstützt wird, den Pichler (1997) kartierte. Die 10 aufgefundenen Formen von *Chara* besiedelten flächendeckend Tiefen zwischen 3 und 17 m mit einer deutlichen Zonierung. Die ausgedehnten Populationen strukturierten den Lebensraum für andere Biozönosen und haben so einen wesentlichen Einfluss auf den Stoffhaushalt des Sees, indem sie einen Zustand höherer Transparenz stabilisieren. Characeenbewuchs verhindert die Resuspension des Sedimentes und hemmt durch die Abgabe allelopathischer Substanzen das Wachstum des Phytoplanktons.

Waldviertler Fischteiche – Niederösterreich

Obwohl die Waldviertler Fischteiche zwischen 500 und 900 m.ü.A liegen, also nur unwesentlich unter der Höhe des Piburger Sees, sollen sie hier besprochen werden. Ausführliche limnologisch-algologische Darstellungen diverser Teiche sind Mitte der 1950er Jahre und danach von Wawrik (1955, 1960, 1962, 1972) veröffentlicht worden. Darin wurden die Grundlagen zur Geologie, Klima und Biologie der Teiche dargestellt. Weiters wurden diverse Gruppen von Organismen bearbeitet: Algen (Wawrik 1983), Ciliaten (Schlott-Idl 1986), Zooplankton (z. B. Schlott-Idl 1991a,b, Böhm 2015) und Fische (z. B. Kainz 1969, Schlott et al. 1996).

Eine umfangreiche Studie legten Kainz & Schwarz (1986) vor, welche neben einer Beschreibung der Teiche mit Fotos auch physikalisch-chemischen Analysen, Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons, des Makrozoobenthos und der Fische beinhaltet. Die Algenbiomasse, Chl-a, die pelagische Primärproduktion samt Strahlungsverhältnissen und die Erhebung des Zooplanktons nehmen breiten Raum ein. Die 6 untersuchten Teiche liegen auf 500–600 m ü.A. und weisen Flächen zwischen 2,3 und 45 ha sowie mittlere Tiefen von 0,6 m (unterer Kiebitzteich) bis etwa 3 m auf, etwa im Brünauteich. Die pH-Werte waren im Brand-, Mitterpocher- und Brünauteich mit 5,4–5,7 am niedrigsten, die restlichen Teiche wiesen pH-Werte von 6,2–6,3 auf. Hoher Huminstoffmengen konnten nur im Brünau- und Brandteich nachgewiesen werden. Die besten Fischerträge haben die Teiche mit pH-Werten über 6,0, die auch meist einen deutlich höheren Kalkgehalt aufwiesen. Reduzierte Sauerstoffgehalte traten oftmals über Grund auf, im Kiebitzteich sogar einige Male mit nur 2 % Sättigung. Die Phosphorgehalte mussten als hoch bis sehr hoch angenommen werden.

Das Artenspektrum des Phytoplanktons war breit gefächert. Besonders große Artenvielfalt wiesen die Chlorophyceen auf, welche im Mitterpocher Teich im April 1981 100 % der Biomasse ausmachten. In anderen Teichen wie etwa dem Brandteich bestand das Plankton zu 45 % aus drei Cryptophyceen-Arten. Größere Anteile an Cyanobakterien waren im Brünauteich im Herbst festzustellen. Detaillierte Artenlisten sind der Arbeit von Kainz & Schwarz (1986) zu entnehmen. Gleiches gilt für das Zooplankton und das Makrozoobenthos. Die Biomasseerhebungen, Chl-a-Mengen sowie die Details zu den Ergebnissen der Primärproduktion im Tagesgang und im Vertikalprofil in den einzelnen Teichen ist gleichfalls in zahlreichen Tabellen umfassend dokumentiert. Als Übersicht möge eine vergleichende Darstellung der durchschnittlichen Tages-Produktionen und mittleren Chl-a Mengen in der Wassersäule der 6 Teiche dienen (Abb. 18). Die geringste Produktion fand sich im Neuteich, die höchste im Jägerteich. Diese Anordnung nach Größe der PP entspricht ungefähr den Ausmaßen der Teiche. Die Konzentration an Chl-a in der produktiven Zone entspricht in vier Teichen in etwa der Produktion. Im Mitterpocher und Brünauteich wäre auf Grund der Chl-a-Menge mit einer größeren Produktion zu rechnen gewesen. Hier spielte offenbar die Lichtattenuation und die Selbstbeschattung der Algene die entscheidende Rolle. Die Messungen der PP in Kainz & Schwarz (1986) waren vergleichsweise hoch. Müller (1966) gibt als Brutto Primärproduktion basierend auf der O_2-Methode für einen ungedüngten Teich 0,45–1,06 g C m^{-2} d^{-1}, für Teiche mit hoher P-Konzentration 1,10–2,58 g C m^{-2} d^{-1} als Richtwerte an.

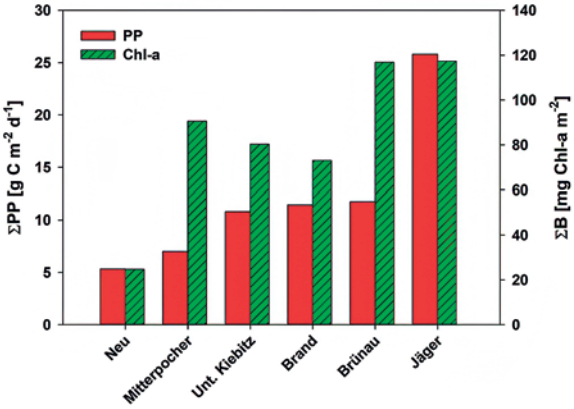

Abb. 18: Waldviertler Fischteiche. Mittlere Tages-Primärproduktion (ΣPP) in g C m^{-2} d^{-1} und Konzentration an Chlorophyll-a (ΣB) in mg m^{-2}, beides in der Wassersäule für die Jahre 1981 und 1982 zusammengestellt und umgerechnet aus den jeweiligen mittleren Stundenwerten pro Tag nach den Angaben bei Kainz & Schwarz (1986). Die Teiche sind nach ansteigender PP angeordnet. – Fig. 18: Waldviertler Fischteiche. Average daily primary production (ΣPP) in g C m^{-2} d^{-1} and concentration of chlorophyll-a (B) in mg m^{-2}, both in the water column for the years 1981 and 1982 and converted from the respective average hourly values per day according to the data at Kainz & Schwarz (1986). The ponds are arranged according to increasing PP.

In diesen und anderen Teichen des Waldviertels bearbeitete Schlott-Idl (1991a, b) das Zooplankton quantitativ. Berücksichtigt man alle 18 untersuchten Fischteiche mit Größen zwischen 0,3 bis 60 ha entwickelte sich das Zooplankton im Mittel im März am geringsten mit nur 3,8 mg L^{-1} Biomasse. Im Juli entstand ein Maximum mit 13,8 mg L^{-1}, wobei der Hauptanteil von Cladoceren mit 68 % gebildet wurde. Ein zweites, stärkeres Maximum – vorwiegend von kleinsten Cladoceren gebildet – trat mit 19,2 mg L^{-1} im Oktober auf. Die mittleren Individuenzahlen der Rotatorien lagen zwischen einem Minimum von 166 Ind. L^{-1} im März und einem Maximum von 3890 Ind. L^{-1}im August. Ciliaten waren von geringer Bedeutung im Mai, ihr Maximum entfal-

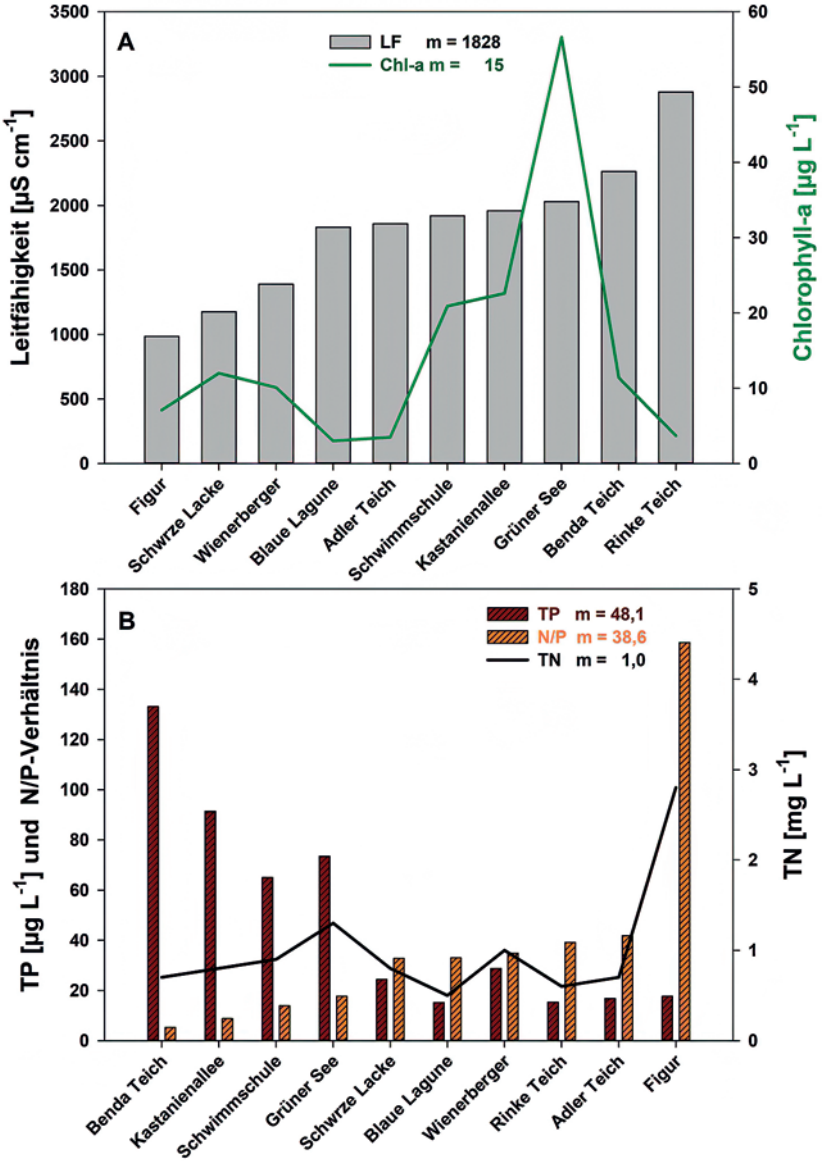

Abb. 19: Ziegelteiche in Wien und Niederösterreich. A. Spezifische Leitfähigkeit (LF) in µS cm^{-1} (Teiche angeordnet nachzunehmender LF) und Konzentration von Chlorophyll-a in µg L^{-1}. In der Legende sind die Mittelwerte (m) für alle 10 Teiche eingetragen. B. Gesamtphosphor (TP in µg L^{-1}), Gesamtstickstoff (TN in mg L^{-1}) und N/P Verhältnis (Teiche angeordnet nach zunehmendem N/P). In der Legende sind die Mittelwerte (m) für alle 10 Teiche eingetragen. Beachte die unterschiedliche Anordnung der Teiche auf der X-Achse in A und B. – Fig. 19: Clay-pit ponds in Vienna and Lower Austria. A. Specific conductivity (LF) in µS cm^{-1} (ponds arranged in increasing LF) and concentration of chlorophyll-a in µg L^{-1}. In the legend, the mean values (m) are entered for all 10 ponds. B. Total phosphorus (TP in µg L^{-1}), total nitrogen (TN in mg L^{-1}) and N/P ratio (ponds arranged in increasing N/P). In the legend, mean values (m) are entered for all 10 ponds. Note the different arrangement of the ponds on the X axis in A and B.

teten sie im Oktober, wo sie eine mittlere Abundanz von 32 393 Ind. L^{-1} erreichten (Schlott-Idl 1991a, b).

Im Makrozoobenthos fallen besonders die niedrigen Biomassen der Chironomiden im Mitterpocherteich auf; Neuteich und Jägerteich wiesen die höchsten Werte auf. Die Unterschiede zwischen den Gewässern hinsichtlich der der Oligochaeten-Biomasse waren als sehr gering zu bezeichnen.

Die Ausführungen über die Teichbewirtschaftung und den Fischbesatz sind sehr ausführlich und mit zahlreichen Tabellen untermauert (Kainz & Schwarz 1986). Die Hektar-Erträge der sechs Teiche waren im Jägerteich und im Neuteich 1980–1982 am höchsten. Diese Teiche zeigten eine starke Entwicklung der Benthalfauna mit einer Beteiligung an Oligochaeten von über 45 % und einem hohen Anteil an Chironomiden. Über die Jahre kam es in den Teichen und bei unterschiedlichen Fischarten zu beträchtlichen Ertragsschwankungen, was von den Autoren auf die unterschiedliche Bonität der Teichböden zurückgeführt wurde. Die Untersuchungen der Teichböden ergab eine unzureichende Versorgung mit Kalk. Eine Korrelation zwischen Fischzuwachs und Brutto-Primärproduktion berichtete Müller (1966). Eine Übersicht über die Entwicklung der Waldviertler Teiche von 1985 bis 2010 findet sich in Böhm et al. (2014) und auch Bauer (2014). Die Wassertemperaturen der Jahre 2014/15 sind in Hutmann et al. (2016) dargestellt.

Ziegelteiche – Wien und NÖ

Was im Hochgebirge die künstlich angelegten Speicherstaue sind, repräsentieren die künstlich entstandenen ‚Ziegelteiche' in Wien und Niederösterreich. Zur Ziegelerzeugung wurde Tegel abgebaut, deren Gruben nach Auflassung sich mit Grundwasser füllten und so neugeschaffene Gewässer bildeten. Nach dem 2. Weltkrieg wurde ein Großteil der Gewässer mit Bau- und Bombenschutt verfüllt und planiert. Später wurde jedoch der Wert der Gewässer als Naherholungsgebiete und Naturräume erkannt. Frühe Untersuchungen beschränken sich meist auf einzelne Teiche (Lichtenberg 1972 und Angaben darin). Erst Bloch (2004) bearbeitete 10 Teiche in Wien und Umgebung in ihrer Diplomarbeit. Die limnologischen Daten und die Analysen des Phytoplanktons wurden später ausführlich in Schagerl et al. (2007) dargestellt. Als Folge des Untergrundes reichte die mittlere spezifische Leitfähigkeit der 10 Teiche von 984 bis 2879 µS cm^{-1}, mit einem Gesamt-Mittelwert von 1828 µS cm^{-1} (Abb. 19A). Die durchschnittlichen Chl-a Konzentrationen variierten von 3 bis 57 µg L^{-1} (Mittel aller 10 Teiche 15 µg L^{-1}), jedoch ohne Übereinstimmung mit dem Ionengehalt (Abb. 19A). Die Ionenzusammensetzung ist einzigartig. Die allgemein hohe Konzentration des Sulfats überstieg oft die des Hydrogenkarbonats (Bloch 2004, Schagerl et al. 2007). Im Plankton finden sich demnach unter den 397 Taxa nach Schagerl et al. (2011) auch halotolerante Formen wie die Diatomeen *Entomoneis paludosa* (W.Smith, Reimer 1975), *Chaetoceros muelleri* (Lemmermann 1898), *Navicula halophila* (Grunow, Cleve 1894) oder die seltene *Gyrosigma parkeri* (M.B. Harrison, Elmore 1921). Die charakteristischen Gemeinschaften des Phytoplanktons konnten entsprechend Reynolds et al. (2002) in funktionelle Gruppen eingeteilt werden, welche den Jahreszeiten und trophischen Niveaus zugeordnet werden konnten (in Bloch 2004 und Schagerl et al. 2010). Die mittleren Konzentrationen an TP lagen zwischen 15,3 und 133 µg L^{-1}, die des Gesamt-Stickstoffs (TN) wiesen mit einer Ausnahme eine vergleichsweise geringe Schwankungsbreite auf (Tab. 5 und Abb. 19B). Nach dem N/P-Verhältnis war mindestens ein Teich Stickstoff-limitiert, sechs weitere zeigten Phosphorlimitation. Die restlichen drei

sind nicht eindeutig zuzuordnen (Schagerl et al. 2010, darin Fig. 5). Die trophische Einstufung reichte von meso- bis hypertroph bezogen auf TP und Chlorophyll-a. Die Menge an TP erklärt 60 % der Varianz des Chlorophyll-a (r^2 = 0,61; Chl-a = $0.435xTP^{0.88}$). Eine Fortsetzung dieser Untersuchungen, eine Ausweitung auf weitere Ziegelteiche, Schotterteiche und andere stehende Gewässer in der Stadt wäre wünschenswert.

Tab. 5: Ziegelteiche in Wien und Niederösterreich. Mittelwerte einiger Variablen berechnet aus den Tabellen im Anhang in Schagerl et al. (2007). Temp = Temperatur, LF = Leitfähigkeit, O_2 – Sauerstoff, AG = Aschegewicht, AFTG = Aschenfreies Trockengewicht, SRP = gelöster reaktiver Phosphor, TP = Gesamt-Phosphor, N_{org} = organischer Stickstoffgehalt, TN = Gesamt-Stickstoff, N/P = Verhältnis TN zu TP, Chl-a = Menge an Chlorophyll-a. – Tab. 5: Clay-pit ponds in Vienna and Lower Austria. Mean values of some variables calculated from the tables in the appendix in Schagerl et al. (2007). Temp = temperature, LF = conductivity, O2 – oxygen, AG = ash weight, AFTG = ash-free dry weight, SRP = dissolved reactive phosphorus, TP = total phosphorus, Norg = organic nitrogen content, TN = total nitrogen, N/P = ratio TN to TP, Chl-a = chlorophyll-a.

Ort	Temp °C	LF µS cm^{-1}	O_2 mg L^{-1}	AG mg L^{-1}	AFTG mg L^{-1}	SRP µg L^{-1}	TP µg L^{-1}	N_{org} mg L^{-1}	TN mg L^{-1}	N/P	TN µg L^{-1}	Chl-a µg L^{-1}
Figur	18.4	984	10.6	2.5	1.9	0.6	17.7	0.26	2.80	158.6	2800	7.1
Schwarze Lacke	19.3	1176	9.5	1.8	2.7	0.5	24.4	0.30	0.80	32.8	800	12.0
Wienerberger	18.2	1390	9.7	7.9	3.6	0.7	28.7	0.53	1.00	34.8	1000	10.1
Blaue Lagune	19.0	1831	10.1	0.5	1.1	0.9	15.2	0.23	0.50	33.0	500	3.0
Adler Teich	19.0	1857	10.0	2.1	1.5	0.6	16.7	0.30	0.70	41.9	700	3.5
Schwimmschule	23.3	1919	10.2	2.9	7.7	1.0	64.9	0.61	0.90	13.9	900	20.9
Kastanienallee	19.1	1957	6.2	1.6	3.0	35.8	91.39	0.42	0.80	8.8	800	22.6
Grüner See	23.3	2028	12.6	1.3	11.3	1.5	73.5	0.78	1.30	17.7	1300	56.6
Benda Teich	20.0	2263	8.2	1.5	2.3	67.9	133.1	0.29	0.70	5.3	700	11.4
Rinke Teich	18.9	2879	10.6	1.9	1.8	0.4	15.3	0.31	0.60	39.1	600	3.7
Mittelwert	19.8	1828	9.8	2.4	3.7	11.0	48.1	0.4	1.0	38.6	1010	15.1

Neue Donau – Wien

Die Neue Donau, als Entlastungsgerinne der Donau bei Hochwässern konzipiert, ist die meiste Zeit des Jahres ein stehendes Gewässer, das in zwei Teilbecken (Stauhaltungen) gegliedert ist. Erbaut wurde das Gerinne mit einer Länge von 21 km und einer Fläche von 4 km², sowie die zwischen Donau und Neuer Donau liegende Donauinsel in den Jahren 1972–1988. Die Wasser- und Nährstoffbilanz war und ist ganz wesentlich von Einträgen über Grundwasser und Niederschlag gesteuert (Fuchs 1991, Vrana 1994 und Pichler 1994). Die Nährstoffkonzentrationen im Gewässer wiederum bedingen die Zusammensetzung, Biomasse und Produktion des Phytplanktons (Fux 1991).

Erste Untersuchungen des neu geschaffenen Gewässers begannen 1981 mit Erhebungen zu Konzentrationen an Phosphor und Chlorophyll-a (Fleckseder et al. 1987). Darin und in Fuchs (1991) findet sich eine Zusammenstellung der Werte von 1981–1988, welche auch die Ergebnisse von Löffler (1986) und Dokulil et al. (1988) beinhalten. In den Jahren 1981–1984 stieg der Gehalt an TP zunächst an ohne gleichsinnige Änderung der Chl-a-Menge (Humpesch et al. 2010). Die Werte lagen im hypertrophen Bereich und nahmen danach schrittweise etwa gleichsinnig ab (Abb. 20). Im weiteren Verlauf der Jahre bis 2005 bewegten sich die Wertepaare der beiden Variablen gleichsinnig zwischen eutroph und mesotroph (Abb. 20). Nach den aktuellen Daten der Sichttiefen von 3,0–3,5 m im Juli 2020

wäre die Einstufung derzeit mesotroph (www.wien.gv.at/forschung/laboratorien/umweltmedizin/wasserhygiene/badewasserqualitaet/).

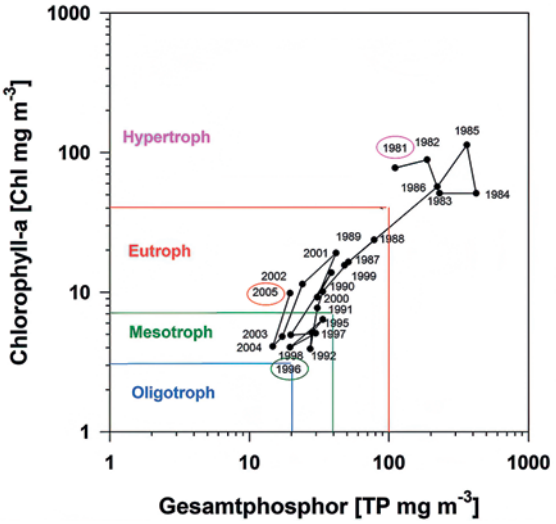

Abb. 20: Wasserqualität der Neuen Donau im Gesamtphosphor – Chlorophylldiagramm (doppelt-logarithmisch) für die Jahre 1981 – 2005. Nach Humpesch et al. (2010), verändert. – Fig. 20: Water quality of the Neue Donau as total phosphorus – chlorophyll-a log-log diagram for the years 1981 – 2005. According to Humpesch et al. (2010), modified.

Wesentlich für den Zustand und die Wasserqualität in der Neuen Donau ist vor allem der Zustrom an Nährstoffen, vor allem von Phosphor von der Donau durch den Schotterkörper der Donauinsel sowie der Abstrom ins Hinterland Richtung Alte Donau. Dabei spielen die Spiegellagen der beiden Stauhaltungen eine Rolle, aber auch ganz wesentlich die Kolmationsschicht als Filter an der Gewässersohle und in der Donauinsel, in der physikalische, chemische und biologische Prozesse ablaufen (Blaschke et al. 2003). Der Niederschlag auf die Fläche der Neuen Donau, der Badebetrieb und der Eintrag durch Wasservögel sind weitere Komponenten. Die Abläufe und Konzentrationen unterlagen in der Vergangenheit ständigen Veränderungen (Dokulil 1993), teils durch langfristige Änderung der Nährstoffmengen in der Donau (Kavka et al. 1989, Dokulil & Teubner 2000), aber auch durch weitere Bauvorhaben im Bereich der Neuen Donau, vor allem durch die Errichtung des Laufkraftwerks Wien-Freudenau, dessen Vollstau Ende 1997 erreicht war. Einen Vergleich der Wasserbilanz der Neuen Donau vor Stauerrichtung und bei Vollstau findet sich bei Humpesch et al. (2010, Abb. S.128). So strömten etwa vor der Errichtung 0,39 $m^3 s^{-1}$ in die Obere Stauhaltung und 0,33 $m^3 s^{-1}$ in die untere Stauhaltung zu. Nach dem Vollstau waren es 2,8 bzw. 1,56 $m^3 s^{-1}$, da der Wasserspiegel der Donau nun im Mittel 3,7 m über der oberen bzw. 7,7 m über der unteren Stauhaltung liegt. Diese Änderungen hatte wesentliche quantitative Auswirkungen auf das linksufrige Hinterland und damit auch auf den Bereich Alte Donau.

Die Änderung der Wasserqualität zieht auch eine entsprechende Änderung der biologischen Kenngrößen nach sich. Leider sind ‚interne' Arbeitsberichte noch immer nicht öffentlich verfügbar. Daher sind neuere Entwicklungen hier nicht darstellbar, wie sie wohl in Wolfram et al. (2019) zu finden wären. So bleiben derzeit für eine Darlegung der qualitativen Zusammensetzung und der Biomassen des Phytoplanktons ausschließlich die älteren Arbeiten von Fux (1991) und Dokulil & Teubner (1999, 2000). Im Jahr 1988 – knapp nach Fertigstellung des Bauwerks – erreichten Spitzenwerte die Algenbiomasse im oberen Bereich der oberen Stauhaltung (km 21,1) fast 25 mg FG L^{-1} im September, vorwiegend aus Chlorophyceen bestehend. Das Frühjahrsmaximum lag bei 12,3 mg FG L^{-1} bestand fast ausschließlich aus Kieselalgen (Diatomeen). Cyanobakterien waren nur im Herbst in größeren Mengen präsent. Im Verlauf der beiden Stauhal-

tungen war ein deutlich abnehmender Gradient zu beobachten. Erst 1992 bis 1996 sind wieder Ergebnisse zum Phytoplankton verfügbar und danach für die Jahre 2000–2003 (Humpesch et al. 2004). In diesen 4 Jahren wurden auch Bakterien, Zooplankton und Makrophyten erhoben. Ob dazwischen und danach Daten existieren, ist derzeit offen. Leider sind entsprechende Berichte nicht öffentlich zugänglich. Die Jahre 1992–1996 waren jedenfalls geprägt von niedrigen Biomassen; der Durchschnitt aller Jahre beträgt in etwa 0,7 mg FG L^{-1}. Diatomeen dominierten nun ganzjährig mit Spitzen im Frühjahr und Herbst 1992 und 1993 sowie nach Durchgang von Hochwasser. Chrysophyceen und Cryptophyceen herrschten im Sommer vor. Cyanobakterien spielten nur im Spätherbst eine eher untergeordnete Rolle. Zurückgeführt wurde diese starke Abnahme auf die gleichsinnige Reduktion der Nährstoffe, vor allem des TPs (Dokulil & Teubner 2000). Für die Jahre 2000–2003 zeigte sich ebenfalls ein Rückgang, allerding auf höherem Niveau. So betrug der Durchschnitt des Jahres 2000 über 1 mg FG L^{-1}, der dann bis 2003 auf 0.65 mg FG L^{-1} zurückging. Gleichzeitig verschob sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons von Chlorophyceen in Richtung Chrysophyceen. Das Gewässer befand sich im mesotrophen Zustand.

Eine Analyse des epilithischen Diatomeenaufwuchses im Jahr 1988 diente als zusätzliche Indikation der Wasserqualität, vor allem im Uferbereich (Dokulil et al. 1997). Der Indikatorwert diverser Arten an Kieselalgen ergab insgesamt und durchgehend in beiden Stauhaltungen eine im Wesentlichen mit den chemischen Befunden übereinstimmende Beurteilung der Wasserqualität. Nur im Sommer kam es zu Abweichungen in Richtung schlechterer Qualität, was wohl auf den Badebetrieb zurückzuführen war. Epiphytischer Algenaufwuchs auf Makrophyten wurde im Jahr 2000 untersucht (Humpesch et al. 2004). Die Quantifizierung erfolgte über Chloroplastenpigmente. Die Anteile der anhaftenden Epiphyten betrug bei *Myriophyllum spicatum* (L.) über 40 %, bei *Nitellopsis obtusa* (Desvaux, J.Groves 1010) etwa 37 % und bei *Potamogeton perfoliatus* (L.) etwa 11 %. Die Mengen der ‚fest angewachsenen' Epiphyten überstieg jedenfalls den Anteil der ‚lose anhaftenden' Algen deutlich.

Im selben Jahr wurde auch die Primärproduktion über ein einfaches Modell abgeschätzt. In der oberen Stauhaltung lag die Netto-PP bei einem mittleren Chlorophyll-a Gehalt von 7 µg L^{-1} bei nur 3,86 g $O_2 m^{-2} d^{-1}$. In der unteren Stauhaltung wurden mit 3,93 g $O_2 m^{-2} d^{-1}$ im Mittel fast eben so viel produziert wie in der oberen Stauhaltung, aber bei nur 3 µg L^{-1} Chl-a. Als wesentlich für diese Unterschiede der Produktion sehen die Autoren die Lichtverfügbarkeit unter Wasser an.

Längerfristig wurden im Zooplankton 49 Arten des Metazooplanktons nachgewiesen. Dominante Großgruppe waren die Rotatorien mit 33 Arten. Das Mittel der Individuendichte des gesamten Zooplanktons betrug 239 Ind. L^{-1} in der oberen und 273 Ind. L^{-1} in der unteren Stauhaltung, also nur geringe Unterschiede. Signifikant unterschiedlich war aber die Dichte der Calanoida. In der unteren Stauhaltung war vor allem das Auftreten von *Diaphanosoma brachyurum* und *Daphnia cucullata* (Sars 1863) im Sommer zu erwähnen. Die Veränderungen in den vier Jahren spiegeln die Trophie wider, die von eutroph zu mesotroph wechselte. Die starken Hochwasserdurchgänge im Jahr 2002 hatten kaum nachteilige Auswirkungen auf die Wasserqualität.

Trotz des massiven anthropogenen Einflusses auf die Neue Donau ist die Fischfauna des Systems weiterhin erstaunlich vielfältig (Waidbacher & Spolwind 2002). Offenbar führt

die temporäre Anbindung an die Donau bei Hochwässern zur Zufuhr rheophiler Arten, was sich im Artenspektrum ausdrückt. Indifferente Arten dominieren allerdings. Die Existenz kleinräumiger Ufer- und Habitats-Ausprägungen fördert das saisonale Aufkommen von Jungfischen. Dazu zählt auch der Bewuchs mit Makrophyten, der als Unterstand, Beschattung und Rückzugsgebiet dienen kann (Janauer & Wychera 2002).

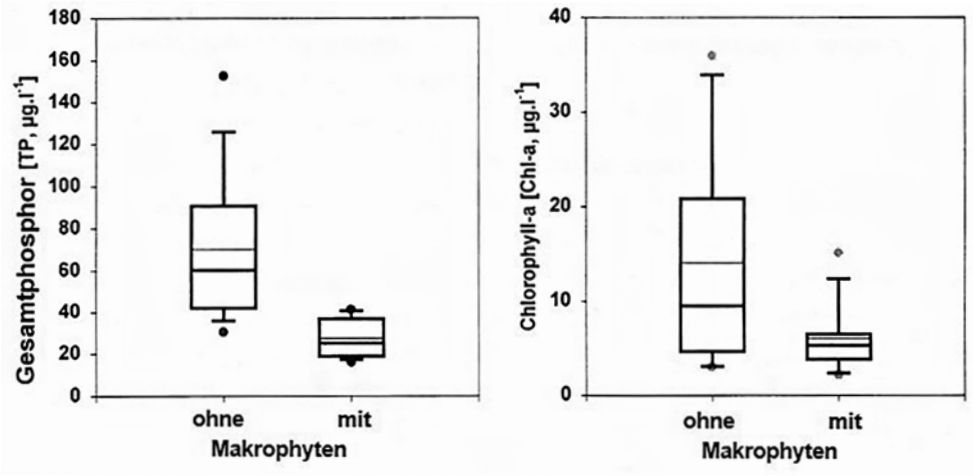

Abb. 21: Neue Donau. Gesamtphosphor und Chlorophyll-a in Bereichen ohne und mit Bewuchs von Makrophyten. Box Plots: in der Box befinden sich 50 % der Daten, die obere Begrenzung ist die 75 % Perzentile, die untere Begrenzung die 25 % Perzentile. Die dicke horizontale Linie in der Box ist der Median, die dünne Linie der Mittelwert. Die Vertikalen Antennen entsprechen den 10 bzw. 90 % Perzentile. Punkte außerhalb sind Ausreißer. Aus Dokulil & Janauer (2000), verändert. – Fig. 21: Neue Doanau, Total phosphorus and chlorophyll-a in regions without and with growth of submersed macrophytes. Box plots: in the box are 50 % of the data, the upper limit is the 75 % percentile, the lower limit is the 25 % percentile. The thick horizontal line in the box is the median, the thin line is the mean. The vertical antennas correspond to the 10 and 90 % percentiles, respectively. Points outside are outliers. From Dokulil & Janauer (2000), modified.

Das Auftreten von Makrophyten hat Einfluss auf die Wasserqualität. Für die Neue Donau kann dies am Beispiel TP und Chlorophyll-a in Abbildung 21 dargestellt werden (Dokulil & Janauer 2000). Daraus ist deutlich ablesbar, dass die Anwesenheit von Makrophyten sowohl die Konzentration an TP als auch die Chl-a-Menge signifikant verringert, sich also positiv auf die Wasserqualität auswirkt. Da die beiden Zustände, hoher P-Gehalt und Chl-a-Mengen (Planktonbiomasse) beziehungsweise geringe Mengen an Phosphor mit geringe Chl-a-Konzentrationen im selben System vorhanden waren, kann dies als zwei Ausbildungen alternativer, stabiler Zustände angesehen werden, wie sie auch in der Alten Donau festzustellen waren.

Alte Donau – Wien

Die Alte Donau, der ehemalige seit fast 160 Jahren abgetrennte Hauptstromabschnitt, ist der größte stehende Wasserkörper in der Bundeshauptstadt Wien und seit Langem ein wesentliches Gebiet für Erholung, Sport und Freizeit. Vor allem in Kombination mit der Neuen Donau und der Donauinsel entstand hier ein unvergleichliches Rekreationsgebiet, heute inmitten der Stadt gelegen. Von wenigen floristischen und faunistischen Unter-

suchungen abgesehen, fehlten lange limnologische Grundlagen über diese Ökosystem. Durch die diversen gleichzeitigen Nutzungen ist das Gewässer einem enormen Druck durch anthropogene Störungen ausgesetzt.

Die Abtrennung der Alten Donau vom Hauptstrom war anfänglich – so lange das Überschwemmungsgebiet noch existierte – nicht so dramatisch, da höhere, ausufernde Wasserstände der Donau durchaus den Altarm erreichen konnten. Die Alte Donau war und ist auf den Grundwasserstrom angewiesen, der bei großer Trockenheit durchaus gering ausfallen kann. Als Folge dieser Situation kam es immer wieder zu starken Pegelschwankungen im Gewässer, die für das Management des Erholungsgebietes nachteilig waren. Man wollte ganzjährig einen möglichst statischen Wasserspiegel für die Erholungsuchenden anbieten.

Durch den Bau des Entlastungsgerinnes Neue Donau und der Donauinsel wurde die Dynamik immer mehr eingeschränkt und ging schließlich mit dem Einstau des Kraftwerks Wien-Freudenau gänzlich verloren. Da der Wasserspiegel im Rückstau-Bereich des Kraftwerkes konstant gehalten wird, ist die donauabhängige Grundwasserdynamik im Wiener Stadtbereich extrem eingeschränkt. Für die Alte Donau kam eine zusätzliche Einschränkung des Grundwasserzustroms hinzu, da mittels einer Sperrbrunnenreihe im Bereich Bruckhaufen eine Altlast gesichert werden musste.

So kam es bereits früh vereinzelt zu Massenentwicklungen von Algen. Nach einer sommerlichen Schönwetterphase mit Wassertemperaturen über 20° C und niedrigem Wasserstand Ende Mai 1958 beobachtete etwa Wawrik (1958) eine durch Schwefelbakterien verursachte Vegetationsfärbung im Wasserpark, einem Teil der Alten Donau.

Die erste umfassende Gewässerstudie im Ökosystem Alte Donau wurde 1986/87 ausgeführt (Löffler 1988). Damals war die Alte Donau von klarem Wasser und ausgedehnten Beständen an untergetauchten Wasserpflanzen geprägt. Besonders die dichten, niedrigen Rasen der Characeen sorgten für eine gute Wasserqualität. Allerdings waren bereits damals erste Hinweise für eine beginnende Eutrophierung zu beobachten. Diese Hinweise mehrten sich in den folgenden Jahren bis 1991. Im Spätsommer 1992 beobachtete Schütz (1993) schließlich eine starke Trübung der Alten Donau, welche er als braune Brühe von ungustiösem Aussehen bezeichnete. Die Sichttiefe betrug Ende September nur mehr 20 cm. Schütz (1993) führte die Trübung auf den (Zitat) „Jahrhundertsommer 1992 mit nahezu 40 Tagen mit Temperaturen von über 30° C und Niederschlägen weit unter dem Durchschnitt" zurück, was hohe Wassertemperaturen und sehr niedrigen Wasserstand ergab. Die Ursache der starken Trübung wurde richtig als „massenhaftes Auftreten von Blaualgen" (heute Cyanobakterien) erkannt. Die intensiv gelbgrüne Färbung durch die Algenmassen blieb den Anrainern und der Bevölkerung nicht verborgen und rief auch ein enormes mediales Interesse hervor. Foto dazu: www.wien.gv.at/umwelt/gewaesser/alte-donau/wasserqualitaet/sanierung-1990er.html

Daher wurde im Frühjahr 1993 durch die Entscheidungsträger und Fachbeamten der Magistratsabteilung 45-Wasserbau eine Untersuchung veranlasst, um Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Die limnologischen Erhebungen wurde von Anfang an möglichst breit angelegt, um neben den unmittelbaren Ursachen der Massenentwicklung auch die Interaktionen im Gewässer besser zu verstehen. Schon bald nach Beginn der Erhebungen war zu erkennen, dass Teile des Sediments anoxisch geworden waren und damit als Quelle für Phosphor und Stickstoff fungierten. Experimentell konnte nachgewiesen werden, dass potentiell 1,99 mg m^{-2} d^{-1} löslicher Phosphor, 28,61 mg NH_4-N m^{-2} d^{-1} und 0,92 mg

NO_3-N m^{-2} d^{-1} unter anoxischen Bedingungen aus dem Sediment in den freien Wasserkörper abgegeben wurden. Bei aerober Inkubation betrugen die abgegebenen Mengen immerhin noch 1,1 mg P-gelöst, 25,3 mg NH_4-N und 0,80 mg NO_3-N (Dokulil et al. 1995).

Nach einigen weiteren Vorversuchen mit verschiedenen Methoden war klar, dass die Strategie zur Restaurierung des Gewässers auf eine weitgehende Entfernung des Phosphors aus dem Freiwasser und eine Behandlung des Sedimentes abzielen musste, die von Ladinig (1997) dargestellt und zusammengefasst worden ist. Die Restaurierung brachte rasch Verbesserungen (Teubner et al. 1999). Die Sichttiefe stieg sofort signifikant an, die Konzentration des Gesamt-Phosphors ging stark zurück, was vor allem auf die Ausflockung des Phosphors und den starken Rückgang der Biomasse des Phytoplanktons zurückzuführen

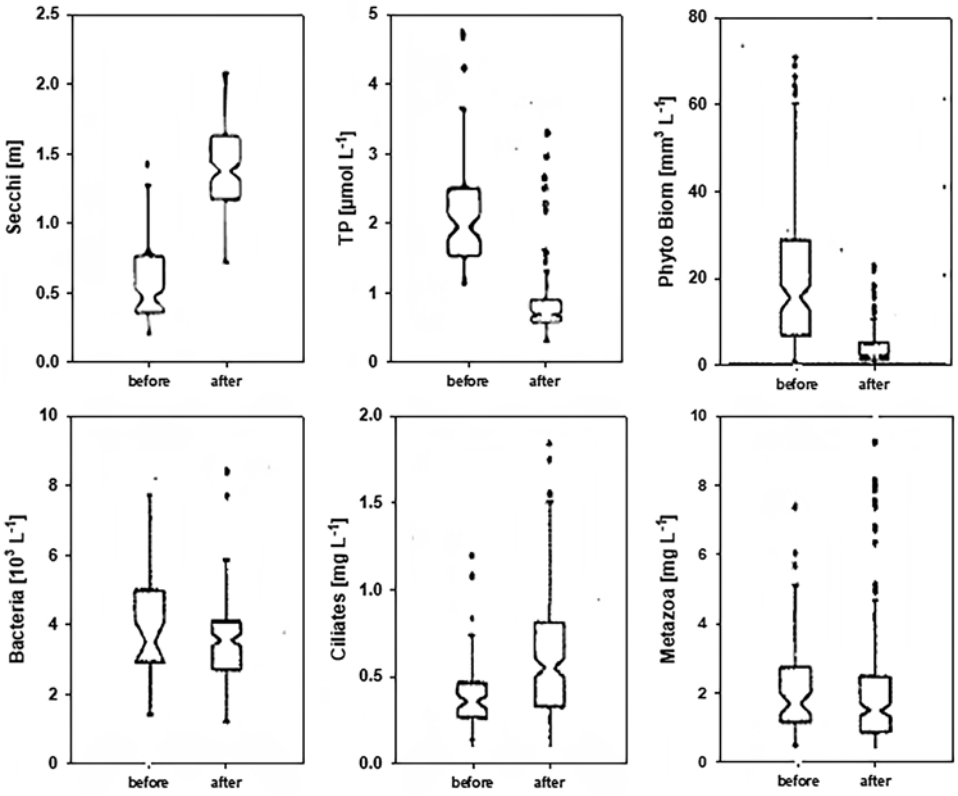

Abb. 22: Alte Donau. Gekerbte Box-Whisker-Plots: Secchi-Tiefe [m], Gesamtphosphor [TP Mol L^{-1}], Phytoplankton Biovolumen [mm^3 L^{-1}], heterotrophe Bakterien [10^3 L^{-1}], Ciliaten und Metazooplankton [mg L^{-1}] vor und nach der Restaurierung. Die Länge der Kerben gibt das 95 % Konfidenzintervalle an, das Zentrum der Kerben ist der Median. Daten: n= 256 (TP, Sichttiefe), n= 188 (heterotrophe Bakterien), n=262 (Phytoplankton, Ciliaten, Metazooplankton). Aus Teubner et al. (1999) verändert. – Fig. 22: Alte Donau. Notched Box-Whisker plots: Secchi depth [m], total phosphorus [TP µmol L^{-1}], phytoplankton biovolume[mm^3 L^{-1}],heterotrophic bacteria [10^3 L^{-1}], ciliates and metazooplankton [mg L^{-1}] before and after restoration. The length of the notches indicates the 95 % confidence interval, the centre of the notches is the median. Data: n= 256 (TP, Secchi depth), n= 188 (heterotrophic. bacteria), n=262 (phytoplankton, ciliates, metazooplankton). From teubner et al. (1999) modified.

war (Abb. 22). Die geringsten Änderungen waren bei den Bakterien und Metazoen zu verzeichnen. Die Menge an Ciliaten nahm hingegen deutlich zu (Abb. 22). Wesentlich geändert hat sich aber auch die PP, die nun fast bis zum Gewässergrund reichte (Abb. 14 Mitte) und im Verhältnis zur bakeriellen Produktion (BP) deutlich geringer war (Abb. 23). Im Jahr 1994 betrug PP zu BP im Mittel 6,6; im Jahr 1996 nur mehr 1,3. Eine erste Übersicht der trophischen Beziehungen in der Alten Donau ist in Mayer et al. (1997) dargestellt.

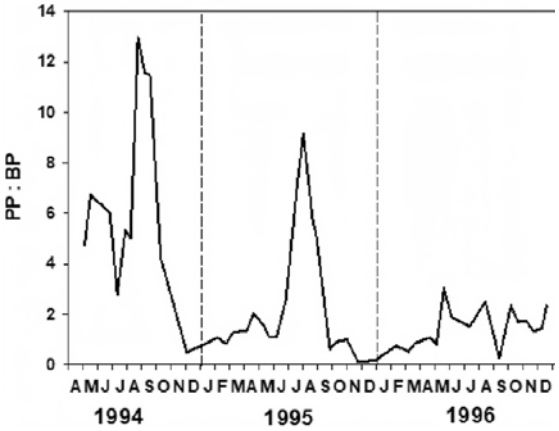

Abb. 23: Alte Donau. Verhältnis der Primärproduktion (PP) zur bakteriellen Produktion (BP) vor und nach der Restaurierung. Aus Teubner et al. (1999) verändert. – Fig. 23: Ratio of primary to bacterial production before and after restoration. From Teubner et al. (1999) modified.

Den unmittelbaren Restaurierungsmaßnahmen in den Jahren 1994 und 1995 mit ihren Begleitanalysen folgten umfassende weitere Arbeiten in den Jahren danach und bis heute, wobei die Palette der Untersuchungen nahezu alle Aspekte der Limnologie sowie mehrere benachbarte Disziplinen abdeckte. Die Ergebnisse dieser Langzeitstudie, die von der Stadt Wien finanziert und unterstützt wurde (Donabaum et al. 2005), sind vor kurzem ausführlich in einem Buch dargestellt und zusammengefasst worden (Dokulil et al. 2018, https://www.springer.com/de/book/9783319932682). Als Ergänzung dazu sei der Bildband von Ladinig (2000, nur mehr antiquarisch) empfohlen.

Resümee

Eine allgemeine Kernfrage nach 1954 war zunächst, detaillierte Einblicke in die Struktur und Funktion von Ökosystemen zu entwickeln. Danach folgten diverse Schwerpunktsetzungen nach den jeweiligen Gegebenheiten beziehungsweise anfallenden Problematiken. Mitte des 20. Jahrhunderts war zunächst der verstärkte direkte Nährstoffeintrag in Seen (Eutrophierung) durch ungeklärte Abwässer und steigenden Tourismus ein wesentliches Thema. Danach trat der diffuse Nährstoffeintrag verstärkt in den Fokus. Inzwischen hatten die aufstrebende Wirtschaft und Industrialisierung in Europa zu einer Beeinträchtigung der Luftqualität geführt, was sich im sauren Regen manifestierte, der terrestrische und limnische Systeme durch Versauerung beeinträchtigte. Wissenschaftliche Projekte trugen zur Klärung der Ursachen und ihrer möglichen Beseitigung oder Minderung bei. Letztlich waren es aber politische Entscheidungen, die Verbesserungen nicht zuletzt durch finanzielle Mittel bewirkten. Später kam es in zahlreichen Teilgebieten zu einer Diversifizierung und einer Fülle von weiteren Aufgaben. Parallel zu den geschilderten Problematiken kam es zu einer ständigen Weiterentwicklung, Anpassung und Erarbeitung neuer Methoden.

In den beiden in dieser Arbeit dargestellten Landschaftsbereichen wurden außerdem lokal-spezifische Fragestellungen beantwortet. Im Hoch- und Mittelgebirge etwa die Ver-

änderung von Ökosystemen und Landschaftsräumen durch die Errichtung von Speicherstauen oder die Bildung neuer Gewässer als Folge des Gletscherschwundes (natürlich) oder die Anlage von Teichen zur Beschneiung (künstlich). Weiters die Wirkung der UV-Strahlung auf Biozönosen und ganze Ökosysteme in den klaren Gewässern, die Problematik des Fischbesatzes, Änderung der Hydrologie durch den Gletscherschwund sowie die steigenden Temperaturen durch die Veränderung des Klimas.

Im Flachland treten verstärkt Schwankungen des Wasserstandes durch Veränderungen im Grundwasserstrom oder in der Niederschlagsmenge hervor. Dazu kommen häufigere Perioden großer Trockenheit. Änderungen in der Dauer oder das Ausbleiben der winterlichen Eisbedeckung spielen ebenso eine Rolle, wie Probleme der Gewässerhygiene durch ansteigende Wassertemperaturen. Auch im Flachland ist die Neubildung von Gewässern (Schotterteiche) oder auch das Verschwinden von Gewässern durch Zuschütten (Ziegelteiche) problematisch und führt zu neuen Herausforderungen.

Ausblick

Die größten Herausforderungen derzeit, nicht nur in der Limnologie, sind wohl die Gefährdung der Biodiversität, das Artensterben und die Auswirkungen der Klimaänderung auf Ökosysteme. Um hier Einblicke in Veränderungen zu gewinnen, sind vor allem Datenanalysen über lange Zeiträume essentiell, wie sie an den Standorten der Österreichischen Gesellschaft für ökologische Langzeitforschung erarbeitet werden (LTER-Austria, www.lter-austria.at). Schon heute werden an mehreren Standorten hochauflösende Daten über automatische Messstationen erhoben. Diese sollten zu einem österreichweiten Netzwerk nach den Vorbildern Hydrologie und Meteorologie ausgebaut werden. Vor allem im Hochgebirge wären damit Daueraufzeichnungen möglich. Die ständige Erweiterung und Verbesserung molekularer Methoden im Labor und im Freiland werden mit Sicherheit dazu beitragen, neue Perspektiven auf verschiedenen Ebenen zu eröffnen.

Dank

Dank gebührt Jörg Ott und Gerhard Aubrecht für die Inklusion in das Projekt zum 80. Geburtstag von Fritz Schiemer. Danken möchte ich Alois Herzig für Anregungen, Diskussionen und Beiträge sowie Michael Schagerl für sorgfältige und kritische Durchsicht des Manuskripts.

Literatur

AIZ, 1971: Biologische Station eröffnet. Nat.-Land 4–5, 135.

Anonymus, 1983: Ergebnisse des österreichischen Eutrophieprogrammes 1978–1982. BM Gesundheit & Umweltschutz und BM Wissenschaft & Forschung, Wien, 106 S.

Amann E. & Gnaiger E., 1979: Jahreszeitliche Abhängigkeit der Nahrungszusammensetzung von Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri*) im Kalbelesee (Hochtannberg, Vorarlberg). Österr. Fischerei 32, 32–39.

Bachinger J., 1978: Ökosystemstudie Piburger See. 1.3. Phosphor im Pelagial. Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 4, 32–41.

Battarbee R.W., Grytnes J.-A., Thompson R., Appleby P.G., Catalan J., Korhola A., Birks H.J.B., Heegaard E. & Lami A., 2002: Comparing palaeolimnological and instrumental evidence of climate change for remote mountain lakes over the last 200 years. J. Paleolimnol. 28, 161–179.

Bauer C., 2014: Waldviertler Teiche. Denisia 33, 157–166.

BAW, 2010: Natürliche und künstliche Seen Österreichs grösser als 50 ha – Stand 2009. Schriftenr. BA Wasserwirtsch. 33, 1–425. www.bmlrt.gv.at/suchergebnisse.html?queryString=seenatlas (abgerufen 14.7.2020).

Bernatchez L., 2001: The evolutionary history of Brown trout (Salmo trutta L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. Evolution 55, 35–379.

Blaschke A.P., Steiner K.-H., Schmalfuss R., Gutknecht D. & Sengschmitt D., 2003: Clogging Processes in Hyporheic Interstices of an Impounded River, the Danube at Vienna, Austria. Internat. Rev. Hydrobiol. 88, 397–413.

Bloch I., 2004: Limnologie der Ziegelteiche im Wiener Raum. 2004. Print. Dipl. Arb. Univ. Wien, 96 S.

Bretschko G., 1966: Untersuchungen zur Phosphatführung zentralalpiner Gletscherabflüsse. Arch. Hydrobiol. 62, 327–334.

Bretschko G., 1968: Zur Hydrobiologie zentralalpiner Gletscherabflüsse. Verh. Dt. Zool. Ges. Innsbruck 1968, 741–750.

Bretschko G., 1974: II. Ökosystemstudie Vorderer Finstertaler See – Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 1974, 103–138.

Bretschko G., 1973: Benthos production of a high-mountain lake. Nematoda, Verh. Internet. Verein. Limnol. 18, 1421–1428, DOI: 10.1080/03680770.1973.11899623

Bretschko G., 1975: Annual benthic biomass distribution in a high-mountain lake (Vorderer Finstertaler See, Tyrol, Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 1279–1285. DOI: 10.1080/03680770.1974.11896181

Bretschko G., 1976: Projekt Gossenköllesee (GKS) – Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 1976, 216–242.

Böhm M., 2015: Vergleich der Zooplanktonentwicklung in sechs Waldviertler Teichen zwischen 1977, 1981 und 2013. Österr. Fischerei 68, 67–78.

Böhm M., Bauer C., Gratzl G. & Fichtenbauer M., 2014: Entwicklung der Waldviertler Teiche in den letzten 30 Jahren. Österr. Fischerei 67, 271–274.

Buckel j., Otto J.C, Prasicek G. & Keuschnig M., 2018: Glacial lakes in Austria – Distribution and formation since the Little Ice Age. Global and Planetary Change 164, 30–51. doi.org/10.1016/j.gloplacha.2018.03.003

Burian K., 1970: Die photosynthetische Aktivität eines *Phragmites-communis*-Bestandes am Neusiedler See. Sitz. Ber. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 178, 43–62.

Cabrera S. & Montecino V., 1987: Productividad primaria en ecosistemas limnicos. Arch. Biol. Med. Exp. 20, 105–116.

Carpenter S.R., Kitchell, J.F. & Hodgson J.R., 1985: Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience 35, 634–639.

Carrington D., 2016: The Anthropocene epoch: scientists declare dawn of human-influenced age. The guardian: Monday 29 August 2016 13.00 BST

Čuperová Z., Holzer E., Salka I., Sommaruga R. & Koblížek M., 2013: Temporal Changes and Altitudinal Distribution of Aerobic Anoxygenic Phototrophs in Mountain Lakes. Appl. Environ. Microbiol. 79, 6439. DOI: 10.1128/AEM.01526–13.

Dokulil M. 1973: Planktonic primary production within the *Phragmites* community of Lake Neusiedlersee (Austria). Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 175–180.

Dokulil M., 1975a: Planktonic primary and bacterial productivity in shallow waters within a large Phragmites community (Neusiedlersee, Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 1295–1304.

Dokulil M., 1975b: Bacteria in the water and mud of Neusiedlersee (Austria). Symp. Biol. Hung. 15, 135–140.

Dokulil M. 1976: Horizontal- und Vertikalgradienten in einem Flachsee (Neusiedlersee, Österreich). Verh. Ges. Ökologie Wien 1975, 177–178, Junk Publ., The Hague.

Dokulil M.T., 1978: Vergleichende Lichtmessungen im Gossenköllesee. Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 4, 172–174.

Dokulil M., 1984: Assessment of components controlling Phytoplankton photosynthesis and bacterio-plankton production in a shallow, alkaline turbid lake (Neusiedlersee, Austria). Int. Revue ges. Hydrobiol. 69, 679–727.

Dokulil M.T., 1993: Long-term nutrient loading and biological response in a flood-water reservoir (Neue Donau) in Vienna, Austria. Wat. Sci. Tech. 28, 55–63.

Dokulil M.T., 1994: Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. Hydrobiologia 289, 65–72.

Dokulil M.T., 2014: Photoautotrophic productivity in eutrophic ecosystems. In Ansar A.A. & Gill G. (eds.): Eutrophication: Causes, Consequences and Control, Springer Sci., Dordrecht, 99–109.

Dokulil M., 2017: Alpenrandseen im Anthropocän: Verschlechterung und Sanierung – eine österreichische Erfolgsgeschichte. Acta ZooBot Austria 154, 1–53.

Dokulil M.T. & Herzig A., 2009: An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. Aquatic Ecol- 43,715–725. DOI 10.1007/s10452–009–9282–3

Dokulil M. & Janauer G.A., 2000: Alternative stable states of macrophytes versus phytoplankton in two interconnected impoundments of the New Danube (Vienna, Austria). Arch. Hydrobiol. Suppl. 135 (Large Rivers 12), 75–83.

Dokulil M. & Padisák J., 1993: Langfristige (1968–1990) und jahreszeitliche Dynamik der planktischen Diatomeen im Neusiedler See. BFB-Bericht 79, 5–11. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz.

Dokulil M. & Padisák J., 1994: Long-term compositional response of phytoplankton in a shallow, turbid environment, Neusiedlersee, Austria. Hydrobiologia 275/276, 125–137.

Dokulil M. & Teubner K., 1999: 10 Jahre Gewässergüteforschung Neue Donau – Nährstoffe und Phytoplanton. Der Aufbau – Perspektiven 2–3, 34–36

Dokulil M. & Teubner K., 2000: Effects of reduced load in the River Danube on nutrients and phytoplankton dynamics in the flood-relief channel New Danube (Vienna, Austria). Arch. Hydrobiol. Suppl 135 (Large Rivers 12), 39–59.

Dokulil M.T., Donabaum K. & Teubner K. (eds.), 2018: The Alte Donau: Successful restoration and sustainable management. An Ecosystem study of a shallow urban lake. Springer Int. Publ., Cham, 407pp. ISBN 978–3-319–93268–2, ISBN 978–3-319–93270–5 (eBook). Doi.org/10.1007/978–319–93270–5

Dokulil M.T., Knoll A. & Mayer J., 1995: Impact of diffuse nutrient input by polluted ground-water and sediment release to Alte Donau, the old course of River Danube in Vienna, Austria. Proc. 2nd Int. IAWQ Conf. DIFusePOL ´95, Part II, 462–467. Brno & Prague, Zcech Rep.

Dokulil M.T., Schmidt R. & Kofler S., 1997: Benthic diatom assemblages as indicators of water quality in an urban flood-water impoundment, Neue Donau, Vienna, Austria. Nova Hedwigia 65, 273–283.

Dokulil M., Janauer G.A., Eisl L. & Skolaut C., 1988: Phosphoreintrag und Eutrophierung in der Neuen Donau, Ursachen – Auswirkungen – Lösungen. Der Aufbau, Perspektiven 9/10, 73–76.

Dokulil M.T., Herzig A., Somogy B., Vörös L., Donabaum K., May L. & Nõges T., 2014: Winter conditions in European shallow lakes: a comparative synopsis. Estonian J. Ecol. 63, 111–129.

Donabaum K., Nagl G. & Riedler P., 2005: Die Alte Donau – Beispiel für ein erfolgreiches Gewässermanagement der Stadt Wien. Perspektiven 2, 46–51.

Draxler G., 1973: Gaswechselmessungen an *Utricularia vulgaris*. In Ellenberg H. (Hg.): Ökosystemforschung, 103–108. Springer Verlag, Berlin.

Duftner N., Weiss S., Medgyesy N. & Sturmbauer, C., 2003: Enhanced phylogeographic information about Austrian brown trout populations derived from complete mitochondrial control region sequences. J. Fish Biol. 62, 427–435.

Ellenberg H. (Hg.), 1973: Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin.

Eppacher T., 1968: Physiographie und Zooplankton des Gossenköllesees. Ber.nat. -med.Ver. Innsbruck 56, 31–123.

Falkenmark M., Wang-Erlandsson L. &Rockström J., 2019: Understanding of water resilience in the Anthropocene. Journal Hydrology X 2: 100009. /doi.org/10.1016/j.hydroa.2018.100009

Findenegg I., 1968: Das Phytoplankton des Piburger Sees im Jahre 1966. Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck-Festschr. Steinböck 56, 163–176.

Findenegg I., 1972: Das Phytoplankton des Reither Sees (Tirol, Österreich) im Jahre 1972. Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 59, 15–24.

Findenegg I., 1973: Die Wirkung eutrophierungshemmender Maßnahmen auf das Phytoplankton des Reither Sees in Tirol (Österreich). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 60, 7–14.

Fleckseder H., Humpesch U.H., Dokulil M., Janauer G. & Herzig A., 1987: Nährstoffeintrag in die Neue Doanu – Zustandsanalyse der Saison 1987 und zukünftig zu berücksichtigenden Maßnahmen. MA45-Wien, 167 S.

Füreder L., 2008: Gernot Bretschko als Pionier, und aktuelle Bedeutung der Gletscherbachforschung. Schriften Ver. Verbr. nat. Kennt. 142, 177–187.

Fuchs K., 1991: Die Nährstoffsituation der Neuen Donau – ein staureguliertes Hochwasserentlastungsgerinne an der Donau bei Wien – im Jahr 1988. Dipl. Arb. Univ. Boku Wien, 116 S. + Anhang.

Fux S., 1991: Die qualitative und quantitative Phytoplanktonzusammenstzung der Neuen Donau bei Wien (Untersuchungszeitraum 1988). Dipl. Arb. Univ. Wien, 91 S. + Anhang.

Gnaiger E., 1980: Beiträge zur Ökosystemstudie ‚Gossenköllesee'. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 6, 99–115.

Gottwald E., 1961: Bodenuntersuchungen im Vorderen Finstertaler See. Hausarbeit, Univ. Innsbruck, MS, 65pp.

Grossmann L., Jensen M., Heider D., Jost S., Glücksman E., Hartikainen H., Mahamdallie S.S., Gardner M., Hoffmann D., Bass D. & Boenigk J., 2016a: Protistan community analysis: key findings of a large-scale molecular sampling. ISME J. 10, 2269–2279.

Grossmann L., Jensen M., Pandey R.V., Jost S., Bass D., Psenner R. & Boenigk J., 2016b: Molecular investigation of protistan diversity along an elevation transect of alpine lakes. Aquat. Microb. Ecol. 78, 25–37.

Gutmann V., 1961: Der Mölsersee im Wattental in Tirol. Veröff. Mus. Ferdinandeum lnnsbruck 41, 49–116.

Hehenwarter E., 1978: Ökosystemstudie Gossenköllesee: Temperatur, Chemismus und allochthoner Eintrag. Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 5, 96–99.

Hehenwarter E., 1980: Horizontalverteilung des Crustaceenplanktons im Piburger See (Ötztal, Tirol). Diss. Univ. Innsbruck, 260 S.

Herzig, A. 1973: Phänologie, Populationsdynamik und Produktion des Crustaceenplanktons im Neusiedlersee. Diss. Univ. Wien, 121 S.

Herzig A., 1974: Some population characteristics of planktonic crustaceans in Neusiedlersee. Oecologia (Berl.) 15, 127–141.

Herzig A., 1979: The zooplankton of the open lake. Löffler H. (ed), 1979. Neusiedlersee: The Limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk Publ., The Hague, 281–336.

Herzig, A., 1994: Predator – prey relationships within the pelagic community of Neusiedler See. Hydrobiologia 275/276, 81–96.

Herzig, A., 1995: *Leptodora kindti*: efficient predator and preferred prey item. Hydrobiologia 307, 273–282.

Herzig A., 2014: Der Neusiedler See – Limnologie eines Steppensees. Denisia 33, 101–114.

Herzig A. & Auer B., 1990: The feeding behaviour of *Leptodora kindti* and its impact on the zooplankton community of Neusiedler See (Austria). Hydrobiologia 198, 107–117.

Herzig A. & Dokulil M., 2001: Neusiedler See – ein Steppensee in Europa. In Dokulil M., Hamm S. & Kohl J.-G. (Hg): Ökologie und Schutz von Seen. Facultas, Wien, 401–415.

Herzig A., Hatvani I.G., Tanos P., Blaschke A.P., Sommer R., Farnleitner A.H. & Kirschner A.K.T., 2019: Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen am Neusiedler See – von der Einzeluntersuchung zum Gesamtkonzept. Österr. Wasser- und Abfallw. 71, 537–555.

Humpesch U. & Team Limnologie, 2004: Neue Donau- Jahresberichte 2000–2003. Im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA45-Wasserbau & der VERBUND-Austrian Hydro Power AG. CD-ROM.

Humpesch U., Seebacher F. Kreuzinger N., 2010: Die Neue Donau, In Berger R. & Ehrendorfer F. (Hg.), Ökosystem Wien – Die Naturgeschichte einer Stadt, Böhlau Verlag Wien, 124 – 128. ISBN: 978–3-205–77420–4.

Hutmann A., Bauer C. & Fichtenbauer M., 2016: Wassertemperatur in Waldviertler Teichen – Österr. Fischerei 69, 189–193.

Ilyashuk E.A., Koinig K.A., Heiri O., Ilyashuk B.P. & Psenner R., 2011: Holocene temperature variations at a high-altitude site in the Eastern Alps: a chironomid record from Schwarzsee ob Sölden, Austria. Quaternary Sci. Rev. 30, 176–191. doi:10.1016/j.quascirev.2010.10.008

Ilyashuk B.P., Ilyashuk E.A., Psenner R., Tessadri R. & Koinig K.A., 2017: Rock glaciers in crystalline catchments: Hidden permafrost-related threats to alpine headwater lakes. Glob. Change Biol. 24, 1548–1562. DOI: 10.1111/gcb.13985

Imhof G., 1966: Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. Sitz. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 175, 219–235.

Janauer G.A. & Wychera U., 2002: Wasserpflanzen in der Neuen Donau: Biodiversität, Habitatstruktur und Nährstoff-Falle. Denisia 3, 203–221.

Kabas W., 2004: Die Veränderungen der Primärproduktion in der Alten Donau in den Jahren 1995–2002. Mit einem Methodenvergleich. Diss. Univ. Wien, 86 S.

Kainz E., 1969: Karpfenteichwirtschaft in Österreich. Österr. Fischerei 22, 173–178.

Kainz E. & Schwarz K., 1986: Chemische, biologische und fischereiliche Untersuchungen an mehreren Waldviertler Karpfenteichen. Wiss. Mitt. Niederöster. LM 4, 43–210.

Kamenik C., Koinig K.A., Schmidt R., Appleby P.G., Dearing J.A., Lami A., Thompson R. & Psenner R., 2000: Eight hundred years of environmental changes in a high Alpine lake (Gossenköllesee, Tyrol) inferred from sediment records. J. Limnol. 59 (Suppl. 1), 43–52.

Kavka G., Ludwig C., Ranner H., Humpesch U.H. & Kohl W., 1989: Langzeitänderungen der Güte der Donau im Raum Wien (Stromkilometer 1934–1902). Österr. Wasserwirtschaft 42, 26–36.

Khan M.A., 1980: Summer phytoplankton production measurements of two lakes from Austrian Alps using Carbon-14-technique. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 7, 192–195.

Khondker M., 1984: Beiträge zur Kenntnis der epipelischen Algenflora des Neusiedler Sees mit besonderer Berücksichtigung ihrer Populationsdynamik, Biomasse und Produktion. Diss. Univ. Wien, 106 S.

Khondker M. & Dokulil M., 1986: Beiträge zur Kenntnis der epipelischen Algenflora des Neusiedlersees mit besonderer Berücksichtigung ihrer Populationsdynamik, Biomasse und Produktion. BFB-Bericht 58, 5–20

Khondker M. & Dokulil M., 1988: Seasonality, Biomass and Primary Productivity of Epipelic Algae in a Shallow Lake (Neusiedlersee, Austria). Acta hydrochim. hydrobiol. 16, 499–515.

Kodym W., 1996: Die Limnologie des Neufelder Sees unter besonderer Berücksichtigung des Phytoplanktons und der Primärproduktion. 1996. Diss. Univ. Wien, 85 S.

Koinig K.A., Sommaruga-Wögrath S., Schmidt R., Tessadri R. & Psenner, R., 1998: Acidification processes in high alpine lakes. In Haigh M.J., Krecek J., Raijwar G.S & Kilmartin M.P. (eds), Headwaters: Water Resources and Soil Conservation, Balkema Publ., Rotterdam, 39–47.

Koinig K.A., Kamenik C., Schmidt R., Agusti-Panareda A., Appleby5 P., Lami A., Prazakova M., Rose N., Schnell Ø.A., Tessadri R., Thompson R., & Psenner R., 2002: Environmental changes in an alpine lake (Gossenköllesee, Austria) over the last two centuries – the influence of air temperature on biological parameters. J. Paleolimnol. 28, 147–160.

Kolder W., 1972: Die Fischfauna des Piburger Sees. Österr. Fischerei 25, 123–128.

Kraus H., 1981: Der Fischbestand des Hinteren Finstertaler Sees vor der Überstauung. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 7, 197–260.

Kraus H., 1982: Die Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus* L.) des Mittleren Plenderlesees. – Populationsschätzung und Populationsaufbau nach ersten Ergebnissen. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 8, 157–168.

Ladinig G., 1997: Sanierung Alte Donau Limnologische Untersuchungen und Sanierungsmassnahmen. In Gewässervernetzung und Grundwasseranreicherung in der Stadt. Symposium Mai 1997. Wiener Wasserbau MA45, Wien, 35–43.

Ladinig G. (Hg.), 2000: Die Alte Donau – Menschen am Wasser. Perspektiven einer Wiener Landschaft. Verlag Bohmann, Wien [ohne Jahr], 215 S. ISBN 10: 3700211384

Laminger H., 1971: Sedimentbewohnende Schalenamöben (Rhizopoda, Testacea) der Finstertaler Seen (Tirol). Arch. Hydrobiol. 65, 106–140.

Lengyel A., 1958: Untersuchungen an durch Braunkohlentagbaue entstandenen Seen. Wasser und Abwasser 1958, 157–184.

Lichtenberg R.E., 1972: Hydrobiologische Untersuchungen an einem südlich von Wien gelegenen Ziegelteich (Hallateich). Sitz. Ber. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 180, 279–316.

Liu Z. & Herzig A., 1996: Food and feeding behaviour of *Pelecus cultratus* (L.) and its impact on the zooplankton community of Neusiedler See. Hydrobiologia 333, 71–77.

Löffler H., 1961: Zur Limnologie der Steppenseen. Verh. Internat Verein. Limnol 14, 1136–1141.

Löffler H., 1968: Die Hochgebirgsseen Ostafrikas. Hochgebirgsforschung 1, 3–68.

Löffler H., 1969: High altitude lakes in Mt. Everest region. Verh. Internat. Verein. Limnol. 17, 373–385.

Löffler H. (Hg.): 1974. Der Neusiedlersee. Naturgeschichte eines Steppensees. Molden Verlag, Wien.

Löffler H. (ed.): 1979. Neusiedlersee: The Limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk Publ., The Hague.

Löffler H., 1986: Limnologische Erhebungen im Bereich der geplanten Staustufe Wien, Neue Donau, Alte Donau, Ölhafen, Donau-Oder-Kanal (unterer Abschnitt), Dechant-Lacke und Panozza-Lacke. Entbricht MA18-Wien, 146 S.

Löffler H., 1988: Alte Donau. Projektstudie, Wasserstrassendirektion Wien, 488 S.

Maier R., 1979: Production of *Utricularia vulgaris* L. In Löffler H. (ed.): Neusiedlersee: The Limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk Publ., The Hague, 273–281.

Marinone M.C., 1982: Some aspects of the natural feeding of arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) during the summer period, in a high-mountain lake (Mittlerer Plenderlesee, Tyrol, Austria). Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 8, 169–196.

Mayer J., Dokulil M.T., Salbrechter M., Berger M., Posch T., Pfister G., Kirschner A.K.T., Velimirov B., Steitz A. & Ulbricht T., 1997: Seasonal successions and trophic relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. Hydrobiologia 342/343, 165–174.

Mayrhofer, J.S., 1981: Thermik und Kohlenstoffhaushalt des Piburger Sees: (Ötztal, Tirol). Diss. Univ. Innsbruck, 153 S.

Mühlhauser H., 1982: Charakterisierung des Porenwassers und der Sedimente mit besonderer Berücksichtigung der chemisch-bakteriologischen Merkmale des Neusiedler Sees. Diss. Univ. Wien, 153 S.

Mühlhauser H., 1990: Organic Matter Mineralization in the Littoral and open Lake Sediments of the Shallow Neusiedlersee, Österreich. Acta hydrochim. hydrobiol. 18, 421–431.

Mülhauser h. & Dokulil M., 1983: Ammonifying bacteria and ammonia concentration profiles in the soft sediment of Neusiedlersee, Austria. In Daubner I. (ed), Proceedings of the III. Internat. Hydromicrobiol. Symp. Slov. Acad. Sci, Bratislava, 127–137.

Müller W., 1966: Die planktische Primärproduktion in Karpfenteichen unter dem Einfluß verschiedener Phosphatdüngung, Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 1333–1339, DOI:10.1080/03680770.1965.11899443

Naidenov W., 1999: Vergleichende Untersuchungen über pelagische Crustacea und Rotatoria in glaziogenen Hochgebirgsseen des Pirin-Gebirges (Bulgarien) und der österreichischen Alpen. Lauterbornia 36, 55 – 66.

Nauwerck A., 1966: Beobachtungen über das Phytoplankton klarer Hochgebirgsseen. Schweiz. Z. Hydrol. 28, 4–28.

Nesweda J., 2010: Zeitlich und räumlich hochaufgelöste Tagesgänge des Plytoplanktons in einem trüben Flachsee (Neusiedler See). Dipl. Arb. Univ. Wien, 89 S.

Nickus U. & Thies H., 2017: Automatic monitoring station at Piburger See (Tyrol, Austria). www.epic.awi.de › PIBURGER SEE Info Lake

Niedrist G.H., Psenner R. & Sommaruga R., 2018: Climate warming increases vertical and seasonal water temperature differences and inter-annual variability in a mountain lake. Climatic Change 151, 473–490. https://doi.org/10.1007/s10584–018–2328–6

Olszewski P., 1961: Versuch einer Ableitung des hypolimnischen Wassers aus einem See. Ergebnisse des ersten Versuchsjahres. Verh. Intemat. Verein. Limnol. 14, 855–861.

Overbeck j., 1969: Estimation of production of heterotrophic bacteria using e-14. I.B.P.-Symposium Leningrad, Typescript, 4 pp.

Padisák J. & Dokulil M., 1994a: Contribution of green algae to the phytoplankton assemblage in a large, turbid, shallow, mesotrophic lake (Neusiedlersee, Austria/Hungary). Biologia (Bratislava) 49, 571–579.

Padisák J. & Dokulil M., 1994b: Meroplankton dynamics in a saline, turbulent, turbid shallow lake (Neusiedlersee, Austria and Hungary). Hydrobiologia 289, 23–42.

Pechlaner R., 1959: Zur Limnologie der Stauseen des Kapruner Tales und des Stubachtales. Österr. Wasserwirtschaft 11, 185–194.

Pechlaner R., 1961: Umweltsbedingungen und Lebewelt in alpinen Speicherseen. Wasser und Abwasser 1961, 190–244.

Pechlaner R., 1963: Sedimentation in Hochgebirgsseen. Ber. nat. med. Ver. Innsbruck 53, 253–263.

Pechlaner R., 1964: Plancton production in natural lakes and hydroelectric water-basins in the alpine region of the Austrian Alps, Internationale Verh. Internat. Verein. Limnol. 15, 375–383. DOI: 10.1080/03680770.1962.11895550

Pechlaner R., 1966a: Die Finstertaler Seen (Kühtai, Österreich) I. Morphometrie, Hydrographie, Limnophysik und Limnochemie. Arch. Hydrobiol 62, 165–230.

Pechlaner R., 1966b: Salmonideneinsätze in Hochgebirgsseen und -tümpel der Ostalpen, VIVL 16, 1182–1191. DOI:10.1080/03680770.1965.11895812

Pechlaner R., 1967: Die Finstertaler Seen (Kühtai, Österreich) II. Das Phytoplankton. Arch. Hydrobiol.63, 145–193.

Pechlaner R., 1968: Beschleunigte Eutrophierung im Piburger See, Tirol. Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 56, 143–161.

Pechlaner R., 1971a: Factors that control the production rate and biomass of phytoplankton in high-mountain lakes. Mitt. Internat.Verein. Limnol 19, 125–145, DOI:0.1080/05384680.1971.11903926

Pechlaner R., 1971b: Die Restaurierung des Piburger Sees (Tirol). Carinthia II, Sonderhefte 31, 97–115.

Pechlaner R., 1974: Struktur der Abteilung für Limnologie. Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 1974, 5–8.

Pechlaner R., 1975: Eutrophication und restoration of lakes receiving nutrients from diffuse sources only. Vcrh. Internat.Ver. Limnol.19, 1272–1278.

Pechlaner R., 1984a: Historical evidence for the introduction of Arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. In Johnson L. & Burns, B.(eds.): Biology of the Arctic Charr: Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, University of Manitoba Press 549–557.

Pechlaner R., 1984b: Dwarf populations of Arctic charr in high-mountain lakes of the Alps resulting from underexploitation. In Johnson L. & Burns, B.(eds.): Biology of the Arctic Charr: Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr, University of Manitoba Press, 319–327.

Pechlaner R. & Schulz N., 1973: Die Restaurierung eines eutrophierten Badesees (Reither See, Tirol, Österreich). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 60, 183–201.

Pechlaner R. & Tiefenbrunner F. (Hg.), 1980: Limnologisch-Hygienische Erfassung und Überwachung der Tiroler Badeseen – Teil II. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.

Pechlaner R. & Zaderer P., 1985: Interrelations between brown trout and chironomids in the alpine lake Gossenköllesee (Tyrol). Verh. Int. Verein. Limnol. 22, 2620–2627.

Pechlaner R., Bretschko G., Gollmann P., Pfeifer H., Tilzer, M. & Weissenbach, H.P., 1972a: Ein Hochgebirgssee (Vorderer Finstertaler See, Kühtai, Tirol) als Modell des Energietransportes durch ein limnisches Ökosystem. Verhandlungsbericht der Deutschen Zoologischen Gesellschaft, 65. Jahresversammlung 1972, 47–56.

Pechlaner R., Bretschko G., Gollmann P., Pfeifer H., Tilzer, M. & Weissenbach, H.P., 1972b: The production processes in two high-mountain lakes (Vorderer and Hinterer Finstertaler See, Kühtai, Austria). Proc. IBP/UNESCO Symposium on Productivity Problems, Poland, May 6–12, 1970.

Pechlaner R., Bretschko G., Gollmann P., Pfeifer H., Tilzer, M. & Weissenbach, H.P., 1973: Ein Hochgebirgssee als Objekt der Ökosystemforschung, A. Das Ökosystem Vorderer Finstertaler See. In Ellenberg H. (Hg.): Ökosystemforschung, 33–49. Springer Verlag, Berlin.

Pelster B., 2009: Fischforschung an der Universität Innsbruck. Österr. Fischerei 62, 312–315.

Pernegger L., 2003: Der epilithische Algenaufwuchs des Gossenköllesees (2413 m, Kühtai, Tirol) Artenspektrum und Quantifizierung unter besonderer Berücksichtigung der Blaualgen. Diss. Univ. Innsbruck. 365 S.

Pernthaler J., Glöckner F.-O., Unterholzner S., Alfreider A., Psenner R. & Amann R., 1998: Seasonal community and population dynamics of pelagic bacteria and Archaea in a high mountain lake. Appl. environm. Microbiol. 64, 4299–4306.

Pfeifer h., 1974: Das Phytobenthos des Vorderen Finstertaler Sees. Diss. Univ. Innsbruck, 119 S.

Pichler B., 1994: Nährstoffeintrag in die Neue Donau über den Niederschlag. Dipl. Arb. Univ. Wien, 81 S. + Anhang.

Pichler C., 1997: Die Characeenflora des Neufelder Sees (Burgenland). Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 134, 33–46.

Pighini1 S., Ventura M., Miglietta F. & Wohlfahrt G., 2018: Dissolved greenhouse gas concentrations in 40 lakes in the Alpine area. Aquatic Sci. 80, 32. doi.org/10.1007/s00027–018–0583–2

Pipp E. & Rott E., 1995: A phytoplankton compartment model for a small meromictic lake with special reference to species-specific niches and long-term change. Ecol. Modelling 78, 129–148. doi.org/10.1016/0304–3800(94)00123-Y

Plankton Ecology Group (PEG), 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool 24, 419–456.

Prader K., 1992: Die Entwicklung Des Phytoplanktons Im Hochsommer Im Piburger See: (Artenspektrum, Biovolumen, Chlorophyllgehalt). Dipl. Arb. Univ. Innsbruck, 182 S.

Prader K., 1993: Die Entwicklung des Phytoplanktons im Sommer im Piburger See (Ötztal, Tirol). Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 80, 39–51.

Praptokardiyo K., 1979a: Populationsdynamik und Produktion von *Cyclops abyssorum tatricus* (Kozminski 1927) im Gossenköllesee (2413 m ü.N.N., Kühtai, Tirol). Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 15, 1–83.

Praptokardiyo K., 1979b: Zusammenfassung der Ergebnisse einer Untersuchung_der Populationsdynamik und Produktion von *Cyclops abyssorum tatricus* Kozminski (1927) im Gossenköllesee. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 5, 111–113.

Prosenz B., 1994: Das Zooplankton des Neufelder Sees unter besonderer Berücksichtigung von *Stentor amethystinus*. Dipl. Arb. Univ. Wien, 59 S.

Psenner R. (Hg.), 1988: Versauerung von Hochgebirgsseen in kristallinen Einzugsgebieten Tirols und Kärntens. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Psenner R., 1994: Environmental impacts on freshwaters: acidification as a global problem. Sci.Total Environ. 143, 53–61.

Psenner R., 2001: Gewässerversauerung. In Dokulil M., Hamm A. & Kohl J.-G. (Hg.): Ökologie und Schutz von Seen, UTB Facultas Verl., Wien, 251–273.

Psenner R., 2006: Die Alpen im Jahr 2020 – Hinweise aus einer Begegnung der Disziplinen. alpine space – man & environment 1, 1–4.

Reisinger E., 1953: Zum Saiblingsproblem. Carinthia II,143, 74–102.

Reitner B., Herzig A. & Herndl G.J., 1997a: Microbial activity under the ice cover of the shallow Neusiedler See (Austria, Central Europe). Hydrobiologia 357, 173–184.

Reitner B., Herndl G.J. & Herzig A., 1997b: Role of ultraviolet-B radiation on photochemical and microbial oxygen consumption in a humic-rich shallow lake. Limnol. Oceanogr. 42, 950–960.

Reitner B., Herzig A. & Herndl G.J., 1999: Dynamics in bacterioplankton production in a shallow, temperate lake (Lake Neusiedl, Austria): evidence for dependence on macrophyte production rather than on phytoplankton. Aquat. Microb. Ecol. 19, 245–254.

Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S., 2002: Review towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankt. Res. 24, 417–428. doi:10.1093/plankt/24.5.417

Rodhe W., 1955: Can phytoplankton production proceed during winter darkness in subarctic lakes? Verh. Internat. Verein. Limnol. 12, 117–122.

Rodhe W., 1962: Sulla produzione di fitoplankton in laghi transparenti di alta montagna. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 15, 21–28.

Rodhe W., Hobbie J.E. & Wright R.T., 1966: Phototrophy and heterotrophy in high mountain lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 301–313.

Rott E., 1975: Phytoplankton (Artenspektrum, Biomasse, Pigmente, Produktionsrate) und kurzwellige Strahlung im Piburger See. Diss. Univ. Innsbruck, 113 S.

Rott E., 1976: Ökologische Beobachtungen an der Blaualge *Oscillatoria limosa* Ag. im Piburger See (Tirol, Österreich). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 63, 57–66.

Rott E., 1981: Primary Productivity and Activity Coefficients of the Phytoplankton of a Mesotrophic Soft-Water Lake (Piburger See, Tirol, Austria). Int. Rev. Hydrobiol. 66, 1–27.

Rott E., 1983: Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburger Sees Auswirkungen der Tiefenwasserableitung? Arch. Hydrobiol. Suppl.67 (Algological Studies 34), 29–80.

Rott E., 1986: The light climate of a small deep lake (Piburger See,Austria) and its Influence on phytoplankton production. Arch. Hydrobiol. 107, 89–117.

Rott E., 1991: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Piburger See Seit 169. DGL Jahrestagung, Mondsee (Österreich) 1991, 27–31.

Rott E. & Schaber P., 1978: Die Entwicklung des eutrophen Schwarzsees bei Kitzbühel. Jber. Abt. Linnol. Univ. Innsbruck 4, 239–251.

Ruttner-Kolisko A. & Ruttner F., 1959: Der Neusiedlersee. Wiss. Arb. Burgenland 23, 195–201.

Salbrechter M.., 2001: Die quantitative Beschreibung der Oligochaetenbiozönose im Benthos des Neusiedler Sees. Diss. Univ. Wien, 65 S.

Sauerzopf F. & Tauber A.F., 1959: Landschaft Neusiedlersee. Wiss. Arb. Burgenland, Eisenstadt, 220 S.

Schagerl M., Angeler D.G. & Biester A., 2011: Phytoplankton community structure along saline and trophic state gradients in urban clay-pit ponds (Austria). Fundam. Appl. Limnol. 178, 301–314. DOI: 10.1127/1863–9135/2011/0178–0301

Schagerl M., Bloch I. & Vietauer A., 2007: Naturinseln im Siedlungsgebiet Ziegelteiche in Wien und Niederösterreich. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österr. 36. 1–94.

Schagerl M., Bloch I., Angeler D.G. & Fesl C., 2010: The use of urban clay-pit ponds for human recreation: assessment of impacts on water quality and phytoplankton assemblages. Environ. Monit. Assess. 165, 283–293. DOI 10.1007/s10661–009–0945–2

Schellander A., 1994: Beeinflussung der planktischen Primärproduktion und der Phytoplanktonzusammensetzung durch mittelfristige Störungen in einem turbulenten, stark getrübten Flachsee (Neusiedlersee). Dipl. Arb. Univ. Wien, 118 S.

Schiemer F., 1978: Vegetationsveränderungen im Neusiedler See. Österr. Wasserw. 30, 252–253.

Schiemer F., 1979a: Submerged macrophytes in the open lake. Distribution pattern, production and long term changes. In Löffler H. (ed.): Neusiedlersee: The Limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk Publ, The Hague, 235–250.

Schiemer F., 1979b:The benthic community of the open lake. In Löffler H. (ed), Neusiedlersee: The Limnology of a shallow lake in Central Europe. Junk Publ, The Hague, 337–371.

Schiemer F., 2014: Eine kurze Geschichte der Limnologie in Österreich. Denisia 33, 33–59.

Schiemer F & Farahat A.Z., 1966: Redoxpotential und Sauerstoffverbrauch von Böden einiger Salzgewässer im Gebiet des Neusiedler Sees (Österreich). Sitz. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 175, 143–157.

Schiemer F., Löffler H. & Dollfuss H., 1969: The benthic communities of Neusiedlersee (Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 17, 201–208.

Schlott G., Schlott K. & Gratzl G., 1996: Entwicklung der Wasserqualität in Waldviertier Teichen 1985–1995. Österr. Fischerei 49, 190–194.

Schlott-Idl K., 1986: Ecology of pelagic ciliates in some fishponds of the northern Waldviertel. Symp. biol. Hung. 33, 243–247.

Schlott-Idl K., 1991a: Quantitative Aspekte der Zooplanktonentwicklung in Waldviertler Fischteichen. Wiss. Mitt. Niederöster. LM 7, 407–414.

Schlott-Idl K., 1991b: Development of zooplankton in fish ponds of the Waldviertel (Lower Austria) J. appl. Ichthyol. 7, 223–229.

Schütz K., 1993: Über eine starke Trübung der Alten Donau im Spätsommer 1992. Österr. Fischerei 46, 209–213.

Seitlinger G., 1999: Neu entstandene natürliche Seen im Nationalpark Hohe Tauern – Salzburger Anteil. Dipl. Arb. Univ. Salzburg, 95 S.

Sieghardt H., 1990: Dry matter production of common reed (*Phragmites australis*) in different zones of the reed belt in lake Neusiedlersee (Austria). Sitz. Ber. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 198, 73–80.

Sommaruga R., 2001: Die Rolle der UV-Strahlung in Binnengewässern. In Dokulil M.T., Hamm A. & Kohl J.-K. (eds.), Ökologie und Schutz von Seen. UTB, Facultas, Wien, 341–360.

Sommaruga R. & Augustin G., 2006: Seasonality in UV transparency of an alpine lake is associated to changes in phytoplankton biomass. Aquat. Sci. 68, 129–141.

Sommaruga R. & Psenner R., 1997: Ultraviolet Radiation in a High Mountain Lake of the Austrian Alps: Air and underwater measurements. Photochem. Photobiol. 65, 957–963.

Sommer U., 1977: Produktionsanalysen am Periphyton im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Diss. Univ. Wien, 122 S.

Sonntag B., Summerer M. & Sommaruga R., 2011: Factors involved in the distribution pattern of ciliates in the water column of a transparent alpine lake. J. Plank. Res. 33, 541–546. doi:10.1093/plankt/fbq117

Sossau Ch., 1978: Stickstoffverbindungen und organischer Kohlenstoff im Pelagial des Piburger Sees. Diss. Univ. Innsbruck, 43 S.

Steinböck O., 1938: Arbeiten über die Limnologie der Hochgebirgsgewässer, Int. Rev. Hydrobiol. 37, 467–509.

Steinböck O., 1948: Der Schwarzsee, 2792 m ü. M., ob Sölden Ötztal, der höchste Fischsee der Alpen, Verh. Internat. Verein. Limnol. 10: 442–450, DOI: 10.1080/03680770.1948.11895179

Steinböck O., 1949: Der Schwarzsee ob Sölden im Ötztal. Eine hydrobiologische Studie. Veröff. Mus. Ferd. Innsbruck 26–29, 117–146.

Steinböck O., 1950: Richtlinien für den Einsatz in Hochgebirgsseen. Österr. Fischerei 3, 73–79.

Steinböck O., 1959: Limnologische Hochgebirgsforschung in Österreich. Österr. Wasserw. 11, 167–170.

Steinböck O., 1963: Die limnologische Station Kühtai (Stubaieralpen). J. Österr. Arbeitskreis Wildtierforsch. 1962/63, 68–72.

Stundl K., 1937: Chemisch-biologische Untersuchung des neuentstandenen Sees bei Neufeld a. d. Leitha, Burgenland. Int.. Rev. ges. Hydrobiol. 24, 24–42. doi.org/10.1002/iroh.19370340104

Tautermann G., 1977: Benthische Bakterien im Vorderen Finstertaler See. Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 10, 103 S.

Tautermann G., 1978: Eintrag allochthoner Substanzen in den Gossenköllesee; Untersuchungsstand 1978. Jber. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 1978, 100–105.

Teubner K., Donabaum K., Kabas W., Kirschner A., Pfister G., Salbrechter M. & Dokulil M.T., 1999: What are the differential consequences on components of a planktonic food web induced by in-lake restoration of a shallow urban seepage lake? Proc. 8th Int. Conf. Conserv. Managem. of Lakes, Lake 99, Vol. II, S8A-6. Kopenhagen, Denmark.

Thaler B. 1977: Die benthischen Crustaceen des Piburger Sees (Ötztal, Tirol). Diss. Univ. Innsbruck, 177 S.

Thaler B., Tait D. & Tolotti M., 2015: Permafrost und seine Auswirkungen auf die Ökologie von Hochgebirgsseen. Geo.Alp. 12, 183–234.

Thies H., Tolotti M., Nickus U., Lami A., Musazzi S. & Guilizzoni P., Rose N.L. & Yang H., 2011: Interactions of temperature and nutrient changes: effects on phytoplankton in the Piburger See (Tyrol, Austria). Freshwat. Biol. 57, 46–70. doi:10.1111/j.1365–2427.2011.02661.x

Tilzer M., 1967: Ökologische und Faunistische Untersuchungen über das Hyporheische Interstitial zweier Hochgebirgsbäche und eines Gebirgsflusses im Arlberggebiet. Diss. Univ. Wien. 202 S.

Tilzer M., 1972a: Dynamik und Produktivität von Phytoplankton und pelagischen Bakterien in einem Hochgebirgssee (Vorderer Finstertaler See, Österreich). Arch. Hydrobiol. Suppl. 40, 201–273.

Tilzer M., 1972b: Bacterial productivity of a high-mountain lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, 188–196, DOI:10.1080/03680770.1971.11895982

Tilzer M., 1973a: Ein Hochgebirgssee als Objekt der Ökosystemforschung, B. Dynamik der planktischen Urproduktion unter den Extrembedingungen des Hochgebirgssees. In Ellenberg H. (Hg.), Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin, 51–59.

Tilzer M., 1973b: Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. Limnol. Oceanogr. 18, 15–30.

Tolotti M. & Thies H., 2002: Phytoplankton community and limnochemistry of Piburger See (Tyrol, Austria) 28 years after lake restoration. J. Limnol. 61, 77–88.

Tolotti M., Rott E., Thies H. & Psenner R., 2005: Functional species groups of summer phytoplankton in relation to lake restoration: a long-term study of Piburger See, Austria. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29, 891–894. DOI: 10.1080/03680770.2005.11902810

Vrana H., 1994: Quantifizierung des Nährstoffeintrags in die Neue Donau in Wien über das Grundwasser: Untersuchungen im Rahmen der ‚Interdisziplinären Studie Neue Donau'. Dipl. Arb. Univ. Wien, 89S. + Anhang.

Waidbacher H. & Spolwind R., 2002: Fischökologische Untersuchungen an der Neuen Donau in Wien. Denisia 3, 177–202.

Wawrik F., 1955: Waldviertler Fischteiche I. Sitz. Ber. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 164, 887–907.

Wawrik F., 1958: Vegetationsfärbung durch Schwefelbakterien an der Alten Donau. Wasser u. Abwasser 1958, 185–187.

Wawrik F., 1960: Waldviertler Fischteiche II – Die Jaidhof-Teiche. Sitz.Ber. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. 169, 341–381.

Wawrik F., 1962: Waldviertler Fischteiche III – Teichgewässer in Gföhl und Brunn a. Walde N.Oe. Wasser u. Abwasser 1962, 121–156.

Wawrik F., 1972: Vergleichende Braunwasser-Teichstudien im niederösterreichischen Waldviertel. Hydrobiologia 39, 17–82.

Wawrik F., 1983: Planktonaspekte in Teichen des nördlichen und nordöstlichen Waldviertels während und nach dem Eisbrechen 1982 Arch. Protistenkunde 127, 271–282.

Weiss S., Deiner K., Tuhtan J.A., Gumpinger C. & Schletterer M., 2018: Genetische Analysen von Fischbeständen: Populationsgenetik und eDNA. WasserWirtschaft 2–3, 22–29.

Wiesenegger H., Slupetzky H. & Geilhausen M., 2013: Formation of glacial lakes – a recent dynamic process in the Hohe Tauern National Park. 5. Symp. Res. Prot. Areas, Conf. Vol., 821–828.

Wiesenegger H., Kum G. & Slupetzky H., 2017: 'Unterer Eisbodensee' – a good example for the future evolution of glacial lakes in Austria? 6. Symp. Res. Prot. Areas, Conf. Vol, 721–725.

Wirkner W., 1987: Die räumliche Verteilung des Phytoplanktons im Piburger See mit besonderer Berücksichtigung der Blaualge *Oscillatoria limosa*. Diss. Univ. Innsbruck, 313 S.

Wille A., Sonntag B., Sattler B. & Psenner R., 1999: Abundance, biomass and size structure of the microbial assemblage in the high mountain lake Gossenköllesee (Tyrol, Austria) during the ice-free period. J. Limnol. 58, 117–126.

Witt U., 1977: Auswirkungen der künstlichen Düngung eines Hochgebirgssees (Vorderer Finstertaler See, Kühtai, Tirol). Arch.Hydrobiol. 81, 211–232.

Wolf G., 1986: Die räumliche Verteilung des partikulären Phosphors und sein Verhältnis zur Biomasse der Blaualge *Oscillatoria limosa* im Pelagial des Piburger Sees. Dipl. Arb. Univ. Innsbruck, 127 S,

Wolf G., 1991: Beiträge zur Zyklomorphose der Blaualge *Oscillatoria limosa* im Piburger See (Ötztal, Tirol). Diss. Univ. Innsbruck, 157 S.

Wolfram G., 1993: Untersuchung der benthischen Lebensgemeinschaft des Neusiedler Sees. Dipl. Arb. Univ. Wien, 99 S.

Wolfram G., 1996: Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). Hydrobiologia 318, 103–115.

Wolfram G., Déri L. & Zech S. (Red.), 2014: Strategiestudie Neusiedler See. – Phase 1. Studie im Auftrag der österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission, Wien – Szomabthely, 244 S.

Wolfram G., Grossschartner M. & Krisa H., 2015a: Algen – Plankton – Fische. Der Neusiedler See aus limnologischer Sicht; AGN (Arbeitsgemeinschaft Natürliche Ressourcen), A-7000 Eisenstadt, 47 S.

Wolfram G., Grossschartner M. & Krisa H., 2015b: Der Schilfgürtel des Neusiedlersees: Lebensraum für Kleilebewesen und Fische. Naturschutzbund, A- 7000 Eisenstadt, 60 S.

Wolfram G., Grossschartner M. & Pall K. (Red.), 2019: Limnologisches Monitoring der Neuen Donau. Jahresbericht 2018. Studie im Auftrag der Stadt Wien, MA 45, und der VERBUND Hydro Power GmbH, Wien, 269 S.

Zaderer P., 1978: Ökosystemstudie Gossenköllesee: Chironomiden. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 4, 178–182.

Zaderer P., 1981: Emergenz der Chironomiden des Gossenköllesees in den Jahren 1977–1980. Jber. Abt. Limnol. Innsbruck 2, 177–191.

Zaderer P., 1982: Bestand und Produktion der Chironomiden des Gossenköllesees (2413 m ü.N.N., Kühtai, Tirol, Österreich). Diss. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 18, 1–127.

Zimmermann H., 1989: Spätwinter- bis Frühsommersituation von Phyto- und Zooplankton im Piburger See (Tirol, Österreich). Dipl. Arb. Univ. Innsbruck, 237 S.

Eingelangt: 2020 07 17

Anschrift:

Dr. Martin Dokulil, Eisenaustrasse 20, A-5310 Mondsee,
Senior Sci i. R., Dept. Limnol. Univ. Innsbruck
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: 2020

Band/Volume: 157

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

Artikel/Article: Hochgebirgs- und Flachlandseen im Anthropozän: Österreichische Langzeitperspektive (IBP bis LTER) 159-211