

Die limnologische Entwicklung des Lunzer Untersees in den Jahren 1978-1985

Gudrun M a l i c k y

(Im Rahmen des Österr. Eutrophieprogrammes angeregt und finanziert vom BMGU)

Einleitung

Der Lunzer Untersee wurde in den Jahren 1974-85 im Rahmen dreier aufeinanderfolgender Projekte routinemäßig untersucht. Die Ergebnisse des OECD-Projektes "Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee" wurden von RUTTNER-KOLISKO 1978 publiziert. Die Ergebnisse der ÖEP-Projekte "Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer" und "Diffuser Nährstoffeintrag in den Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung des Niederschlags" wurden - soweit sie den See betreffen - nur in Berichtform zusammengefaßt (SCHLOTT & MALICKY 1982, MALICKY 1986) und sollen deshalb auch hier dargestellt werden. Einige Rohdaten und die Methodik wurden schon laufend in den Jber. Biol. Stn. Lunz mitgeteilt.

Die Grunddaten des Lunzer Untersees und seines Einzugsgebietes gibt RUTTNER-KOLISKO 1978 an. Eingehende ältere Beschreibungen finden sich z.B. in BREHM & RUTTNER 1926, GAMS 1927, RUTTNER 1930 und SAMPL 1967.

Das Einzugsgebiet besteht größtenteils aus bewaldetem Karstgebiet und ist nur dünn besiedelt ($7,7$ Einwohner/ km^2). Die Nüchternungsziffer beträgt etwa $930/\text{km}^2$,a (1985: 640). Der besiedelte Teil des Einzugsgebietes wurde während der Jahre 1982-83 an einen Abwassersammler entlang des Nordufers des Sees angeschlossen. Die Abwässer gelangen somit nicht mehr direkt oder indirekt in den See, sondern über eine Kläranlage in die Ybbs. WURZER 1982 zeigt auf Abb. 130, S.229 einen Plan der Abwasserleitung.

Meiner Mitarbeiterin, Frau I. Pambalk, und den Mitarbeitern der Biologischen Station danke ich herzlich für ihre Hilfe.

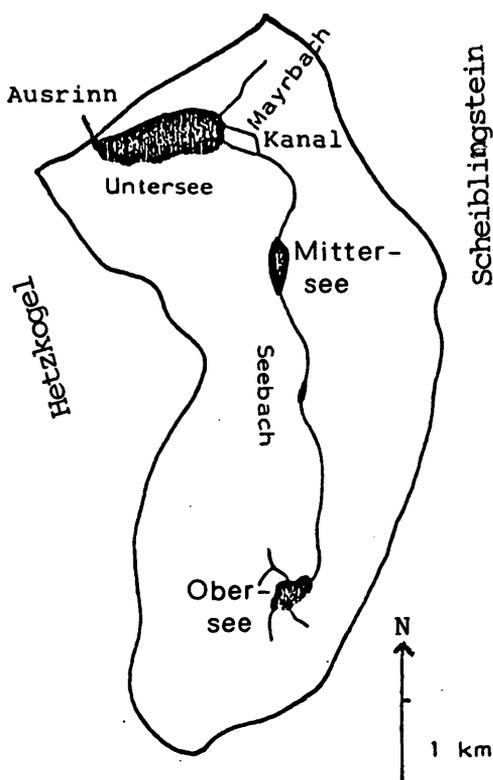
Wasser- und Phosphorbilanz des Lunzer Untersees

Abb.1 zeigt das hydrographische Einzugsgebiet des Lunzer Untersees. Sein Hauptzufluß ist der Seebach. Dessen Wasserfracht, sowie die von Kanal, Mayrbach und Ausrinn wurde laufend registriert und der Phosphorgehalt in monatlichen Intervallen untersucht.

Tab. 1 zeigt die Wasserbilanz für die Jahre 1975-85. Der diffuse Zufluß wurde als Differenz zwischen dem zuströmenden Wasser und Ausrinn und Verdunstung berechnet. Die Verdunstung wurde konstant mit $541 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ angenommen (265 eisfreie Tage, Verdunstung 3 mm/Tag). Die Wasserbilanz der einzelnen Jahre ist sehr verschieden. Das ist bedingt durch die Verschiedenartigkeit der Niederschläge, den Rückhalt in der Schneedecke und die unterschiedliche Niederschlagsmenge der einzelnen Jahre.

Auf Grund der Wasserfrachten wurden für den See die Phosphorbilanz für die einzelnen Jahre erstellt (Tab.2). Zur Berechnung wurden die Mittelwerte der Phosphorkonzentrationen in Zuflüssen und Ausrinn verwendet. Diese betragen für den Seebach 4,07, den Kanal 5,77, den Mayrbach 20,38 und den Ausrinn 4,80 μg Gesamt-

Abb.1: Hydrographisches Einzugsgebiet des Lunzer Untersees (siehe auch Karte S. 30 !)



phosphor /l. Wegen der Kanalanschlüsse wurden für Ausrinn, Kanal und Mayrbach nur die Werte 1982-85 verwendet, für den nicht betroffenen Seebach 1978-85. Der Eintrag durch die Niederschläge wurde nach den Ergebnissen der Gesamtdepositionsuntersuchungen berechnet. Für die diffusen Zuflüsse wurde der Wert des Seebaches verwendet.

Die während des OECD-Projektes für den Lunzer Untersee ermittelte kritische Fracht nach VOLLENWEIDER 1976 (bei Erreichen dieser Fracht würde der See eutrophiert) betrug $950 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{a}$, die tatsächlich gefundene Ladung $660 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{a}$. Tab. 3 gibt Aufschluß über die im Untersuchungszeitraum des ÖEP gefundenen Phosphorfrachten im Vergleich zur jeweiligen kritischen Fracht.

Tab.3: Kritische und tatsächliche Phosphorfracht (in $\text{mg TP/m}^2 \cdot \text{a}$) sowie Differenz zwischen kritischem und tatsächlichen Loading (in %) in den Jahren 1978 bis 1985

	krit.Fracht	Phosphorzufuhr	Differenz
1978	742	347	-53
1979	929	453	-51
1980	981	481	-51
1981	1126	540	-52
1982	889	250	-72
1983	830	228	-73
1984	786	220	-72
1985	909	246	-73

Mit dem Jahr 1982, dem Zeitpunkt des Anschlusses der Häuser im Einzugsgebiet des Sees an das Kanalnetz und der Ableitung der Abwässer über eine Kläranlage in die Ybbs, ergibt sich eine deutliche Zäsur. Für den Zeitraum des OECD-Projektes (1975-77) wurde ein jährlicher Phosphorrückhalt im See von 50 kg berechnet. Für die Jahre 1978-81 wurde ein durchschnittlicher Mindestrückhalt von 58 kg P festgestellt (SCHLOTT & MALICKY 1982). Durch

Tab.1: Wasserbilanz 1975 - 1986 ($m^3 \cdot 10^3$)

	Seebach	Kanal	Mayrbach	Regen	diffus	Verdunstung	Ausrinn
1975	44.266	2.795	424	973		541	46.769
1976	27.082	2.719	441	983		"	30.482
1977	27.639	2.618	548	983		541	36.325
1978	22.053	2.549	477	787		"	29.244
1979	30.717	2.696	424	1.041		"	38.391
1980	32.593	2.728	442	1.081		"	41.279
1981	35.025	2.777	578	1.190		"	48.798
1982	25.778	2.573	558	906	7080	"	36.354
1983	24.904	2.615	415	888	4907	"	33.188
1984	25.269	2.613	395	881	2346	"	30.963
1985	31.814	2.701	369	1.064	1255	"	36.662

Tab.2: Phosphorbilanz für den Lunzer Untersee 1982 - 85 in g TP (Gesamtphosphor)

	Einrinn + Kanal	Mayrbach + Regen + diffus	Bruttoload	Ausrinn = load				
1982	104.916	14.846	11.372	10.000	28.816	169.950	150.563	19.387
1983	101.359	15.089	8.458	10.000	19.971	154.877	137.289	17.588
1984	102.845	15.077	8.050	14.375	9.548	149.895	133.602	16.293
1985	129.483	15.585	7.520	9.520	5.108	167.216	147.705	19.511

den Anschluß der Häuser im Einzugsgebiet an das Kanalnetz sank die jährliche Ladung des Sees auf etwa 16-20 kg P. Lag die tatsächliche Phosphorzufuhr vor dem Kanalanschluß etwa 50 % unter der kritischen Fracht, so beträgt der Unterschied jetzt etwa 70 %. Ein Vergleich der zur Berechnung der Phosphorbilanzen verwendeten Mittelwerte zeigt deutlich die Abnahme des P-Gehaltes in den von der Kanalisation betroffenen Bächen:

	1978-81	1982-85
Kanal	14,55 µg P/l	5,77 µg P/l
Mayrbach	152,67 -"-	20,38 -"-
Ausrinn	7,35 -"-	4,80 -"-

Die Tab.1 und 2 zeigen, daß der Seebach für Wasser- und Phosphorhaushalt des Sees die größte Bedeutung hat. Sein orographisches Einzugsgebiet ist etwa 20 km² groß (BRETSCSKO 1983), das hydrographische dürfte aus geologischen Gründen nicht sehr verschieden sein (mündl.Mitteilung von Dr.A.Ruttner). Es ist ein großteils bewaldetes, unbelastetes Karstgebiet.

Die Wasserführung des Baches schwankt etwa im Verhältnis 1 : 100, so daß ein großer Einfluß der Schüttung auf den P-Gehalt des Wassers zu vermuten war.

MALICKY 1984 zeigt, daß ein P-Gehalt von über 5 µg/l mit Pegeländerungen verbunden ist. Allerdings führt nicht jede Pegelschwankung zu einer Erhöhung des P-Gehaltes.

Die lange andauernden Schmelzhochwässer im Frühjahr weisen keinen erhöhten P-Gehalt auf. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt MOOG 1982 bei Bächen im Atterseegebiet.

Längerfristig hat sich der mittlere P-Gehalt des Seebachwassers etwas verringert (von 4,66 Ende der 70-er Jahre auf 4,07 µg/l in den 80-er Jahren). Es ist möglich, daß

die Konsolidierung des Baches nach den Baggerarbeiten im Bach um 1975 und auch des Seetales nach dem Bau der Forststraße um 1970 zu einer Verminderung der Erosion geführt haben. Wegen der hohen Wasserfracht des Seebaches hat diese Verminderung des P-Gehaltes durchaus Einfluß auf den geringeren P-Eintrag in den See.

Der Phosphorausstrag aus dem Einzugsgebiet des Seebaches ist mit 5 - 6,5 kg/km².a gering und stimmt überein mit dem aus ähnlichen Kalk-Dolomitgebieten am Attersee und aus dem unbesiedelten Einzugsgebiet des Piburger Sees (MOOG 1982, PSENNER et al. 1982).

Zum Eintrag durch die Niederschläge

Die Niederschlagsuntersuchungen waren ein Hauptanliegen des ÖEP-Projektes. Soweit sie den Eintrag in den See betreffen, seien die Ergebnisse hier vorweggenommen und in Tab.4 dargestellt.

Tab.4 Einträge in den See in kg/Jahr durch die Gesamtd deposition (G) und durch Einzelniederschläge (E)

	1984		1985	
	E	G	E	G
SO ₄ -S	652	571	938	782
Cl ⁻	68	88	88	109
NO ₃ -N	653	626	530	592
NH ₄ -N	592	612	639	666
TN	1360	1366	1306	1359
TP	8	14	10	10
H ⁺	59	56	59	53
mm Niederschlag	1295,2		1564,2	

Während der vorhergehenden Projekte wurde die mittlere P-Konzentration des Regens mit $40 \mu\text{g/l}$ nach zu wenigen Analysen zu hoch angenommen. Im Jahr 1984 und 1985 betrug die mittlere P-Konzentration der Niederschläge $9 \mu\text{g/l}$. Der P-Eintrag aus den Niederschlägen war 1985 praktisch gleich der Gesamtdosition (dry + wet); 1984 betrug er 60 % der Gesamtdosition.

Im Untersuchungszeitraum betrugen die P-Einträge aus der Atmosphäre zwischen 6 und 10 % des P-Gesamteintrages in den See.

Von einer allfälligen Versauerung durch den H-Ioneneintrag ist der Lunzer Untersee wegen seines hohen Kalkgehaltes nicht bedroht. Die Bedeutung der anderen Ionen, besonders des hohen N-Eintrages für die Bilanz des Sees kann wegen Datenmangels bei See und Zuflüssen leider nicht abgeschätzt werden.

Zum Zustand des Lunzer Untersees

Wegen seiner hohen Durchflutungsrates war der See auch während der Zeit relativ großer Phosphorbelastung immer oligotroph. In den Jahren vor 1982 zeigte er aber an manchen Uferstrecken Eutrophierungserscheinung und eine abnehmende Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers. Die Abnahme der Phosphorladung des Sees seit 1982 führte offensichtlich zu einer Oligotrophierung. So nahm der mittlere P-Gehalt des Seewassers ab. RUTTNER-KOLISKO 1978 gibt ihn für die Jahre 1974-76 mit $7,4 \mu\text{g/l}$ an, im Jahr 1981 betrug er $6,7$, im Mittel der Jahre 1983-1985 $5,1 \mu\text{g/l}$. Die Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers am Ende der sommerlichen Stagnationsperiode betrug während des OECD-Projektes 35 %, im Jahr 1981 25 % und seither wieder etwa 50 %. Abb. 2 zeigt den Sauerstoffgehalt am Ende der Sommerstagnation.

1979-82 wurde ein dichter Makrophyten- und Fadenalgenbewuchs in den seichten Teilen der Mayrbucht festgestellt, der seither nicht mehr in dem Ausmaß auftrat.

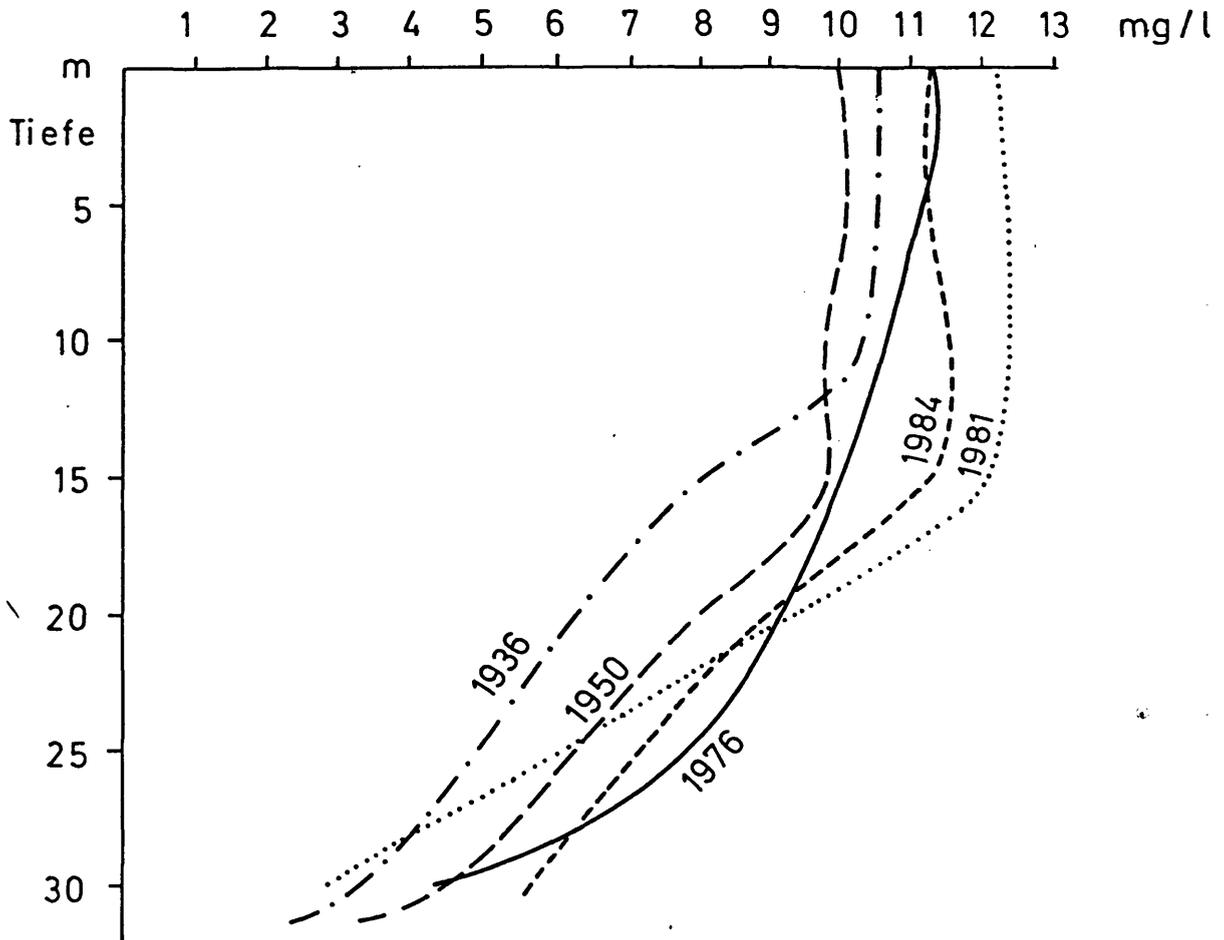


Abb. 2: Lunzer See, Sauerstoffgehalt am Ende der Sommerstagnation

Das Phytoplankton des Lunzer Untersees

Das Artenspektrum, die Individuenzahlen und die Biomasse des Phytoplanktons liefern wichtige Hinweise auf den Trophiegrad eines Sees. Sie wurden im Lunzer Untersee schon von RUTTNER 1929/30, FINDENEKG 1964 und PIVODA 1978 ausführlich untersucht. Die Entwicklung im Zeitraum der ÖEP-Projektes wird in SCHLOTT & MALICKY 1982, MALICKY 1984 und 1985 beschrieben.

Die Zusammensetzung des Planktons hat sich im Projektzeitraum nicht geändert. Sie ist weiterhin charakteristisch für oligotrophe Seen (Fehlen von Cyanophyceen, Vorherrschen von Chrysophyceen und Diatomeen im Frühjahr und Bedeutung der Cryptophyceen).

Folgende Arten traten relativ häufig auf:

Chrysophyceen: *Chromulina* sp., *Mallomonas akrokomos*, *M. crassisquama*, *M. tonsurata* var. *alpina*, *Uroglena* cf. *americana*, *Dinobryon cylindricum* var. *alpinum*, *D. divergens*, *Chrysochromulina parva*

Diatomophyceen: kleine Cyclotellen, *Stephanodiscus hantzschii*, *S. parvus*, *S. alpinus*, *Synedra acus* var. *delicatissima*, *Asterionella formosa*

Cryptophyceen: *Rhodomonas lacustris*, *R. lacustris* var. *nannoplanctica*, *Cryptomonas ovata*, *C. marssonii*, *Katablepharis ovalis*

Dinophyceen: kleine Gymnodinien und Peridininien, *Gymnodinium helveticum*, *Peridinium willei*, *Ceratium hirundinella*

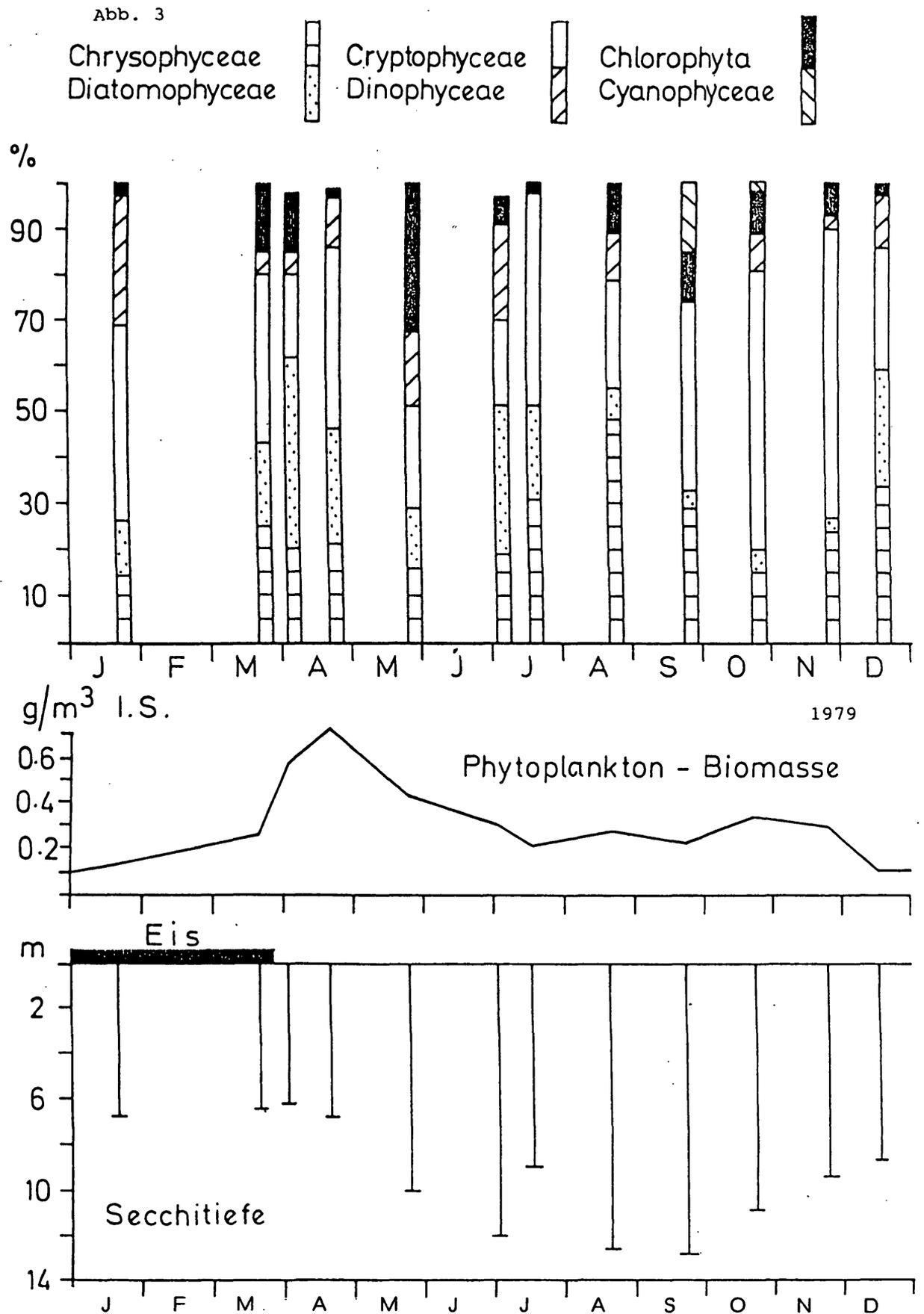
Chlorophyceen: *Gyromitus cordiformis*, *Chlamydomonas* sp., *Ankyra* sp., *Oocystis lacustris*, *Coenococcus fottii*

Desmidiaceen: *Staurostrum luetkemuellerei*, *S. cingulum*, *S. manfeldti*, *S. pseudopelagicum*

Cyanophyceen: *Chroococcus minutus* (1979).

Abb. 3 und 5: Anteil der Algengruppen an der Biomasse, Phytoplanktonbiomasse (nach integrierten Proben) und Secchitiefen in den Jahren 1979 und 1985

Abb. 4 und 6: Tiefenverteilung des Phytoplanktons in den Jahren 1979 und 1985



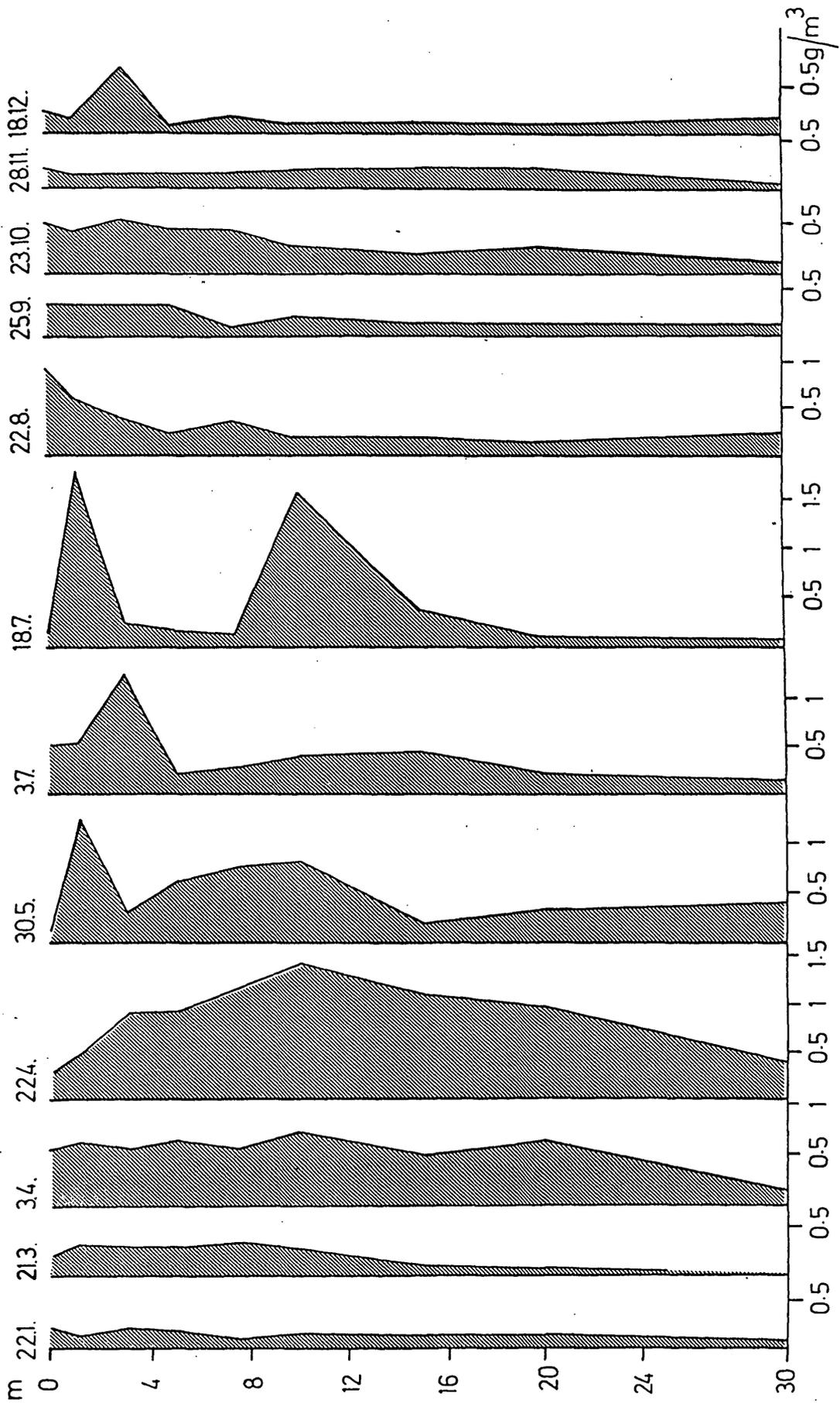


Abb. 4 1979

Abb. 5

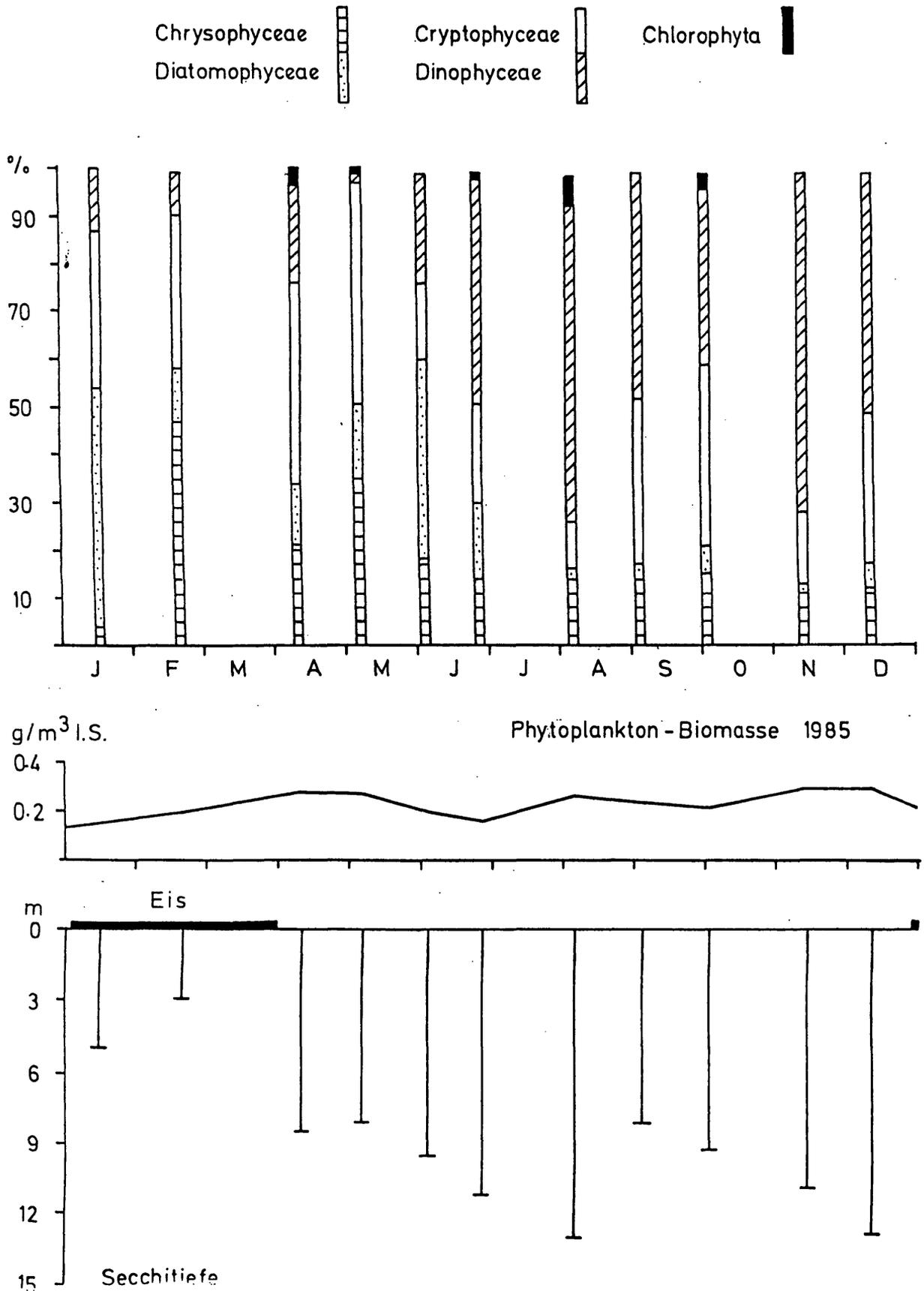
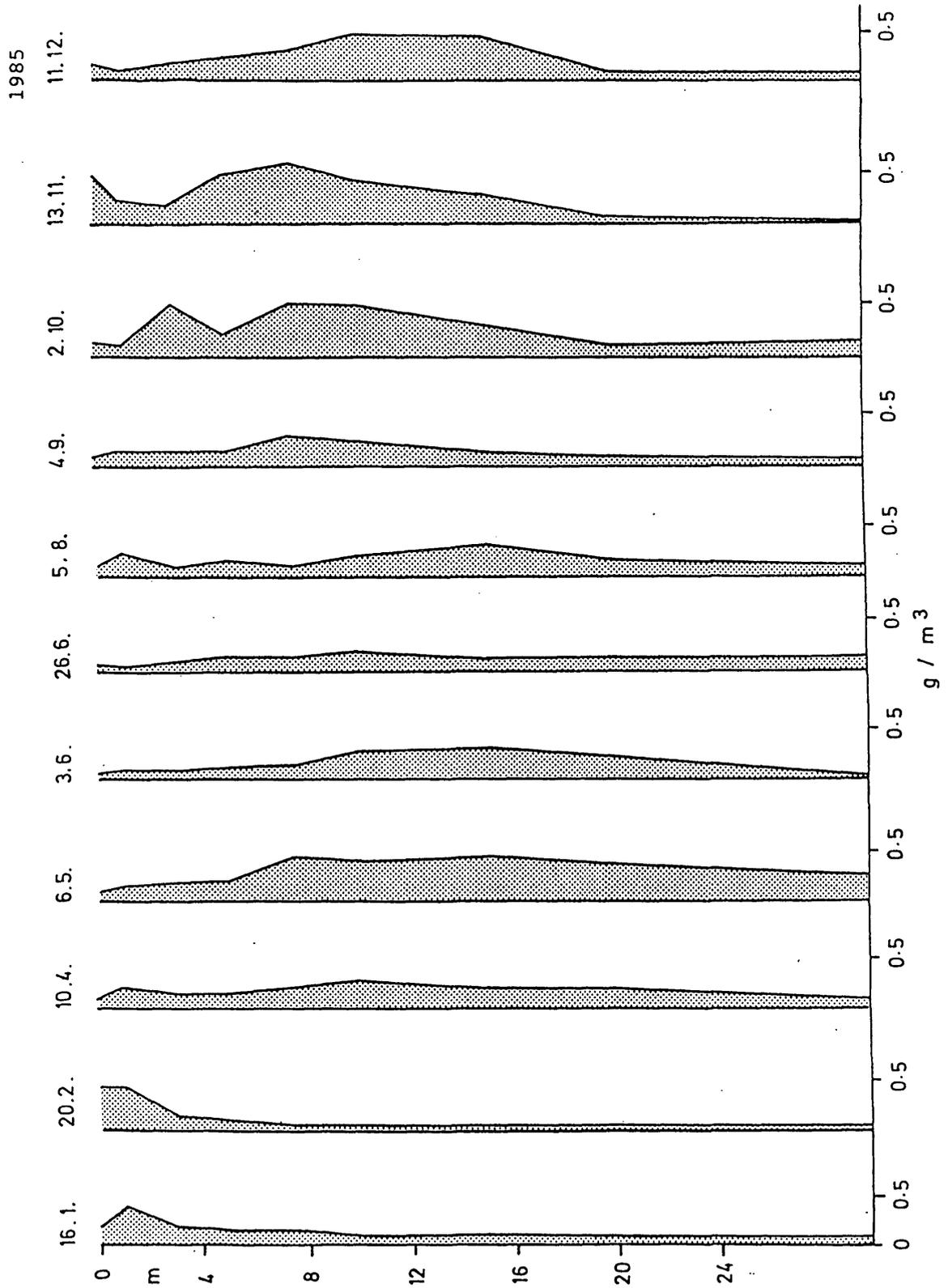


Abb. 6



Als Beispiele für die Zusammensetzung und Tiefenverteilung des Phytoplanktons wird das Plankton der Jahre 1979 (Abb. 3, 4) und 1985 (Abb. 5, 6) dargestellt. Durch die wegen der Kanalisation geringere Nährstoffzufuhr hat die Phytoplanktonbiomasse deutlich abgenommen. Die schon vorher geringe Biomasse (Maxima 11-21 g/m²) erreichte nach 1982 maximal 6-10 g/m²). Auch die Tiefenzonierung ist viel weniger ausgeprägt. Die Sichttiefe ist entsprechend gut, hat sich aber nicht verändert (Abb.7). Während der sommerlichen Klarwasserphase erreicht sie 13-15 m.

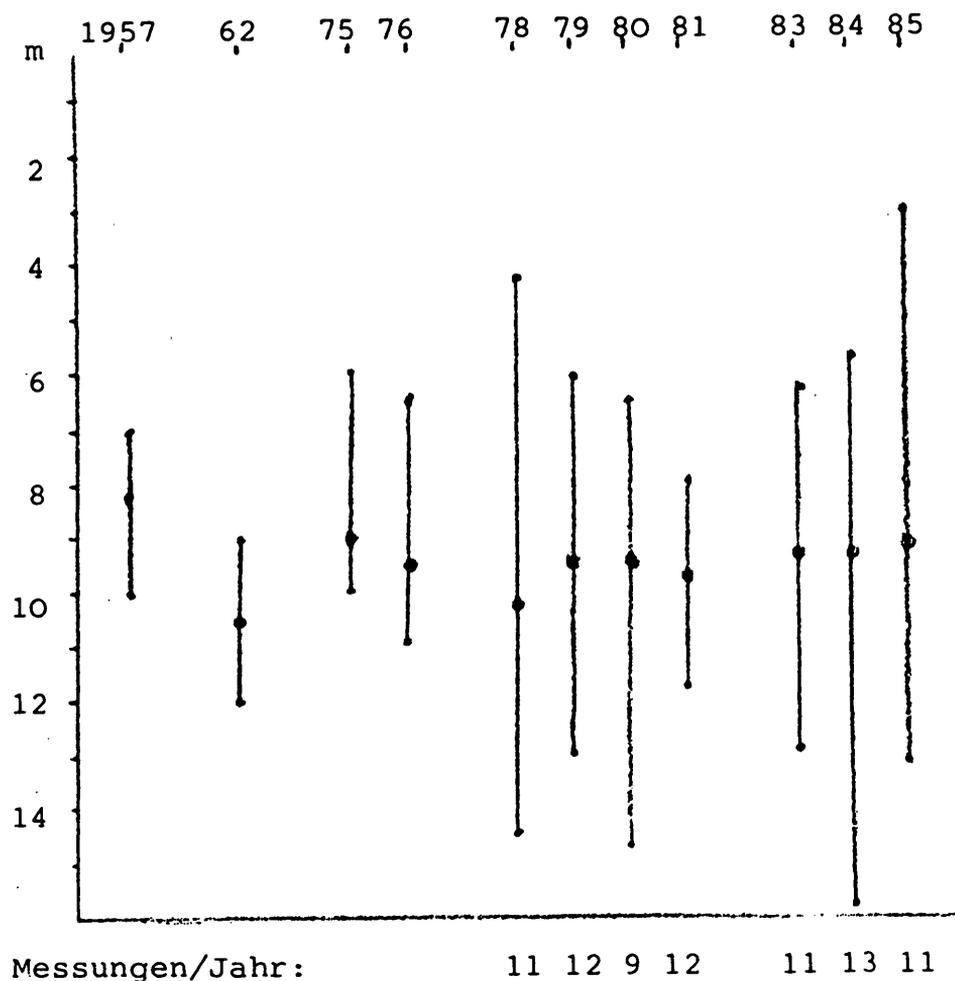


Abb. 7: Lunzer See, Minimum, Maximum und Jahresmittel der Sichttiefen

Zusammenfassung

Durch die Untersuchungen des OECD-Projektes "Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee" wurde festgestellt, daß der See trotz eines relativ hohen Phosphoreintrags/ $\text{m}^2 \cdot \text{a}$ wegen seiner starken Durchflutung (theoretische Wassererneuerung 3 mal pro Jahr) oligotroph ist.

Im ÖEP-Projekt "Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer" wurde die jährliche P-Ladung des Sees mit netto 58 kg berechnet. Das waren etwa 50 % der kritischen Ladung nach Vollenweider. 14-20 kg P waren allein in den oberirdischen Teilen der Makrophyten der Mayrbucht gespeichert. Diese waren durch die durch häusliche Abwässer belasteten Zuflüsse Kanal und Mayrbucht gut mit Nährstoffen versorgt. Im Litoral trat als Eutrophierungserscheinung lokal starke Fadenalgenentwicklung auf. In den Jahren 1983-85 wurde eine Abnahme des mittleren P-Gehaltes des Seebachwassers festgestellt. Wahrscheinlich ist sie auf die Verfestigung von Böden im Seetal und des Bachbettes selbst nach Baggerarbeiten in den 70-er Jahren und somit eine verringerte Erosion zurückzuführen. Der Phosphorausstrag aus dem Einzugsgebiet des Seebaches ist mit 5-6,5 $\text{kg}/\text{km}^2 \cdot \text{a}$ sehr gering und entspricht dem anderer unbesiedelter Gebiete.

1982-83 erfolgte der Anschluß der im Einzugsgebiet des Sees liegenden Häuser an das Kanalnetz von Lunz. Die P-Frachten von Kanal, Mayrbach und Seeausrinn haben sich dadurch beträchtlich verringert. Die jährliche Nettoladung des Sees sank von etwa 58 auf 20 kg P. Vor 1982 lag die tatsächliche P-Zufuhr in den See 50 % unter der kritischen Fracht, jetzt 70 %. Die Phytoplanktonbiomasse nahm ab und die Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers am Ende der Sommerstagnation stieg von 25 % auf 50 % .

Literatur

- BREHM V. & RUTTNER F. 1926. Die Biocönosen der Lunzer Gewässer.-Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 16: 330-392.
- BRETSCHKO G. 1983. Die Biozönosen der Bettsedimente von Fließgewässern - ein Beitrag der Limnologie zur naturnahen Gewässerregulierung. - Wasserwirtschaft, Wasservorsorge. Hrsg. BMLF. Wien, 161 pp.
- FINDENEKG I. 1964. Produktionsbiologische Planktonuntersuchungen an Ostalpenseen. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 49:381-416.
- GAMS H. 1927. Die Geschichte der Lunzer Seen, Moore und Wälder. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr. 23:1-285.
- MALICKY G. 1984. Diffuser Nährstoffeintrag in den Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung des Niederschlags. Vorstellung und erste Ergebnisse des Projektes. - Jber.Biol. Stn Lunz 7: 159-166.
- " 1984. Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahre 1983. - Jber.Biol.Stn.Lunz 7: 171-173.
- " 1985. Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahre 1984. - Jber.Biol.Stn.Lunz 8: 86-88.
- " 1986. Diffuser Nährstoffeintrag in den Lunzer Untersee unter besonderer Berücksichtigung des Niederschlags. - Projekt Lunz - ÖEP II 1983-1986. Biol.Station Lunz. 86 pp.
- MOOG O. 1982. Selbstreinigende und Phosphorrückhaltevorgänge in der Seenkette Fuschlsee - Mondsee - Attersee. ÖEP Projekt 1. Labor Weyregg der ÖAW. 140 pp.
- PIVODA B. 1975. Qualitative und quantitative Untersuchungen über das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Vergleich zu früheren Untersuchungen. - Diss. Wien. 116 pp.
- PSENNER R., ELKINS W., GATTERMAYR W., KOTS H., PEHOFER H., PUCSKO R., ROTT E. & SCHABER P! 1982. Nährstofflieferung aus Sedimenten als Ursache der Oligotrophierungsverzögerung. ÖEP Projekt 4. Abt.Limnol., Inst.f.Zoologie, Univ. Innsbruck. 138 pp.
- RUTTNER Franz 1930. Das Plankton des Lunzer Untersees, seine Verteilung in Raum und Zeit während der Jahre 1908-1913.- Int.Rev.ges.Hydrobiol.Hydrogr. 23: 1- 138, 161 - 287.
- RUTTNER-KOLISKO A. 1978. Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee.- Jber.Biol.Stn.Lunz 1: 98-115.

- SAMPL J. 1967. Vergleichende limnologische Untersuchungen an zwei benachbarten Ostalpenseen, dem Erlaufsee und dem Lunzer Untersee.- Arch. Hydrobiol. 63: 533-556.
- SCHLOTT G. & MALICKY G. 1982. Die Makrophyten der Mayrbucht des Lunzer Untersees als Eutrophierungspuffer. ÖEP Projekt 2. Biol. Station Lunz der ÖAW. 60 pp.
- VOLLENWEIDER R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication.- Mem. Ist.Ital.Idrobiol. 33: 53-83.
- WURZER E. 1982 (Hrsg.). Seenreinhaltung in Österreich.- Wasserwirtschaft 6. 256 pp.

Abstract

The limnological development of the Lunzer Untersee 1978-85

The Lunzer Untersee was controlled within three projects during the years 1974 to 1985.

A change took place in 1982 caused by the construction of a diversion sewer . Before 1982, the annual netto P-load was about 58 kp (50% below the critical load), afterwards it was only 20 kp P/yr, which is 70 % below the critical load. The phytoplankton biomass of the - always oligotrophic - lake decreased; the hypolimnetic oxygen saturation at the end of summer stagnation rose from 25% to 50%.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahresbericht der Biologischen Station Lunz](#)

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: [1987_010](#)

Autor(en)/Author(s): Malicky Gudrun

Artikel/Article: [Die limnologische Entwicklung des Lunzer Untersees in den Jahren 1978-1985. 158-174](#)