



Wasserversorgung Zürich  
Qualitätsüberwachung

# Langzeituntersuchungen im Zürichobersee 1972-2000

Sonja Gammeter & Richard Forster



Foto: Ch. Ruhlé

**Bericht zuhanden**  
**des Baudepartements des Kantons St. Gallen,**  
**des Departementes des Innern des Kantons Schwyz**  
**sowie**  
**der Direktion für Landwirtschaft, Wald und Umwelt**  
**des Kantons Glarus**

**Zürich, im August 2002**

---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung und Zielsetzung</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Material und Methoden</b>	<b>3</b>
3.1	Untersuchungsstellen	3
3.2	Untersuchungsmethoden	4
3.3	Analysemethoden	4
3.4	Datenauswertung	6
<b>4</b>	<b>Resultate</b>	<b>8</b>
4.1	Stickstoff- und Phosphorfracht im Linthkanal und beim Seedamm	8
4.2	Frachten weiterer Stoffe	9
4.3	Frachten kleinerer Zuflüsse und Kläranlagen (Messungen der Kantone SG und SZ)	11
4.4	Schichtungsverhalten und Wasseraustausch im Obersee	12
4.5	Sauerstoff und Sauerstoffverbrauch im See	14
4.6	Stickstoff im See	19
4.7	Phosphor im See	22
4.8	Phytoplankton und Primärproduktion	24
4.9	Zooplankton	28
4.10	Fische	30
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>33</b>
5.1	Zusammenhang zwischen Nährstoffen und Primärproduktion	33
5.2	Zusammenhang zwischen Primärproduktion und Sauerstoffverbrauch	34
5.3	Zusammenhang zwischen Phytoplankton und Zooplankton	35
5.4	Zusammenhang zwischen Zooplankton und Felchen	36
5.5	Phosphorbilanz für den Zürichobersee	37
<b>6</b>	<b>Folgerungen und Massnahmen</b>	<b>39</b>
6.1	Einleitung	39
6.2	Anforderungen an die Wasserqualität des Sees	39
6.3	Wichtigste Ergebnisse der Untersuchungen	39
6.4	Interpretation	40
6.5	Folgerungen für die Fischerei	41
6.6	Folgerungen für die Wasserversorgung	42
6.7	Folgerungen für den Zürichsee	42
6.8	Massnahmen	42
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>44</b>
	<b>Dank</b>	<b>45</b>
	<b>Adresse der Autoren</b>	<b>46</b>

## 1 Zusammenfassung

Seit 1972 untersucht die Wasserversorgung Zürich in monatlichen Abständen verschiedene physikalische, chemische und biologische Messgrößen im Zürichobersee, im Linthkanal und im Abfluss zum Zürichsee. Im vorliegenden Bericht wird die zeitliche Entwicklung des Sees in den letzten Jahrzehnten besprochen, insbesondere die Veränderungen in den letzten 10 Jahren.

Der Phosphorgehalt im See bewegt sich heute auf einem sehr niedrigen Niveau und auch der Stickstoffgehalt hat sich stabilisiert. Daraus werden einerseits die Erfolge der Abwasserreinigung und anderer Gewässerschutzmassnahmen sichtbar. Andererseits zeigt die Zusammenstellung, dass die Phosphorzufuhr vieler Zuflüsse noch immer beträchtlich ist.

Die seeinterne Biomasseproduktion geht, als Folge des geringeren Phosphorgehalts im See, seit einigen Jahren deutlich zurück. Dies äussert sich nicht nur in der Primärproduktion, sondern ebenso in der durchschnittlichen Phyto- und Zooplanktonbiomasse. Auch der Sauerstoffverbrauch im Tiefenwasser – eine indirekte Folge der Biomasseproduktion – wies in den letzten Jahren eine rückläufige Tendenz auf. Nachwievor sinkt aber der Sauerstoffgehalt in Tiefen unter 30m gegen den Herbst hin auf sehr niedrige Werte ab, so dass diese Bereiche des Sees für Fische unbewohnbar werden.

Auf die Erträge der Berufsfischer scheint sich diese Sauerstoffarmut in den tiefsten Bereichen des Sees nicht auszuwirken. Verglichen mit andern Seen mit ähnlich niedrigem Phosphorgehalt sind die Fangerträge durchaus zufriedenstellend. Ein Zusammenbruch der Felchenerträge, wie er im nährstoffarmen Walensee auftrat, ist angesichts der speziellen Situation des Zürichobersees nicht zu erwarten.

Die Weiterführung der regelmässigen Untersuchungen wird dazu beitragen, die in Ansätzen bereits beobachtbaren Veränderungen der biologischen Wechselwirkungen zu verfolgen und zu dokumentieren. Spezielle Massnahmen zur Reduktion der Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet, die über die bereits eingeleiteten (Ökologisierung in der Landwirtschaft sowie Massnahmen zur Optimierung der Entlastungen aus den Kanalnetzen) hinausgehen, sind aus heutiger Sicht nicht erforderlich.

## 2 Einleitung und Zielsetzung

Der Zürichobersee, im weiteren Verlauf dieses Berichts als Obersee bezeichnet, ist vom unteren Zürichsee durch die natürliche Landzunge von Hurden, sowie durch die Aufschüttung des Dammes bei Rapperswil abgetrennt. Das Wasser fliesst vom Obersee an drei Stellen in den unteren Zürichsee. Der Rückfluss von Wasser aus dem Zürichsee dürfte dagegen vernachlässigbar sein.

Der Obersee besteht aus den beiden Becken von Bollingen und Lachen, dazwischen liegt ein weniger tiefer Bereich. Zwei Drittel des Wassers fliessen dem Obersee via Linthkanal zu, welcher den Walensee entwässert und zusätzlich die gereinigten Abwässer der ARA Bilten (gesamtes Glarnerland) aufnimmt. Weitere bedeutende Zuflüsse sind die alte Linth (Kanton Schwyz) und der Linth-Hintergraben (Kanton St.Gallen), welche die vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Linthebene entwässern, daneben die Jona, die Wägitaler Aa und der Goldinger Aabach. Als weiterer wichtiger Zufluss ist die Sihlseezuleitung des Etzelkraftwerks zu nennen, welche bei Altendorf einmündet.

Das vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet des Obersees ist weniger dicht besiedelt als dasjenige des unteren Zürichsees. 14 zumeist kleinere Kläranlagen leiten ihre gereinigten Abwässer direkt oder über natürliche Zuflüsse in den See. Die Gemeinde Lachen unterhält die einzige Trinkwasserversorgung am Obersee.

Das Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die ausgewerteten langjährigen Messdaten darzustellen, sowie Trends aufzuzeigen und zu interpretieren. Dabei wird die Situation im Obersee auch mit denjenigen im Walensee und im unteren Zürichsee verglichen. Insbesondere werden die Nährstofffrachten (Phosphor- und Stickstoff), der Phosphor- und Stickstoffgehalt im See, der Sauerstoffgehalt, die Primärproduktion, die Phyto- und Zooplanktonbiomasse sowie deren Zusammensetzung diskutiert. Schliesslich wird auch versucht, Zusammenhänge zwischen diesen Parametern herzustellen und, wo möglich, aus den Erkenntnissen Prognosen für die künftige Entwicklung des Obersees abzuleiten.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Untersuchungsstellen

Die Untersuchungen der Wasserversorgung Zürich erfolgten monatlich jeweils an der tiefsten Stelle des Lachener Beckens (36 m tief). Vom Hauptzufluss (Linthkanal) und vom Abfluss (Seedamm-Durchstich) wird ebenfalls monatlich eine Probe aus 0.3 m Tiefe geschöpft (Abb. 1).

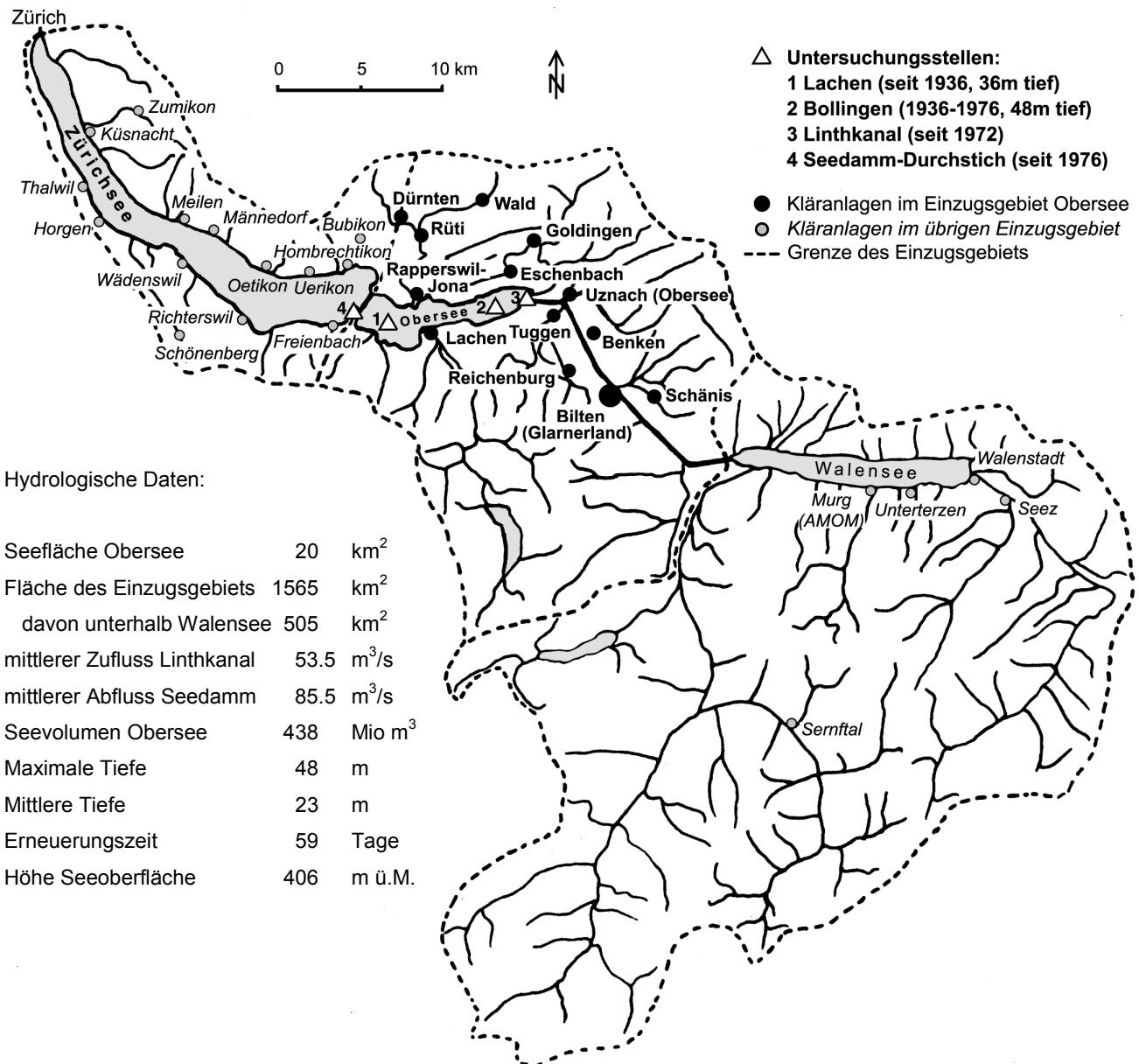


Abb. 1: Karte mit den Einzugsgebieten von Walensee, Zürichobersee und Zürichsee, hydrologischen Kenndaten und Untersuchungsstellen (nur Obersee), sowie allen Kläranlagen welche im Jahr 2001 in Betrieb waren.

### 3.2 Untersuchungsmethoden

Die Probenahme für die chemischen Analysen sowie für die Phytoplanktonbestimmung erfolgt mittels einer 6 Liter-Schöpfflasche (System Friedinger) vom verankerten Boot aus. Dabei werden die in Tabelle 1 dargestellten Tiefenstufen beprobt. Temperatur und Lichtenergie werden direkt mit Hilfe von Messsonden erfasst.

Die Primärproduktion wird seit 1975 nach dem Verfahren von Steeman-Nielsen [24] gemessen. Dazu werden Proben mit der Schöpfflasche entnommen und in Fläschchen abgefüllt. Diese werden mit einer kleinen Menge radioaktiv markierter Kohlensäure versetzt und für 4 Stunden in derselben Tiefe im See inkubiert, aus der die Proben entnommen wurden. Die dabei in die Biomasse eingebaute Menge des radioaktiven Kohlenstoffs kann im Labor gemessen werden. Zur Erfassung des Zooplanktons (seit 1977) werden Vertikal-Netzzüge vom Grund bis 20 m Tiefe und von 20 m Tiefe bis zur Oberfläche durchgeführt. Die Larven der Wandermuscheln (*Dreissena polymorpha*) werden seit 1982 jeweils von Mai bis Oktober durch Netzzüge von 30 m bis zur Oberfläche beprobt. Für die Zooplankton-Probenahme wird ein Zwilling-Kippnetz (nach [5]), Öffnung 12 cm, Maschenweite 95 µm), für die Wandermuschel-Larven ein Einzelnetz ohne Kippvorrichtung (Öffnung 12 cm, Maschenweite 45 µm) benutzt. Zur Entnahme der Mischproben 0 - 20 m für die Metallanalysen wird eine Schröter-Mischflasche eingesetzt.

Tab. 1: Beprobte Tiefenstufen der Untersuchungsstelle "Lachen" im Obersee (1972-2000).

Parameter	Beprobungsgerät und -intervall	Tiefenstufen
Temperatur	Messsonde, monatlich	0-25m in 1m-Stufen, 26, 28, 30, 35, Grund
Licht	Messsonde, monatlich	über Wasser, 0, 0.5, 1, 2, 3, 4-30m in 2m-Stufen
Chemie allgemein und Phytoplankton	Schöpfflasche, monatlich	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 30, 1m über Grund
Primärproduktion	Schöpfflasche, anschl. Inkubation, monatlich	0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20m
Bakterien	Schöpfflasche, monatlich	0, 5, 10, 15, 20, 30, 1m über Grund
Metalle	Schröter-Mischflasche, alle 3 Monate	0-20m Mischprobe
Zooplankton	Zwilling-Kippnetz, monatlich	Netzzüge Grund bis 20m, 20m bis Oberfläche
Wandermuschel-Larven	Einzelnetz, Mai-Okt., alle 2 Wochen	Netzzug 30m bis Oberfläche

### 3.3 Analysemethoden

In der Tabelle 2 sind alle untersuchten Parameter samt den jeweiligen Analysemethoden zusammengestellt.

Tab. 2: Untersuchte Parameter und verwendete Analysen-Methoden. NG = Nachweisgrenze. Die als Referenz angegebenen Methoden für chemische Parameter und Metalle sind im allgemeinen auf das Analysegerät abgestimmt. (SLMB: Schweizerisches Lebensmittelbuch, DEV: Deutsche Einheitsverfahren).

Analyse	Einheit	Rundung	NG	Methode	Referenz
<b>Physikalische Parameter</b>					
Temperatur	°C	0.1		Digital-Thermometer	
Sichttiefe	m	0.1		Secchi-Scheibe, 30 cm	
Eindringtiefe Licht (blau, grün, rot, weiss; 10, 1 u. 0.1%)	m	0.1		Lichtmessgerät mit Filtern	Sauberer [21]
Lichtenergie (Quantum)	µE/m <sup>2</sup> *s			Lichtmessgerät	Sauberer [21]
UV-Extinktion 254 nm	Ext./m	0.1	0.1	Photometrie UV	DEV C3
<b>Chemische Parameter</b>					
pH		0.01		Potentiometrie	SLMB 27A/2.2
Leitfähigkeit bei 20°C	µS/cm	1		Konduktometrie	SLMB 27A/2.3
Ca-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Karbonat-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	SLMB 27A/6.2
Mg-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Gesamt-Härte	mmol/l	0.01		Massanalyse potent.	Metrohm AB 178
Sauerstoff (O <sub>2</sub> )	mg/l	0.05	0.05	nach WINKLER	SLMB 27A/5.1
Kieselsäure (SiO <sub>2</sub> )	mg/l	0.1	0.5	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.8
Nitrat-N (NO <sub>3</sub> -N)	µg/l	1	20	Ionenchromatographie	DEV D19
Nitrit-N (NO <sub>2</sub> -N)	µg/l	0.5	0.5	Photometrie VIS	DEV E5, SLMB 27A/4.1
Ammonium-N (NH <sub>4</sub> -N)	µg/l	5	5	Photometrie VIS	DEV D10, SLMB 27A/4.3
o-Phosphat-P (PO <sub>4</sub> -P)	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P org. gelöst	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P org. partik.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P tot. filt.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
P tot. unfilt.	µg/l	1	1	Photometrie VIS	DEV D11, SLMB 27A/4.7
Chlorid (Cl)	mg/l	0.1	1	Photometrie VIS	SKALAR-Methode
Sulfat (SO <sub>4</sub> )	mg/l	0.1		Ionenchromatographie	DEV D19
gel. org. Kohlenstoff (DOC)	mg/l	0.05	0.1	Photometrie IR, UV-Oxidation	DEV H3, SLMB 27A/7.1
Aluminium	µg/l	1	5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Arsen	µg/l	0.1	0.5	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Blei	µg/l	0.1	0.5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Cadmium	µg/l	0.1	0.3	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Chrom	µg/l	1	1	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Eisen	µg/l	1	5	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Kupfer	µg/l	1	2	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Mangan	µg/l	1	2	AAS, Graphitrohr	SLMB 27A/3.2.4
Quecksilber	µg/l	0.1	0.1	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Selen	µg/l	0.1	0.1	AAS, Kaltdampftechnik	SLMB 27A/3.2.3
Zink	µg/l	1	10	Polarographie	SLMB 27A/3.3
<b>Biologische Parameter</b>					
Primärproduktion	µg C/l*h	0.01		C <sup>14</sup> , acid-bubbling	Steeman-Nielsen [24]
Chlorophyll a	µg/l	0.01		Fluoreszenz-Photometer	Schanz [22], modifiziert
Phytoplankton (Anzahl/Art)	Anz./ml		1	Umkehrmikroskop	Utermöhl [30]
Dreissena-Larven	Anz./m <sup>2</sup>		1	Umkehrmikroskop	Utermöhl [30]
Zooplankton (Anzahl/Art)	Anz./m <sup>2</sup>		1	Binokular	
E.coli	Anz./100ml		1	Chrom-Agar, 24h bei 37°C	SLMB 56B/10
Keimzahl	Anz./ml		1	PC-Agar, 72h bei 20°C	SLMB 56B/10

### 3.4 Datenauswertung

Sämtliche Messdaten werden in einer Langzeit-Datenbank (RS/1 auf VAX) abgelegt und verwaltet. Die Eingabe der Daten erfolgt über ein Laborinformations- und –managementsystem (SOLLIMS, früher DEC-Labor). Für die Auswertungen in diesem Bericht wurden RS/1-Tabellen in MS-EXCEL-Tabellen überführt und dort weiterbearbeitet.

Eine detaillierte Auswertung aller gemessenen Parameter würde den Umfang dieses Berichts sprengen. Es wurde daher versucht, die Entwicklung des Sees aufgrund relativ weniger, vor allem ökologisch interessanter Grössen zu beschreiben. Bei vielen Parametern lässt sich über die Jahre kein gesicherter Trend erkennen (z.B. Temperatur, Calcium- oder Magnesiumgehalt, Wandermuschellarven) oder sie haben für die Zusammenhänge im See keine grosse Bedeutung (Schwermetalle, welche immer nur in geringen Spuren auftraten). In die Auswertung mit einbezogen wurden primär jene Parameter, welche über eine lange Zeit mit vergleichbarer Methode gemessen worden sind und welche den Wandel des Sees im Laufe der letzten Jahrzehnte besonders gut charakterisieren.

Der Obersee wurde bereits seit 1936 monatlich untersucht, sofern es die meteorologischen Verhältnisse erlaubten. Bis 1975 wurden diese Untersuchungen vom kantonalen Labor Zürich an der tiefsten Stelle der beiden Becken von Bollingen (48 m) und Lachen (36 m) durchgeführt. Die gewonnenen Resultate und Erkenntnisse wurden zu einem grossen Teil publiziert ([19], [20], [25], [28]) und fanden praktische Verwendung bei der Auswahl der optimalen Fassungsstiefe für die Trinkwasserversorgung Lachen [27]. Umfangreiche Zuflussuntersuchungen fanden 1952/53 [26], 1959 [15] und 1975 [14] statt.

Bei den wichtigsten Parametern (Temperatur, Nitrat, Sauerstoff) wurden die verfügbaren Messwerte des kantonalen Labors (1950 bis 1972) in die Auswertungen miteinbezogen.

Für die Frachtberechnungen in Kap. 4.1 wurden Monatsabflüsse der Landeshydrologie-Messstelle „Linthkanal Weesen“ (LHG 2104 verwendet<sup>1</sup>. Vom Hauptzufluss (Linthkanal bei Schmerikon) sowie vom Abfluss in den Zürichsee (Seedamm) gibt es keine Abflussmessungen. Die Abflüsse an diesen Stellen wurden daher wie folgt berechnet:

Der Abfluss des Linthkanals bei der Mündung in den Obersee wurde mit dem in Weesen gemessenen gleich gesetzt. Diese Vereinfachung ist sicher zulässig, da alle Zuflüsse aus der Linthebene unterhalb der Kläranlage Bilten von den beiden Hintergräben (Alte Linth und Linth-Nebengraben) aufgenommen werden. Als grösserer Zufluss fliesst einzig der Rautibach (Einzugsgebiet 64 km<sup>2</sup>) zwischen Walen- und Obersee in den Linthkanal. Daneben entwässern

---

<sup>1</sup> Diese Daten werden von der Landeshydrologie und –geologie in den Hydrologischen Jahrbüchern als Tages- und Monatsmittel publiziert und sind auch über das Internet (<http://www.admin.ch/lhg/daten/d/index.htm>) zugänglich.



noch mehrere kleine Gräben aus der Glarner Linthebene zwischen Näfels und Bilten in den Linthkanal. Von diesen Bächen liegen zwar keine Messungen vor, der mittlere Abfluss dürfte aber weniger als  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  betragen.

Die Berechnung der aus dem Obersee in den Zürichsee abfliessenden Wassermenge erfolgte nach Angaben aus [7]. Dort wurde der Obersee-Abfluss auf ca. 1.6 mal den Abfluss der Linth bei Weesen berechnet. Die Differenz zwischen der Abflussmenge beim Seedamm und im Linthkanal (also 0.6 mal die Abflussmenge des Linthkanals) wird im Folgenden als "Summe der kleineren Zuflüsse" bezeichnet (vgl. Abb. 2 und 3).

Die Jahresfrachten verschiedener Wasserinhaltsstoffe wurden aus den jeweiligen Monatsabflüssen und den Werten der monatlichen Einzelproben berechnet.

Die Frachtberechnungen in Kap. 4.3 stützen sich auf periodische Messungen und sporadische Messkampagnen der Kantone St.Gallen und Schwyz<sup>2</sup>. Bei den Kampagnen im Kanton Schwyz ([3], [4]) wurden leider nur wenige Parameter erfasst, welche sich für eine Bilanzierung eignen: Gesamt-P, Gesamt-N und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC). Die meisten Messungen erfolgten zwischen Oktober und Dezember 1997, wobei auch sehr kleine Bäche mit erfasst wurden. Die Fliessgewässer des Kantons St. Gallen wurden über einen längeren Zeitraum im Abstand von jeweils einigen Monaten untersucht. Dabei wurde eine grössere Zahl von Parametern erfasst. Von den direkt in den Obersee entwässernden Kläranlagen (Uznach, Rapperswil-Jona und Lachen) liegen dagegen umfangreiche Daten vor, so dass die Fracht des gereinigten Abwassers recht genau wiedergegeben werden kann.

Die Aussagen über die fischereiliche Entwicklung des Obersees stützen sich vollumfänglich auf die Angaben in den jährlichen Fangstatistiken, die von den kantonalen Fischereibehörden zusammengestellt werden<sup>3</sup>. Darin sind alle Angaben der Berufs- und Sportfischer der beiden Kantone Schwyz und St. Gallen enthalten. Von den rund  $20 \text{ km}^2$  Seefläche gehört etwas mehr als die Hälfte dem Kanton Schwyz, der Rest dem Kanton St. Gallen.

---

<sup>2</sup> Für die Bereitstellung der Fliessgewässer- und Kläranlagendaten möchten wir Herrn G. Streiff vom AfU Schwyz, sowie Frau M. Blaser und Herrn A. Herold vom AfU St. Gallen herzlich danken.

<sup>3</sup> Die jährlichen Fangstatistiken wurden uns freundlicherweise von der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich zur Verfügung gestellt.

## 4 Resultate

### 4.1 Stickstoff- und Phosphorfracht im Linthkanal und beim Seedamm

Beim Nitratstickstoff sind die zu- und abfliessenden Frachten seit Mitte der Achtziger Jahre nicht mehr weiter angestiegen (Abb. 2). Im Durchschnitt der letzten 15 Jahre erreichten den Obersee via Linthkanal 940 Tonnen Stickstoff, und 1770 Tonnen wurden in den unteren Zürichsee weitergeleitet. Die Werte schwanken jedoch von Jahr zu Jahr beträchtlich. In Jahren mit viel Abfluss sind die Stickstofffrachten deutlich höher als in "trockenen" Jahren. Es fällt auf, dass diese Unterschiede vor allem bei der Summe der kleinen Zuflüsse (vgl. Kap. 0, S. 7) deutlich sichtbar sind. Diese führen dem See oft gleichviel Stickstoff zu wie der Linthkanal, obwohl sie nur 38% des Wassers liefern. Im See selbst geht ein Teil des eingetragenen Stickstoffs durch Sedimentation und Denitrifikation verloren [16], so dass die tatsächlich durch die kleinen Zuflüsse zugeführte Menge noch grösser sein dürfte (vgl. Kap. 4.2 und 4.3).

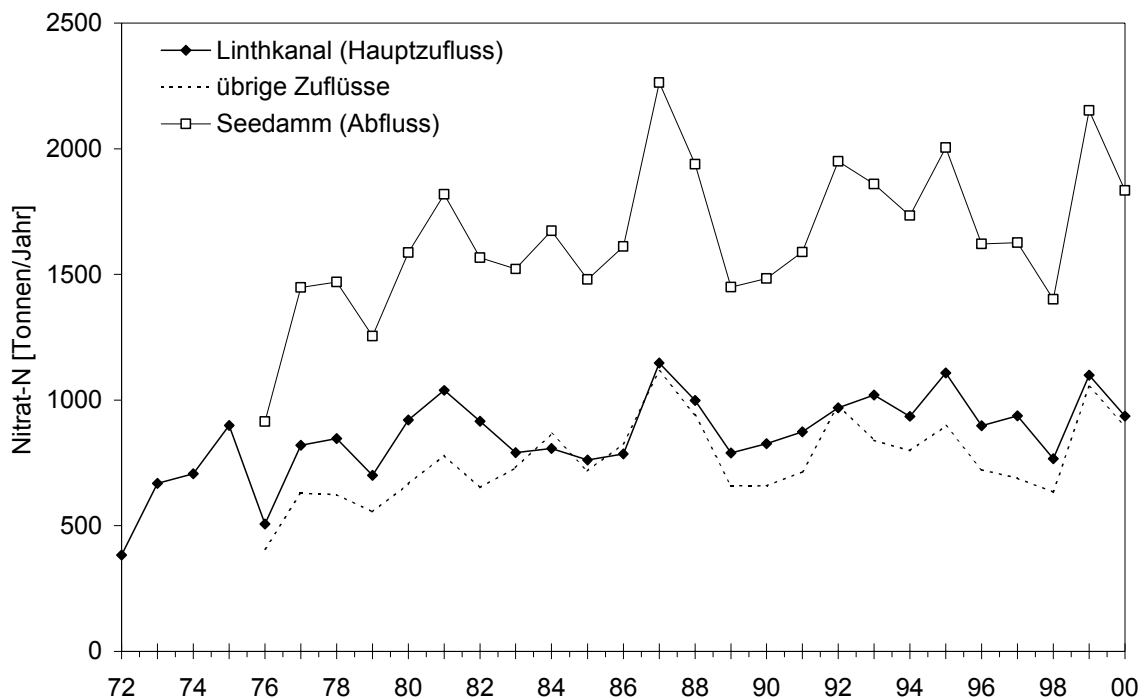


Abb. 2: Zufuhr von Nitratstickstoff über den Linthkanal und Export in den unteren Zürichsee.

Die dem Obersee via Linthkanal zugeführte Phosphorfracht hat bis Ende der Achtziger Jahre markant abgenommen, von ca. 50 Tonnen auf 15 Tonnen pro Jahr (Abb. 3). Seither zeichnet sich allerdings wieder eine geringfügige Zunahme ab: 1999 und 2000 gelangten je 20 Tonnen Phosphor über den Linthkanal in den See. Die aus dem Obersee exportierte Menge weist von Jahr zu Jahr erheblich grössere Schwankungen auf, konnte jedoch gegenüber den Siebziger Jahren um rund die Hälfte reduziert werden. Die Fracht der übrigen Zuflüsse liegt seit Ende der Achtziger Jahre – mit Ausnahme der letzten beiden Jahre – in der gleichen Grössenordnung

wie die Fracht des Linthkanals. Wie beim Stickstoff dürfte auch beim Phosphor die tatsächliche Fracht der Zuflüsse noch etwas höher liegen, da eine (nicht bekannte) Menge an Phosphor im Seesediment verbleibt.

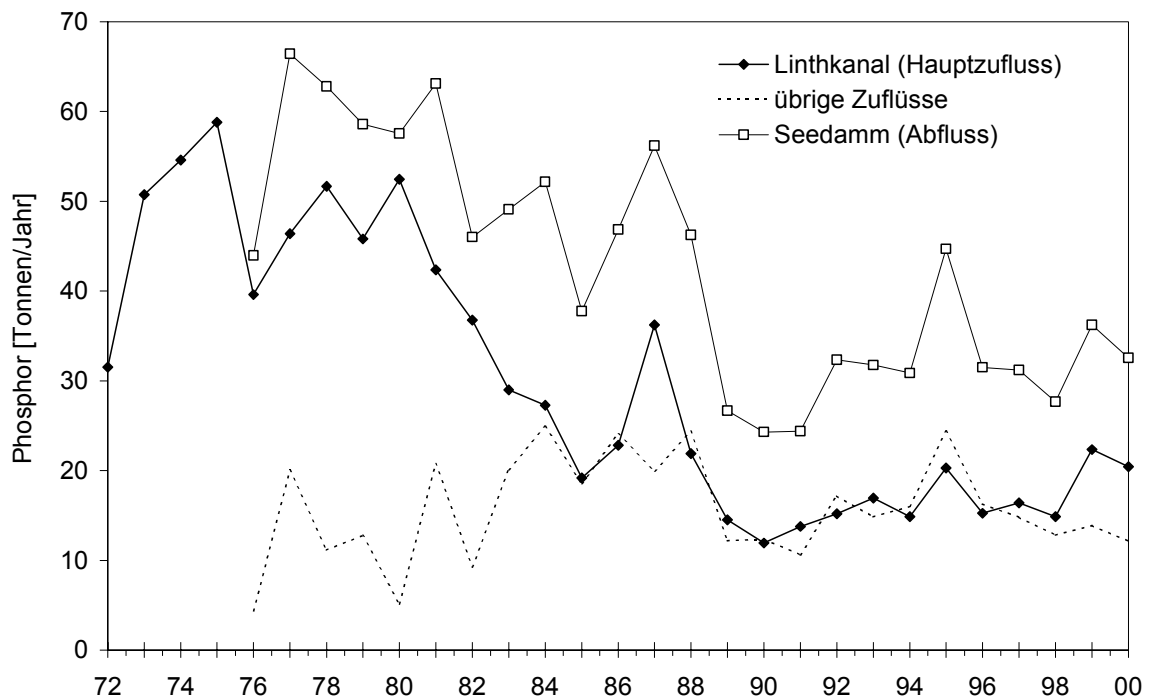


Abb. 3: Zufuhr von Phosphor über den Linthkanal und Export in den unteren Zürichsee. Für die Frachtberechnung wurden die Gesamt-Phosphor-Werte verwendet (P total unfiltriert).

## 4.2 Frachten weiterer Stoffe

Chlorid stammt ebenso wie Phosphor und Stickstoff vorwiegend aus Dünger und häuslichen Abwässern. Im Gegensatz zu den Pflanzennährstoffen ist die Konzentration von Chlorid im See keinerlei Veränderungen unterworfen und ist daher einfacher zu bilanzieren. Demnach stammen fast zwei Drittel der Belastung des Obersees aus den kleineren Zuflüssen und nur rund ein Drittel aus dem Linthkanal (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Anteile des Linthkanals und der kleineren Zuflüsse an der Zufuhr von Wasser und verschiedenen Stoffen zum Obersee.

Parameter	Abfluss	Chlorid	Phosphor	Stickstoff	Silikat	Sulfat
Anteil Linthkanal (%)	62.5	37.1	53.0	53.1	67.0	73.9
Anteil kleine Zuflüsse (%)	37.5	<b>62.9</b>	<b>47.0</b>	<b>46.9</b>	33.0	26.1

Sowohl im Linthkanal wie auch beim Seedamm besteht zwischen der Chloridkonzentration und den Nährstoffen Phosphor und Stickstoff ein statistisch signifikanter Zusammenhang (Abb. 4). Das bedeutet, dass Chlorid proportional zu Phosphor und Stickstoff ein- bzw. ausgetragen wird.

Falls der gleiche Zusammenhang auch für die kleineren Zuflüsse gilt, beläuft sich deren Beitrag in den letzten 10 Jahren auf durchschnittlich 23 Tonnen Phosphor und 1250 Tonnen Stickstoff pro Jahr, also rund 50 Prozent mehr als aus der Differenzberechnung (Seedamm minus Linthkanal) hervorgeht.

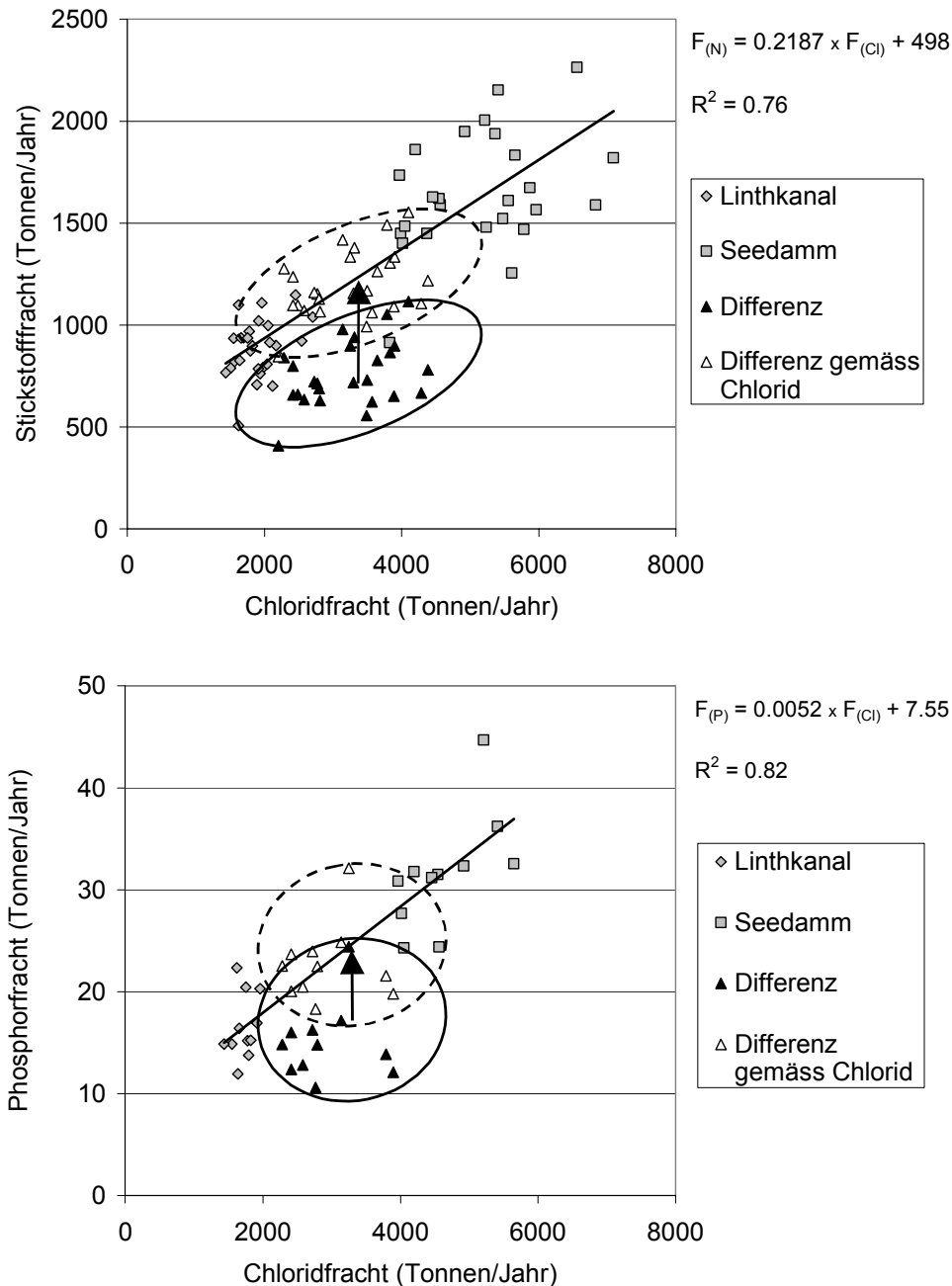


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Chlorid- und Stickstofffracht der Jahre 1976 bis 2000 und zwischen Chlorid- und Phosphorfracht der Jahre 1990 bis 2000 an den Messstellen Linthkanal und Seedamm, sowie der berechneten Differenzen (Fracht Seedamm minus Fracht Linthkanal). Um den gleichen Zusammenhang für die übrigen Zuflüsse zu erhalten, müssen deren Stickstoff- und Phosphorfrachten je um rund 50 % erhöht werden (Pfeil).

Umgekehrt sieht die Bilanz bei den gesteinsbürtigen Parametern Sulfat und Silikat aus: Zwei Drittel dieser Stoffe stammen aus dem Linthkanal, beim Sulfat sogar drei Viertel. Letzteres ist

darauf zurückzuführen, dass die Gesteine in einem Teil des Walensee-Einzugsgebiets (Seez) wesentlich sulfathaltiger sind als diejenigen im engeren Einzugsgebiet des Obersees.

#### 4.3 Frachten kleinerer Zuflüsse und Kläranlagen (Messungen der Kantone SG und SZ)

Obwohl zum Teil nur wenige Stichproben erhoben wurden und der Abfluss zum Zeitpunkt der Messung grösstenteils geschätzt wurde, ergibt die Berechnung ein plausibles Resultat (Tab. 4). Die Abweichung zwischen der Wassermenge als Summe der einzelnen kleinen Zuflüsse ( $29.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und der 0.6 fachen Abflussmenge des Linthkanals bei Weesen ( $31.9 \text{ m}^3/\text{s}$ ) beträgt im Jahresdurchschnitt weniger als 8 %.

Tab. 4: Wasser- und Stofffrachten, die dem Obersee aus Kläranlagen und kleineren Zuflüssen zugeführt werden, geordnet nach Phosphorfracht. Zum Vergleich sind noch die Daten der ARA Bilten angefügt<sup>4</sup>.

Niederschlagsfrachten aus [23] (Annahmen: Niederschlagssumme:  $1.4 \text{ m y}^{-1}$ , Seefläche:  $20 \text{ km}^2$ , spez. Stickstoff- und Phosphorfracht gleich wie Zürichsee:  $19.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ,  $0.52 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )  
k.A. = keine Angaben vorhanden

Frachten	$\text{m}^3/\text{s}$	Tonnen pro Jahr			Messperiode	Anzahl Messungen
	Q	DOC	Ntot	Ptot		
Alte Linth SZ	2.88	393	293	4.8	Okt-Dez 97+ Mar-Dez 99	14
Etzelwerk-Sihlsee SZ	10.5	892	150	4.3	Okt-Dez 97	5
Wägitaler Aa SZ	10.5	595	170	4.3	Okt-Dez 97	5
ARA Obersee SG	0.11	k.A.	55	1.2	Jan-Dez 00	366
Niederschlag auf Seeoberfläche	0.89	k.A.	39	1.0	FAL-Studie 2000	
ARA Lachen SZ	k.A.	k.A.	61	0.9	1999+2000	16
ARA Jona-Rapperswil SG	0.19	k.A.	78	0.9	Jan-Dez 00	106
Aabach SG	0.80	57	50	0.8	Jun 88-Nov 99	35
ARA Eschenbach SG	0.04	k.A.	16	0.6	Jan-Dez 00	91
Mühlebach SZ	1.90	106	40	0.5	Okt-Dez 97	5
Jona SG	0.30	29	35	0.4	Feb 92-Nov 99	29
übrige Bäche SZ	0.30	18	18	0.4	Okt-Dez 97	5
Steinenbach SG	0.67	45	17	0.4	Jul 91-Nov 99	32
Wagenbach SG	0.13	11	19	0.2	Feb 87-Nov 99	35
Linth-Nebengraben SG	0.31	34	16	0.2	Jul 91-Nov 99	31
ARA Bilten (im Linthkanal enthalten)	0.25	57	58	5.0	2000	52
<b>Summe (ohne ARA Bilten)</b>	<b>29.5</b>	<b>2177</b>	<b>1055</b>	<b>21</b>		
Vergleich:						
<b>Differenz Abfluss - Zufluss</b>	<b>31.9</b>	<b>2138</b>	<b>808</b>	<b>15</b>	Mittelwert 1990-2000	
<b>Korrelation mit Chlorid</b>	<b>k.A.</b>	<b>k.A.</b>	<b>1129</b>	<b>23</b>	Mittelwert 1990-2000	

<sup>4</sup> gemäss Mitteilung AfU Glarus (J. Marti)

Die meisten Beprobungen der Fliessgewässer wurden bei Trockenwetter vorgenommen. Die bei Regenwetter auftretenden Entlastungen der Kanalisationsnetze, sowie Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen stellen daher eine unbekannte, zusätzliche stoffliche Belastung für den See dar. So gelangt über Mischwassereinleitungen beispielsweise mehr Phosphor in den Zürichsee als aus den Abläufen der Kläranlagen [23]. Eine (für die Frachtberechnung nicht verwendete) Probenentnahme in der alten Linth (SZ) während Hochwasser ergab eine Phosphor-Tagesfracht von 17 % der Jahresfracht [4]. Die Stickstofffracht wird dagegen nur in einem geringen Mass von den Entlastungen der Kanalisationsnetze beeinflusst, da in den Kläranlagen in der Regel ohnehin keine Stickstoffelimination stattfindet (Ausnahme: ARA Bilten mit Denitrifikationsanlage, vgl. Tab. 4).

Die aufgrund der Zuflussmessungen in den Obersee gelangende Phosphor- und Stickstoffmenge (21 bzw. 1055 Tonnen pro Jahr) ist nur geringfügig niedriger als die anhand der Chloridwerte hochgerechnete Menge (23 bzw. 1250 Tonnen pro Jahr). Die in Kap. 4.2 vorgestellte „Chlorid-Methode“ scheint daher ein taugliches Mittel zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstofffracht zu sein.

Unbekannt - doch für den See nicht unbedeutend - ist allerdings auch, welcher Anteil des bei Regenwetter in den See eingeschwemmten Phosphors tatsächlich in löslicher Form als Nährstoff zur Verfügung steht, bzw. welcher Anteil partikelgebunden ist und direkt ins Sediment eingelagert wird.

#### **4.4 Schichtungsverhalten und Wasseraustausch im Obersee**

Der Obersee ist ein vergleichsweise schnell durchflossener See. Die theoretische Füllzeit von 59 Tagen (vgl. Abb. 1) gibt jedoch die tatsächlichen Verhältnisse nur unvollständig wieder. Je nach Zuflussvolumen und Schichtungsverhältnissen schwankt die Wassererneuerungszeit für die durchflossene Schicht zwischen 23 Tagen (Juni) und über 100 Tagen (Dezember bis Februar). Während der Zirkulationszeit (Dezember bis März) wird somit das gesamte Wasser des Obersees gut einmal ausgetauscht. Von April bis November findet der Austausch nur in den oberen 20m statt: In diesen 8 Monaten wird das Oberflächenwasser rund 7 mal erneuert (vgl. Tab. 5).

Aufgrund seiner geringen Tiefe zirkuliert der Obersee jeden Winter vollständig. Meist ist dies bereits im Dezember der Fall, sicher aber im Januar. In sehr kalten Wintern kann eine inverse Schichtung entstehen und windgeschützte Buchten können dann zufrieren. Der Linthkanal als grösster Zufluss ist von Januar bis März meist um mehr als 1 Grad C wärmer als die Oberfläche des Obersees. Da im Lachener Becken keine Einschichtung dieses Wassers mehr beobachtet werden kann, muss angenommen werden, dass es sich an dieser Stelle bereits eingemischt hat.

Tab. 5: Wasseraustausch im Obersee aufgrund der durchschnittlichen Monatsabflüsse 1976-2000. Die fettgedruckten Zahlen sind infolge der Schichtungsverhältnisse für den jeweiligen Monat am wahrscheinlichsten.

	Abfluss beim Seedamm (m <sup>3</sup> /s)	Austauschfaktor 0-20m - Schicht:	Austauschfaktor ganzer See
Jan	43.8	0.37	<b>0.27</b>
Feb	47.9	0.37	<b>0.27</b>
Mrz	57.2	0.49	<b>0.35</b>
Apr	81.4	<b>0.67</b>	0.48
Mai	138.7	<b>1.18</b>	0.85
Jun	157.9	<b>1.30</b>	0.93
Jul	135.8	<b>1.16</b>	0.83
Aug	100.8	<b>0.86</b>	0.61
Sep	89.5	<b>0.74</b>	0.53
Okt	66.6	<b>0.57</b>	0.41
Nov	54.4	<b>0.45</b>	0.32
Dez	50.3	0.43	<b>0.31</b>

Ab April bildet sich jeweils eine Temperaturschichtung aus, zwar ohne eigentliche Sprungschicht, wie dies im unteren Zürichsee der Fall ist, aber doch stabil genug, um eine Unterscheidung von Oberflächenwasser und Tiefenwasser zu erlauben (vgl. Abb. 5). Die Grenze liegt zwischen April und September zwischen 10 und 20 m und ist in erster Linie abhängig von der Abflussmenge des Linthkanals und der Wägitaler Aa. Bei sehr niedrigem Abfluss bildet sich eine klar erkennbare Sprungschicht oberhalb von 10 m Tiefe aus, während bei sehr hohem Abfluss sogar Wasser im Tiefenbereich unter 20 m ausgetauscht werden kann. Die Bedeutung der Zuflussmenge für die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse im Obersee wurde bereits 1983 von Örn und Thomas [19] hervorgehoben.

Das Wasservolumen zwischen 20 m Tiefe und dem Grund, das sogenannte Tiefenwasser, ist im November noch grösstenteils dasselbe wie im April, d.h. es wird während rund 8 Monaten nicht ausgetauscht. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die im Tiefenwasser beobachtete jahreszeitliche Veränderung des Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffgehalts.

Das Volumenverhältnis zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser beträgt im Lachener Becken 4 : 1, im Bollinger Becken 1.7 : 1 und im gesamten Obersee 2.5 : 1 (Tab. 6). Zum Vergleich: Im unteren Zürichsee ist das Tiefenwasservolumen rund doppelt so gross wie das Oberflächenwasservolumen. Die geringe Mächtigkeit der Tiefenwasserschicht hat bedeutende Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der betroffenen Gewässerbereiche (vgl. Abb. 9).

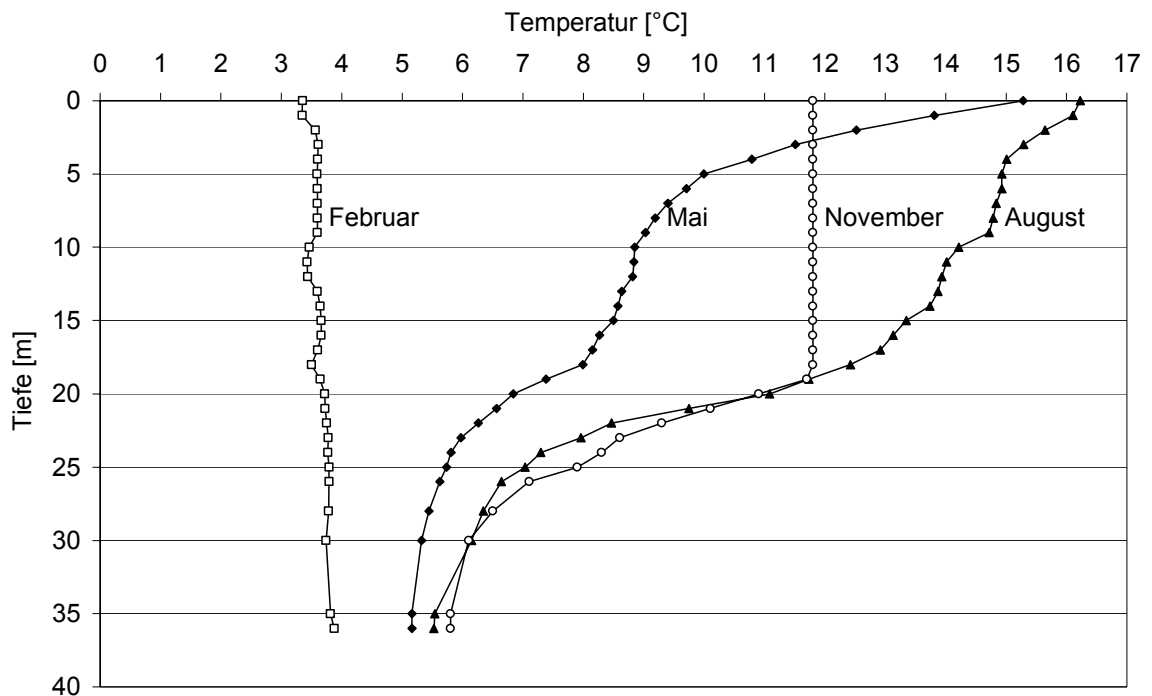


Abb. 5: Jahreszeitliche Veränderung der Temperaturschichtung im Obersee. Die Temperaturprofile stammen aus dem Jahr 2000, einem Jahr mit überdurchschnittlich viel Abfluss im Frühling und Sommer.

Tab. 6: Volumina und prozentuale Anteile verschiedener Tiefenbereiche des Obersees für die beiden Becken Lachen und Bollingen. (Gesamter Obersee = Summe der beiden Becken.) Die Daten entstammen der Zürichsee-Vermessung des Ingenieurbüros Dr. R. Schlund (1972-74)

Tiefenbereich	Volumen in Mio. m <sup>3</sup>		Anteil am Gesamtvolumen in Prozent	
	Lachen	Bollingen	Lachen	Bollingen
0 - 5m	61	43	28	20
5 - 10m	50	36	23	16
10 - 15m	38	32	17	15
15 - 20m	27	28	12	13
20 - 30m	34	43	16	19
30m - Grund	10	38	4	17
<b>Total</b>	<b>220</b>	<b>219</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
<b>Oberflächenwasser (0-20m)</b>	<b>175</b>	<b>139</b>	<b>80</b>	<b>63</b>
<b>Tiefenwasser (20-Grund)</b>	<b>44</b>	<b>80</b>	<b>20</b>	<b>37</b>

#### 4.5 Sauerstoff und Sauerstoffverbrauch im See

Die ersten Sauerstoffmessungen im Obersee wurden im Herbst 1910 von Kunz [13] vorgenommen, aber erst von Minder [17] im Hinblick auf den Minimalgehalt im Tiefenwasser hin interpretiert. In 30 m Tiefe (Lachener Becken) wurden am 10. Sept. 1910 7.5 mg/l Sauerstoff



(O<sub>2</sub>) gemessen<sup>5</sup> – weit mehr als jemals seither im Monat September. Bereits 1939 kamen Wasser & Blöchliger [33] aufgrund ihrer zwei Jahre dauernden Messungen (1937-38) jedoch zum Schluss, dass "dem Wasser im Obersee nicht die Reinheit zukommt, die man a priori von ihm erwartet hätte." In den ersten Jahren mit monatlichen Messungen durch das kantonale Laboratorium (1936 bis 1946) lagen die minimalen O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Tiefenwasser allerdings noch höher und der Verbrauch während der Schichtungsperiode war geringer als in allen darauffolgenden Jahren [27]. Ob die plötzliche Verschlechterung des Seezustandes durch die Melioration und die intensivere landwirtschaftliche Nutzung der Linthebene mit verursacht wurde, oder ob allein die in zunehmendem Masse in den See eingeleiteten Abwässer die Situation beeinflussten, darüber waren sich damals die Gewässerschutzfachleute ([12], [26]) nicht einig.

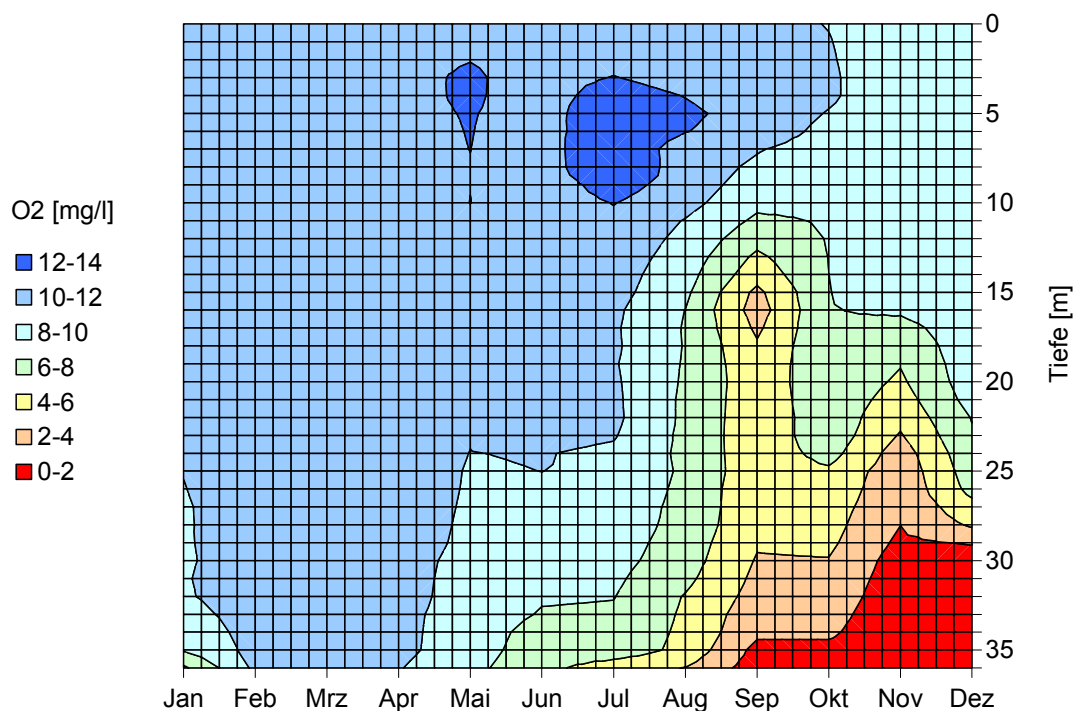


Abb. 6: Isoplethen der O<sub>2</sub>-Konzentration im Lachener Becken im Jahr 2001. Daten aus monatlichen Sondenmessungen in 1 m-Stufen.

Auch heute noch fällt der O<sub>2</sub>-Gehalt im tiefsten Bereich des Lachener Beckens (unterhalb von 30m Tiefe) jeden Herbst unter 4 mg/l, was zur Folge hat, dass Fische sich in diesem Bereich nicht mehr aufhalten können. Durchschnittlich in jedem zweiten Jahr reicht die sauerstoffarme Zone sogar bis auf 20 m hinauf. Die Anforderungen des Gewässerschutzgesetzes werden in diesem Punkt nicht erfüllt. Zur Veranschaulichung des Ausmasses der Sauerstoffarmut im Lachener Becken sind in Abb. 6 alle Messungen des Jahres 2001 dargestellt.

<sup>5</sup> Das Jahr 1910 ist allerdings als Hochwasserjahr in die Klimageschichte eingegangen, so dass der hohe Sauerstoffgehalt in grosser Tiefe auch durch die aussergewöhnlich hohe Durchströmung zustande gekommen sein könnte.

Im Gegensatz zum unteren Zürichsee, dessen Tiefenwasser nur alle paar Jahre mit der Oberfläche in Kontakt kommt, wird das Tiefenwasser des Obersees jeden Winter ausreichend mit frischem Sauerstoff versorgt. Die Phase der Sauerstoffanreicherung dauert in der Regel von Dezember bis zum Beginn der nächsten Schichtung (März). Am Ende dieser Zirkulationsperiode ist das Tiefenwasser zu rund 90 % mit Sauerstoff gesättigt. Während der Schichtungsperiode werden von diesem Sauerstoffvorrat durch Abbauprozesse mehr als drei Viertel aufgebraucht (Abb. 7).

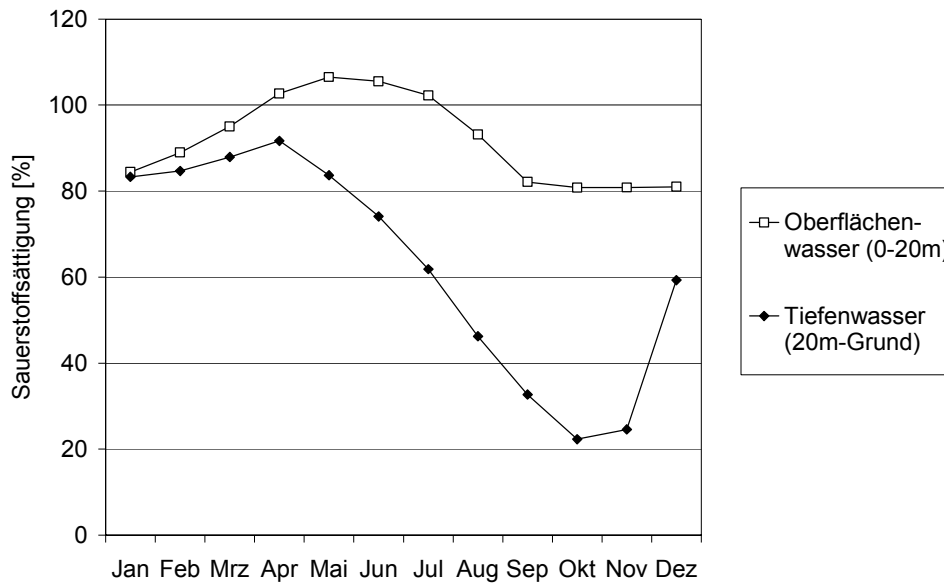


Abb. 7: Jahresgang der O<sub>2</sub>-Sättigung im Oberflächenwasser (0-20m Tiefe) und im Tiefenwasser (20m-Grund) des Lachener Beckens (Mittelwerte 1976-2000). Das Tiefenwasser wird nur während der Zirkulationsphase (Dez.-März) ausgetauscht.

Die Differenz des Sauerstoffinhalts im Tiefenwasser zu Beginn und am Ende einer Schichtungsperiode (die sogenannte O<sub>2</sub>-Zehrung, Abb. 8) kann als Mass für die Belastung mit biologisch abbaubaren organischen Substanzen verwendet werden. Das organische Material kann dabei entweder dem See von aussen zugeführt werden, etwa durch eingeleitete Abwässer, oder aber im See selbst durch das Phytoplankton gebildet werden. Da heute dem See praktisch keine ungereinigten Abwässer mehr zugeführt werden, muss die beobachtete O<sub>2</sub>-Zehrung von durchschnittlich 9.2 mg/l auf das Phytoplankton zurückzuführen sein (vgl. Kap. 5.1).

Die O<sub>2</sub>-Zehrung im Tiefenwasser weist seit Beginn der Neunziger Jahre eine leicht abnehmende Tendenz auf, ist jedoch noch deutlich grösser als in den Jahren 1936-46.

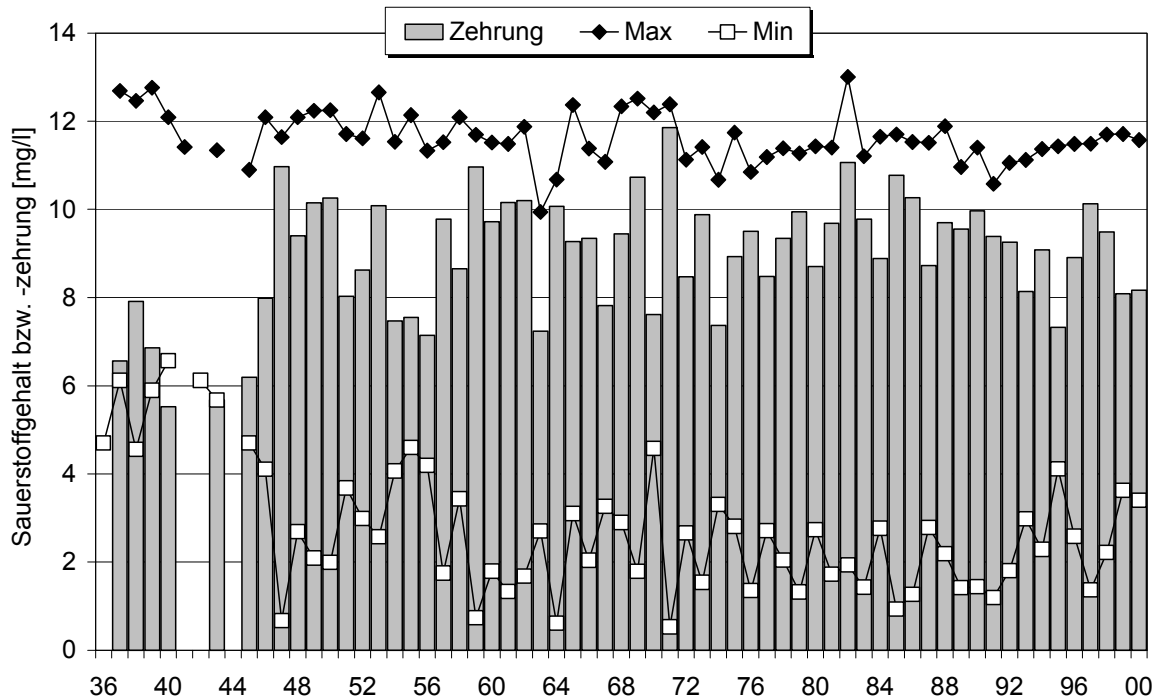


Abb. 8: Sauerstoffgehalt und -zehrung im Tiefenwasser (20m-Grund) des Obersees 1936 bis 2000.  
 Max: Mittlere Konzentration im Tiefenwasser am Ende der Zirkulationsperiode (März)  
 Min: Mittlere Konzentration im Tiefenwasser am Ende der Schichtungsperiode (November)  
 Zehrung: Max – Min. Die Zahlen für die Jahre 1936-49 und 1958 wurden von Thomas [27] übernommen.

Die während eines Jahres (1989/90) im Lachener und im Bollinger Becken durchgeführten Doppelmessungen zeigen, dass auch im 48m tiefen Bollinger Becken eine ähnlich grosse Sauerstoffzehrung auftritt und die Konzentration in Grundnähe im Herbst gegen Null strebt (Abb. 9). Infolge der grösseren Tiefe bleibt zwischen 20 und 30 Metern ein Bereich mit etwas höherer O<sub>2</sub>-Konzentration zurück als im Lachener Becken. Im untersuchten Jahr fielen die Werte aber auch hier für zwei Monate (Oktober-November) unter 4 mg/l.

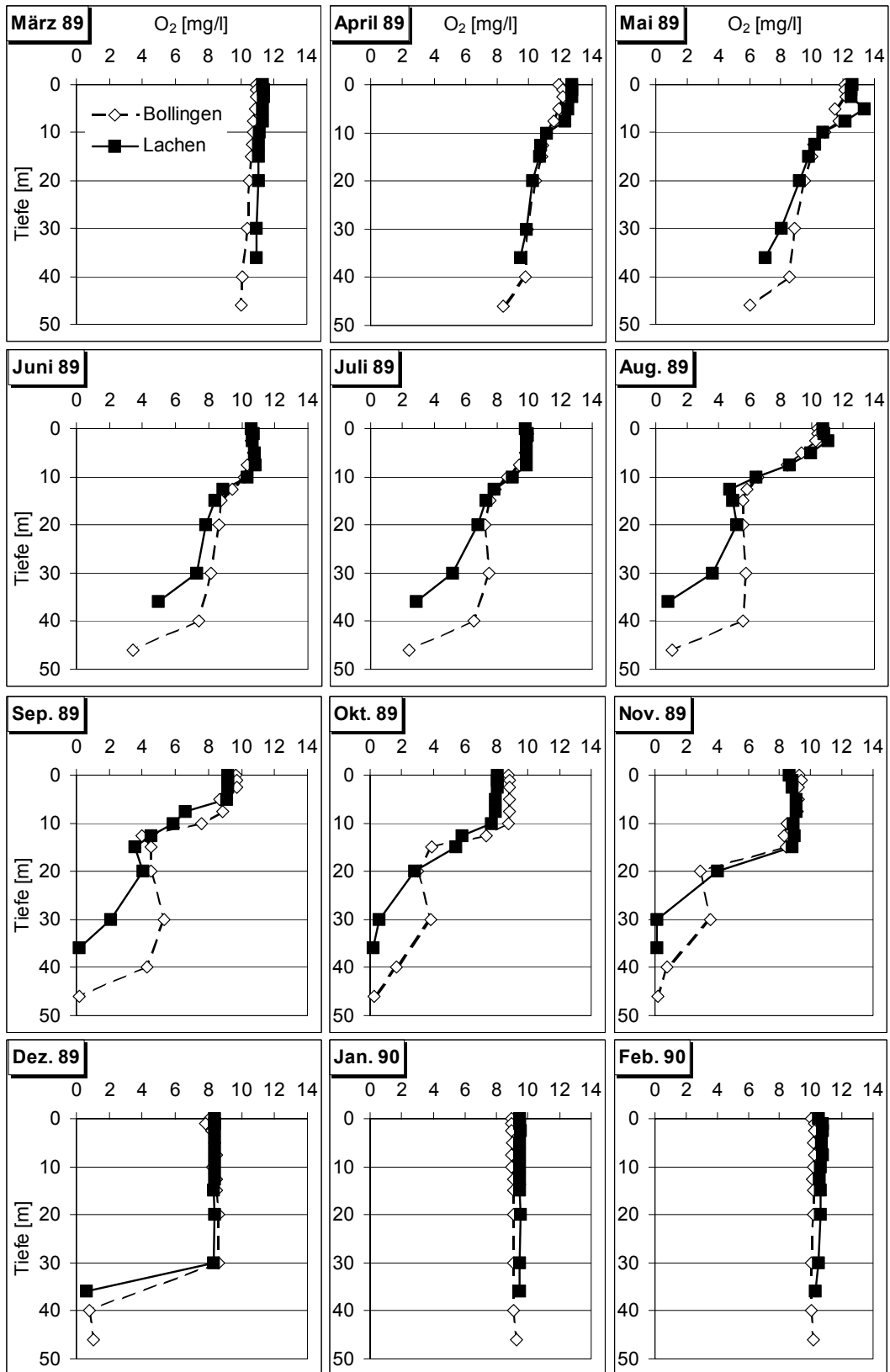


Abb. 9: Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentration an den Untersuchungsstellen Lachen und Bollingen während eines Jahres (1989/90). Beide Messungen fanden jeweils am gleichen Tag statt.

Eine erfreuliche Entwicklung zeigt sich auch beim O<sub>2</sub>-Gehalt des Oberflächenwassers (Abb. 10): Die in den Sechziger und Siebziger Jahren häufig vorkommenden Übersättigungen der obersten Wasserschicht sind seither stark zurückgegangen. Der Jahresmittelwert nähert sich bei abnehmender Amplitude dem optimalen Wert von 100 % Sättigung an.

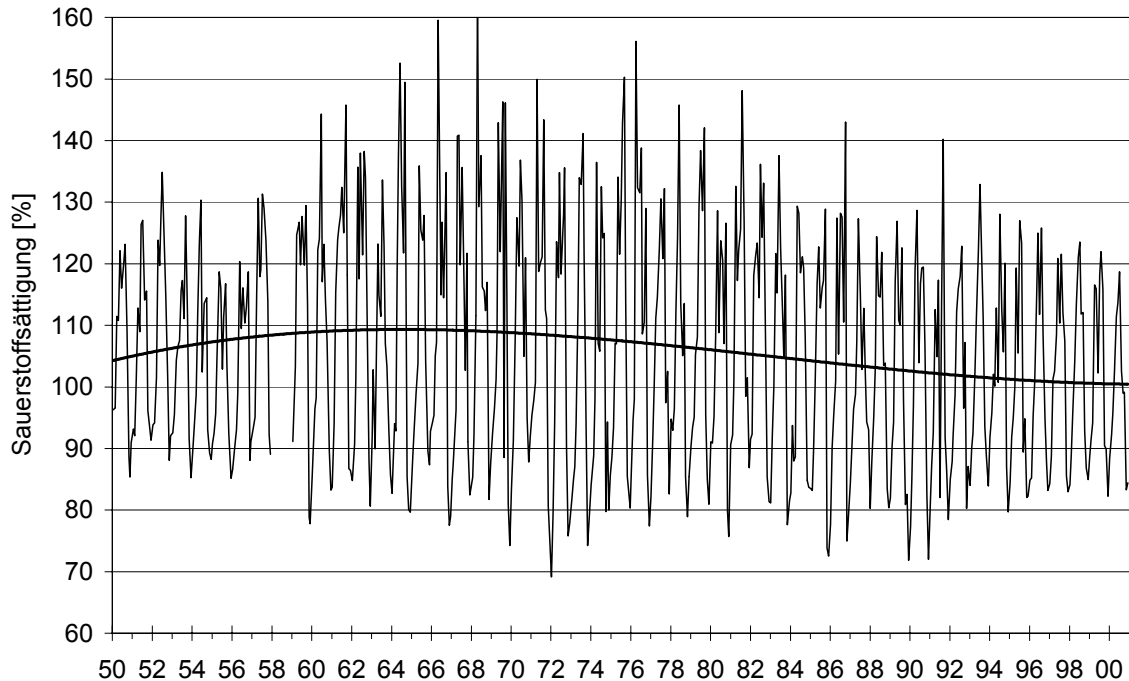


Abb. 10: Sauerstoffsättigung im Obersee in 0.3 m Tiefe, 1950 bis 2000 (mit Trendkurve).

#### 4.6 Stickstoff im See

Der Hauptteil des anorganischen Stickstoffes liegt im See in Form von Nitrat vor (NO<sub>3</sub>-N). In Grundnähe kann bei niedrigem Sauerstoffgehalt auch Ammonium und Nitrit in signifikanten Mengen beobachtet werden. Organische N-Verbindungen wurden nicht untersucht, können aber in gelöster oder partikulärer Form (Plankton!) einen bedeutenden Teil des Gesamtstickstoffes im See ausmachen [11].

Die mittlere NO<sub>3</sub>-N-Konzentration im Obersee bewegte sich während der Fünfziger Jahre noch um 300 µg/l und stieg dann kontinuierlich an bis sie Anfang der Neunziger Jahre knapp 800 µg/l erreichte. Seither ist ein leichter Rückgang (auf 650 µg/l) zu beobachten, obwohl die Fracht der Zuflüsse nicht merklich abgenommen hat (Abb. 11).

Die grossen jahreszeitlichen Schwankungen im Oberflächenwasser sind nicht etwa eine Folge des Phytoplanktonwachstums im See, sondern sind bereits in der Linthmündung oberhalb des Walensees zu beobachten. Sie entstehen durch die saisonalen Schwankungen der Abflussmenge: Bei geringer Abflussmenge (Winter) ist die Konzentration am höchsten, während der Schneeschmelze am niedrigsten.

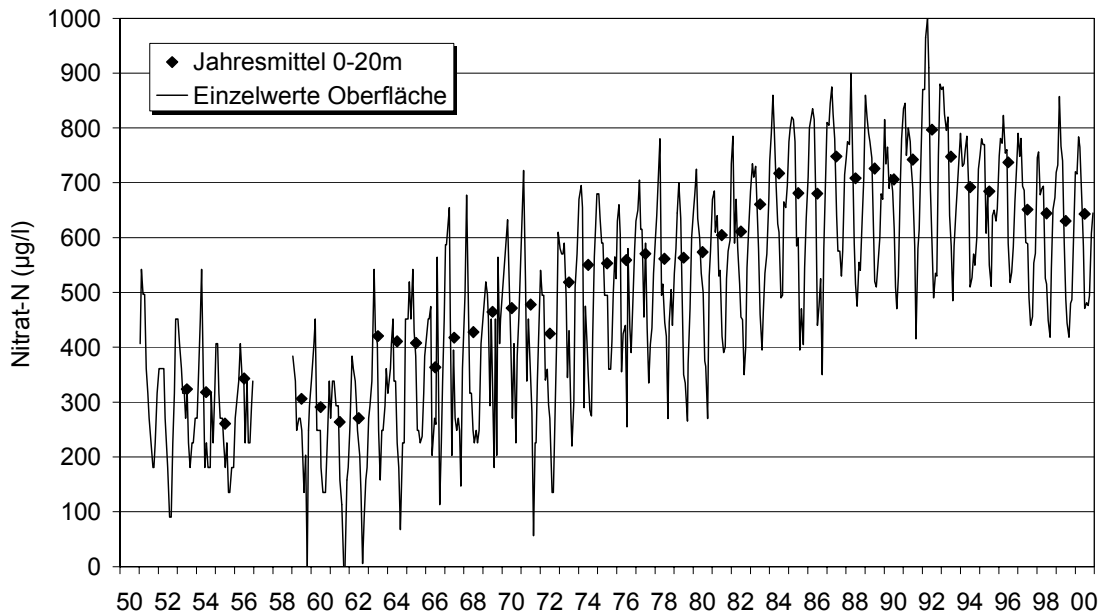


Abb. 11: Nitrat-Stickstoff im Obersee 1950 bis 2000: Konzentration an der Oberfläche, mit saisonalen Schwankungen, sowie Jahresmittelwert in den obersten 20 m.

Im Linthkanal zwischen Walensee und Obersee nimmt die N-Konzentration im Mittel um rund 50 µg/l zu, unabhängig von der Jahreszeit (Abb. 12). Den grössten Beitrag dazu leistet die Kläranlage Bilten, welche die Abwässer des ganzen Glarnerlandes reinigt<sup>6</sup>.

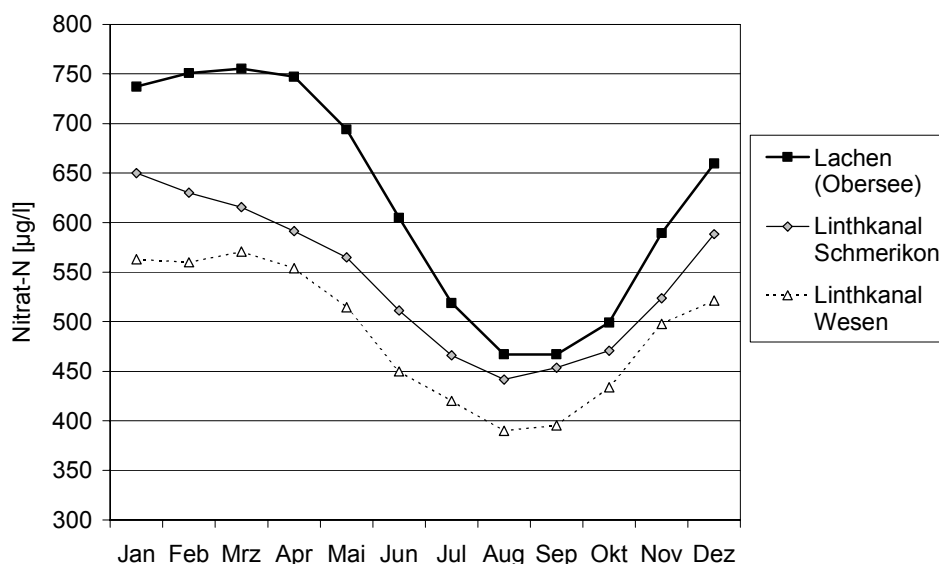


Abb. 12: Jahresgang der Nitratstickstoff-Konzentration an allen Messstellen von der Linthmündung bis zum Seedamm (Mittelwerte 1976-2000). Alle Proben stammen aus 0.3 m Tiefe.

<sup>6</sup> Die mittlere Stickstoffzunahme im Linthkanal zwischen Weesen und Schmerikon ging in der zweiten Hälfte der Neunzigerjahre fast um die Hälfte zurück, von 72 µg/l (1989-94) auf 37 µg/l (1995-2000). Die wahrscheinlichste Erklärung für dieses Phänomen ist die Einführung einer Denitrifikationsstufe in der Kläranlage Bilten.

Im Obersee selbst ist zwischen Linthkanal und Seedamm eine Zunahme der N-Konzentration zu beobachten: Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration ist an der Stelle Lachen ganzjährig höher als im Linthkanal. Mit anderen Worten: Das Phytoplankton, das sich im See bildet, entzieht dem Oberflächenwasser weniger Nitrat, als durch die Zuflüsse nachgeliefert wird. Die Stickstoffzunahme im See ist im Winter/Frühling weit grösser als im Sommer/Herbst. Die starke Zunahme der N-Konzentration im Frühling ist vermutlich auf die Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden zurückzuführen.

Ein Teil des Stickstoffes, der vom Phytoplankton aufgenommen wird, gelangt mit dem sedimentierenden Plankton auf den Seegrund. Dort werden die abgestorbenen Organismen von Bakterien zersetzt, wobei der grösste Teil des Stickstoffs wieder freigesetzt werden dürfte [16]. Daher findet man bereits ab Februar im Tiefenwasser eine Zunahme der N-Konzentration (Abb. 13). Ein Teil des anfallenden Stickstoffes wird später von Bakterien in Luftstickstoff ( $\text{N}_2$ ) umgewandelt (denitrifiziert) und so dem See wieder entzogen. Dieser Prozess kann nur in Abwesenheit von Sauerstoff ablaufen und beschränkt sich daher auf die tiefste Zone des Lachener Beckens. Die N-Konzentration im Tiefenwasser (20 m - Grund) nimmt dadurch zwischen März und November immerhin um durchschnittlich  $140 \mu\text{g/l}$  ab, so dass fast der gesamte sedimentierte Stickstoff aus dem See eliminiert wird. Der Unterschied zwischen dem N-Gehalt des Oberflächenwassers und des Tiefenwassers gerade vor Beginn der Zirkulation (November) ist gering, verglichen mit der Situation beim Phosphor (vgl. Abb. 16).

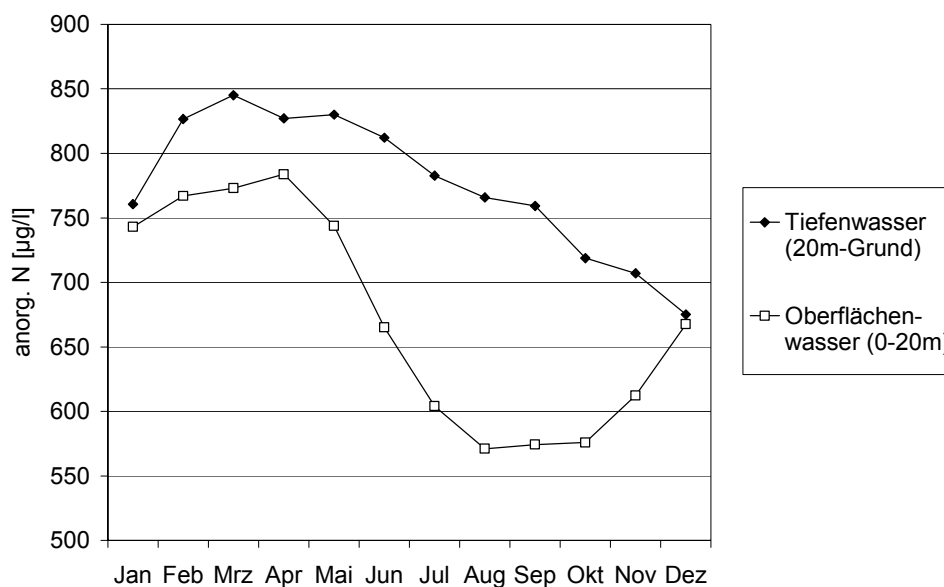


Abb. 13: Jahrgang der Stickstoff-Konzentration im Oberflächenwasser (0-20m Tiefe) und im Tiefenwasser (20m-Grund) des Lachener Beckens (Mittelwerte 1976-2000). Da bei niedriger Sauerstoffkonzentration ein Teil des Nitrats in Nitrit und Ammonium umgewandelt wird, wurden diese Komponenten hier summiert und als anorganischer Stickstoff bezeichnet.

## 4.7 Phosphor im See

Phosphor kann im See in verschiedenen Formen vorliegen, die laufend ineinander umgewandelt werden. Als Nährstoff für das Phytoplankton ist in erster Linie der Phosphat-Phosphor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) relevant, während für einen Vergleich der Phosphorwerte verschiedener Seen oder die Beschreibung der Langzeitentwicklung eines Sees besser der Gesamtphosphor (P) betrachtet wird.

Die P-Konzentration im Obersee hat von rund  $40 \mu\text{g/l}$  Anfang der Siebziger Jahre auf  $12 \mu\text{g/l}$  Ende der Neunziger Jahre abgenommen (Abb. 14). Beim  $\text{PO}_4\text{-P}$  verringerten sich die jährlichen Maximalwerte von  $30 \mu\text{g/l}$  auf  $5\text{-}10 \mu\text{g/l}$ . Während die P-Werte immer noch eine sinkende Tendenz aufweisen, schienen sich die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte in den letzten Jahren zu stabilisieren. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass beim  $\text{PO}_4\text{-P}$  die Messwerte heute meist unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze ( $4 \mu\text{g/l}$ ) liegen, wo die Messunsicherheit grösser ist als der zu erwartende Messwert.

Die Messwerte von 1950 bis 1971 konnten für die Auswertung nicht verwendet werden, da mit der damaligen Messmethode im Oberflächenwasser meist gar kein  $\text{PO}_4\text{-P}$  nachgewiesen werden konnte und der Gesamtphosphor nicht bestimmt wurde. Die Zahlen können jedoch dahingehend interpretiert werden, dass die höchsten P-Konzentrationen im Obersee nicht vor 1972 auftraten.

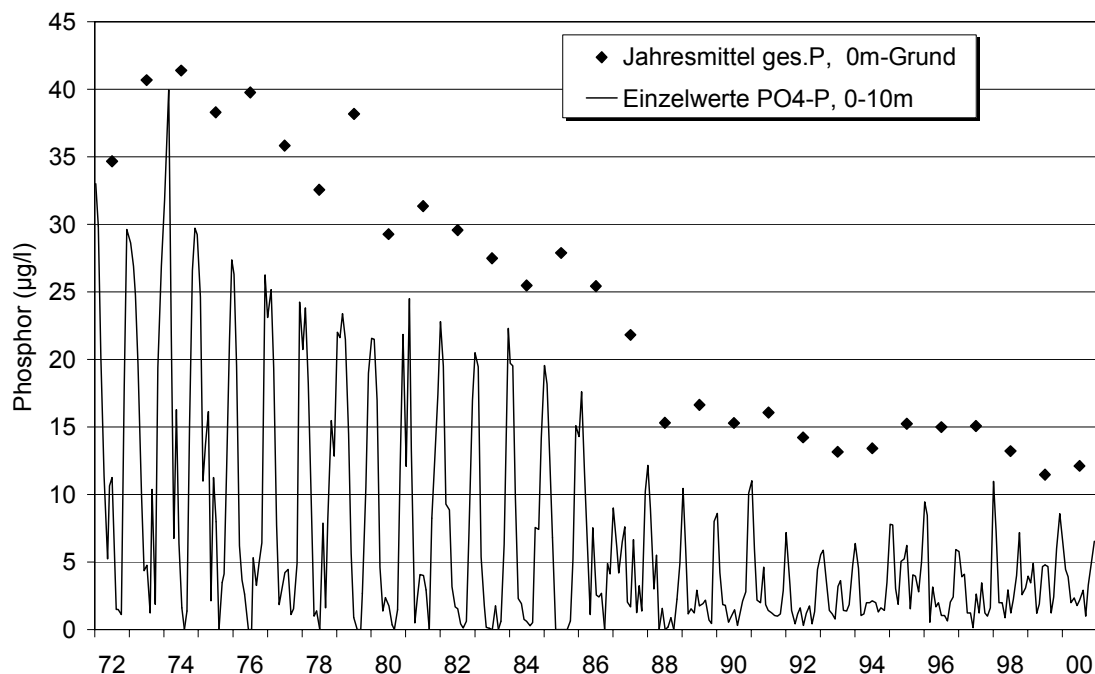


Abb. 14: Phosphat- und Gesamtphosphor im Obersee 1972 bis 2000: Konzentration  $\text{PO}_4\text{-P}$  im Oberflächenwasser (0-10m Tiefe, mit saisonalen Schwankungen) sowie Jahresmittelwert P über die ganze Tiefe (0m-Grund).

Im Gegensatz zum Nitrat werden die jahreszeitlichen Schwankungen beim Phosphat eindeutig durch das Phytoplanktonwachstum verstärkt. Zwar ist auch hier bereits in der Linthmündung ein



Jahresgang erkennbar, welcher im Walensee durch den Einfluss des Phytoplanktons noch stärker ausgeprägt wird. Im Linthkanal zwischen Weesen und Schmerikon erhöht sich die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration durchschnittlich nur um  $1 \mu\text{g/l}$  (Abb. 15). Der Jahresgang an der Stelle Lachen unterscheidet sich dann deutlich von demjenigen des Hauptzuflusses: Von Dezember bis Februar liegen die Werte in Lachen höher als im Linthkanal, während des restlichen Jahres dagegen tiefer. Dieser Befund deutet auf seeinterne Prozesse hin: Während der Wachstumsperiode nimmt das Plankton aus dem Oberflächenwasser mehr  $\text{PO}_4\text{-P}$  auf als nachgeliefert wird.

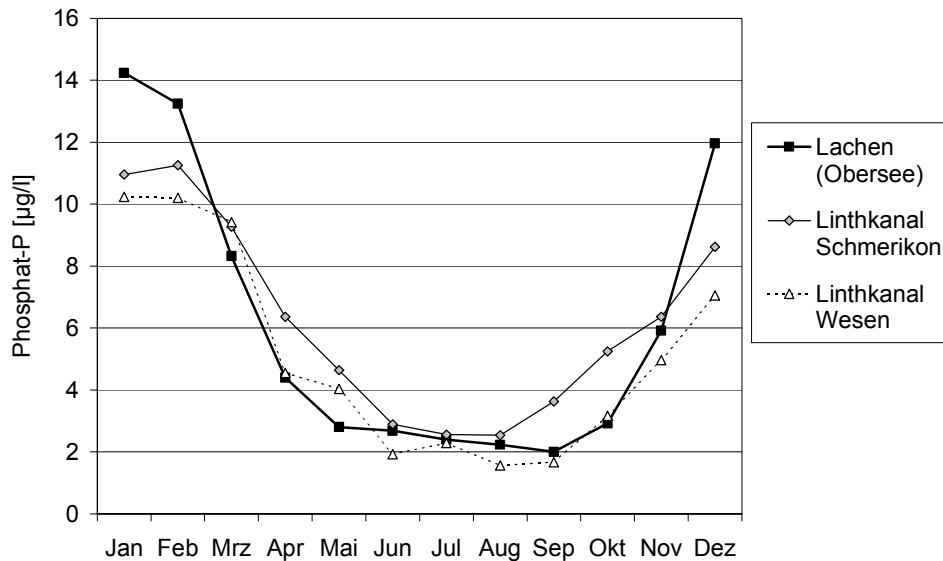


Abb. 15: Jahresgang der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration an allen Messstellen von der Linthmündung bis zum Seedamm (Mittelwerte 1976-2000). Alle Proben stammen aus 0.3 m Tiefe.

Ein Teil der Organismen sinkt ins Tiefenwasser ab, wo der Phosphor, je nach Sauerstoffgehalt im Sediment, entweder an Sedimentpartikel gebunden wird oder in Lösung geht. Je weniger Sauerstoff in Sedimentnähe vorhanden ist, desto mehr sedimentierter Phosphor wird rückgelöst. Das freigesetzte  $\text{PO}_4\text{-P}$  gelangt dann während der Zirkulationsperiode (Dezember – Januar) wieder ins Oberflächenwasser.

Dieser Vorgang wird anhand der Abb. 16 deutlich erkennbar: Im Tiefenwasser nimmt der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt von Mai bis November ständig (und von Monat zu Monat stärker) zu, bis die Zirkulation im Dezember ins Tiefenwasser vordringt und die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration dort verdünnt. Im Oberflächenwasser ist dadurch gleichzeitig ein starker Anstieg der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration zu beobachten, welcher auch in Abb. 15 auffällt.

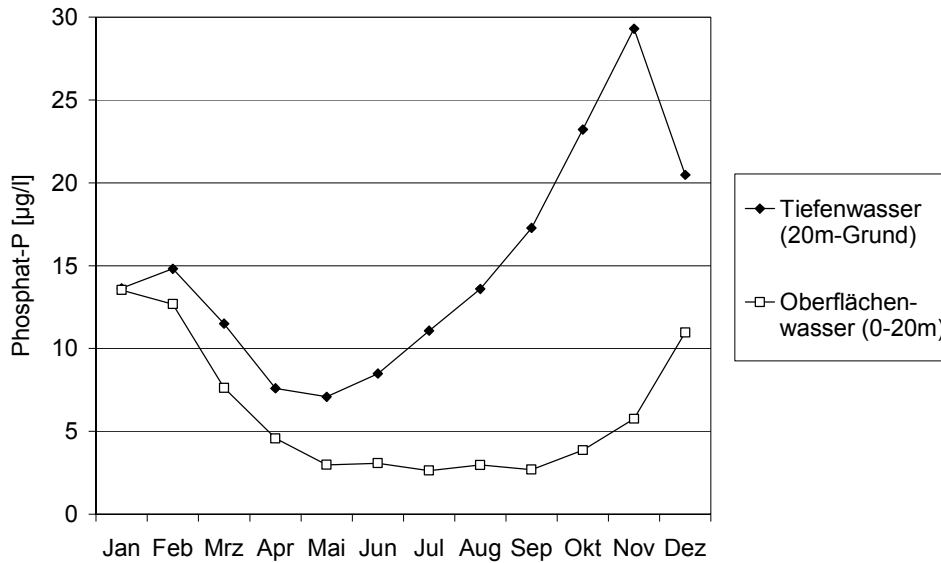


Abb. 16: Jahresgang der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Oberflächenwasser (0-20m Tiefe) und im Tiefenwasser (20m-Grund) des Lachener Beckens (Mittelwerte 1976-2000). Das Tiefenwasser wird nur während der Zirkulationsphase (Dez.-März) ausgetauscht.

#### 4.8 Phytoplankton und Primärproduktion

Das Phytoplankton des Obersees wurde lange Zeit nur sporadisch untersucht, so dass es kaum möglich ist, den ursprünglichen Zustand des Sees zu rekonstruieren oder eine Entwicklung über Jahrzehnte hinweg zu beschreiben. Alle Untersucher, von Schröter (1896) über Bally (1904-06), Minder (1920-24), Waser & Blöchliger (1938) bis Thomas (1959), stellten jedoch fest, dass sich das Plankton des Obersees wesentlich von demjenigen des unteren Zürichsees unterschied. Dies einerseits durch die geringeren Planktonmengen und andererseits durch einen geringeren Artenreichtum, vor allem bei den Blau- und Grünalgen. Die eigentliche Charakteralge des Zürichsees, die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens*, wurde im Obersee erst Mitte der Vierziger Jahre zum ersten Mal in ansehnlicher Zahl gefunden und konnte dort auch seither nur unter speziell günstigen Umständen grössere Populationen aufbauen, so beispielsweise 1947 und 1992 (s. u.). Das Obersee-Plankton war stets von Kieselalgen dominiert, im Herbst kamen dazu noch Dinoflagellaten. Auch Goldalgen gehörten in Form von verschiedenen *Dinobryon*-Arten zum ständigen Erscheinungsbild. Cryptoflagellaten wurden nicht beschrieben, doch dürfte dies in erster Linie auf die für diese fragilen Organismen ungeeignete Probenahmetechnik zurückzuführen sein.

In [27] beschreibt Thomas die Planktonzusammensetzung des Obersees der Fünfziger Jahre folgendermassen: "Als Jahresrhythmus der Produktion von Planktonalgen kann für den Obersee gelten, dass in den Frühlings- und ersten Sommermonaten sich Kieselalgen ausbreiten, die dann im Hochsommer den Flagellatalgen Platz machen, während sich im Gebiet der Temperatursprungschicht Blaualgen entwickeln." Unter "Flagellatalgen" sind sowohl Goldalgen, wie

*Dinobryon* spp. als auch Crypto- und Dinoflagellaten zusammengefasst. Bei den eingeschichteten Blaualgen handelt es sich um *Planktothrix rubescens*, teilweise auch um *Aphanizomenon flos-aquae*. Eine genügend stabile Sprungschicht bildet sich im Obersee allerdings nur in sehr trockenen Sommern aus, wenn Linthkanal und Wägitaler Aa über längere Zeit wenig Wasser führen. Grünalgen waren im Obersee offenbar nie in grösseren Mengen und auch nur mit wenigen Arten vertreten.

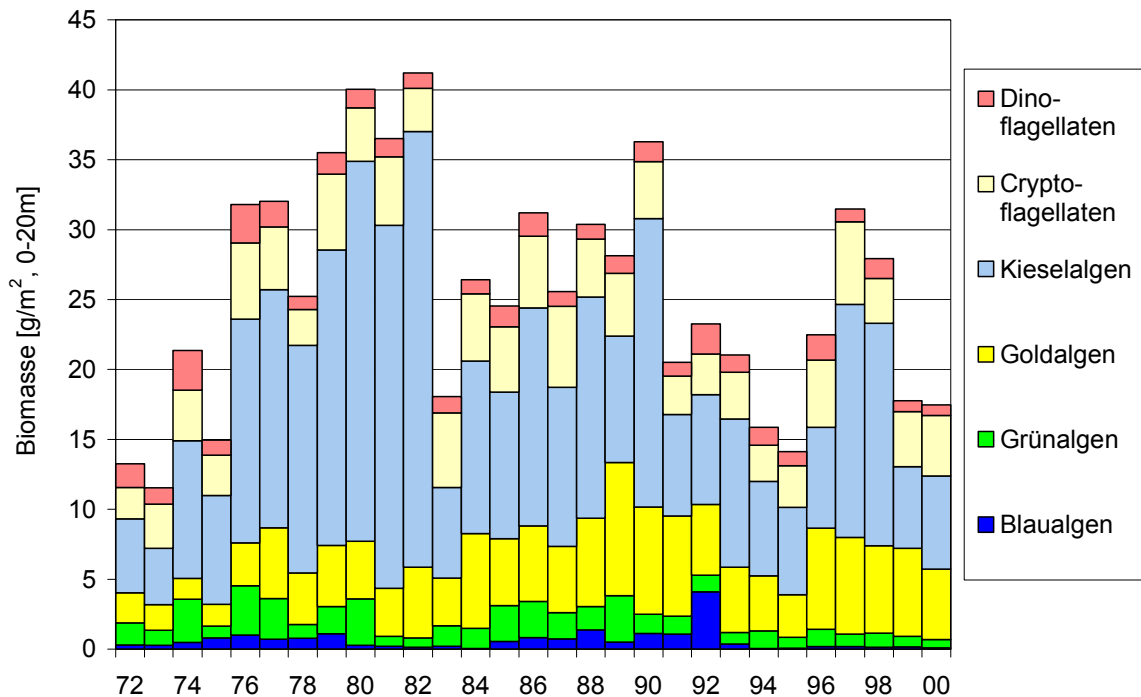


Abb. 17: Phytoplanktonzusammensetzung und -biomasse im Obersee, 1972 bis 2000. Bei der "Biomasse" handelt es sich streng genommen um das Biovolumen, welches durch Multiplikation der gezählten Phytoplanktonzellen mit ihren artspezifischen Zellvolumina errechnet wird. Das spezifische Gewicht der Zellen wird dabei als 1.0 angenommen.

Seit Beginn der quantitativen Phytoplanktonuntersuchung 1972 hat sich die über das Jahr gemittelte Zusammensetzung nur geringfügig verändert (Abb. 17): Bis 1982 nahm der Anteil der Kieselalgen laufend zu (bis max. 75 %) und auch die gesamte Biomasse erreichte in diesem Jahr ihren Maximalwert von über 40 g/m<sup>2</sup>. Danach folgte ein markanter Einbruch der Biomasse, der vor allem die Kieselalgen betraf. Diese erreichten seither nie mehr einen Anteil von mehr als 55 % (Mittel 1983-2000: 42 %). Blaualgen, und insbesondere die Burgunderblutalge, traten Anfang der Neunziger Jahre zum letzten Mal deutlich in Erscheinung. Heute findet man diese Algengruppe nur noch in sehr geringen Mengen, meist in Form von *Aphanizomenon flos-aquae*. Das weitgehende Verschwinden von *Planktothrix rubescens* im Obersee (bei gleichzeitiger Massenentwicklung im Zürichsee!) kann nicht alleine mit der fehlenden Sprungschicht erklärt werden. Zumindest im Sommer 1998 war der See über mehrere Monate stabil geschichtet. Möglicherweise verhindert der niedrige Phosphatgehalt heute ein genügend schnelles Wachstum, das der starken Ausschwemmung entgegenwirken würde.

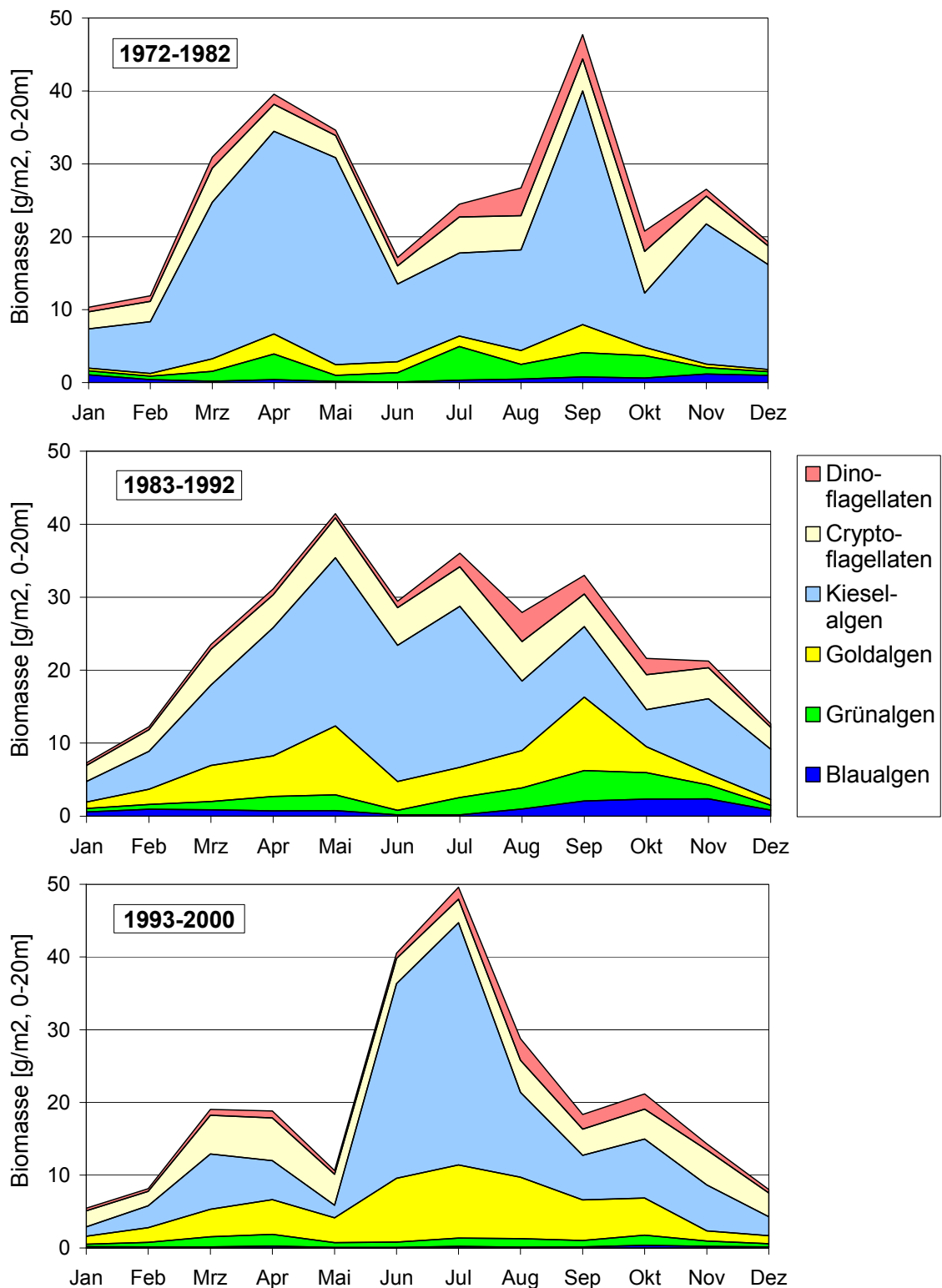


Abb. 18: Veränderung der jahreszeitlichen Abfolge der Phytoplanktonentwicklung im Obersee, 1972 bis 2000. Die drei Zeiträume entsprechen den in Abb. 17 erkennbaren Perioden mit unterschiedlichen Wachstumseigenschaften.

Goldalgen und Cryptoflagellaten tragen heute ungefähr gleichviel zur Planktonproduktion bei wie die Kieselalgen, während Dinoflagellaten und Grünalgen nur noch eine sehr geringe Bedeutung haben. Die Gesamtbiomasse erreichte in den Neunziger Jahren nie mehr die Maxima der

Siebziger und Achtziger Jahre, sondern bewegte sich zwischen 15 und 25 g/m<sup>2</sup> (Ausnahme: 1997/98).

Die deutliche Abnahme der mittleren Biomasse in den letzten Jahren ist vor allem auf einen starken Rückgang der Kieselalgen im Frühling zurückzuführen (Abb. 18). Auch die früher ab und zu auftretenden Herbstmaxima sind weitgehend verschwunden. Die Kiesel- und Goldalgen erreichen ihr Maximum heute in den Sommermonaten, wo sie früher nur schwach vertreten waren.

Die Jahresprimärproduktion entwickelte sich ungefähr parallel zur Gesamtbiomasse, was theoretisch auch zu erwarten ist. Der Korrelationskoeffizient zwischen den beiden Messgrößen beträgt 0.56. Der Rückgang der Jahresprimärproduktion ist erst in der Periode 1993-2000 deutlich zu erkennen. In den Jahren davor konnte der Produktionsrückgang in der 0 – 5 m-Schicht durch eine Zunahme der Produktivität in der 5 – 10 m-Schicht ausgeglichen werden (Abb. 19). Dieses Phänomen ist auch vom Walensee bekannt und ist darauf zurückzuführen, dass bei geringerer Planktonkonzentration in der Oberflächenschicht mehr Licht in tiefere Schichten vordringen kann und dort eine entsprechend höhere Produktion ermöglicht [34]. Unterhalb von 10 m Tiefe war die Produktion stets vernachlässigbar gering. Eine Ausnahme bildete das Jahr 1992, wo in 12.5 m Tiefe eingeschichtete Burgunderblutalgen während des Sommers einen ansehnlichen Anteil an der Primärproduktion ausmachten (vgl. Blaualgen in Abb. 17!).

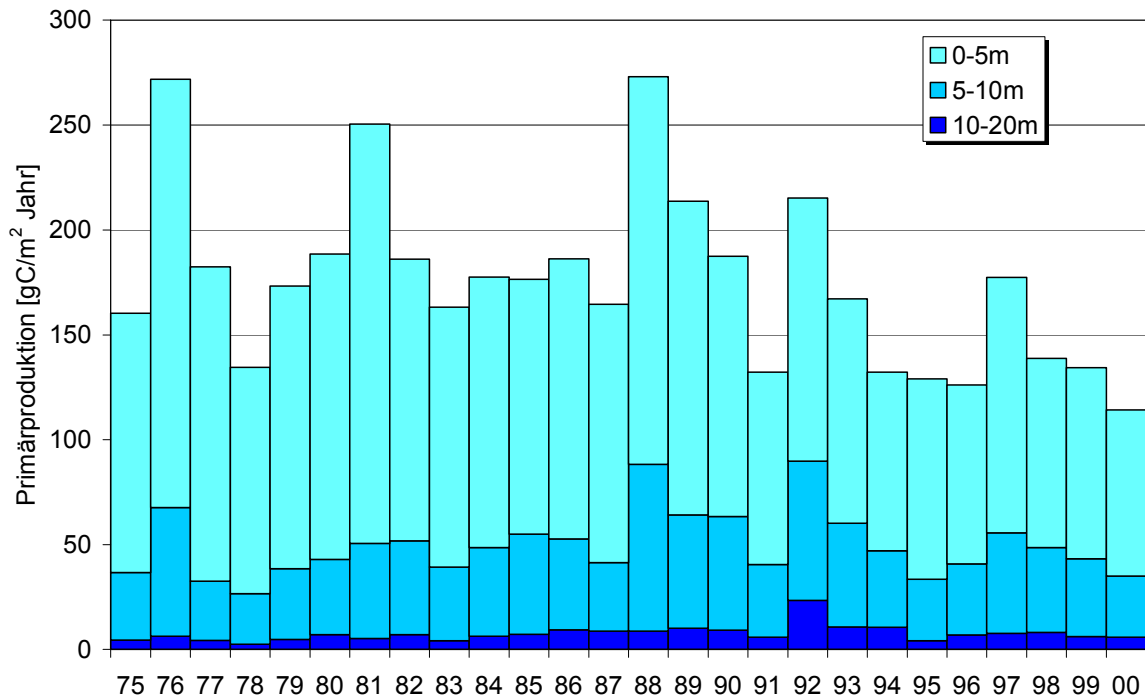


Abb. 19: Jahresprimärproduktion im Obersee mit Beiträgen der verschiedenen Schichten 0-5m, 5-10m und 10-20m, 1975 bis 2000.

Betrachtet man die Produktion in den verschiedenen Jahreszeiten (Abb. 20), so fällt – wie bei der Biomasse – der Rückgang bei der Frühlingsproduktion auf. In den letzten Jahren hat die

Produktion allerdings zu allen Jahreszeiten geringfügig abgenommen. Die höhere Biomasse im Sommer wirkt sich offenbar nicht auf die gesamte Jahresprimärproduktion aus.

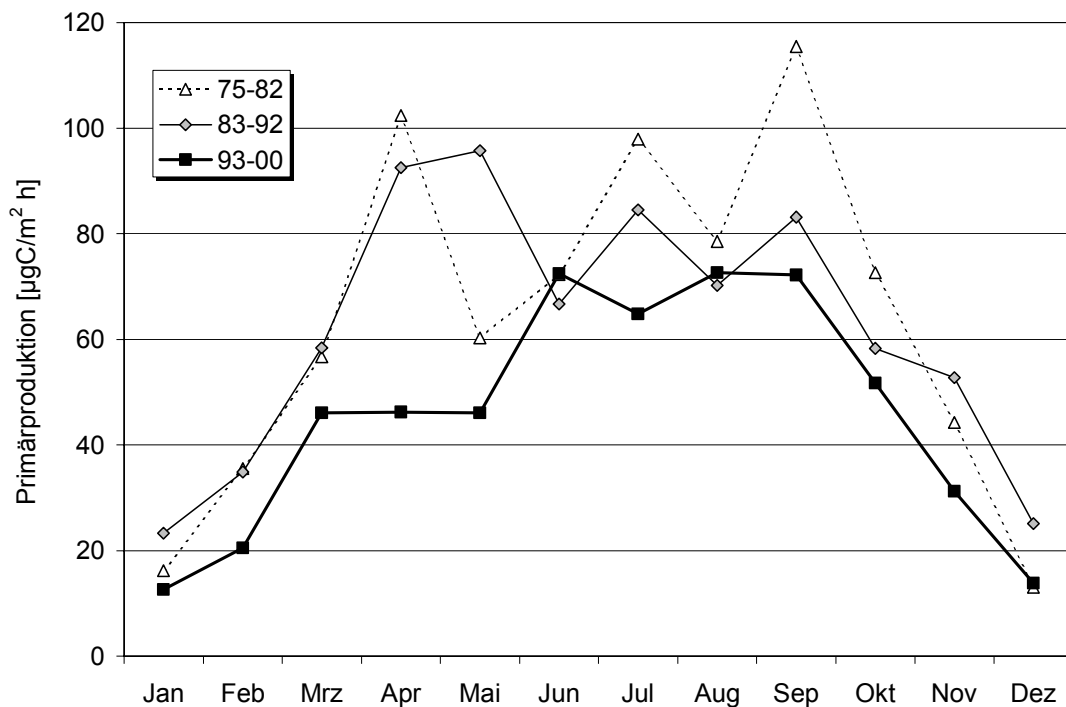


Abb. 20: Veränderung der jahreszeitlichen Abfolge der Primärproduktion im Obersee, 1975 bis 2000. Die drei Zeiträume entsprechen denjenigen in Abb. 18, ausser dass die Produktionsmessungen erst 1975 beginnen.

#### 4.9 Zooplankton

Deutliche Veränderungen hat seit 1977 auch das Zooplankton durchgemacht. Die durchschnittlich vorhandene Biomasse hat von über  $100 \text{ g/m}^2$  (1977) auf rund  $30 \text{ g/m}^2$  (seit Anfang der Neunziger Jahre) abgenommen (Abb. 21). Von diesem Rückgang sind vor allem die Daphnien (*D. hyalina* und *D. galeata*) betroffen, welche im Schnitt über die Hälfte der Zooplanktonbiomasse ausmachen. Deutlich zurückgegangen sind aber auch *Cyclops abyssorum* und *Bythotrephes longimanus*. Für die übrigen Arten lässt sich kein Trend erkennen, d.h. ihre Häufigkeit hat sich seit 1977 nicht signifikant verändert. Mehrere weitere Arten kommen zu sporadisch vor, um einen Trend in ihrer Entwicklung zu erkennen. Zu diesen gehören: *Diaphanosoma brachium*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Daphnia cucullata*, *Cyclops vicinus* und *Cyclops bohater*. Als einzige Art leicht zugenommen hat *Mesocyclops leuckarti*, eine kleine Cyclops-Art.

Auch die verschiedenen Zooplanktonarten machen eine typische saisonale Entwicklung durch, die in Abb. 22 für *Daphnia hyalina* dargestellt ist. Vergleicht man, wie beim Phytoplankton, dieselben Zeitspannen miteinander, so entsteht ein ähnliches Bild, nur dass die Veränderungen hier noch verstärkt zutage treten.

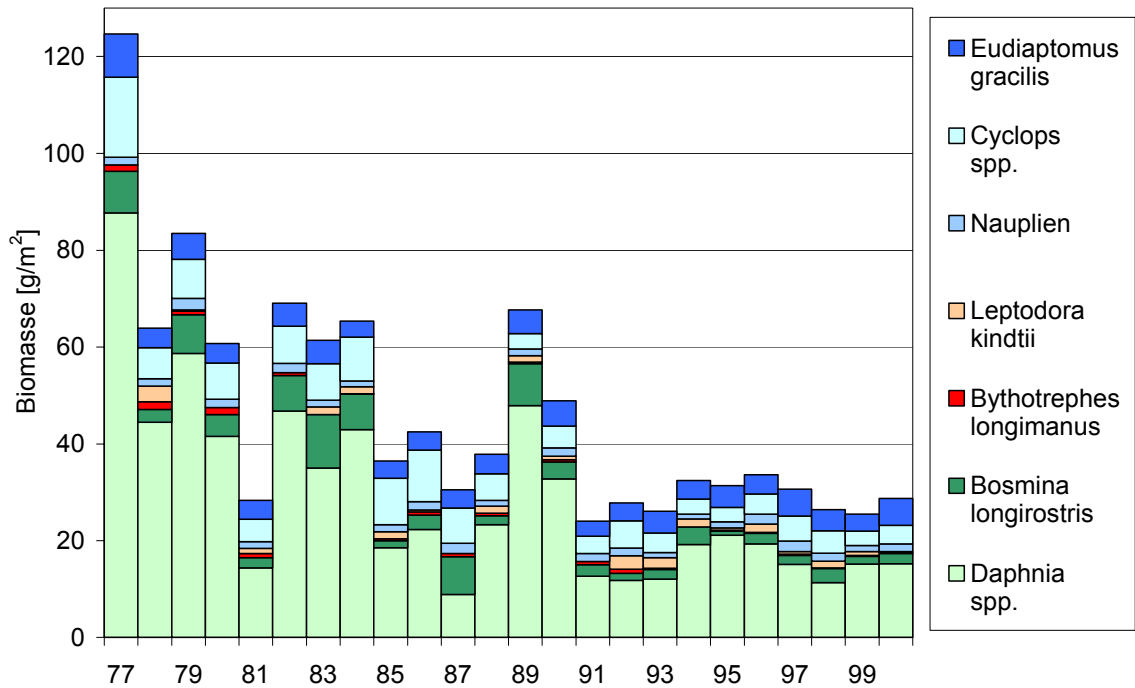


Abb. 21: Zooplanktonzusammensetzung und -biomasse im Obersee, 1977 bis 2000. Die angegebene Biomasse stellt das Frischgewicht des Zooplanktons dar, welches durch Multiplikation der gezählten Individuen mit ihrem durchschnittlichen Frischgewicht (bestimmt durch Wägen von rund 100 Individuen) berechnet wird.

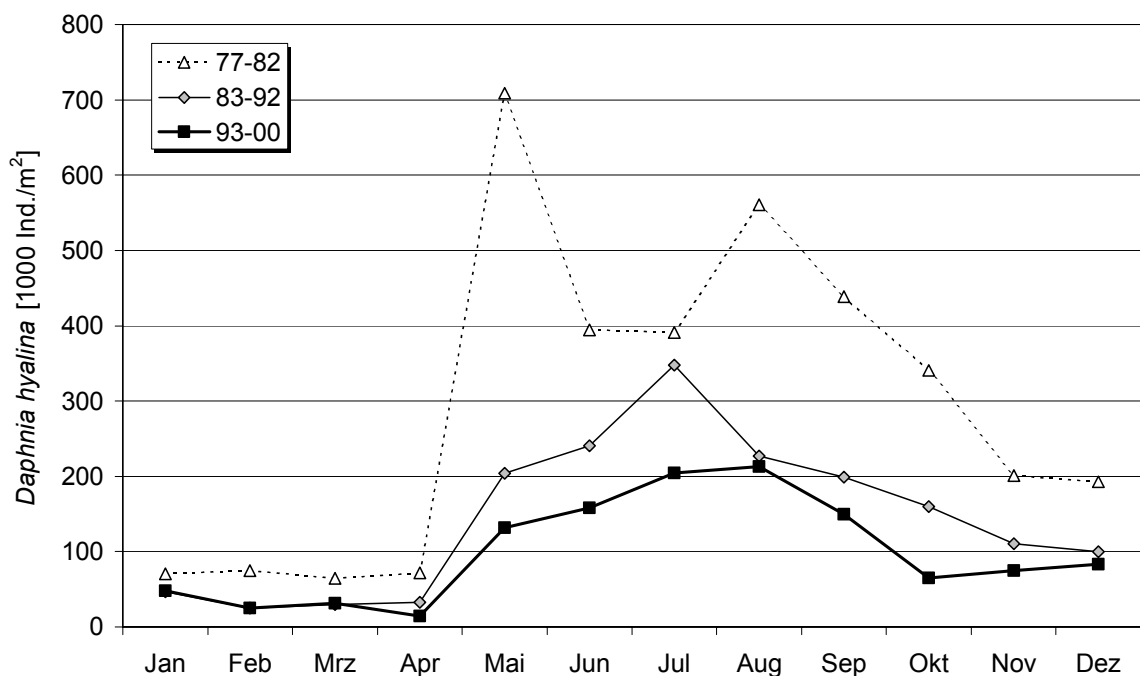


Abb. 22: Veränderung der jahreszeitlichen Abfolge der Anzahl Daphnien im Obersee, 1977 bis 2000. Die drei Zeiträume entsprechen denjenigen in Abb. 18, ausser dass die Zooplanktonmessungen erst 1977 beginnen.

#### 4.10 Fische

Der jährliche Ertrag an Speisefischen aus dem Obersee wird seit 1955 in vergleichbarer Art und Weise von den kantonalen Behörden zusammengetragen. Aussagen über die Entwicklung der Fischbestände daraus abzuleiten, ist dennoch nicht ganz trivial, da die Erträge nicht nur von der Zahl der im See vorhandenen Fische, sondern in hohem Masse auch vom Aufwand der Fischer abhängen. So können neue Fangtechniken bei gleichem Fischbestand im See ein Mehrfaches an Ertrag zur Folge haben. Zudem werden gewisse Arten durch Besatzmassnahmen stark gefördert: Albeli (= Kleinfelchen), Blalig (= grosse Felchen), Hechte und Seeforellen werden in Fischbrutanstanalten aus Eiern herangezogen und als Brütlinge bzw. Sömmerlinge im See ausgesetzt. Die Fischbestände im Obersee werden also gezielt beeinflusst, um höhere Erträge an wertvollen Speisefischen zu erlangen.

Die zeitliche Entwicklung der Fangerträge für die einzelnen Fischarten ist in Abb. 23 zusammengestellt. Es wird ersichtlich, dass die Erträge von Jahr zu Jahr stark schwanken können, v.a. beim Egli. Insgesamt wurden seit Beginn der Siebziger Jahre ähnlich hohe Erträge erzielt, wobei sich das Artenspektrum von den Egli (= Barsche) und Schwalen (= Rotaugen) weg zu den Felchen hin verschoben hat.

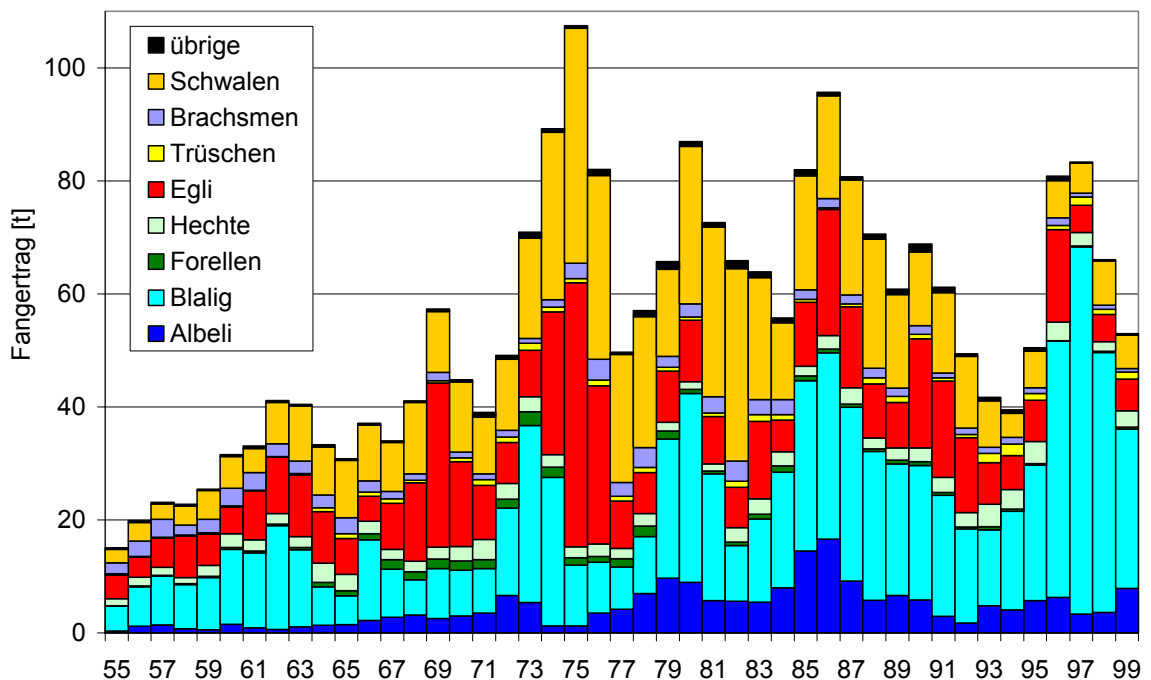


Abb. 23: Fangerträge für einzelne Fischarten von 1955 bis 1999 in Tonnen. Unter "übrige" sind die folgenden Arten zusammengefasst: Seesaiblinge, Äschen, Aale, Karpfen, Schleien, Rotfedern, Barben und Alet.

Theoretisch besteht ein einfacher Zusammenhang zwischen der Nährstoffversorgung eines Sees und dessen Fischproduktion: Ein nährstoffreicher See kann mehr Fischen eine Nahrungsgrundlage bieten als ein nährstoffarmer See. So wurden beispielsweise im Jahre 1999 im nähr-



stoffarmen Walensee pro Hektare 4.1 kg Speisefische gefangen, während der nährstoffreiche Sempachersee 62.6 kg pro Hektare hergab. Die meisten grösseren Schweizer Seen lieferten Fänge von 20 - 30 kg pro Hektare, so auch der Zürichsee und der Obersee [6].

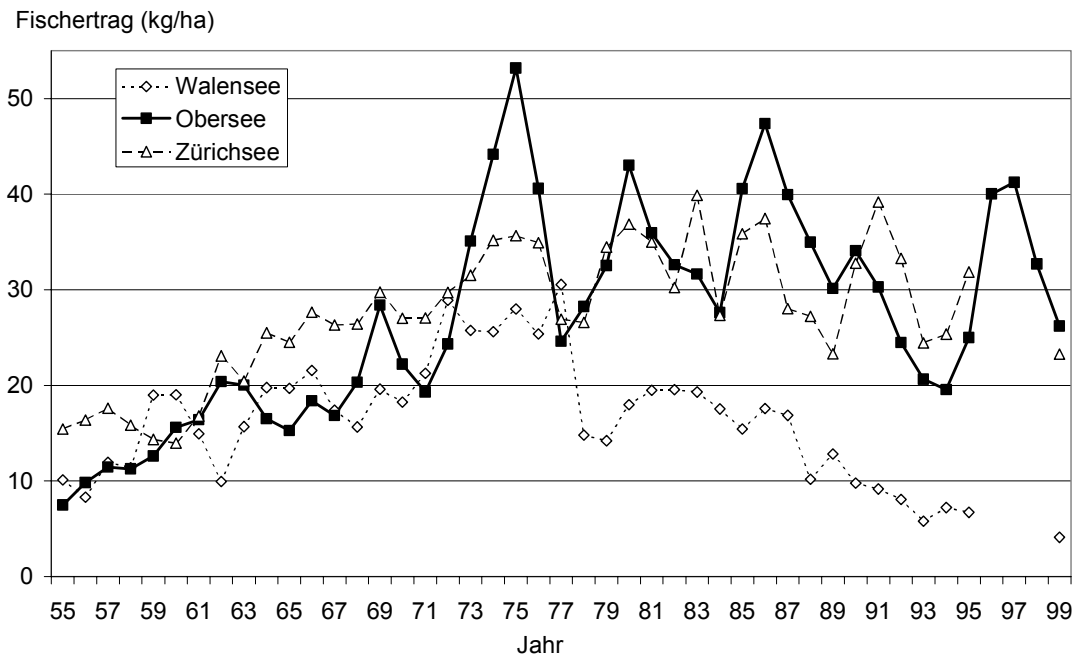


Abb. 24: Vergleich der jährlichen Fischerträge aus Walensee, Zürichsee und Obersee.

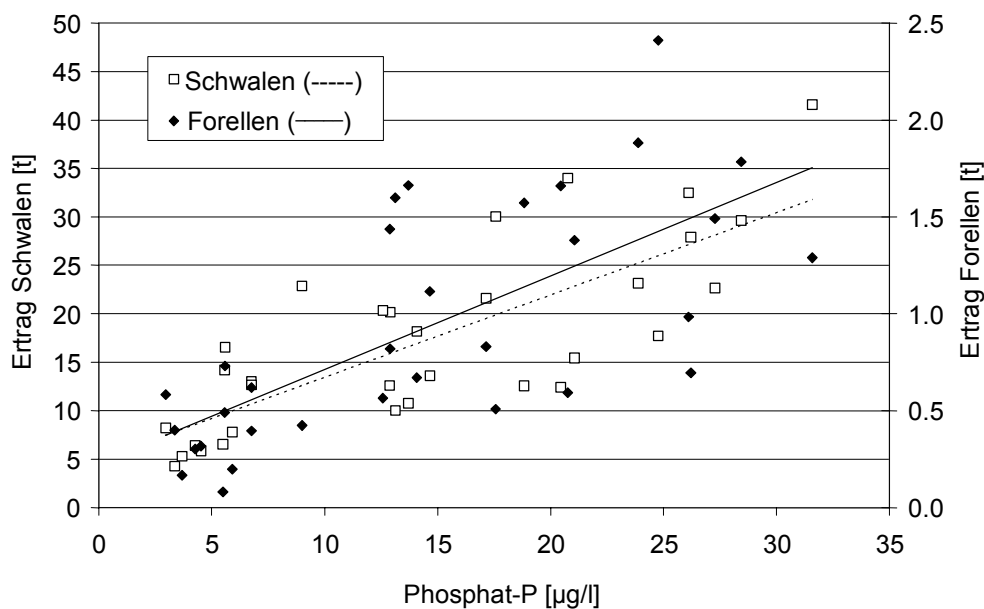


Abb. 25: Zusammenhang zwischen Phosphat-Phosphor (Jahresmaximum 0-Grund, im Vorjahr) und Ertrag an Forellen und Schwalen im Obersee. Daten 1967 bis 1999. Korrelationskoeffizient für Forellen = 0.70, für Schwalen = 0.78.

Es ist daher anzunehmen, dass sich auch die zeitliche Entwicklung des Nährstoffgehaltes innerhalb eines Sees in den Fängen der Fischer widerspiegelt. Ein solcher Zusammenhang zwi-

schen Fangertrag und Phosphorkonzentration ergibt sich allerdings nur für den Walensee (Abb. 24). Im Obersee haben zwar die Gesamtfänge nicht merklich auf den Rückgang der Phosphorkonzentration reagiert, wohl aber die Erträge bei einzelnen Fischarten (Forellen und Schwalen, Abb. 25). Beim Zürichsee lässt sich bisher noch für keine Fischart ein solcher Trend erkennen. Bemerkenswert ist auch, dass im Obersee die Erträge mindestens so hoch sind wie im Zürichsee, trotz einem deutlich niedrigeren Phosphorgehalt. Die Ursachen für diesen Befund können sowohl bei der Qualität der Lebensräume wie auch bei der fischereilichen Bewirtschaftung liegen. Auch ist nicht bekannt, in welchem Ausmass die Fische zwischen den beiden Seen hin und her wandern.

## 5 Diskussion

### 5.1 Zusammenhang zwischen Nährstoffen und Primärproduktion

Phosphor (in Form von  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) ist derjenige Nährstoff, der das Wachstum des Phytoplanktons begrenzt und damit die Produktivität des Seeökosystems steuert. Je mehr Phytoplanktonbiomasse produziert wird, desto mehr Sauerstoff wird im Tiefenwasser für deren Abbau benötigt. Die Phosphorkonzentration im Zürichobersee konnte mit Hilfe verschiedenster Gewässerschutzmassnahmen von  $40 \mu\text{g/l}$  Mitte der Siebziger Jahre auf heute  $12 \mu\text{g/l}$  gesenkt werden, was einer Reduktion um 70 Prozent entspricht. Das jeweilige Jahresmaximum des Phosphat-Phosphors verringerte sich gleichzeitig von  $30 \mu\text{g/l}$  auf  $5\text{-}10 \mu\text{g/l}$  (Reduktion um rund 75 %).

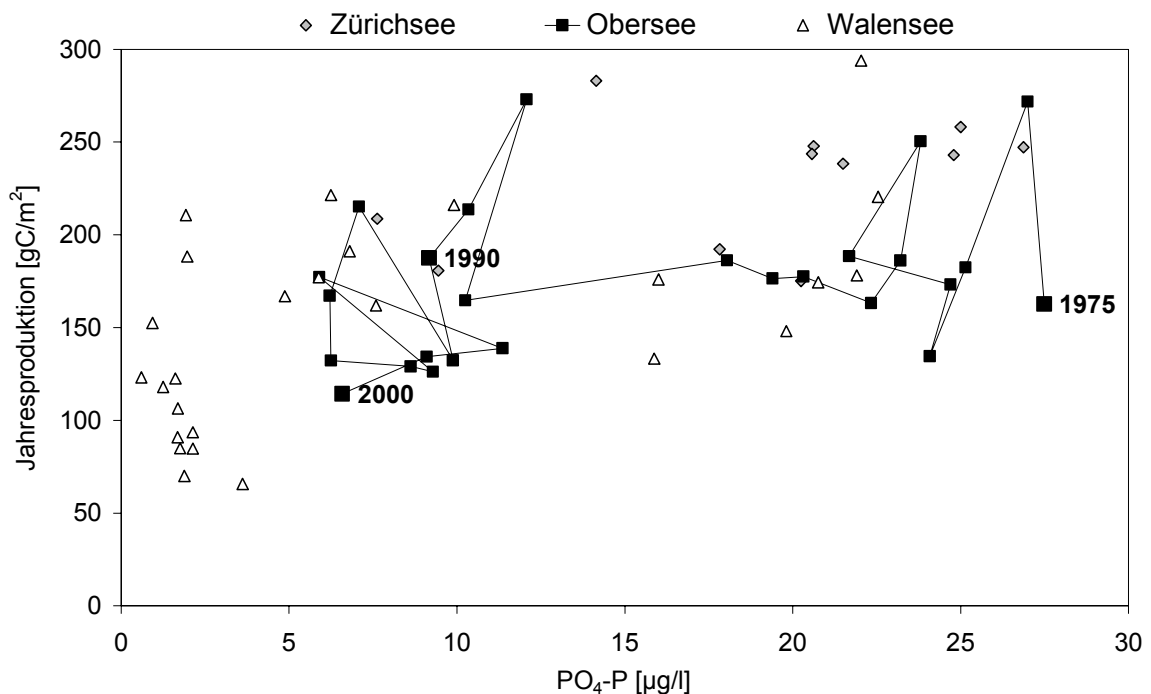


Abb. 26: Zusammenhang zwischen maximaler jährlicher  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Oberflächenwasser und Jahresprimärproduktion für den unteren Zürichsee, den Obersee und den Walensee, 1975 – 2000. Für den Obersee ist der zeitliche Ablauf durch eine Verbindung der Punkte dargestellt.

Die Planktonorganismen reagierten Anfangs der Neunziger Jahre auf das reduzierte Nährstoffangebot mit geringerer Produktion. Die pro Jahr erzeugte Biomasse sank von knapp  $200 \text{ gC/m}^2$  (Mittelwert 1975-1989) auf  $150 \text{ gC/m}^2$  (Mittelwert 1990-2000). Der Rückgang ist hier also wesentlich geringer als beim Phosphor. Dass der Zusammenhang zwischen Planktonproduktion und Phosphorkonzentration im ausschlaggebenden Bereich nicht linear verläuft, wurde bereits in anderen Seen festgestellt (Abb. 26). Eine wichtige Rolle spielen dabei die Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton, bzw. zwischen den verschiedenen Gliedern der Nahrungskette (vgl. Kap. 5.3). Im Walensee war erst nach einigen Jahren bei einer  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von weniger als  $5 \mu\text{g/l}$  ein markanter Rückgang der Primärproduktion zu verzeichnen.

## 5.2 Zusammenhang zwischen Primärproduktion und Sauerstoffverbrauch

Obwohl der Obersee heute als nährstoffarm bezeichnet werden kann und die Planktonproduktion relativ gering ist, treten im tiefsten Bereich des Lachener Beckens jeden Sommer und Herbst sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen auf. Es stellt sich daher die Frage, ob dies nicht eine natürliche Erscheinung ist, die auf dem ungünstigen Verhältnis der Volumina von Oberflächenwasser und Tiefenwasser beruht. Die von Thomas [26] gemessenen Sauerstoffwerte der Jahre 1936 bis 1945 deuten jedoch darauf hin, dass der Seegrund in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts besser mit Sauerstoff versorgt war als heute.

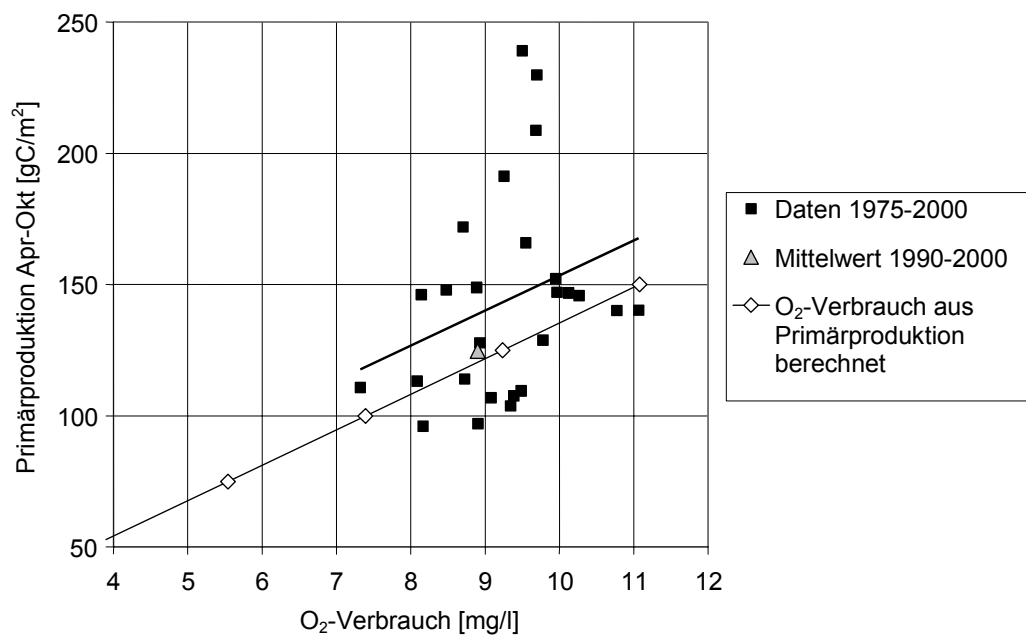


Abb. 27: Zusammenhang zwischen der Primärproduktion während der Schichtungsperiode und dem Sauerstoffverbrauch im Tiefenwasser, 1975 – 2000. Daneben ist der rein rechnerisch ermittelte Zusammenhang aufgetragen. Die verwendete Berechnungsformel lautet:

$$\text{O}_2\text{-Verbrauch (g/m}^3\text{)} = (P \cdot S \cdot 3.5 \cdot F) / V$$

wobei P = Primärproduktion während Schichtungsperiode (in g C/m<sup>2</sup>), S = Anteil Sedimentation (üblicherweise 0.2), F = Oberfläche Tiefenwasserschicht (in m<sup>2</sup>), V = Volumen Tiefenwasserschicht (in m<sup>3</sup>).

Pro Quadratmeter Seeoberfläche werden im Obersee während der Schichtungsperiode (April-Oktober) rund 125 g Kohlenstoff in Biomasse eingebaut (Mittelwert 1990-2000). Unter der gängigen Annahme, dass rund 20 % der produzierten Biomasse auf den Seegrund absinken (z.B. [30]), müssen also pro Quadratmeter Seegrund 25 g Kohlenstoff veratmet werden. Dafür werden pro m<sup>2</sup> 87 g Sauerstoff (O<sub>2</sub>) benötigt<sup>7</sup>, die dem Wasserkörper unterhalb von 20 m Tiefe entzogen werden. Dazu stehen im Lachener Becken 44.1 Mio. m<sup>3</sup> Wasser mit einem Sauerstoffgehalt von 11.5 g/m<sup>3</sup> zur Verfügung. Demnach würden 80 Prozent des im Tiefenwasser

<sup>7</sup> Für den aeroben Abbau von Algenbiomasse werden pro mol Kohlenstoff (C) 1.3 mol Sauerstoff (O<sub>2</sub>) benötigt, bzw. pro g C werden 3.5 g O<sub>2</sub> verbraucht (1 mol O<sub>2</sub> = 32g, 1 mol C = 12g).

gelösten Sauerstoffs ( $9.2 \text{ g/m}^3$ ) für den Abbau der im See produzierten Biomasse verbraucht. Dies stimmt mit den Messungen recht gut überein (Abb. 27): In den letzten Jahren wurden während der Schichtungsperiode 77 % des im Tiefenwasser vorhandenen Sauerstoffvorrats aufgebraucht (vgl. auch Abb. 7 und 8).

Auch wenn der lineare Zusammenhang zwischen der Primärproduktion und dem Sauerstoffverbrauch im Tiefenwasser statistisch nicht signifikant ist, so lässt sich daraus immerhin ableiten, dass die Primärproduktion während der Schichtungsperiode auf deutlich unter  $100 \text{ gC/m}^2$  zurückgehen müsste, soll die Sauerstoffkonzentration zu keinem Zeitpunkt und in keiner Tiefe unter  $4 \text{ mg/l}$  sinken. Mit anderen Worten: Die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser des Lachener Beckens können noch verbessert werden, indem der Phosphorgehalt und damit die Primärproduktion weiter verringert werden. Die Primärproduktion müsste dazu allerdings ähnlich niedrig sein wie heute im Walensee. Ob es sich – aus Sicht der fischereilichen Bewirtschaftung – überhaupt auszahlt, den Phosphorgehalt so weit zu reduzieren, bleibt eine offene Frage, denn mit abnehmendem Phosphorgehalt vermindert sich schlussendlich auch der Fischertrag.

### 5.3 Zusammenhang zwischen Phytoplankton und Zooplankton

Ein bekanntes Phänomen ist die unterschiedliche Anpassungsfähigkeit von Phytoplankton- und Zooplankton-Arten an veränderte Nahrungsbedingungen. Für viele Phytoplanktonarten ist Phosphat-Phosphor auch im Konzentrationsbereich von  $5 \text{ } \mu\text{g/l}$  noch ausreichend. Bei höherer  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration sind sie daher nicht durch diesen Nährstoff, sondern meist durch die verfügbare Lichtmenge in ihrem Wachstum eingeschränkt. Sie nehmen jedoch bei höherem Phosphorgehalt im Wasser mehr Phosphor auf als sie eigentlich bräuchten. Das bedeutet, dass eine Alge, wenn sie in nährstoffreichem Wasser gediehen ist, mehr Nährstoffe enthält, als dieselbe Alge in nährstoffarmem Wasser (sog. „Luxusaufnahme“).

Dies hat für filtrierende Zooplankter, wie beispielsweise Daphnien, bedeutende Konsequenzen, denn sie sind bezüglich ihrer Nahrungsansprüche nicht so flexibel. Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor müssen in einem eng begrenzten Verhältnis gehalten werden, damit sich die Tiere erfolgreich vermehren können. Je niedriger der Phosphorgehalt des Phytoplanktons ist, desto mehr von dieser Nahrung muss ein Tier zu sich nehmen, um seinen Phosphorbedarf zu decken. Daher geht mit abnehmender Phosphorkonzentration in einem See als erstes die Zahl der Daphnien zurück. Dadurch wird dann auch weniger Phytoplankton gefressen, was den Rückgang der Phytoplanktonbiomasse zusätzlich verlangsamt. Die Beziehung zwischen der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration und der Anzahl Daphnien in einem See ist daher meist viel enger als diejenige zwischen  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration und Phytoplanktonbiomasse oder –produktion. Dies ist neben dem unteren Zürichsee und dem Walensee [8] auch im Obersee der Fall, obwohl hier die Zusammenhänge generell schwächer sind als in den erstgenannten Seen (Abb. 28).

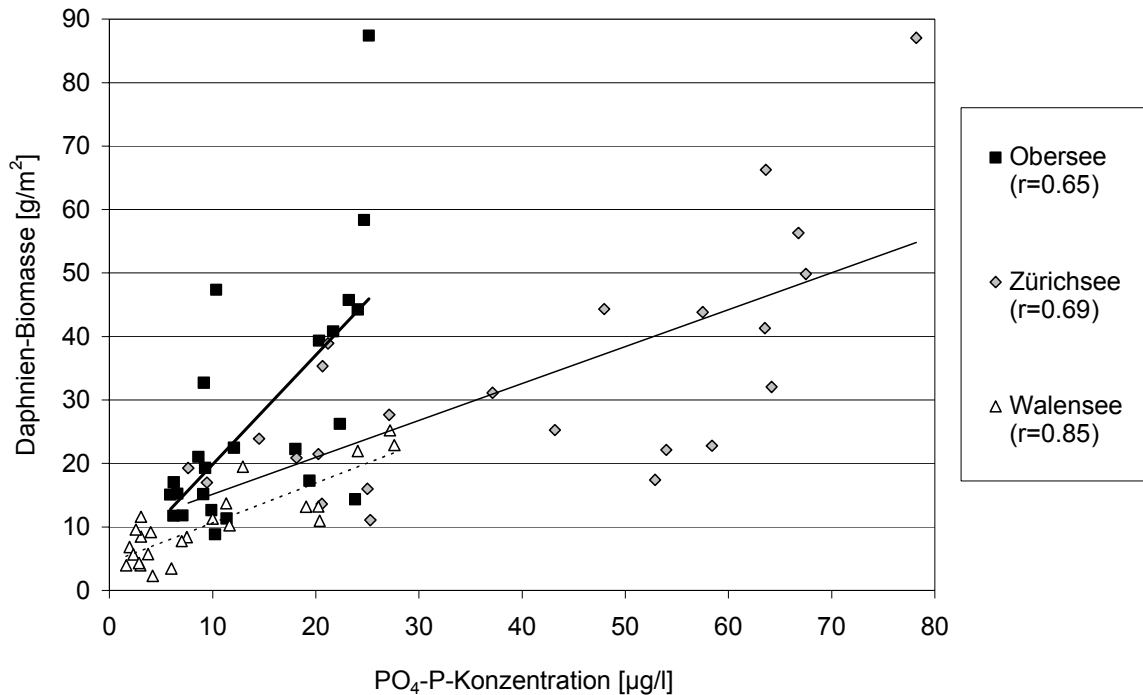


Abb. 28: Zusammenhang zwischen maximaler jährlicher PO<sub>4</sub>-P-Konzentration im Oberflächenwasser und mittlerer jährlicher Daphnia-Biomasse für den Obersee, den unteren Zürichsee und den Walensee (1977–2000).

#### 5.4 Zusammenhang zwischen Zooplankton und Felchen

Wie das Beispiel des Walensees eindrücklich zeigt [9], reagiert das Gewässerökosystem als Ganzes auf die Nährstoffverminderung. Nicht nur das (unerwünschte) Phytoplanktonwachstum vermindert sich, sondern ebenso das vom Phytoplankton abhängige Zooplankton, welches wiederum den planktonfressenden Fischen (v.a. Albeli und Blalig) als Nahrung dient. Der Zusammenbruch der Albelifänge im Walensee zu Beginn der Neunziger Jahre zeigte unmissverständlich den Übergang dieses Sees in einen neuen Zustand auf.

Auch im Obersee könnten sich die beim Phyto- und Zooplankton in den letzten Jahren beobachteten Veränderungen auf den Felchenbestand auswirken. Zwar wurden über die Ernährungsgewohnheiten der Blalig und Albeli aus dem Obersee keine Daten erhoben, doch liegen solche vom Walensee vor (Ruhlé, unveröffentlicht). Die Felchen im Walensee fressen demnach nicht alle Zooplankton-Arten gleich gern, sondern haben eine Vorliebe für Daphnien, *Bythotrephes* und *Leptodora*. *Cyclops* und *Eudiaptomus* (welche im Walensee etwa die Hälfte der Zooplanktonbiomasse ausmachen) werden praktisch gar nicht gefressen, möglicherweise wegen ihrer schnellen Fluchtreaktion.

Die beobachtete Abnahme der Zooplanktonbiomasse geht auch im Obersee einher mit einer Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten von nicht oder schlecht fressbarem Zooplankton (vgl. Abb. 21). Die Daphnien machen hier im Jahresdurchschnitt allerdings noch immer

über 50 % der Biomasse aus. Zahlenmässig sind im Obersee heute durchschnittlich noch 10–15 mal mehr Daphnien pro Liter Wasser anzutreffen als im Walensee.

Ebenfalls bedeutsam für die Fische ist die jahreszeitliche Verteilung des Futterangebots (vgl. Abb. 22). Das Ausbleiben der Massenvermehrung von Daphnien im Frühsommer kann für die Jungfische, welche gerade zu dieser Zeit zu jagen beginnen, schwerwiegende Folgen haben. Für den Fischbestand sind allerdings auch hier nicht untersuchte Faktoren, wie Fortpflanzungserfolg, Habitatqualität, Bewirtschaftung und nicht zuletzt der Austausch mit der Population des unteren Zürichsees von grosser Bedeutung. So könnte sich die bereits in Ansätzen beobachtete Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser positiv auf die natürliche Fortpflanzung der Felchen auswirken. In vielen nährstoffreichen Seen sterben die auf dem Seegrund liegenden Felcheneier infolge Sauerstoffmangels ab ([18], [32]). Auch die Uferbereiche, welche im Obersee viel flacher sind als im Walensee, stellen einen wichtigen, aber mit den vorhandenen Daten nicht beschreibbaren, Lebensraum dar.

Obwohl die Tendenz beim Nährstoffgehalt, bei der Primärproduktion und bei der Zooplanktonbiomasse in die gleiche Richtung geht wie im Walensee, gibt es zwischen den beiden Seen als Lebensraum für die Fische zu grosse Unterschiede, als dass die Erkenntnisse direkt übertragen werden sollten. Die hohen Felchenerträge der letzten Jahre (vgl. Abb. 23) deuten ebenfalls darauf hin, dass die Zusammenhänge im Obersee weitaus komplizierter sind als im Walensee.

## 5.5 Phosphorbilanz für den Zürichobersee

Die Kläranlagen im Einzugsgebiet des Zürichobersees betreiben heute alle eine gute Phosphorelimination. Mit einer Filtrationsstufe ist jedoch nur die grösste der Kläranlagen, die ARA Jona ausgerüstet. Als zweitgrösste ARA erreicht die ARA Obersee in Schmerikon dank eines sehr guten Betriebes ebenfalls sehr tiefe Phosphorgehalte im Ablauf. Ein grosser Teil des heute in den Obersee eingetragenen Phosphors stammt aus der Landwirtschaft und könnte nur mittels tiefgreifender Veränderungen beim Viehbestand bzw. bei der Düngepraxis wesentlich verringert werden. Eine weitere bedeutende, aber ebenso schwer kontrollierbare Quelle stellen die Entlastungen der Kanalisationssysteme (Mischwassereinleitungen) dar.

Mit Hilfe von Modellrechnungen könnten die Einträge aus den verschiedenen Quellen quantifiziert werden, wie dies beispielsweise für den Kanton Zürich flächendeckend gemacht wurde [23]. Auch aus der Sicht des noch immer übermässig mit Phosphor belasteten Zürichsees [10] wäre die Aufstellung einer zuverlässigen Phosphorbilanz nützlich, da heute nicht genau bekannt ist, welcher Anteil des eingetragenen Phosphors im Obersee verbleibt

Vor einiger Zeit wurde bereits einmal der Versuch unternommen, eine Phosphorbilanz für den Zürichobersee zu erstellen [2]. Damals lagen nur die Phosphormessungen der Wasserversorgung Zürich und die Abflussmessungen der Landeshydrologie (Linthkanal bei Weesen) vor; alle anderen Frachten wurden anhand der Arealstatistik und aufgrund von nutzungsbedingten Aus-

waschungsraten sowie von Niederschlagsdaten für verschiedene Teileinzugsgebiete berechnet. Es wurden Auswaschungsraten für drei verschiedene Nutzungstypen (Siedlung, offene Flur und Wald) von der "P-Studie Zürichsee" [1] übernommen. Bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden allerdings weder die Hangneigung noch die Nutzungsart (Wiese/Weide oder Acker) berücksichtigt. Für die Jahre 1983-85 ermittelte man die folgenden Gesamtphosphorfrachten (in Tonnen pro Jahr):

	Jahr	1983-1985	1990-2000
Zufluss Linthkanal:		26.3	16.6
Summe kleine Zuflüsse (inkl. ARA):		37.3	18.2
ARA am See (Lachen, Rapperswil, Jona):		6.5	1.8
Niederschlag:		1.5	1.0
Zuflüsse Total:		71.6	37.6
Abfluss in Zürichsee:		*46.3	31.6
Pumpmenge in Sihlsee:		0.4	n/a
Sedimentation (Summe Zuflüsse – Abfluss):		24.9	6.0

\* aufgrund einer falschen Messwertangabe für das Jahr 1985 wurde der Mittelwert des Abflusses in den Zürichsee in [2] als 42 Tonnen pro Jahr berechnet. Dieser Wert wurde hier korrigiert.

Wenn man in Rechnung stellt, dass zu jenem Zeitpunkt noch phosphathaltige Waschmittel verwendet wurden und dass damals die Phosphorelimination in den Kläranlagen noch bedeutend schlechter war als heute, sehen die Zahlen durchaus plausibel aus. Die aktuellen Zahlen sind in der Kolonne dahinter aufgeführt.

Auf den ersten Blick erstaunt der grosse Unterschied bei der Sedimentation: Ist es möglich, dass diese damals rund viermal so hoch war wie heute? Wenn man berücksichtigt, dass die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Frühling damals 20  $\mu\text{g/l}$  betrug, in den letzten Jahren dagegen nur noch um 5  $\mu\text{g/l}$ , so kann man davon ausgehen, dass dem Phytoplankton damals die vierfache Menge an Phosphor zur Verfügung stand. Aus Abbildung 14 geht hervor, dass jedes Jahr im Laufe des Sommers praktisch das gesamte Phosphat aus den oberen 10 m verschwindet, unabhängig davon, wieviel zu Beginn des Jahres vorhanden ist. Da die Phosphoraufnahme des Phytoplanktons – auch bei gleicher Biomasseproduktion – umso höher ist, je mehr Phosphor zur Verfügung steht, gelangte damals mit dem absinkenden Phytoplankton entsprechend mehr Phosphor ins Sediment (vgl. auch Abb. 26 und Kap. 5.3). Zudem war die Primärproduktion in den Jahren 1983-85 rund 25 % höher als heute.

Dies bedeutet aber, dass mit abnehmendem Phosphorgehalt in den Zuflüssen die Sedimentation im See immer mehr vernachlässigbar wird und dass demzufolge die Phosphorfracht, welche vom Obersee her in den Zürichsee gelangt, nur sehr schwer weiter zu verringern ist.



## 6 Folgerungen und Massnahmen

von Michael Eugster, AfU St. Gallen

### 6.1 Einleitung

Anlässlich eines Fachgespräches Ende Juni 2002 wurden die Ergebnisse der Untersuchungen diskutiert und die wichtigen Folgerungen festgelegt. Am Fachgespräch waren das BUWAL, die EAWAG, die Wasserversorgung Zürich, die Fischereifachstellen der Kantone SG und ZH und die Gewässerschutzfachstellen der Kantone SG, SZ und ZH vertreten.

### 6.2 Anforderungen an die Wasserqualität des Sees

Als Anforderung an die Wasserqualität von Seen schreibt die Gewässerschutzverordnung (GSchV) vor, dass der Nährstoffgehalt höchstens eine mittlere Produktion von Biomasse zulassen soll, und dass der Sauerstoffgehalt des Wassers zu keiner Zeit und in keiner Tiefe weniger als 4 mg O<sub>2</sub>/L betragen darf. Besondere natürliche Verhältnisse bleiben vorbehalten (vgl. GSchV Anhang 2, Ziffer 13, Abs. 2 und 3).

### 6.3 Wichtigste Ergebnisse der Untersuchungen

**See:** Die Gehalte an Phosphat-Phosphor im Zürichobersee wiesen anfangs der 1970er-Jahre mit rund 30 mg/m<sup>3</sup> (Jahresmittel über die ganze Tiefe) die höchsten Werte auf. Bis zu Beginn der 1990er-Jahre sind die Werte stetig gesunken und liegen seither bei rund 5 mg/m<sup>3</sup>. Die Gehalte für den gesamten Phosphor liegen heute bei rund 12 mg/m<sup>3</sup>. Das pflanzliche und tierische Plankton hat sich der veränderten Nährstoffsituation angepasst. Die Jahresprimärproduktion liegt heute noch bei rund 120 g C/m<sup>2</sup> und die Biomassen von Phyto- und Zooplankton haben sich gegenüber früher deutlich verringert. Anstelle der Maxima im Frühjahr und im Spätsommer, wie sie früher auftraten, treten heute die grössten Plankton-Gehalte im Sommer auf. Bei den Daphnien, die einen wichtigen Bestandteil der Fischnahrung darstellen, ist der Höchstwert auf rund einen Drittel des früheren Wertes gesunken. Mit diesen Kennzahlen entspricht der Zürichobersee heute einem mässig bis wenig produktiven bzw. mittel bis wenig gedüngten See (mesotropher bis oligotropher Produktionstypus).

Die rückläufige Algenproduktion hatte bisher jedoch erst eine sehr geringfügige Verbesserung der Versorgung des Tiefenwassers mit Sauerstoff zur Folge. Jedes Jahr sinkt der Sauerstoffgehalt in der Tiefe des Lachener Beckens (30 m bis Grund) am Ende der Schichtungsphase auf Werte zwischen 1 bis 3 mg O<sub>2</sub>/L. Damit wird hier der in der GSchV geforderte Wert von 4 mg O<sub>2</sub>/L klar nicht erreicht, und Fische können sich in diesem Bereich nicht mehr aufhalten. Durchschnittlich in jedem zweiten Jahr reicht die sauerstoffarme Zone sogar bis auf 20 m Tiefe hinauf. Diese Situation ist seit Ende der 1940er-Jahre unverändert geblieben. In den 1930er-

und anfangs der 1940er-Jahre lagen die jährlichen Sauerstoffminima im Tiefenwasser noch zwischen 4 und 6 mg O<sub>2</sub>/L. Bei der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser lässt sich für die vergangenen Jahre aber immerhin eine leicht abnehmende Tendenz beobachten.

**Zuflüsse:** Die grössten Nährstoff-Frachten gelangen – wegen der grossen Wassermenge – über den Linthkanal in den Zürichobersee. In den vergangenen Jahren führte der Linthkanal jährlich rund 15 bis 20 Tonnen Phosphor in den See. Zu Beginn der 1970er-Jahre waren diese Frachten mit rund 50 Tonnen noch bedeutend grösser. Demgegenüber wurde die Stickstoffzufuhr von jährlich rund 500 Tonnen auf heute rund 940 Tonnen erhöht. Die Nährstoffeinträge aus allen übrigen Zuflüssen sind nochmals etwa gleich gross wie die Einträge über den Linthkanal. Die Phosphor-Zufuhr aus den übrigen Zuflüssen ist jedoch – im Gegensatz zu den Einträgen über den Linthkanal – seit 10 Jahren unverändert geblieben.

#### 6.4 Interpretation

Dass die Sauerstoffverhältnisse im Zürichobersee trotz tiefem Phosphorgehalt und geringer Algenproduktion nicht besser sind, lässt sich zumindest teilweise durch die spezielle Form des Seebeckens und die aussergewöhnlichen Zuflussverhältnisse erklären. Mit 36 m maximaler Tiefe im Lachener Becken ist der Zürichobersee für seine Grösse ein wenig tiefer See. Zwischen April und September bildet sich im See eine Temperaturschichtung aus, die jedoch weniger stabil ist und eine weniger ausgeprägte Sprungschicht aufweist als dies in anderen Seen beobachtet wird. Die grossen Wasserzuflüsse aus dem Linthkanal und aus der Wägitaler Aa führen im See zu einer verhältnismässig mächtigen durchflossenen Schicht an der Oberfläche. Je nach zufließender Wassermenge schwankt die Grenze zwischen dem sauerstoffreichen Oberflächenwasser und dem sauerstoffarmen Tiefenwasser zwischen 10 und 20 m Tiefe. Während der Schichtungsperiode zwischen April und November wird das Oberflächenwasser des Zürichobersees rund sieben mal ausgetauscht und ist stets ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Der Anteil des Tiefenwassers (unter 20 m) am gesamten Wasservolumen liegt im Lachener Becken bei 20 % und im Bollinger Becken bei 36 %. Diese Schicht wird jeweils nur während der Zirkulationsphase zwischen Dezember und Februar ausgetauscht. In der Stagnationsphase wird hier der Sauerstoffvorrat durch die Zersetzung von Algen kontinuierlich aufgezehrt, sodass gegen Ende der Stagnation im Herbst der Sauerstoffgehalt im Wasser auf kritische Werte absinkt. Davon betroffen ist ein Volumen von 28 % des gesamten Seeinhaltes.

Eine weitere Reduktion des Phosphorgehaltes im Zürichobersee würde sich auf die Primärproduktion auswirken und die Sauerstoffverhältnisse weiter verbessern. Ob die in der GSchV verlangten 4 mg O<sub>2</sub>/L jedoch auch in den Tiefenwasserbereichen permanent erreicht werden könnten, lässt sich aufgrund der vorliegenden Daten nicht sagen. Ebenso kann zur Zeit noch nicht ausgesagt werden, ob und in welchem Umfang sich die Sauerstoffverhältnisse bei gleichblei-

bender Belastung des Sees mit Phosphor weiter verbessern würden, da die Primärproduktion auf die Veränderungen des Nährstoffangebotes bisher nur langsam reagiert hat und zudem von weiteren Faktoren abhängig ist. Die bisherige Entwicklung weist aber in die richtige Richtung. Die weiterhin monatlich durchgeführten Untersuchungen werden diese Fragen beantworten. Fest steht, dass im Falle des Zürichobersees besondere natürliche Verhältnisse vorliegen, die einen wesentlichen Einfluss auf die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser haben. Dies gilt es zu berücksichtigen, wenn die tatsächliche Situation bezüglich Sauerstoff an der Anforderung von 4 mg O<sub>2</sub>/L gemessen wird. Die Anforderung einer höchstens mittleren Produktion von Biomasse ist im Zürichobersee klar erfüllt.

### **6.5 Folgerungen für die Fischerei**

Aus fischbiologischer Sicht ist es in einem See von zentraler Bedeutung, dass die natürliche Fortpflanzung der vorkommenden Fischarten funktioniert und dass genügend Lebensräume für die Fortpflanzung und das Gedeihen der Fische vorhanden sind. Untersuchungen von Müller in den frühen 1990er-Jahren ergaben, dass im Zürichobersee ein erheblicher Anteil gesammelter Felcheneier aus natürlicher Fortpflanzung stammt und sich bis zum Schlüpfen entwickelt ([18] sowie R. Müller, EAWAG, unveröffentlichte Ergebnisse). Damit ist nachgewiesen, dass im Zürichobersee geeignete Lebensräume zur Naturverlaichung der Felchen bestehen. Der Anteil der Felchen aus Naturverlaichung dürfte im Vergleich zur Anzahl der Felchen aus künstlicher Erbrütung jedoch klein sein. Ursache dafür ist neben der Sauerstoffarmut im Tiefenwasser auch der Umstand, dass in den Bereichen mit geringerer Tiefe nur wenig geeignete Laichplätze mit sandigem Untergrund vorzufinden sind.

Die Lebensraumqualität für Fische darf jedoch nicht nur anhand der Felchen beurteilt werden. Vielmehr sind hier auch Fischarten von Bedeutung, die im Gegensatz zu den Felchen kaum bewirtschaftet werden, wie beispielsweise die Egli. Deren Bestände sind im Zürichobersee weitgehend unbeeinflusst und erhalten sich natürlich. Die Lauben waren bis vor wenigen Jahren im Zürichobersee vom Aussterben bedroht, treten heute erfreulicherweise aber wieder vermehrt in Erscheinung. Man kann davon ausgehen, dass diese Trendwende auf die verbesserten Lebensbedingungen im Oberflächenwasser zurückzuführen ist.

Für die Ertragssituation der Berufsfischerei spielt die Sauerstoffarmut im Tiefenwasser eine untergeordnete Rolle, sind die Erträge im Zürichobersee im Vergleich mit anderen Seen doch zufriedenstellend und können angesichts der tiefen Phosphorgehalte im Seewasser gar als hoch bezeichnet werden. Hingegen ergeben sich für die Berufsfischer teilweise betriebliche Probleme, da aus tief gesetzten Netzen häufig tote Fische angelandet werden. Mit abnehmender Produktivität des Sees sind hingegen eher abnehmende Fischfangerträge zu erwarten. Die Zusammenhänge zwischen Fischbeständen und Nährstoffgehalt, Ernährungssituation und Lebensraumangebot sind im Zürichobersee jedoch weitaus komplizierter als im Walensee. Die

Wahrscheinlichkeit, dass die Fischfangerträge im Zürichobersee ähnlich stark einbrechen wie im Walensee, wird daher als gering betrachtet. Dies wird durch die hohen Felchenerträge der letzten Jahre verdeutlicht.

## **6.6 Folgerungen für die Wasserversorgung**

Aus dem Zürichsee wird das Trinkwasser für nahezu eine Million Menschen in der Region Zürich gewonnen. Dabei stammt der grösste Teil des Wassers im Zürichsee aus dem Zürichobersee. Die Wasserqualität des Zürichobersees wurde von Seiten der Wasserversorgung noch nie bemängelt. Die Entwicklung hin zu weniger Phosphor und damit zu weniger Plankton stellt für die Wasserversorger aber eine Verbesserung dar, da sich der Aufwand für die Aufbereitung des Rohwassers verringert, je weniger Plankton darin enthalten ist.

## **6.7 Folgerungen für den Zürichsee**

Trotz der tiefen Phosphorgehalte im Seewasser ist der Zürichobersee der Hauptlieferant von Phosphor für den Zürichsee. Jährlich gelangen rund 32 Tonnen Phosphor aus dem Zürichobersee in den Zürichsee, was 62 % des Gesamteintrages ausmacht. Gleichzeitig stammen aber auch rund 90 % des Wassers, das dem Zürichsee zufliesst, aus dem Obersee. Dies bedeutet, dass das Oberseewasser eine Verdünnung des Phosphorgehalts im Zürichsee bewirkt. Ausserdem wird im Zürichobersee jedes Jahr im Laufe des Sommers praktisch das gesamte Phosphat aus den oberen 10 Metern durch die Algenproduktion verbraucht, und zwar unabhängig davon, wieviel zu Beginn des Jahres vorhanden war. Dadurch gelangt mit sinkender Produktion weniger Phosphor mit den Algen zur Sedimentation. Die Phosphorfracht, welche vom Obersee in den Zürichsee gelangt, dürfte daher nur sehr schwer weiter zu verringern sein. Aus diesen Gründen ist es denn auch nicht erforderlich beziehungsweise nicht zweckmässig, zugunsten des Zürichsees im Einzugsgebiet des Zürichobersees spezielle Anstrengungen zur weiteren Reduktion der Phosphoreinträge zu unternehmen.

## **6.8 Massnahmen**

Im Rahmen des Vollzugs der Gewässerschutzgesetzgebung werden generell verschiedene Massnahmen veranlasst, die eine stete Verringerung der Nährstoffzufuhr in die Gewässer zur Folge haben. Im Vordergrund stehen dabei die zahlreichen Massnahmen zur Ökologisierung in der Landwirtschaft sowie die Massnahmen zur Optimierung der Entlastungen aus den Kanalnetzen, zu welchen die Gemeinden mit den generellen Entwässerungsplänen (GEP) verpflichtet sind. In den Entwässerungs- und Entlastungskonzepten der Gemeinden und Abwasserverbände im Einzugsgebiet des Zürichobersees muss es weiterhin eine Zielsetzung von besonderer

Bedeutung sein, die Kanalnetze und Rückhalte- und Entlastungsanlagen optimal zu bewirtschaften und die entlasteten Schmutz- und Nährstoff-Frachten zu minimieren.

Die Kläranlagen im Einzugsgebiet des Zürichobersees weisen heute einen guten Ausbaustand und insbesondere auch eine gute Phosphorelimination auf, die es auf der Basis der bestehenden Anlagen weiterhin zu gewährleisten und zu optimieren gilt.

Spezielle Massnahmen zur Reduktion der Phosphoreinträge, die über die erwähnten hinausgehen, sind aus heutiger Sicht weder zugunsten des Zürichobersees noch zugunsten des Zürichsees erforderlich.

Die Wasserqualität des Zürichobersees wird im Rahmen des Überwachungsprogramms von Walensee, Zürichobersee und Zürichsee weiterhin durch die Wasserversorgung Zürich und im Auftrag der Anliegerkantone regelmässig untersucht.

Eine Möglichkeit, genaueres über die historischen Sauerstoffverhältnisse im Zürichobersee zu erfahren, bestünde in der Untersuchung von Sedimentkernen. Diese Massnahme ist als Option vorgesehen, sollte im Verlaufe der weiteren Messungen Bedarf nach entsprechenden Daten ausgewiesen werden.

Oft diskutiert wurde in jüngster Zeit auch das Vorkommen und die Bedeutung von Umweltschadstoffen. Im Fokus stehen beispielsweise Pestizide, Arzneimittelrückstände, Antibiotika, Hormone und hormonell wirksame Chemikalien, Sonnenschutzmittel u.a.m. Die Bedeutung dieser im Wasser meist nur in kleinsten Spuren vorkommenden Stoffe für die Wasserlebewesen und für die Trinkwasserversorgung ist Gegenstand umfangreicher Forschungsaktivitäten. Die Entwicklung der entsprechenden Erkenntnisse gilt es aufmerksam zu verfolgen. Spezielle Massnahmen für den Zürichobersee oder allfällige Messkampagnen sind derzeit jedoch nicht erforderlich.

## 7 Literaturverzeichnis

- [1] AGW (1985): P-Studie Zürichsee. Studie über den Phosphoreintrag in den Zürichsee aus natürlichen Zuflüssen. Baudirektion des Kantons Zürich, 81 S. + Beilagen und Anhang.
- [2] Ambio (1988): Phosphorbilanz des Obersees. Studie im Auftrag von Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen, Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz und Fachstelle für Gewässerschutz des Kantons Glarus, 51 S.
- [3] AquaPlus (1998): Chemische Untersuchungen und Erhebungen des äusseren Aspektes an 20 Zuflüssen des Zürichsees. Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz, 30 S.
- [4] AquaPlus (2000): Chemischer, biologischer und ökomorphologischer Zustand der Fliessgewässer im schwyzerischen Linthgebiet. Amt für Umweltschutz des Kantons Schwyz, 68 S. + Anhang.
- [5] Bürgi, H. R. (1983): Eine neue Netzgarnitur mit Kipp-Schliessmechanismus für quantitative Zooplanktonfänge in Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 45 (2): 505-507.
- [6] BUWAL (1999): Fischfang in den Schweizer Seen 1999, Ertragstabelle. [http://www.buwal.ch/wasser/dokumente/dokugs3/FangSeen99\\_d+f.pdf](http://www.buwal.ch/wasser/dokumente/dokugs3/FangSeen99_d+f.pdf)
- [7] EAWAG (1992): Einleitungskonzept Zürichsee. Zusammenfassung. Bericht zuhanden des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. Dübendorf, Dezember 1992. 30 S.
- [8] Gammeter, S. & U. Zimmermann (2000): Changes in phytoplankton productivity and composition during reoligotrophication in two Swiss lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 27: 2190-2193.
- [9] Gammeter, S., R. Forster & U. Zimmermann (1996): Limnologische Untersuchung des Walensees 1972-1995. Bericht zuhanden des Baudepartements des Kantons St. Gallen und der Baudirektion des Kantons Glarus. Zürich, Oktober 1996, 36 S.
- [10] Gammeter, S., R. Forster & U. Zimmermann (1997): Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972-1996. Bericht Wasserversorgung Zürich.
- [11] Höhener, P. (1990): Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation ETH Zürich, 132 S.
- [12] Jaag, O. (1949): Die neuere Entwicklung und der heutige Zustand der Schweizer Seen. Verh. Int. Verein. Limnol. 10: 192-209.
- [13] Kunz, W. R. (1911): Vergleich der gasvolumetrischen mit der titrimetrischen Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes und Bestimmung des vom Zürichseewasser absorbierten Sauerstoffes. Mitteilungen physikal. Ges. Zürich 16: 1-53.
- [14] Kunz, W. (1977): Belastung und Entlastung des Zürichsees hinsichtlich Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 122: 249-337.
- [15] Märki, E. (1961): Die Verunreinigung von Linth und Limmat. Wasser- und Energiewirtschaft 53 (10): 1-28 (Sonderdruck).
- [16] Mengis, M., Gächter, R. & B. Wehrli (1997): Stickstoff-Elimination in Schweizer Seen. Gas Wasser Abwasser 77: 174-180.
- [17] Minder, L. (1922): Studien über den Sauerstoffgehalt des Zürichsees. Arch. Hydrobiol. Suppl. 3: 107-155.
- [18] Müller, R. (1992): Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. Hydrobiologia 243/244: 261-268.
- [19] Örn, C. G. & E. A. Thomas (1983): Bedeutung von Zufluss und Wind auf die Wärme- und Sauerstoffverhältnisse im Zürich-Obersee von 1950 bis 1975. Gas Wasser Abwasser 63: 33-44.
- [20] Örn, C. G. (1983): Zürich-Obersee von 1946 bis 1981: Vergleich der Wärme- und Sauerstoffverhältnisse in den Becken von Bollingen und Altendorf. Gas Wasser Abwasser 63: 693-701.
- [21] Sauberer, F. (1962): Empfehlungen für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern. Mitt. int. Verein. Limnol. 11: 1-77.

- [22] Schanz, F. (1982): A fluorimetric method of determining chlorophyll a and phaeophytin a concentrations. Arch. Hydrobiol. Beih. 16: 91-100.
- [23] Schmid, C. & V. Prasuhn (2001): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich. Schriftenreihe der FAL 35, 114 S.
- [24] Steeman-Nielsen, E. (1952): The use of radioactive carbon (C14) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 18: 117-140.
- [25] Thomas, E. A. & C. G. Örn (1984): Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse im Zürich-Obersee und im Zürich-Untersee von 1936 bis 1982. Arch. Hydrobiol. 101: 327-342.
- [26] Thomas, E. A. (1954): Der Einfluss der Meliorierung der Linthebene auf die Überdüngung des Zürichsees. Monatsbull. Schweiz. Verein. Gas- und Wasserfachmännern 34: 264-270; 278-287..
- [27] Thomas, E. A. (1959): Das Wasser des Zürich-Obersees im Gebiet Lachen-Altendorf und seine Eignung zur Trinkwassergewinnung. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmännern 39: 161-173, 204-210, 224-229.
- [28] Thomas, E. A. (1961): Die Verschmutzung des Zürichsees und die Strömungs- und Durchflussverhältnisse bei Rapperswil. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmännern 41: 53-60, 76-83.
- [29] Thomas, E. A. (1964a): Katalog der Planktonorganismen des Zürich-Obersees und des Zürichsees. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 109 (2): 103-142.
- [30] Tilzer, M. M. (1990): Das Ökosystem Bodensee. Interdisziplinäre Untersuchungen am grössten deutschen Binnensee. AWBR-Jahresbericht 22: 191-236.
- [31] Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- [32] Ventling-Schwank, A. R. & D. M. Livingstone (1994): Transport and burial as a cause of whitefish (*Coregonus* sp.) egg mortality in a eutrophic lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51/9: 1908-1919.
- [33] Waser, E. & G. Blöchliger (1939): Untersuchung des Zürichsees 1936-1938. Untersuchungen der öffentlichen Gewässer des Kantons Zürich 5: 1-93.
- [34] Zimmermann, U. (1999): Die planktische Primärproduktion der trophischen Erholungsphase des Zürich- und des Walensees. Workshop über Langzeituntersuchungen von Voralpenseen und Trinkwasseraufbereitung. SVGW Sonderheft 1999/1: 29-32.
- [35] Zimmermann, U., R. Forster & H. Sontheimer (1991): Langzeitveränderung der Wasserqualität im Zürich-, Zürichober- und Walensee. Wasserversorgung Zürich. 90 S.
- [36] Züllig, H. (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkennung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweiz. Z. Hydrol. 44: 1-98.

## Dank

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Wasserversorgung Zürich und insbesondere der Abteilung Qualitätsüberwachung, die während vielen Jahren in unermüdlicher Arbeit die hier verwendeten Daten zusammengetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, das Amt für Umweltschutz des Kantons St.Gallen, die Wasserversorgung Lachen sowie in früheren Jahren das BUWAL haben die Oberseeuntersuchungen mit namhaften Beiträgen finanziell unterstützt.

Den Mitarbeitern der Seepolizei Zürich gebührt ein herzliches Dankeschön für die stets motivierte und unkomplizierte Zusammenarbeit und Hilfeleistung bei den Probenahmen.

## **Adresse der Autoren**

Sonja Gammeter / Richard Forster

Wasserversorgung Zürich, Qualitätsüberwachung

Hardhof 9, Postfach

8023 Zürich