Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern
Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Luzern
Band: 33 (1993)

Artikel: Gewässerschutz und Seeforschung
Autor: Gächter, René / Stadelmann, Pius
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-524608

Nutzungsbedingungen
Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation
L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use
The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 14.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Gewässerschutz und Seeforschung

René Gächter und Pius Stadelmann

Der Sempachersee ist ein Musterbeispiel für ein Gewässer-Ökosystem, das in enger Beziehung zu der Entwicklung, dem Wirtschaften, der Lebensweise und dem Verhalten der Bewohner in seinem Einzugsgebiet steht. Er ist gleichsam ein Spiegelbild ihres Verhaltens.

Die Qualität des Sees vor 1900 kann dank Angaben zur Fischerei beurteilt werden. Alte Urkunden zeigen, dass der Sem-

Abb. 1: Fischsterben vom 7./8. August 1984 im Sempachersee, bewirkt durch Blaualgen-Toxine. Hauptsächlich betroffene Fischarten waren Rotaugen und Barsche.

Überwachung des Sempachersees durch kantonale und wissenschaftliche Stellen	
1954	monatliche Untersuchung des Sees und der Zuflüsse durch Prof. Dr. Eugen A. Thomas, Universität Zürich.
1959	Gründung des Kantonalen Gewässerschutzamtes.
1963 – 1975	Abwassersanierungen im Einzugsgebiet und Bau von Kläranlagen.
1966 – 1967	Zweite Zufluss-Untersuchung durch das Gewässerschutzamt.
1972 – 1983	Jährlich viermalige Untersuchung des Sees durch kantonales Labor und Gewässerschutzamt.
1976/77	Dritte Zufluss-Untersuchung durch das Gewässerschutzamt.
1978	Erhebung der landwirtschaftlichen Betriebe bezüglich Gewässerschutz und Sanierungsverfügungen durch das Gewässerschutzamt.
1979	Gutachten der EAWAG zur Sanierung des Sempachersees.
1984	Betrieb der see-internen Anlagen durch Gemeindeverband Sempachersee.
1985	Bildung des kantonalen Amtes für Umweltschutz (AfU).
1992	Neues Konzept zur Sanierung des Sempachersees mit Massnahmenkatalog, Delegiertenversammlung des Gemeindeverbandes Sempachersee.
1984 bis heute	monatliche Überwachung des Sees durch EAWAG und AfU, dauernde Erfolgskontrolle an den Zuflüssen.

pachersee im Mittelalter ein reiches Felchengewässer war. Auch heute sind Felchen (Balchen) die hauptsächlichsten Nutzfische. Hohe Erträge können aber nur dank Jungfischeinsätzen aus Brutanstalten der Berufsfischer aufrechterhalten werden, da die natürliche Fortpflanzung infolge Sauerstoffmangels am Seeboden nicht mehr möglich ist.

Um 1900 wurden erste systematische limnologische Untersuchungen über Flora und Fauna und seit 1910 periodische Temperaturmessungen mit Sichttiefenbestimmungen durchgeführt. Später folgten weitere physikalische und chemische Messungen. Seit 1972 wird der Sempachersee mindestens viermal jährlich durch das kantonale Laboratorium sowie die kantonale Gewässerschutzfachstelle überwacht, und seit 1983 wird er monatlich kontrolliert.

Diese qualitativen Untersuchungen, die durch wissenschaftliche Studien ergänzt wurden, dokumentieren die Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) im See. Heute trüben und verfärben während des Sommers planktische Algen das Wasser. Eine weisse Scheibe von 30 cm Durchmesser lässt sich häufig nicht mehr erkennen, wenn sie sich mehr als 2 m unter der Oberfläche befindet. In den Jahren 1910/11 wurden Sichttiefen von 2,3 bis 11,1 m gemessen, zum Zeitpunkt des höchsten Trophiegrades im Jahr 1984 noch 1,2 bis 5 m.

Ein trüber See ladet nicht mehr zum Baden ein. Er verliert seinen Wert als Erholungsraum, und hohe Algendichten erschweren die Trinkwasseraufbereitung. Mit der Überdüngung der Seen ändert sich auch die Algenzusammensetzung. Verschiedene Blaualgenarten können Stoffe ausscheiden, die für Fische giftig sind. Übermässiges Algenwachstum bewirkt hohe pH-Werte und starke Sauerstoffübersättigungen in den oberen Wasserschichten. Beides kann Fischsterben verursachen. Für höher entwickelte Organismen wird wegen des Sauerstoffschwundes in den tieferen Wasserschichten der Lebensraum eingeengt. Generell führen diese Veränderungen zu einer Artenverarmung von Flora

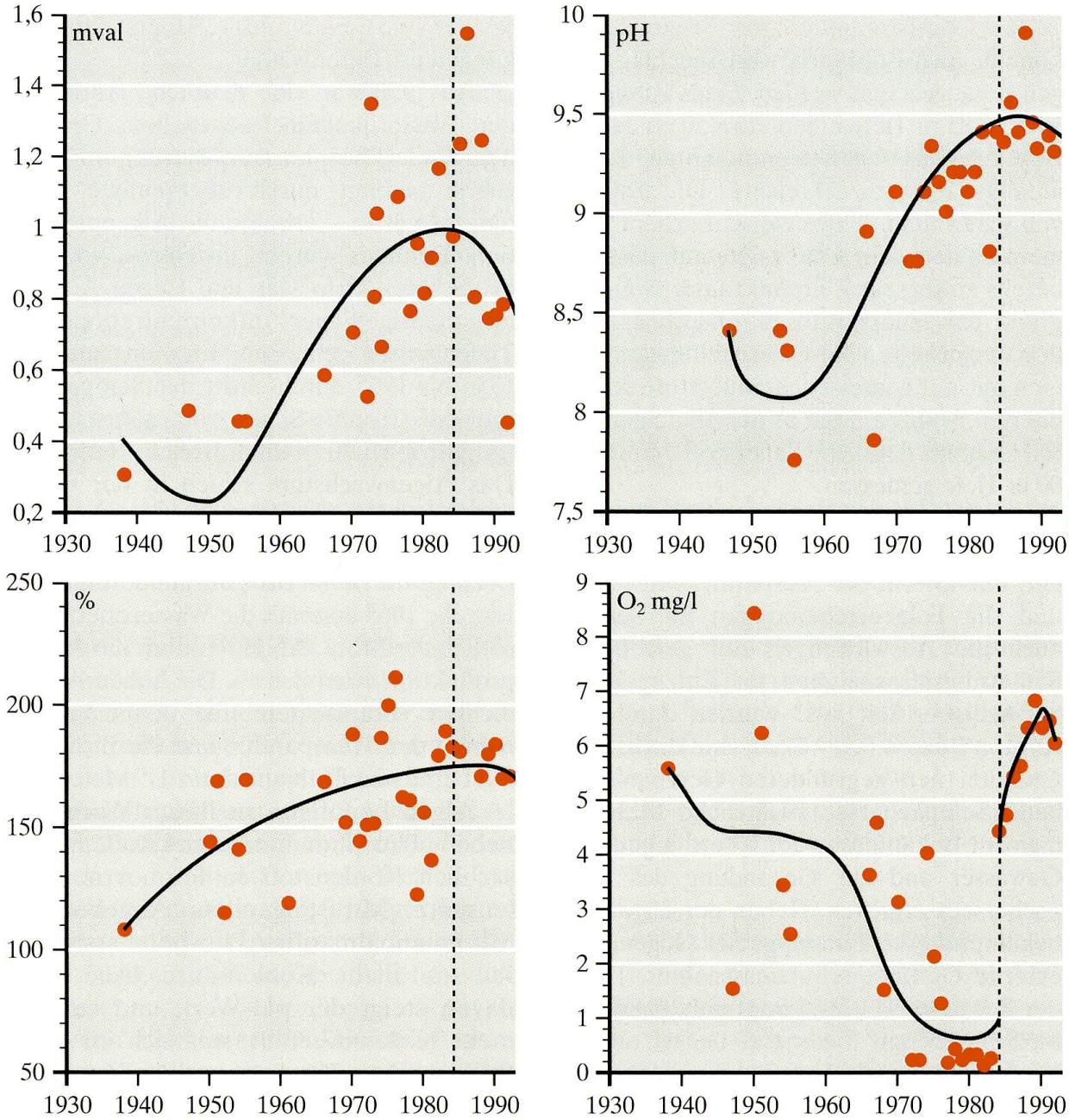


Abb. 2: Zustandsentwicklung des Sempachersees aufgrund chemischer Messgrössen. Oben links: Alkalinitätsdifferenz zwischen Winter- und Sommerwerten in den oberflächennahen Schichten (Epilimnion). Oben rechts: Maximal gemessene pH-Werte im Epilimnion. Unten links: Maximal gemessene Sauerstoff-Sättigungswerte (%-Sättigung) im Epilimnion. Unten rechts: Sauerstoffkonzentration in 80 m Tiefe jeweils im Herbst gemessen. Gestrichelte Linien: see-interne Massnahmen.

(Algen und höhere Wasserpflanzen) und Fauna (Zooplankton, Bodentiere und Fische). Da die Phosphor-Konzentration das Ausmass des Algenwachstums steuert, sind alle diese Qualitätseinbussen direkte oder indirekte Folgen einer zu grossen Phosphor-Belastung des Sees. Nach den heutigen Kenntnissen tritt eine deutliche Qualitätsverschlechterung ein, wenn während der Winterzirkulation die Phosphor-Konzentration (Gesamt-Phosphor) 20 bis 30 mg pro m^3 überschreitet.

Zur Beschreibung der Seegeschichte können auch Bohrkerne von Seeablagerungen herangezogen werden. Hans Züllig hat 1978 in 85 m Tiefe einen etwa 50 cm langen Bohrkern aus dem See entnommen, der bis anfangs 1800 zurückreichte. Die Bildung von schwarzem, schwefeleisenreichem Sediment ab dem Jahr 1950 zeigte auf, dass sich bereits zu diesem Zeitpunkt über dem Seegrund ein sauerstoffloses (anaerobes) Milieu entwickelte. Diese Feststellungen stimmen gut mit gemessenen Sauerstoffprofilen überein, wurden doch in den fünfziger Jahren erstmals deutliche Sauerstoff-Minima in 80 m Tiefe gemessen.

Dank den reichen Untersuchungsdaten eignet sich der Sempachersee ausgezeichnet, um sowohl die Nährstoffanreicherung und die Folgeerscheinungen im See als auch die Auswirkungen der getroffenen Sanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet aufzuzeigen. Seit 1983 wurden durch den Kanton Luzern (Gewässerschutzfachstelle) und den neu gegründeten Gemeindeverband Sempachersee zusätzliche Massnahmen zur Bekämpfung der Überdüngung der Gewässer und zur Gesundung des Sempachersees ergriffen. Neben der Ursachenbekämpfung im Einzugsgebiet (sogenannte externe Gewässerschutzmassnahmen) wird der See seit 1984 als Symptombekämpfung im Sommer mit Sauerstoff begast und im Winter zwangszirkuliert (sogenannte see-interne Massnahmen).

Zustandsänderungen des Sees

Die fortschreitende Nährstoffanreicherung der Luzerner Mittellandseen beunruhigte zuerst die Berufsfischer, dann die Wissenschaftler, später die Bevölkerung und schliesslich die Politiker. Bis in die fünfziger Jahre galt der Sempachersee als nährstoffarmes (oligotrophes) Gewässer, mit niedriger Algenproduktion, klarem Wasser und relativ guten Sauerstoffbedingungen im Tiefenwasser.

Ab 1950 war eine deutliche Änderung der Wasserqualität festzustellen. Die zunehmende Phosphoranreicherung im See – zuerst bedingt durch ungereinigte Siedlungsabwässer – erhöhte die Algenproduktion. Erstmals wurden im Herbst von den Professoren Otto Jaag und Eugen A. Thomas niedrige Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser gemessen. Im Zeitraum von 1950 bis 1965 durchschritt der Sempachersee die Trophie-Skala von nährstoffarm (oligotroph) zu nährstoffreich (eutroph). Das Algenwachstum schien in der ersten Hälfte der sechziger Jahre zu stagnieren. 1963 stellte August Schwander die Blaualge *Oscillatoria rubescens* (Burgunderblutalge) fest, die 1965 erstmals die Wasseroberfläche rötlich verfärbte. Ab 1970 nahm die Algenproduktion erheblich zu. Die hohen Algendichten verursachten eine deutliche Abnahme der Transparenz, und die Sichttiefe fiel bereits im Frühjahr unter 1,5 Meter.

Algen benötigen zu ihrem Wachstum neben Phosphor und Stickstoff hauptsächlich Kohlenstoff in Form von Kohlensäure. Mit steigendem Angebot des Minimumnährstoffes Phosphor assimilieren sie mehr Kohlensäure. Als Folge davon steigt der pH-Wert, und es wird mehr Kalk ausgefällt, was sich im oberflächennahen Wasser in einer Zunahme der Alkalinitätsdifferenz zwischen Frühjahr und Herbst auswirkt. Je stärker das Algenwachstum (Photosynthese) in den oberflächennahen und gut durchlichteten Schichten ausfällt, um so höher ist die Sättigung mit Sauerstoff. Mit Hilfe des maximalen pH-Wertes, der Alkalinitätsdifferenz zwischen Frühjahr und Herbst und der maximalen Sauerstoff-Sättigung lässt sich daher indirekt eine Aussage über die Algenproduktion machen (Abb. 2). Im Vergleich zu den sechziger Jahren muss das Algenwachstum während der letzten

Vergleich mit Qualitätszielen		
	Qualitätsziel für Schweizer Seen (VO über Abwassereinleitungen)	*Sempachersee 1983/1984*
höchstens mesotropher Zustand, d.h. Algenproduktion	weniger als 200 g C/m² · Jahr	380 g C/m² · Jahr
Sauerstoffkonzentration	überall und jederzeit mehr als 4 mg O_2/l	0 mg O_2/l
Sauerstoffbedarf zur Oxidation der reduzierten Substanzen in 85 m Tiefe		14 mg O_2/l
Phosphorkonzentration	weniger als 30 mg Gesamt-P/m³	165 mg P/m³
Phosphorzufuhr	weniger als 4 t P/Jahr	14,6 t/Jahr (1984/86)
Sichttiefe	mehr als 3 m	1,2 m (Minimum)
Qualitätsziel für Trinkwasser	maximal 2 mg DOC/l	3 mg DOC/l
Atrazin	maximal 0,1 µg/l	0,3 µg/l (1987)

Tab. 1: Zustand des Sempachersees in den Jahren 1983/84 im Vergleich mit den Qualitätszielen der schweizerischen Gesetzgebung. C: Kohlenstoff assimiliert pro m² und Jahr. DOC: gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon).

25 Jahre erheblich an Intensität zugenommen haben. Seit 1984 scheint die Algenproduktion trotz abnehmender Phosphor-Konzentration im See auf einem Sättigungswert zu verharren. Heute liegen die maximalen pH-Werte bei 9,4 und die Alkalinitätsdifferenzen bei 1 mval/l, verglichen mit maximalen pH-Werten von 8,4 bzw. 0,5 mval in den fünfziger Jahren. Die Sauerstoffsättigungswerte lassen ähnliche Rückschlüsse auf die Algenproduktion zu.

Wenn die Algenproduktion hoch ist, so muss im Tiefenwasser viel organisches Material mineralisiert werden. Dieser Prozess verbraucht Sauerstoff. Seit 1950 wurden teilweise und seit 1970 dauernd Sauerstoff-Minima in 80 m Tiefe im Herbst beobachtet (Sauerstoffkonzentrationen von weniger als 1 mg/l, Abb. 2).

In den Jahren 1972 bis 1975 beobachteten August Schwander und von 1984 bis 1988 Hans Ruedi Bürgi und Pius Stadelmann die Algenentwicklung im Sempachersee. Im August 1984 kam es zu einer Massenentfaltung der Blaualge *Aphanizomenon flos-aquae,* und nach dem Zusammenbruch dieser Population folgte ein massives Fischsterben, das die Öffentlichkeit stark bewegte. Die Fische wurden vergiftet durch Algentoxine, die diese Algen ins Wasser ausschieden (Abb. 1). In neuerer Zeit wird das Plankton durch Grünalgen und Blaualgen dominiert.

Gesetzliche Qualitätsziele

Die Qualitätsziele für Seen sind in der eidgenössischen Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975 umschrieben:

– In der Uferzone sollen lästige Wucherungen von Algen und höheren Wasserpflanzen nicht auftreten.

– Der biologische Zustand der Freiwasserzone soll höchstens dem mesotrophen Produktionstypus entsprechen, d.h. höchstens eine mittlere organische Produktion aufweisen.

– Der Sauerstoffgehalt soll, unter Vorbehalt ungünstiger natürlicher Verhältnisse, zu keiner Zeit und in keiner Tiefe weniger als 4 mg O_2/l betragen.

– Die hygienischen Voraussetzungen für die Trinkwassergewinnung und das Baden sollen gewährleistet sein.

Daraus lassen sich folgende weitere Kriterien ableiten:

– Die Phosphor-Konzentration soll zur Zeit der Vollzirkulation 20 bis 30 mg Gesamt-Phosphor pro m^3 nicht überschreiten.

– Die Primärproduktion soll höchstens 150 bis 200 g Kohlenstoff pro m^2 und Jahr betragen.

– Die Algenproduktion soll nicht zu übermässigem Sauerstoffschwund im Tiefenwasser führen.

– Die Sichttiefe soll 3 m nicht unterschreiten.

Tabelle 1 zeigt, dass diese Qualitätsziele für Seen und Trinkwasser im Sempachersee nicht eingehalten werden konnten.

Phosphoranreicherung in den Luzerner Seen

Die in den sechziger Jahren einsetzende abwassertechnische Sanierung in den Siedlungsgebieten, wie die Sammlung der Abwässer in Kanalisationssystemen und deren Reinigung in zentralen Kläranlagen, vermochte die Eutrophierung der Luzerner Seen nur teilweise aufzuhalten (Abb. 3).

Der *Sempachersee* war in den fünfziger Jahren noch ein nährstoffarmes Gewässer. Bis 1983 stieg die Phosphor-Konzentration auf 165 mg P/m^3 an. Seither nimmt sie wieder ab; bis 1990 war sie auf 90 mg P/m^3 gefallen.

Der *Baldeggersee* war bereits 1952 ein nährstoffreiches Gewässer. Durch den Bevölkerungszuwachs sowie die industrielle und landwirtschaftliche Entwicklung erhöhte sich die Phosphor-Konzentration bis zu einem Maximum von 520 mg P/m^3 im Jahr 1974. Danach verringerte sich die Phosphor-Konzentration dank der getroffenen gewässerschutztechnischen Massnahmen auf 110 mg P/m^3 (1990).

Der Ausfluss des Baldeggersees (Aabach) ist der Hauptzufluss zum *Hallwilersee.* Es erstaunt deshalb nicht, dass der Hallwilersee in seiner Phosphorentwicklung dem Baldeggersee in abgeschwächter Form und etwas verzögert nachfolgt. 1975 wurden maximale Werte von 260 mg P/m^3 erreicht. Die heutigen Konzentrationen sind mit 90 mg P/m^3 ähnlich wie beim Baldegger- und Sempachersee.

Auch im *Zugersee* konnte zwischen 1968 und 1983 eine starke Nährstoffanreicherung beobachtet werden. Die maximale Phosphor-Konzentration betrug 1983 rund 200 mg P/m^3 und fiel dann bis 1990 auf 160 mg P/m^3.

Einzig der *Vierwaldstättersee* konnte in einen nährstoffarmen Zustand zurückgeführt werden. Die Phosphor-Konzentration erreichte in den siebziger Jahren 30 mg P/m^3. Seit 1980 nahm sie wieder ab und fiel bis 1990 zur Zeit der Frühjahrszirkulation auf 8 mg P/m^3. Der Vierwaldstättersee ist heute wieder oligotroph.

Bekämpfung der Phosphoranreicherung und Verbesserung der Sauerstoffbedingungen

Im Jahr 1979 erstellte die EAWAG im Auftrag des Kantons Luzern ein Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten des Sempachersees. Neben der Ursachenbekämpfung im gesamten Einzugsgebiet (externe Massnahmen) wurden see-interne Massnahmen empfohlen, vor allem ein künstlicher Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser im Sommer und eine Zwangsdurchmischung des Sees im Winter. 1983 wurde der Gemeindeverband Sempachersee mit dem Ziel gegründet, die Gesundung des Sees mit externen und see-internen Massnahmen voranzutreiben.

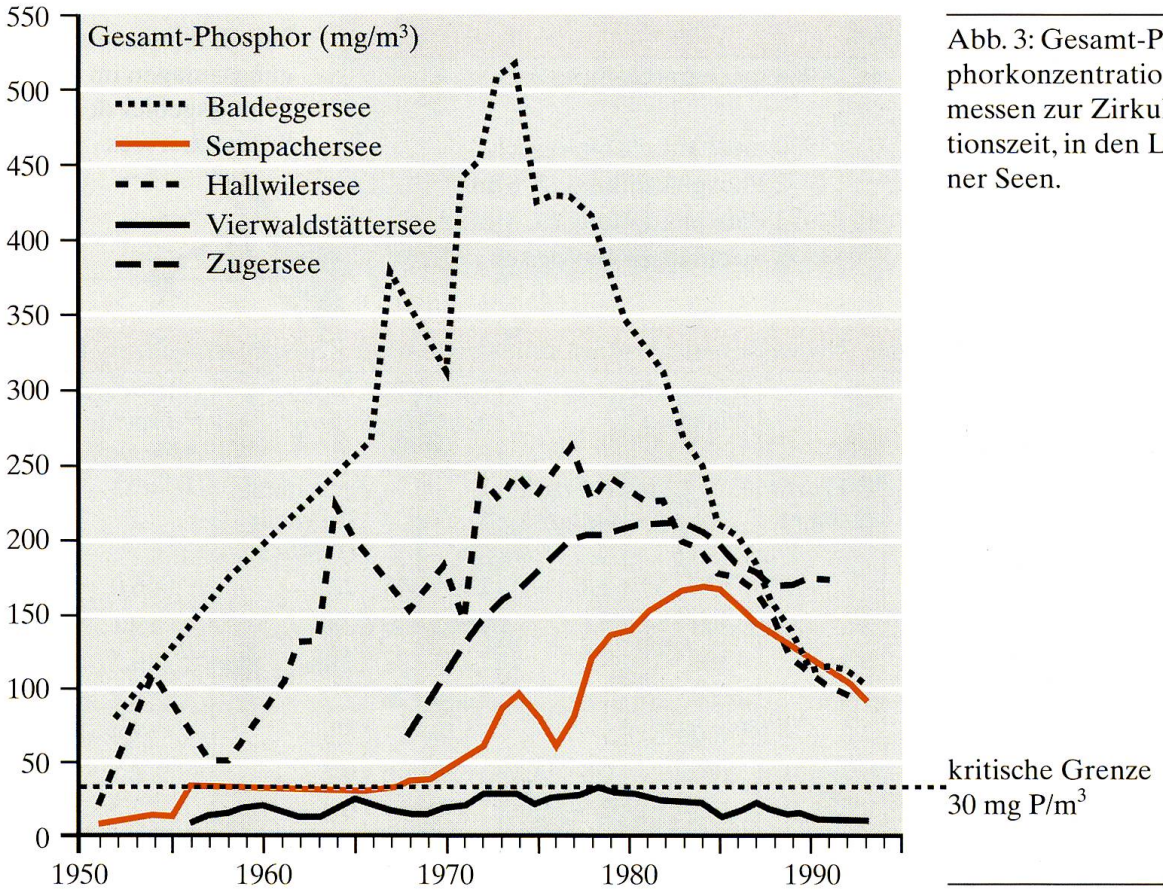


Abb. 3: Gesamt-Phosphorkonzentration, gemessen zur Zirkulationszeit, in den Luzerner Seen.

Konzept und Massnahmen für die Sanierung des Sees:

1. Ursachenbekämpfung im Siedlungsgebiet: Abwassersammlung und Abwasserreinigung mit Phosphat-Fällung in den Kläranlagen, die das gereinigte Abwasser in den See leiten.

2. Ursachenbekämpfung im ländlichen Raum: Verhindern von Abwassereinleitungen in Bäche; Erstellen von Sanierungsleitungen und Anschluss der landwirtschaftlichen Abwässer an eine abflusslose Grube.

3. Ursachenbekämpfung in der Landwirtschaft: genügend Stapelvolumen und Ausbringfläche für Hofdünger; Begrenzung der Tierbestände bezogen auf die Bodenbelastung, d. h. maximal 3 Düngergrossvieheinheiten (DGVE) pro Hektare.

4. See-interne Massnahmen: Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser im Sommer und Zwangszirkulation im Winter.

5. Aufklärungs- und Informationstätigkeit für ein seegerechtes Verhalten.

Abwassersanierung im Siedlungsgebiet

Bereits in den sechziger Jahren wurde mit dem Bau von Abwassersammelkanälen begonnen. Die erste Abwasserreinigungsanlage (ARA) in Eich wurde 1968 in Betrieb genommen, gefolgt von der ARA Büel-Bäch in der Gemeinde Gunzwil. In beiden Anlagen wurde das Abwasser mechanisch-biologisch gereinigt (1. und 2. Stufe). In der ARA Sempach-Neuenkirch wird seit der Inbetriebnahme im Jahr 1972 zusätzlich Phosphat gefällt (3. Stufe). Das gleiche gilt auch für die ARA Hildisrieden, die den Betrieb 1973 aufgenommen hat (Tab. 2).

Die Abwässer des nördlichen Einzugsgebietes werden vom Sempachersee fern-

Inbetriebnahme der ARA	
Eich	1968 mechanisch-biologisch
Büel-Bäch (Gemeinde Gunzwil)	1970 mechanisch-biologisch
Sempach-Neuenkirch	1972 Phosphatfällung (3. Stufe)
Hildisrieden	1973 Phosphatfällung (3. Stufe)
Surental	1975 mechanisch-biologisch

Tab. 2: Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Sempachersees.

Bevölkerungsentwicklung, Abwasserentsorgung und geschätzte Phosphorfrachten/Jahr											
Jahr	*Einwohner* (E)	*An ARA angeschlossen*			*Klärgruben mit Überlauf*[1]			*Landwirtschaftliche Verwertung*[2]			*geschätzte P-Frachten aus Abwasser total* (t/Jahr)
		E	%	P-Fracht (t/Jahr)	E	%	P-Fracht (t/Jahr)	E	%	geschätzte P-Fracht (t/Jahr)	
1950	6475				3530	55	3,3	2945	45	2,7	6,0
1967	6910				4405	64	7,1	2505	36	2,0	9,1
1970	7211	300	5	0,4	4580	63	8,2	2331	32	2,1	10,7
1975	9541	4375	46	1,7	2660	28	4,8	2479	26	2,2	8,7
1976/77	9790	5681	58	2,0	1960	20	3,5	2149	22	1,9	7,4
1986	10656	8578	80	0,7–1,0	180	2	0,8–1,0	1895	18	0,5	2,5
1988	11544	9500	82	0,7–1,0	140	1,2	0,6–0,9	1900	17	0,4	2,3
1990	11900	9900	82	0,6–0,9[3]	120	1	0,3[4]	1900	17	0,1–0,2[4]	1,4

[1] kein wirksamer Phosphorrückhalt
[2] inkl. Gruben ohne oder mit nicht bewilligtem Überlauf

[3] Regenentlastungen	200 – 400 kg
ARA Sempach-Neuenkirch	270 kg
ARA Hildisrieden	70 kg
Fehlanschlüsse	100 – 200 kg
Total	*600 – 900 kg*

[4] Abwasser von 120 Personen	100 kg
7 Käsereien	200 – 300 kg
1 kleiner Campingplatz	100 kg
Total	*400 – 500 kg*

Tab. 3: Bevölkerungsentwicklung, Anschluss der Einwohner an ARA und geschätzte Phosphorfracht aus Abwasser im Einzugsgebiet.

gehalten und der ARA Surental zugeleitet. An die ARA Surental wurden die Gemeinden Schenkon, Oberkirch, Nottwil und Sursee (1975) angeschlossen. Die ARA Eich und Gunzwil wurden 1979/80 aufgehoben und das Abwasser der ARA Surental zugeleitet. Die ARA Hildisrieden leitet seit 1993 das Abwasser in die ARA Surental.

Für das Jahr 1970 wurde eine Phosphorfracht aus Abwasser von 8,6 bis 10,7 Tonnen pro Jahr geschätzt. Von rund 7200 Personen waren damals erst 300 (4 %) an eine ARA angeschlossen.

Zwischen 1970 und 1990 wurden bei der Abwassersanierung grosse Fortschritte erzielt. Die geschätzten Abwasserfrachten nahmen trotz wachsender Bevölkerung von rund 10 Tonnen auf 1 Tonne P/Jahr ab. Das im Gutachten der EAWAG von 1979 gesetzte Sanierungsziel von weniger als 3 Tonnen Phosphor pro Jahr aus Abwasser wurde bereits 1986 erreicht.

1990 waren von den rund 11 900 Ein-

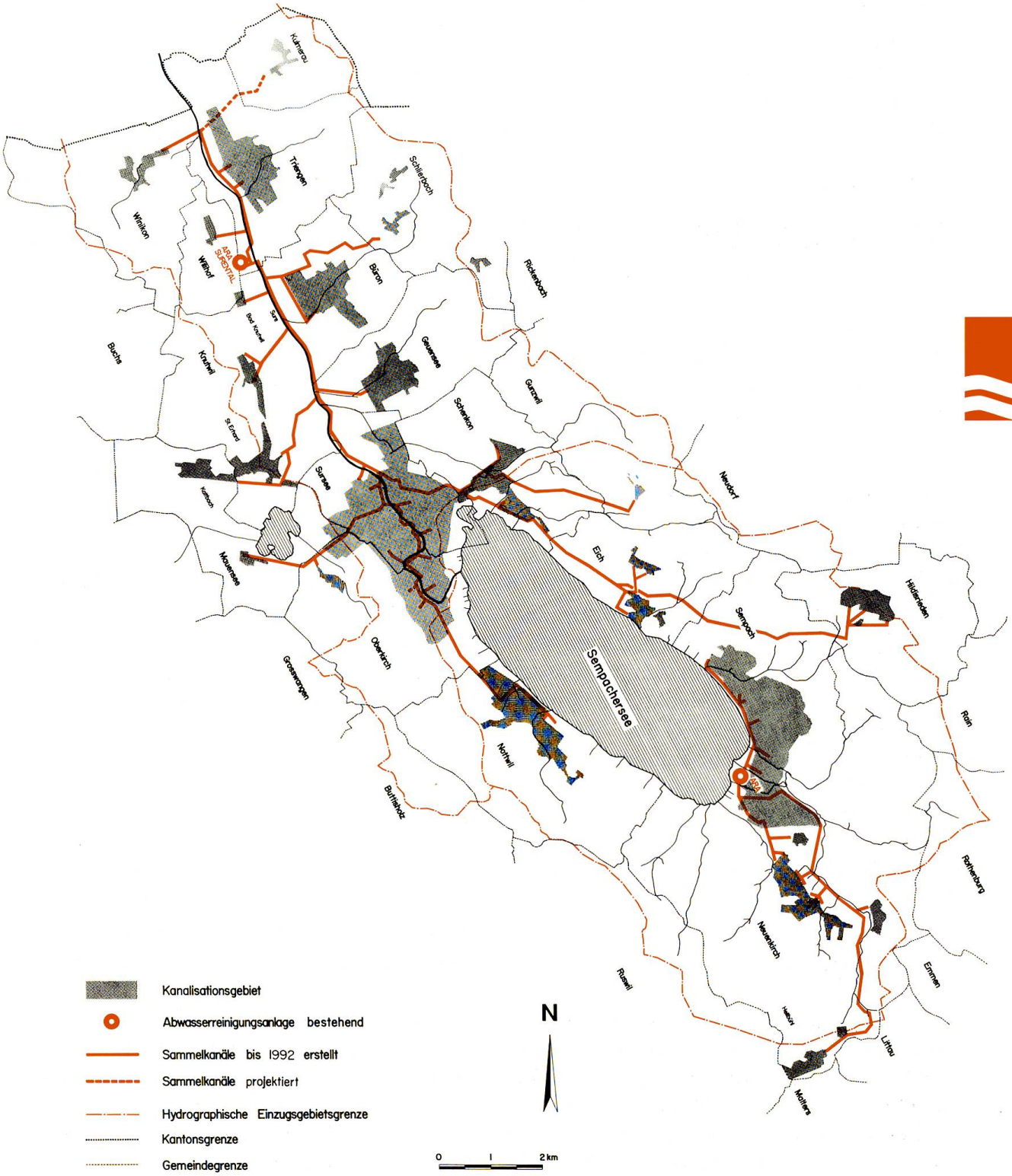


Abb. 4: Siedlungsentwässerung in den Einzugsgebieten des Sempachersees und des Surentals mit Hauptsammelkanälen und Abwasserreinigungsanlagen (Stand 1992).

Abwasseruntersuchungen in den Zuflüssen		
Länge der kontrollierten Bäche	109 km	
Länge des kontrollierten Seeufers	30 km	
Anzahl der Bachproben	340	
Anzahl der identifizierten Einleitungen	1320	
Keine chemische Analyse oder trocken	620	
Anzahl Einleiter mit chemischer Analyse	700	100 %
Konzentration weniger als 60 mg PO_4-P/m³	270	39 %
Konzentration 60 bis 160 mg PO_4-P/m³	230	33 %
Konzentration mehr als 160 mg PO_4-P/m³	200	28 %

Tab. 4: Ergebnisse des Abwasser-Einleitungskatasters bei den Zuflüssen zum Sempachersee 1981 bis 1983.

wohnern im Einzugsgebiet des Sempachersees 82 % an eine ARA angeschlossen, 17 % entsorgten landwirtschaftlich über abflusslose Güllengruben und 120 Einwohner (1 %) sind noch an eine ARA anzuschliessen (Tab. 3, Abb. 4).

Im Siedlungsgebiet sind heute die Anschlüsse an eine ARA fast vollständig realisiert. Ausgenommen sind einige Käsereien, ein Campingplatz und einige wenige Hausanschlüsse, die den See mit etwa 500 bis 700 kg Phosphor pro Jahr belasten.

Gemäss dem «Klärschlamm-Entsorgungskonzept» von 1982 darf im Kanton Luzern im Einzugsgebiet der Seen der Klärschlamm nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden. Der in der ARA zurückgehaltene Phosphor wird zurzeit mit dem Klärschlamm in einer regionalen Kehrichtdeponie entsorgt.

Verhindern von Abwassereinleitungen im ländlichen Raum

Die Zuflussuntersuchungen in den Jahren 1976/77 zeigten, dass noch verschiedene Abwassereinleitungen innerhalb des Siedlungsgebietes und im ländlichen Raum vorhanden waren. Eine erste Begehung der Zuflüsse erfolgte 1979. 1981 bis 1983 wurden wieder sämtliche Zuflüsse und das Seeufer abgeschritten und nochmals auf Abwassereinleitungen, Entwässerungsleitungen aus landwirtschaftlichen Betrieben und Drainagen untersucht. Auch die Wasserführung der Einleitungen wurde abgeschätzt, die Phosphor-Konzentrationen im Bach und in Einleitungen bestimmt und ein Abwasser-Katasterplan erstellt.

Als Zielvorstellung galt, dass alle Bäche und Einleitungen weniger als 60 mg Phosphat-P pro m³ aufweisen sollten; damit würde die jährliche Phosphatzufuhr zum See weniger als 3 Tonnen PO_4-P betragen. In einem ersten Schritt wurde bei Einleitungen von mehr als 160 mg PO_4-P/m³ den Ursachen für die hohe Phosphor-Konzentration nachgegangen. Die Einleitungen mit Konzentrationen von 60 bis 160 mg PO_4-P/m³ wurden in die zweite Sanierungspriorität eingestuft.

Nur 39 % der erfassten 700 Einleiter waren unproblematisch (Tab. 4). Bei den meisten Abwassereinleitungen von mehr als 160 mg PO_4-P/m³ konnten die Ursachen gefunden werden. Die notwendigen Sanierungen wurden verfügt und sind inzwischen zum grössten Teil ausgeführt.

Schwieriger war die Sanierung der Einleiter mit Phosphat-Konzentrationen zwischen 60 bis 160 mg PO_4-P/m³ . Es handelte sich vielfach um Drainagen, die bei Güllenaustrag sofort hohe Phosphor-Konzentrationen aufwiesen. Zusätzliche Gewässerkontrollen in den Testgebieten des Lippenrütibaches (1987) und der Grossen Aa (1990/91) zeigten, dass vor allem hochliegende Drainagen, Hofplatzentwässerungen

Tab. 5: Düngerbilanz Sempachersee aufgrund der landwirtschaftlichen Erhebung (1978).

Düngerbilanz	
Anfall aus Tierhaltung (Hofdünger)	242 t P/Jahr
Zugekaufter Dünger	61 t
Klärschlammaustrag	3 t
Abwasser: Landwirtschaftliche Verwertung	4 t
Phosphordüngung total	310 t P/Jahr
Phosphorentzug durch Pflanzen	180 t P/Jahr
Überdüngung der Böden	130 t P/Jahr
Phosphoraustrag in Gewässer durch:	
Erosion und Abschwemmung	6 t P/Jahr

Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe	454
Gedüngte Flächen	5 257 ha
Tierbestände in Düngergrossvieheinheiten	15 361 DGVE
davon 63 % Rindvieh und Pferde, 34 % Schweine, 3 % Hühner, Schafe usw.	
Mittlere Bodenbelastung (1978)	2,9 DGVE/ha

und Kurzschlüsse (Strassenentwässerungen, Drainagen) die Gewässer gefährden. Die Kontrolle der Zuflüsse gab nicht nur Auskunft über Abwassereinleitungen im ländlichen Raum, sondern auch Rechenschaft über Fehlanschlüsse im Siedlungsgebiet und über den tatsächlichen Anschlussgrad der Einwohner an eine ARA.

Massnahmen in der Landwirtschaft

Das Einzugsgebiet des Sempachersees ist durch hohe Tierbestände gekennzeichnet. Der Rindviehbestand ist während der letzten 50 Jahre etwa gleich geblieben; der Schweinebestand hat im gleichen Zeitraum aber um mehr als das 4fache zugenommen. Diese hohen Schweinebestände können nur dank massiven Futtermittelimporten ins Einzugsgebiet erhalten werden. 1978 wurden die 454 landwirtschaftlichen Betriebe überprüft bezüglich

- Tierbestände und Güllenanfall;
- verfügbarer Ausbringfläche für Hofdünger;
- Stapelvolumen für Hofdünger;
- Düngerbewirtschaftung und Güllenabnahmeverträge;
- gewässerschutztechnischer Verhältnisse.

Für das Einzugsgebiet des Sees wurde eine Düngerbilanz erstellt. Die flächenbezogene Tierbelastung betrug im Mittel 2,9 Düngergrossvieheinheiten (DGVE/ha). Rund 20 % der Betriebe wiesen sogar mehr als 4 DGVE pro Hektar auf; dieser Richtwert der Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft von 1979 wurde somit deutlich überschritten. Bei rund 30 % der Betriebe wurde eine Sanierungsverfügung erlassen, die sich auf die damalige Wegleitung des Bundes abstützte.

Im Einzugsgebiet setzte eine rege Bautätigkeit für die Erstellung von Güllengruben ein. Die Disziplin der Landwirte führte in neuerer Zeit zu einem verminderten Güllenaustrag bei ungünstigen Witterungsverhältnissen. Die notwendige Reduktion der Tierbestände konnte aber, von wenigen Einzelfällen abgesehen, nicht erreicht werden. Der Phosphoranfall aus der Tierhaltung, der Phosphorentzug durch die Pflanzenproduktion und die Überdüngung der Böden sind auch heute noch ähnlich wie 1978 (Tab. 5). Die Böden werden alljährlich mit rund 130 Tonnen Phosphor überdüngt. Das führt dazu, dass selbst bei gleichbleibender Düngermenge der Phosphor-Austrag aus dem Boden noch zu-

See-interne Anlagen	
Zwangszirkulation (Oktober bis April):	
2 Kompressoren à 37 kW	
Luftdurchsatz	340 Normal m^3/h
8 Leitungen, Länge	12,3 km
Durchmesser der Leitungen	40 mm
8 Eintragstellen auf	ca. 85 m Tiefe
Stromkosten	ca. 11 Rp./kWh
Betriebskosten pro Jahr	ca. Fr. 50 000.–
Begasung mit Reinsauerstoff (Mai bis Oktober):	
Sauerstofftank	25 m^3
8 Diffusoren auf	ca. 85 m Tiefe
Sauerstoffdurchsatz	2 – 3 Tonnen O_2/Tag
Betriebskosten pro Jahr (Sauerstoff)	ca. Fr. 150 000.–
Anlagekosten (inklusive Projektierung):	
Landanlagen	0,838 Mio. Franken
Seeanlagen, Arbeitsfloss, Landeplatz	1,362 Mio. Franken
Total	2,200 Mio. Franken

Tab. 6: Technische Daten und Kosten der see-internen Anlagen im Sempachersee.

nimmt. Die Probleme in der Landwirtschaft bezüglich Tierbestände sind noch nicht gelöst! Das Amt für Umweltschutz setzte den maximalen Tierbestand pro Fläche von 4 auf 3 DGVE/ha herab (Merkblatt für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft vom 1. Januar 1988). Vollzogen wird aber diese Massnahme nur, wenn ein Baugesuch eingereicht wird, bei der Genehmigung von Güllenabnahmeverträgen sowie bei der Anzeige von Gewässerverschmutzungen.

Die Gewässerschutzvorschriften werden nur schleppend durchgesetzt, weil bis heute eine entsprechende Agrarpolitik fehlt, die ausreichende ökonomische Anreize schafft, um einen Abbau der zu hohen Tierbestände und eine ausgeglichene Düngerbilanz zu realisieren. Ein erster Schritt, um ein ökologisches Verhalten der Landwirte mit Ausgleichszahlungen zu entschädigen, wurde 1985 unternommen. Für einen Uferschutzgürtel um den Sempachersee wurden Dünge- und Nutzungsbeschränkungen erlassen. Dieser Ufergürtel umfasst einen bis zu 500 m breiten Streifen rund um den See. Die Fläche beträgt rund 200 ha, davon wurden 140 ha landwirtschaftlich genutzt. In diesem Ufergürtel wurden Zonen mit unterschiedlichem Risiko für die Phosphorabschwemmung ausgeschieden. Kriterien für die Abgrenzung waren: Bodeneigenschaften, hydrologische Verhältnisse, Abstände zu Gewässern und Vorhandensein von naturnaher Vegetation. Die Dünge- und Nutzungsbeschränkungen wurden am 1. Februar 1988 von den Standortgemeinden verfügt. Dieser Schutzgürtel umfasst zwar nur 3 % des landwirtschaftlich genutzten Bodens im Einzugsgebiet. Er bewirkte aber eine Extensivierung der ufernahen Gebiete und hatte Signalwirkung für das gesamte Einzugsgebiet. In der Zone mit totalem Düngeverbot (Zone A) beträgt die jährliche Entschädigung 20 Franken pro Are, in der Zone B – mit stark beschränkter Düngung bezüglich Menge und Zeitpunkt – werden 8 Franken pro Are entschädigt.

See-interne Massnahmen

Ziel der see-internen Massnahmen (Seerestauration) ist es, durch Eingriffe Bedingungen zu schaffen, die eine schnelle

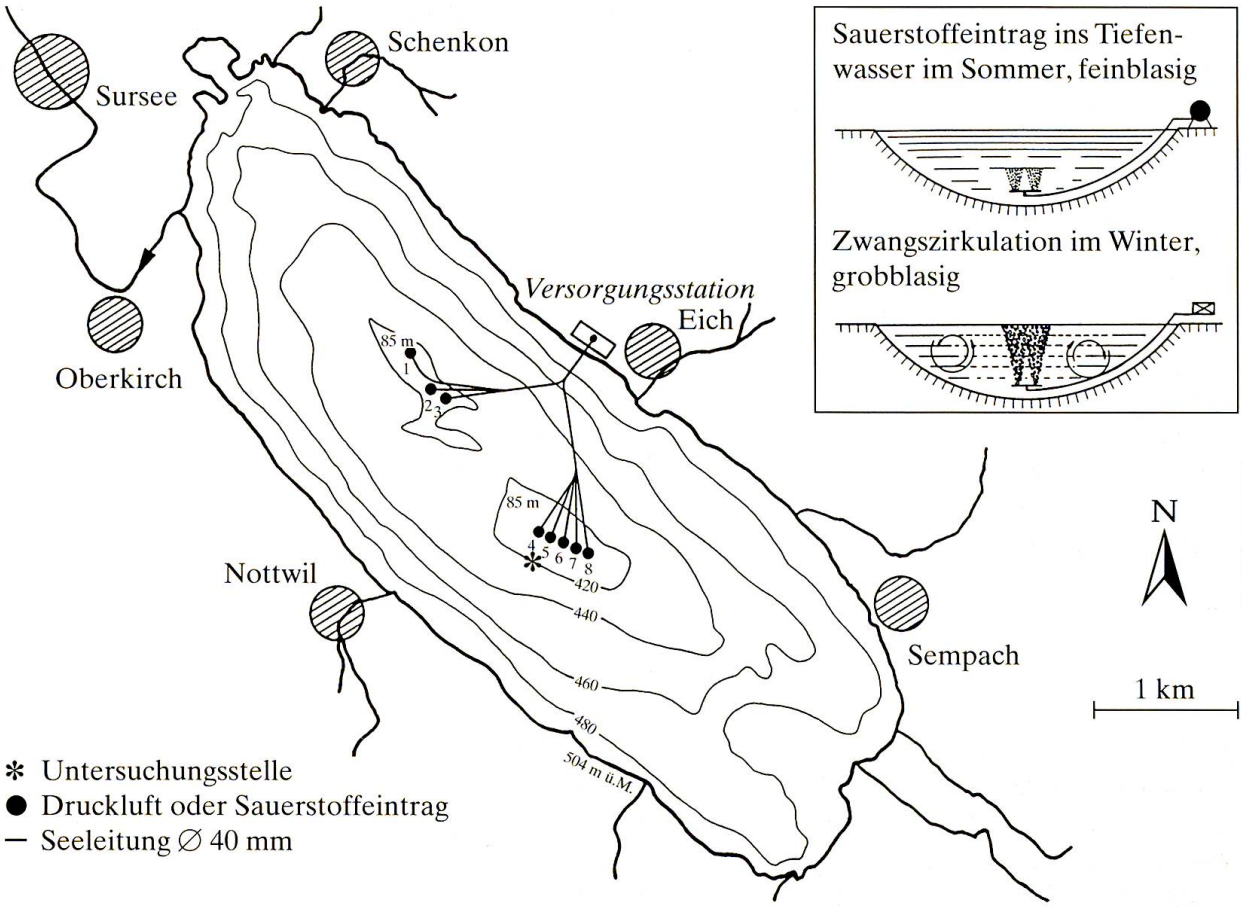


Abb. 5: See-interne Anlagen im Sempachersee. Standorte der Sauerstoffeintragstellen und Schema des künstlichen Sauerstoffeintrages und der Zwangszirkulation.

Selbstregulation des Sees ermöglichen. Aufgrund der positiven Erfahrungen im Baldeggersee, der bereits seit 1982/83 künstlich belüftet wurde, wählte man das gleiche Verfahren für den Sempachersee (Tab. 6).

Während der Wintermonate (November bis April) wird an 8 Stellen 340 Nm^3/h Druckluft in den See eingebracht (Abb. 5). Die aufsteigenden groben Luftblasen bewirken einen Transport von sauerstoffarmem Tiefenwasser an die Seeoberfläche, wo es Sauerstoff aus der Luft aufnimmt (Zwangszirkulation). Im Frühjahr 1969, 1971, 1972, 1973, 1976, 1977, 1979, 1980 und 1982 war die Durchmischung ungenügend gewesen. Die «Zwangszirkulation» soll gewährleisten, dass eine solche Situation nicht mehr auftritt. Während des Sommers ist es aus ökologischen Gründen unerwünscht, den See zu mischen und die natürliche Temperaturschichtung nachteilig zu beeinflussen. Aus diesem Grund werden zwischen Mai und Oktober am Seegrund über 8 Diffusoren täglich 2 bis 3 Tonnen Sauerstoff in den See eingeblasen. Die feinen Gasblasen lösen sich im Wasser vollständig auf, bevor sie 20 m weit aufgestiegen sind. Die Sauerstoffbegasung trägt den Sauerstoff dort ein, wo er benötigt wird, nämlich in den untersten 20 m, und die natürliche Temperaturschichtung wird nicht gestört.

Mit dem Sauerstoffeintrag ins Tiefenwasser sollen sauerstofflose Zonen im Tiefenwasser verhindert und die Bildung von reduzierten Verbindungen wie 2-wertigem

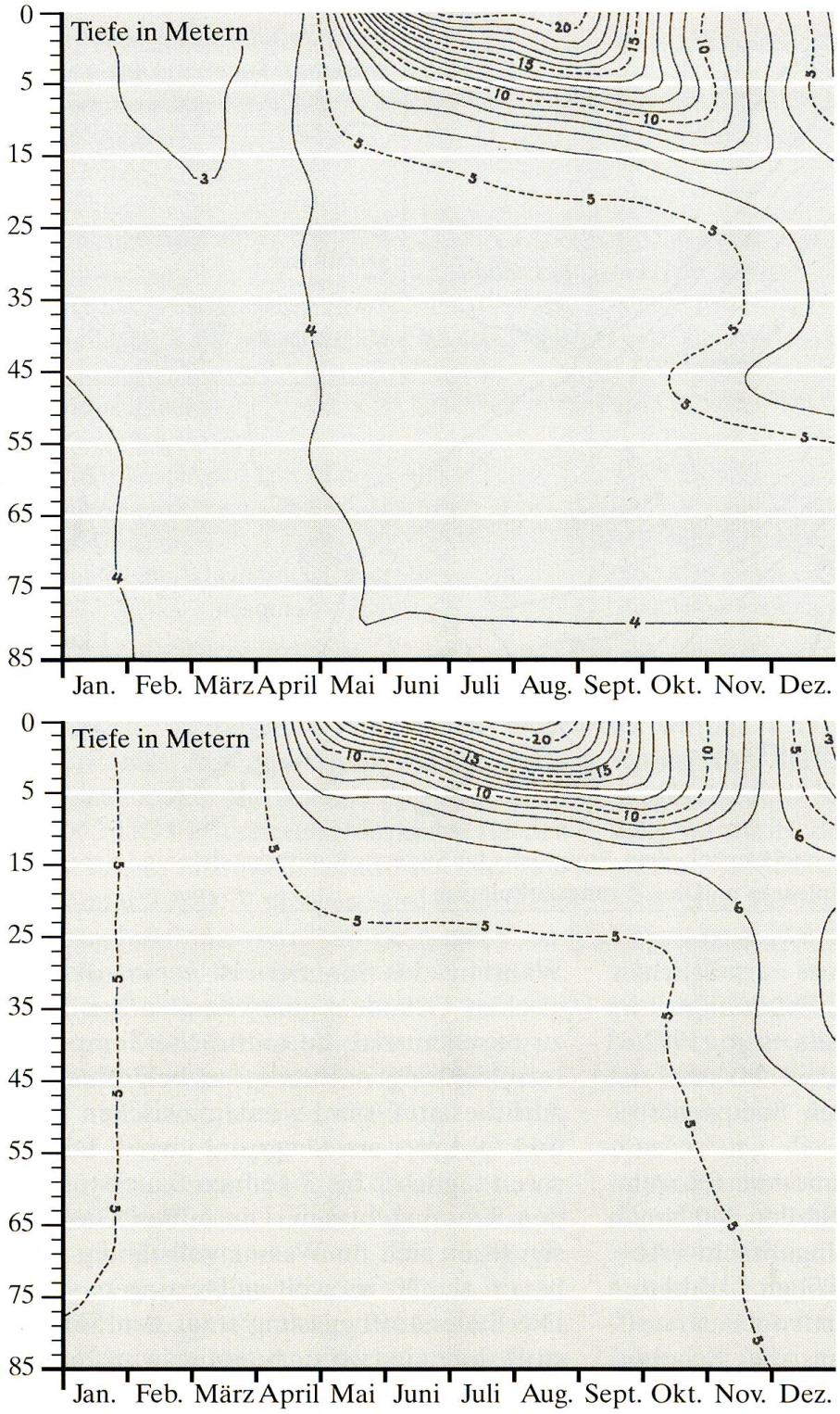


Abb. 6: Temperaturverteilung im Sempachersee vor den see-internen Massnahmen (1970; Grafik oben) und nach den see-internen Massnahmen (1988; Grafik unten) in °C in der Seemitte.

Mangan und Eisen, Nitrit, Ammonium, Methan und Sulfid unterbunden und der Lebensraum für höher entwickelte Tiere vergrössert werden. Die Wissenschaftler waren auch der Meinung, dass bei guten Sauerstoffverhältnissen über dem Seeboden die Phosphorrücklösung aus dem Sediment wesentlich verringert und damit die Phosphorabnahme im See beschleunigt würde.

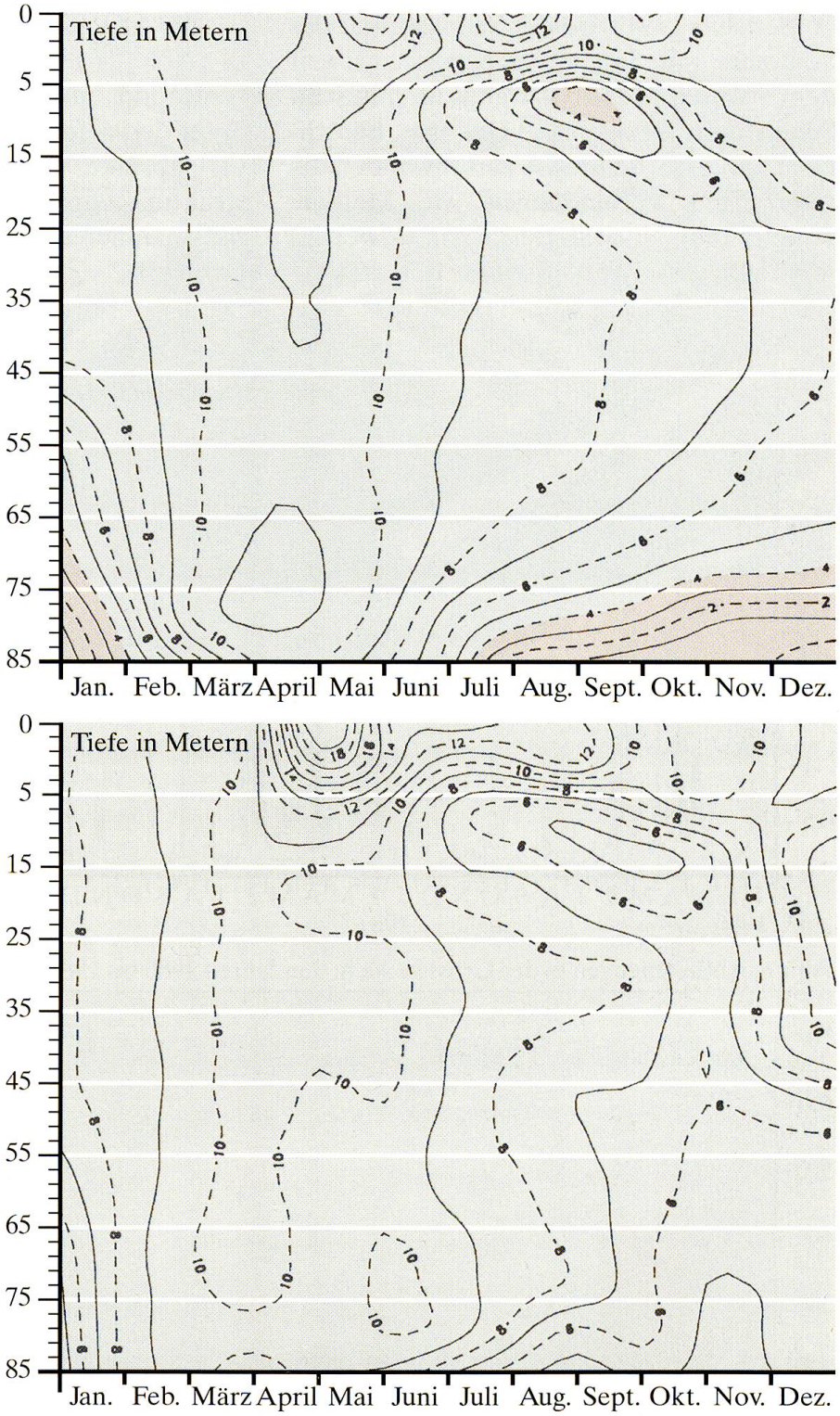


Abb. 7: Sauerstoffverteilung im Sempachersee vor den see-internen Massnahmen (1970; Grafik oben) und nach den see-internen Massnahmen (1988; Grafik unten) in mg O_2/l in der Seemitte. Rote Fläche entspricht weniger als 4 mg O_2/l.

Die see-internen Anlagen wurden so erstellt, dass die ästhetische Beeinträchtigung der Seelandschaft gering ausfiel (Abb. 10). Auf dem See sind nur die Positionsbojen der Belüftungsstellen sowie Blasen an der Seeoberfläche bei Zwangszirkulation bemerkbar (Abb. 11). Die Versorgung mit Sauerstoff und Druckluft erfolgt über eine Landanlage in Eich.

Seit Juli 1984 wird der See während des Sommers mit Sauerstoff begast und seit dem Winter 1984/85 zwangsdurchmischt. Schon nach dem ersten Halbjahr künstlichen Sauerstoffeintrages verschwanden die reduzierten Verbindungen wie Methan, Ammonium, Nitrit und Mangan (2-wertig) im Tiefenwasser zum grössten Teil.

Die Sauerstoffverteilung im Tiefenprofil (Abb. 7) zeigt, dass die Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser nicht mehr unter den geforderten Grenzwert von 4 mg O_2/l absinkt. Die natürliche Temperaturstruktur wurde durch die see-internen Massnahmen nicht wesentlich verändert (Abb. 6).

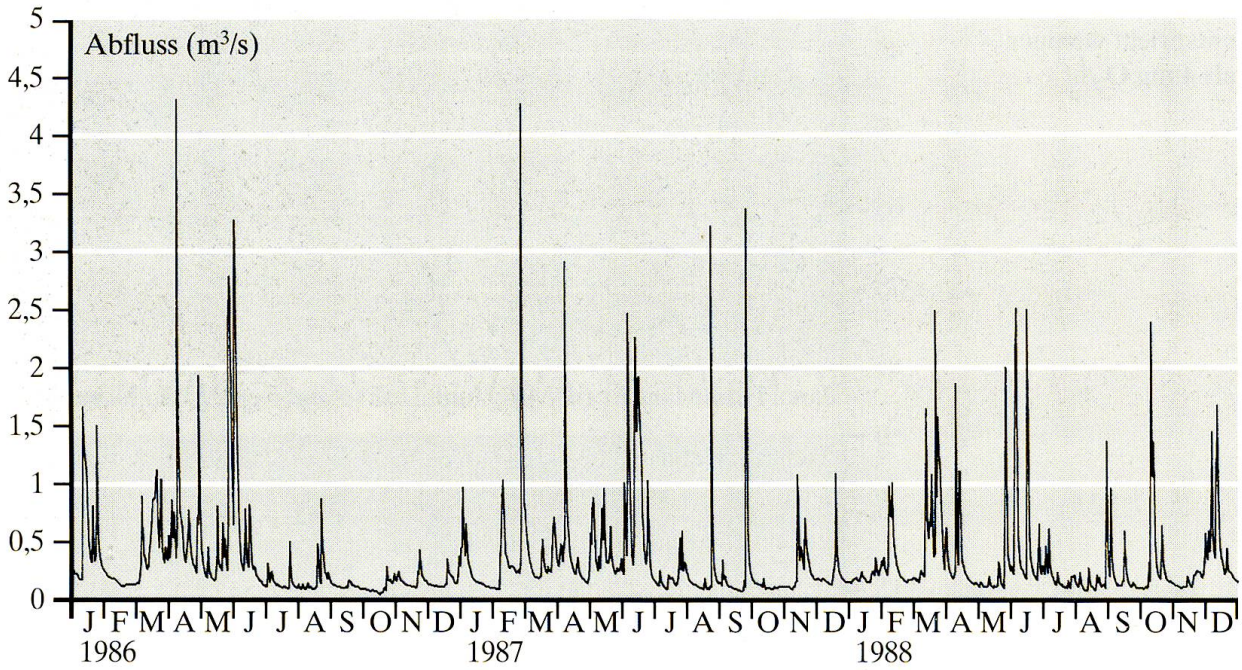


Abb. 8: Abflussmengen in der Grossen Aa in den Jahren 1986 bis 1988 (mittlerer Tagesabfluss).

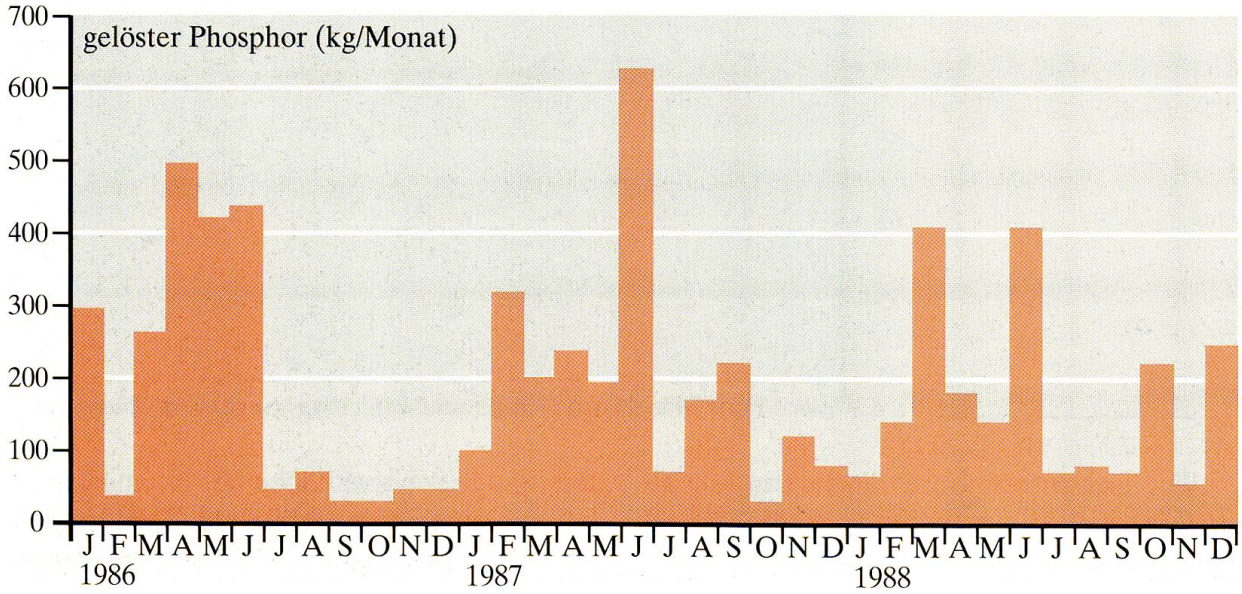


Abb. 9: Monatsfrachten an gelöstem Phosphor in der Grossen Aa (kg $P_{gelöst}$ pro Monat).

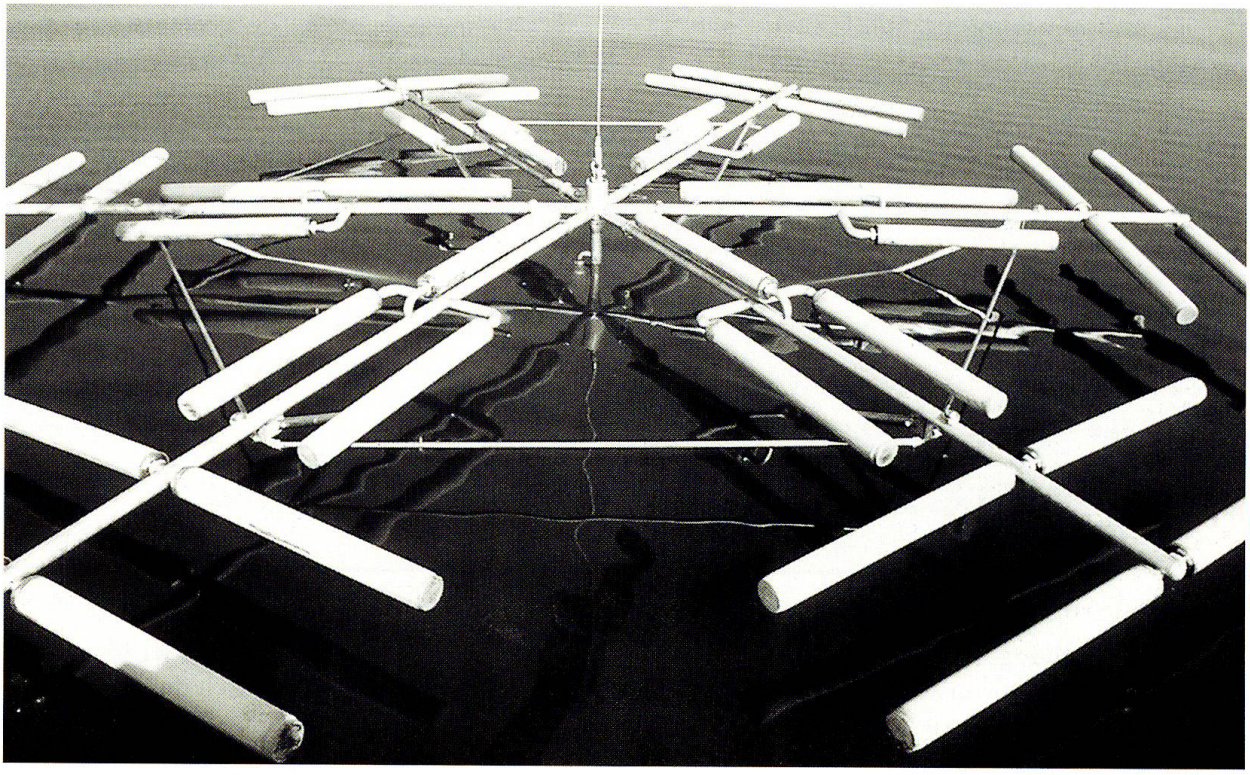


Abb. 10: Sauerstoff-Begasungseinheit mit 42 Metall-Fritten bestückt (Diffusor) vor dem Absenken in 85 m Tiefe.

Abb. 11: Zwangszirkulation im Winter. Blasenbild an der Oberfläche um die Positionsboje.

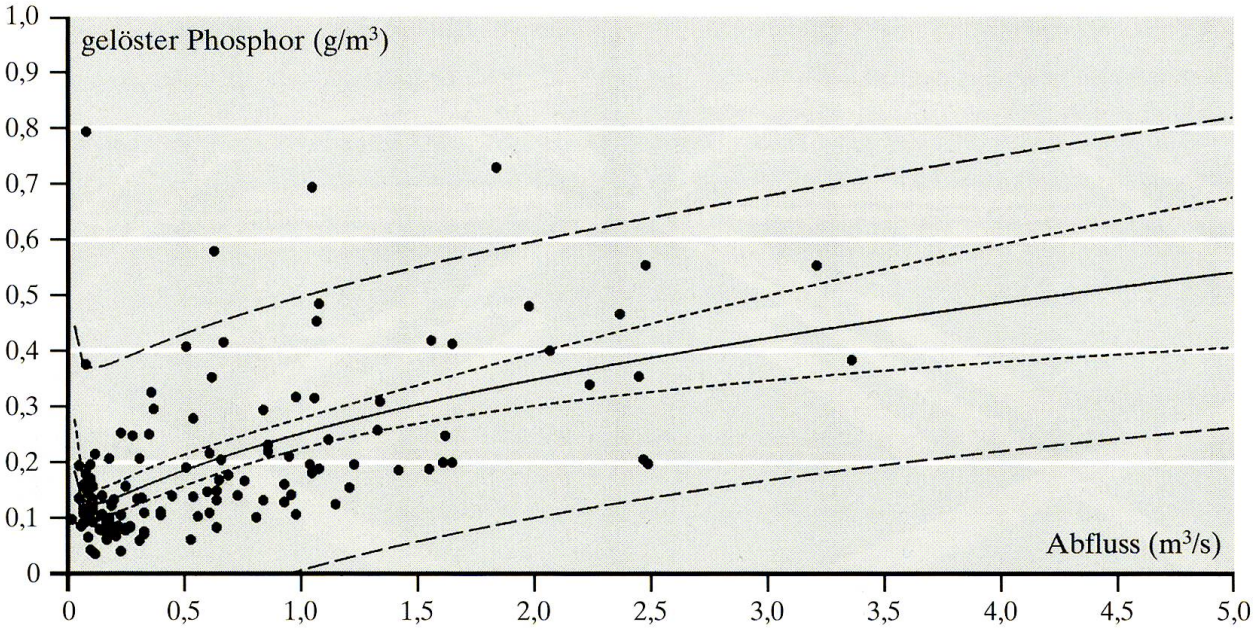


Abb. 12: Beziehung zwischen Abflussmenge und gelöster Phosphor-Konzentration in der Grossen Aa. Die Beziehung von Abflussmenge und Phosphor-Konzentration (Q/C) ist durch die Kurve dargestellt. Die gestrichelten Linien zeigen die Streuungen auf.

Überwachung der Zuflüsse und ARA-Einleitstellen

Die umfangreichen und kostspieligen see-internen und -externen Massnahmen verlangen eine Erfolgskontrolle sowohl im See als auch in den Zuflüssen und an punktförmigen Abwasserquellen (z.B. gereinigte Abwässer aus ARA). Die Ziele dieser Zufluss-Untersuchungen sind:

– Erfolgskontrolle der getroffenen externen Massnahmen zur Verminderung der Abwasserbelastung, der Erosion und Düngstoffabschwemmung aus der Landwirtschaft.

– Ermittlung von Nährstofffrachten aus den Zuflüssen zur Berechnung der Belastung des Sees mit Phosphor und Stickstoff. Erstellen von Phosphor- und Stickstoffbilanzen.

– Aufzeigen der Frachtanteile aus verschiedenen Quellen (Abwasser und Erosion/Bodenabschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen).

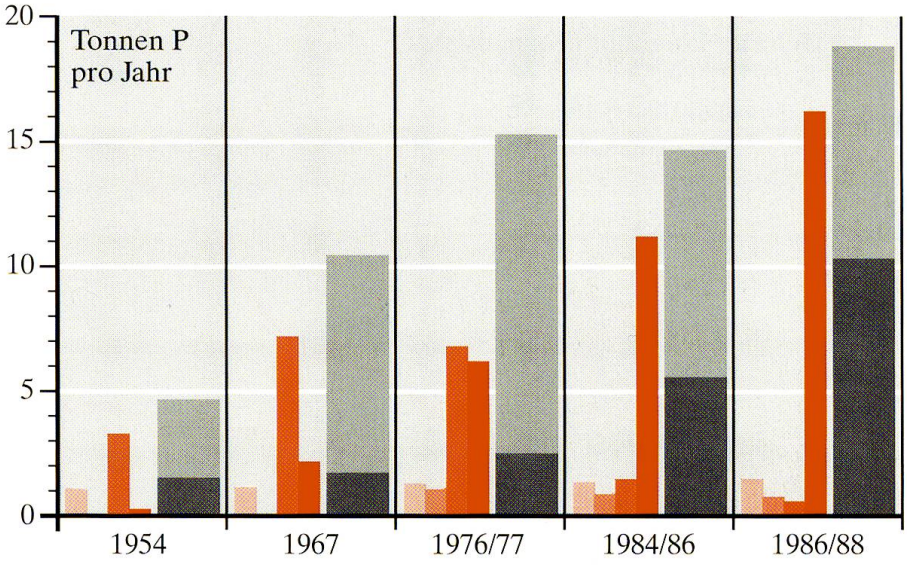
– Bereitstellen von Basisdaten für die Beratung und Festlegung von Massnahmenschwerpunkten.

– Zustandsbeschreibung der Zuflüsse bezüglich Abflussregime und Wasserqualität.

Eugen A. Thomas untersuchte 1954/55 und das Gewässerschutzamt des Kantons Luzern 1966/67 und 1976/77 die Zuflüsse zum Sempachersee. Seit 1984 werden die Hauptzuflüsse vom Gemeindeverband Sempachersee und vom kantonalen Amt für Umweltschutz dauernd überwacht. Dabei wurden Messstationen zur kontinuierlichen Bestimmung der Abflussmengen eingerichtet. Gleichzeitig werden in Abständen von 11 bis 22 Tagen und zusätzlich bei Hochwasser 24-h-Sammelproben entnommen und vor allem auf die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff untersucht.

Nährstofffrachten lassen sich aus der Abflussmenge (Q) und der dazugehörigen mittleren Konzentration (C) berechnen (Abb. 12). Es brauchen nicht dauernd an jedem Bach Proben zur chemischen Analyse entnommen zu werden. Mit zuneh-

Abb. 13: Gesamt-Phosphorfrachten für ausgewählte Jahre, aufgeschlüsselt auf verschiedene Verursacher.



	1954	1967	1976/77	1984/86	1986/88
Niederschläge	1	1,1	1,2	1,3	1,4
ARAs+Regenentlastung	0	0	1	0,8	0,68
Abwasser ungereinigt	3,2	7,1	6,7	1,4	0,5
Landwirtschaft Abschwemmung/Erosion	0,2	2,1	6,1	11,1	16,1
Totale Frachten	4,4	10,3	15	14,6	18,68
Anteil P partikulär	1,4	1,65	2,4	5,5	10,2
Anteil P gelöst	3	8,65	12,6	9,1	8,48

mender Abflussmenge steigt die Konzentration an gelösten Phosphorverbindungen an, weil bei starken Niederschlägen vermehrt Phosphor oberflächlich aus den Böden abgeschwemmt wird.

Die saisonale Veränderung der Abflussmengen der Grossen Aa sind als Beispiel in der Abbildung 8 dargestellt. Bei den monatlichen Phosphorfrachten in der Grossen Aa (1986 bis 1987) fallen die hohen Monatsfrachten im Frühjahr und jene nach starken Gewittern im Sommer auf (Abb. 9). Während eines niederschlagsreichen Monats kann bis zu einem Drittel der Jahresfracht von rund 2,2 Tonnen Phosphor/Jahr abgeschwemmt werden.

Die Phosphorfrachten zum Sempachersee sind in Abbildung 13 nach den Verursachern aufgeschlüsselt:

– Landwirtschaft: Bodenerosion/Abschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

– Ungereinigte Abwässer: Nicht sanierte häusliche Abwässer und weitere Abwassereinleiter.

– Gereinigte Abwässer aus ARA inklusive Regenentlastungen.

– Niederschläge: Niederschläge direkt auf den See.

Die Gesamt-Phosphorfrachten haben im Zeitraum 1954 bis 1988 von 4,4 auf 18,7 Tonnen pro Jahr zugenommen. Die deutliche Abnahme des Abwasseranteils wurde durch den Anteil aus der Landwirtschaft (Erosion und Bodenabschwemmung) mehr als wettgemacht. Der partikuläre Phosphor, herrührend aus der Erosion landwirtschaftlich genutzter Böden, ist zwischen

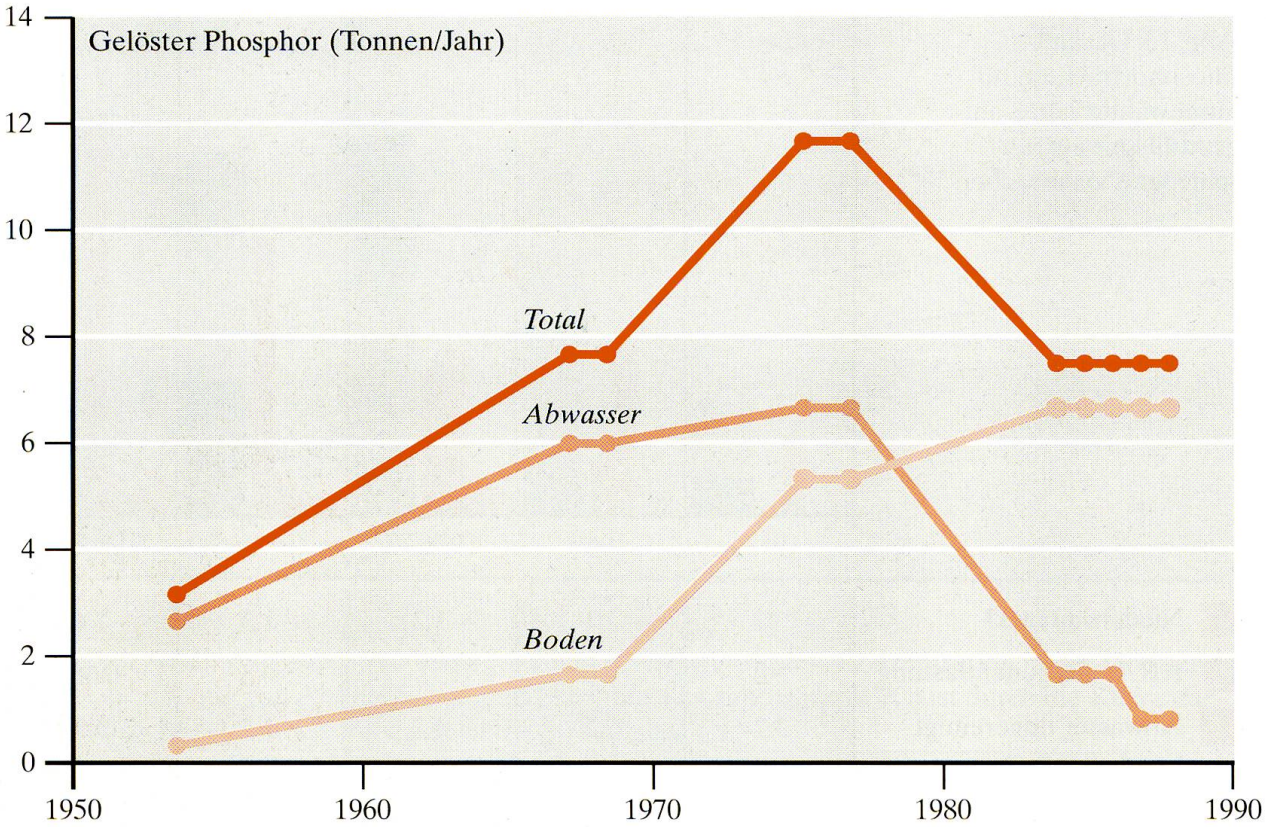


Abb. 14: Die Belastung des Sempachersees mit gelösten Phosphor-Verbindungen von 1954 bis 1988 in Tonnen Phosphor/Jahr. Anteile aus Abwasser und Bodenabschwemmung sind getrennt aufgeschlüsselt (ohne Berücksichtigung der Niederschläge direkt auf den See).

1976/77 und 1986/88 von 1,6 auf 9,5 Tonnen Phosphor pro Jahr angestiegen.

Da vor allem die *gelösten* Phosphorverbindungen das Algenwachstum im See beeinflussen, sind diese von besonderem Interesse (Abb. 14). Die Frachten haben sich von 1954 bis 1976 etwa vervierfacht und sind 1976/77 dank der Abwassersanierungsmassnahmen wieder kleiner geworden. Der Anteil aus der Bodenabschwemmung hat aber seit 1954 stark zugenommen und verharrt seit 1984 auf einem Wert von rund 7 Tonnen gelöstem Phosphor pro Jahr. Die in den letzten Jahren geleistete Aufklärungsarbeit und die Stabilisierung der anfallenden Hofdüngermenge (Tierbestände) hat zumindest ein weiteres Ansteigen des gelösten Phosphors aus landwirtschaftlich genutzten Böden verhindert.

Die totale Belastung des Sees mit gelöstem Phosphor dürfte höchstens 5,0 bis 7,5 Tonnen pro Jahr betragen. Geht man davon aus, dass über die Niederschläge und über Abwässer je rund eine Tonne Phosphor pro Jahr in den Sempachersee gelangen, so darf die Jahresfracht an gelöstem Phosphor aus dem Einzugsgebiet 3,0 bis 5,5 Tonnen pro Jahr nicht überschreiten. Das Einzugsgebiet des Sempachersees beträgt 61,4 km^2, d.h. der tolerierbare flächenspezifische Austrag von gelöstem Phosphor dürfte 0,50 bis 0,90 kg Phosphor pro Hektar und Jahr nicht übersteigen.

Die Bäche Maienbach (Nottwil), Dorfbach (Eich) und Brandbach (Schenkon) lagen unter diesem tolerierbaren Bereich (Abb. 15). Der Nottwilerbach und der Greuelbach bei Schenkon weisen Werte im tolerierbaren Bereich auf. Hingegen über-

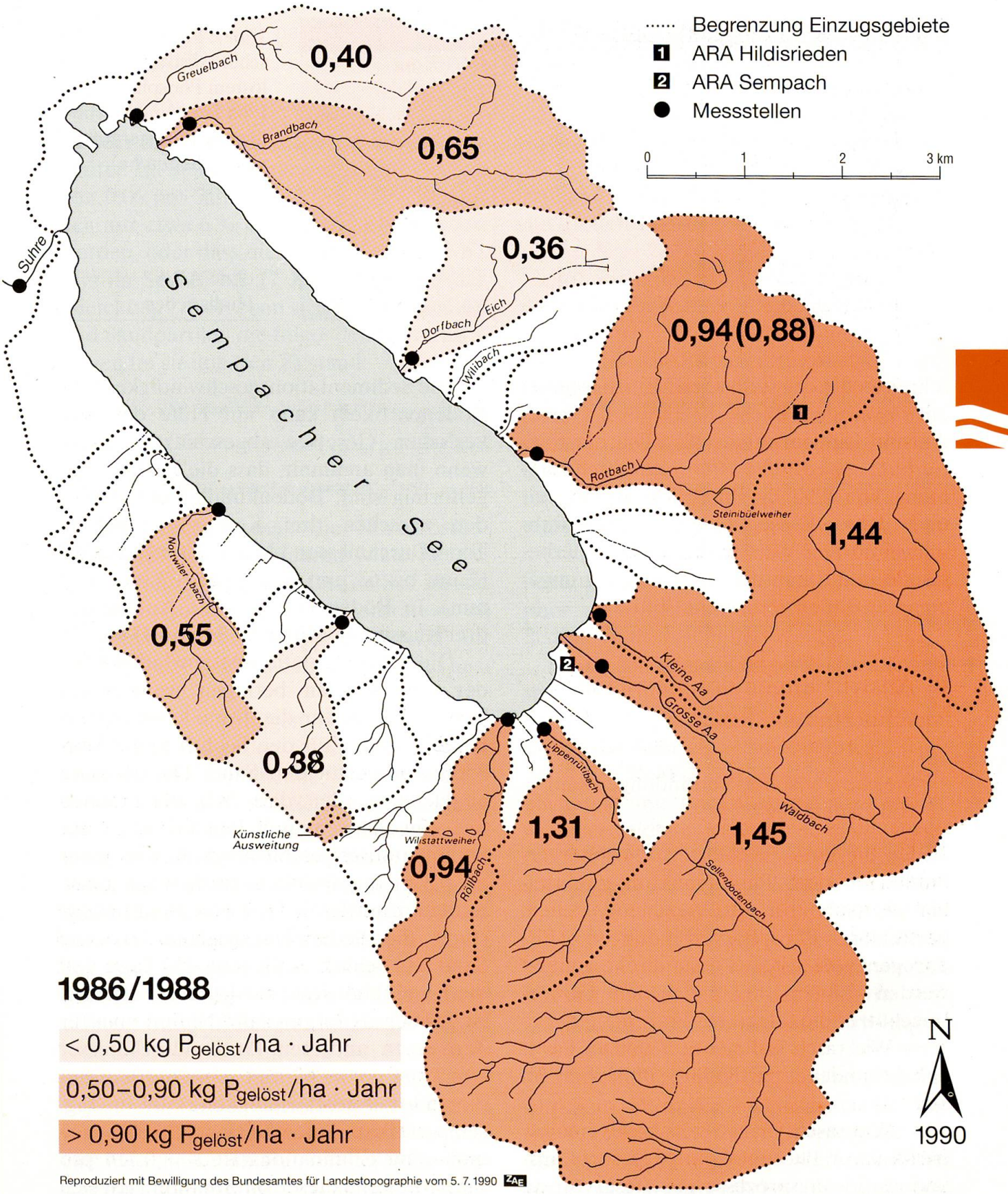


Abb. 15: Flächenspezifischer Phosphor-Austrag in kg $P_{gelöst}$ pro ha und Jahr in verschiedenen Bacheinzugsgebieten (1986 bis 1988).

Phosphoraustrag durch Zuflüsse		
Bach	*kg $P_{gelöst}$/ha · Jahr*	*DGVE/ha*
Lippenrütibach	1,31	2,9
Grosse Aa	1,45	3,3
Kleine Aa	1,44	3,1
Rotbach[1]	0,94 (0,88)[1]	
Brandbach	0,40	
Greuelbach	0,65	
Nottwilerbach	0,55	2,6
Maienbach	0,38	
Dorfbach Eich	0,36	2,2

Tab. 7: Flächenspezifischer Austrag an gelöstem Phosphor (kg P/ha Jahr) und Tierbelastung (Düngergrossvieheinheiten/ha).

[1] ohne ARA Hildisrieden

schreiten die das südöstliche Einzugsgebiet entwässernden Bäche Kleine Aa, Grosse Aa und Lippenrütibach deutlich die tolerierbare spezifische Phosphorabschwemmung von 0,90 kg Phosphor pro Hektar und Jahr. Diese hohen Phosphorabschwemmraten werden durch hohe Tierbestände und durch die Überdüngung ungeeigneter Böden verursacht (Tab. 7).

Auswirkungen der Gewässerschutzmassnahmen

Welche Phosphor-Verbindungen sind von Bedeutung?

Da die meisten gelösten Phosphorverbindungen dem Phytoplankton unmittelbar als Nährstoff zur Verfügung stehen, partikuläre Phosphorverbindungen (PP) dagegen von Algen kaum direkt genutzt werden können, stellen sich dem Gewässerschützer die folgenden Fragen:

– Wie rasch sedimentiert der an Partikel gebundene partikuläre Phosphor im See?

– Wie rasch «nährt» eingeschwemmter partikulärer Phosphor durch Desorptions- und Auflösungsprozesse das Reservoir an gelöstem Phosphor im See?

– Welches ist die kritische Belastung des Sees mit gelöstem Phosphor?

Die Sedimentationsgeschwindigkeit von Bodenpartikeln kann mit Hilfe des Stokes'schen Gesetzes abgeschätzt werden, wenn man annimmt, dass die Partikel kugelförmig sind. Bodenkundler unterscheiden zwischen drei Korngrössenklassen: Ton (Durchmesser kleiner 2 µm), Schluff (2 µm bis 63 µm) und Sand (63 µm bis 2 mm). In Böden betragen die Anteile der drei Klassen im Mittel 22, 35 und 43 %.

Die Sedimentationsgeschwindigkeiten der drei Klassen betragen weniger als 0,0035 mm/sec für die Tonteilchen, 0,0035 bis 3,5 mm/sec für den Schluff und 3,5 bis 3500 mm/sec für den Sand. Daraus kann abgeleitet werden, dass 78 % der in einen See eingeschwemmten Partikel mit einer Sedimentationsgeschwindigkeit von mehr als 0,3 m/Tag absinken. Im Sempachersee mit einer mittleren Tiefe von 46 m beträgt somit die Sedimentationsdauer (t) von Sand und Schluff weniger als 153 Tage, und die Eliminationsrate s = 1/t dieser Partikel ist grösser als 2,4 pro Jahr. Nimmt man für Ton einen mittleren Partikeldurchmesser von 1 µm an, so beträgt seine mittlere Sedimentationsgeschwindigkeit 0,09 m/Tag, seine mittlere Aufenthaltszeit t = 511 Tage und seine Eliminationsrate s = 0,714 pro Jahr. Mit Hilfe dieser Information lässt sich für den stationären Zustand die Konzentration der bodenbürtigen Partikel im See (C) im Verhältnis zu ihrer Konzentration in

den Zuflüssen (C_Z) nach folgender Gleichung abschätzen:

$$[C] = [C_Z]\ r/(r+s) \quad (1)$$

wobei r die Durchflussrate des Wassers bedeutet. Im Sempachersee liegt r im Bereich von 0,06 pro Jahr. Das heisst, dass alljährlich nur etwa 6 % des Seewassers erneuert werden, oder dass die Verweilzeit des Wassers im See 15 bis 17 Jahre beträgt. Nach Gleichung (1) ergeben sich für Ton, Schluff und Sandpartikel die folgenden Konzentrationen im stationären Zustand:

$$[C^{Ton}] = [C_Z{}^{Ton}]\ r/(r+s^{Ton}) = 0{,}0775\ [C_Z{}^{Ton}] \quad (2)$$

$$[C^{Schluff}] = [C_Z{}^{Schluff}]\ r/(r+s^{Schluff}) < 0{,}024\ [C_Z{}^{Schluff}] \quad (3)$$

$$[C^{Sand}] = [C_Z{}^{Sand}]\ r/(r+s^{Sand}) < 0{,}000025\ [C_Z{}^{Sand}] \quad (4)$$

Berücksichtigt man die Korngrössenverteilung des partikulären Materials im Zufluss, so folgt daraus, dass im See im stationären Zustand die Konzentration an partikulärem, bodenbürtigem Material nur etwa 2 % der Konzentration im Zulauf ausmacht.

Aus Untersuchungen an Seesedimenten weiss man, dass der Phosphorgehalt der Partikel mit abnehmender Korngrösse zunimmt; je feiner das Sediment ist, desto höher ist sein Phosphorgehalt. Leider sind keine Angaben über die Verteilung des Phosphors in Flusssedimenten bekannt. Wäre aber der gesamte partikuläre Phosphor in der Tonfraktion enthalten, so würde die Konzentration an partikulärem Phosphor im See knapp 8 % der Zuflusskonzentration betragen. Bei gleichmässiger Verteilung des Phosphors auf alle drei Fraktionen würde die Konzentration im See 2,5 % der Konzentration des partikulären Phosphors in den Zuflüssen ausmachen. Der tatsächliche Wert dürfte zwischen diesen beiden Extremwerten, etwa bei 5 % liegen. Das bedeutet, dass die Belastung des Sees mit partikulärem Phosphor die Phosphor-Konzentration im See nicht wesentlich beeinflusst, falls der eingeschwemmte partikuläre Phosphor unlöslich bleibt.

Lorenz Tschudi untersuchte im oligotrophen Vierwaldstättersee den Düngeeffekt von Bodenpartikeln experimentell. Er düngte im Sommer, also zur Zeit der grössten Phosphor-Limitierung, Seewasser mit Boden (500 mg Boden pro Liter Seewasser bzw. 2,55 g Boden pro m^2 Seeoberfäche). Nach einer Versuchsdauer von 16 Tagen waren in den gedüngten Behältern die mittlere Chlorophyllkonzentration um 33 % und die Konzentration an partikulärem organischem Kohlenstoff um 22 % höher als in den umgebenden Kontrollflächen. Das Algenwachstum wurde somit durch die zugegebenen Bodenpartikel gefördert. Bei der Beurteilung dieses Resultats muss aber berücksichtigt werden, dass

– im unten geschlossenen Versuchsbehälter der absinkende partikuläre Phosphor in 5 m Tiefe künstlich an der weiteren Sedimentation gehindert wurde,

– die im Versuch angewandte flächenspezifische Bodenmenge den jährlichen partikulären Phosphor-Eintrag in den Sempachersee mehr als dreimal übertraf,

– die Reaktion im eutrophen Sempachersee mit seinen höheren Phosphat-Konzentrationen weniger deutlich ausgefallen wäre als im oligotrophen Vierwaldstättersee,

– unter natürlichen Bedingungen der grösste Teil des algenverfügbaren Phosphors schon im Zufluss desorbiert worden und damit der Effekt des eingetragenen partikulären Phosphors wesentlich kleiner gewesen wäre.

Der Eintrag von partikulärem bodenbürtigem Phosphor spielt daher für den Stoffhaushalt und den Trophiegrad des Sempachersees nur eine untergeordnete Rolle, weil er sehr rasch sedimentiert und weil während des Absinkens durchs Epilimnion nur ein geringer Anteil für die Algen direkt verfügbar wird.

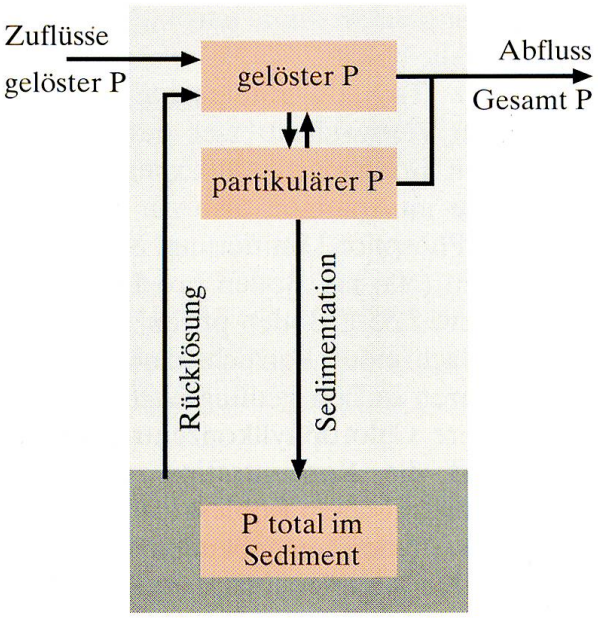


Abb. 16: Schematische Darstellung der Phosphor-Bilanz eines Sees. Nettosedimentation = Sedimentation minus Rücklösung.

Es wäre aber falsch, daraus abzuleiten, die oberflächliche Abschwemmung des Bodens sei für den Stoffhaushalt des Sees bedeutungslos, denn in den Zuflüssen besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Fracht an abgeschwemmtem partikulärem Material und der Fracht an desorbiertem, gelöstem Phosphor (Abb. 12).

Phosphor-Bilanz des Sempachersees

Damit wurde begründet, weshalb Veränderungen der Zufuhr an partikulärem Phosphor (PP) keine wesentlichen und vor allem keine bleibenden Veränderungen der Phosphor-Konzentration im See bewirken. Mit Hilfe von Bilanzrechnungen wird nun, unter Vernachlässigung der Frachten von partikulärem Phosphor, der Zusammenhang zwischen der Belastung des Sees mit gelösten Phosphorverbindungen, dem Gesamt-Phosphor-Inhalt des Sees und der Phosphor-Nettosedimentation ermittelt (Abb. 16).

Der P-Inhalt des Sempachersees hat sich von 1954 bis 1983 etwa verzehnfacht. Seit 1983 nimmt er kontinuierlich ab und hat 1991 einen Wert erreicht, der etwa demjenigen von 1977 entspricht (Abb. 17). Basierend auf dem mittleren Verlauf des Phosphor-Inhalts wurde die jährliche Inhaltsänderung ($\Delta I/\Delta t$) zwischen 1954 und 1991 berechnet (Abb. 18). Bis 1977 hat die jährliche Inhaltsänderung fortschreitend zugenommen. Im Zeitraum von 1978 bis 1982 hat sich die Zunahme verlangsamt, und seit 1983 ist die Inhaltsänderung negativ. Somit wurde die Eutrophierung seit 1977 zwar gebremst; sie ist aber erst seit 1984 rückläufig. Als mögliche Ursachen kommen in Betracht:

– die seit 1977 – vor allem durch Abwassersanierungsmassnahmen im Einzugsgebiet – bedingte Abnahme der Phosphorbelastung (Abb. 14);

– eine zunehmende Phosphor-Exportrate über die Suhre;

– eine zunehmende Phosphor-Nettosedimentation in den Seeboden.

Der Phosphor-Export aus dem See hängt von der Phosphor-Konzentration im Abfluss (Suhre) und der abfliessenden Wassermenge ab. Die Exportrate gibt an, welcher Anteil des Phosphor-Inhalts des Sees in einem bestimmten Zeitraum (z.B. in einem Monat) aus dem See ausgeschwemmt wird. Sie ist in den Wintermonaten gross, wegen der durch die Zirkulation bedingten hohen Phosphor-Konzentration und der relativ hohen Abflussmengen. Im Sommer ist sie dagegen niedrig, weil die Sedimentation des Planktons die Phosphor-Konzentration im Abfluss vermindert und gleichzeitig die Abflussmengen niedrig sind. In den Wintermonaten (Januar bis April) haben die monatlichen Exportraten nach 1984 zugenommen (Abb. 19). Dies kann mit der Zwangszirkulation des Sees erklärt werden: Sie beschleunigt im Herbst die Durchmischung

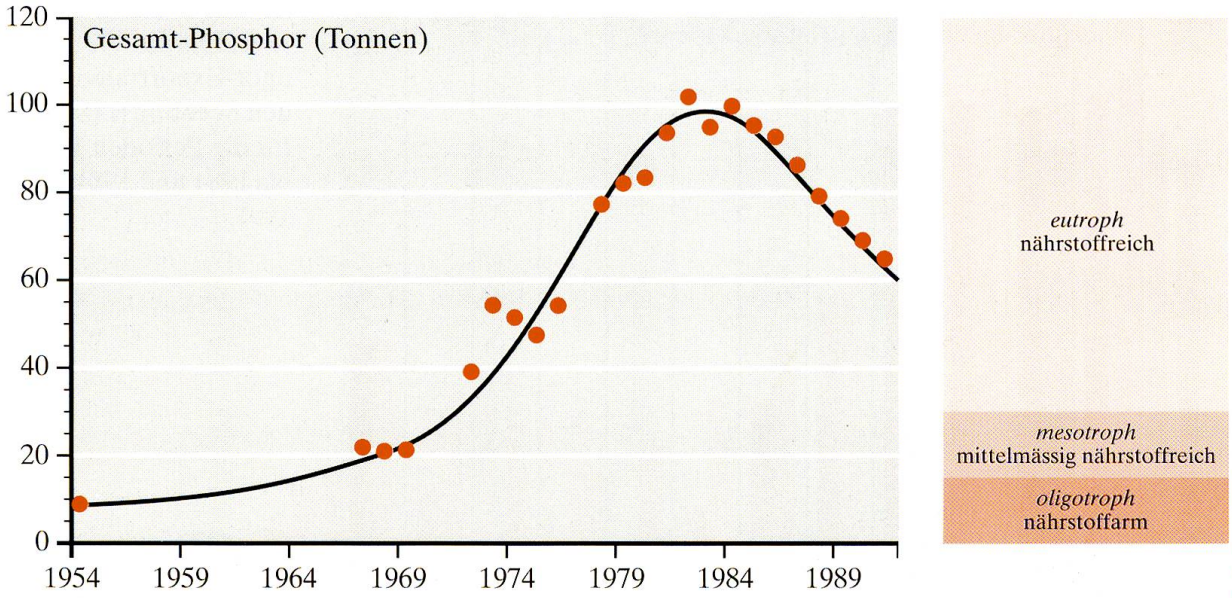


Abb. 17: Verlauf des Gesamt-Phosphor-Inhalts im Sempachersee. Die Punkte bezeichnen gemessene Jahresmittelwerte, und die Kurve zeigt die mittlere Veränderung des Gesamt-Phosphor-Inhalts.

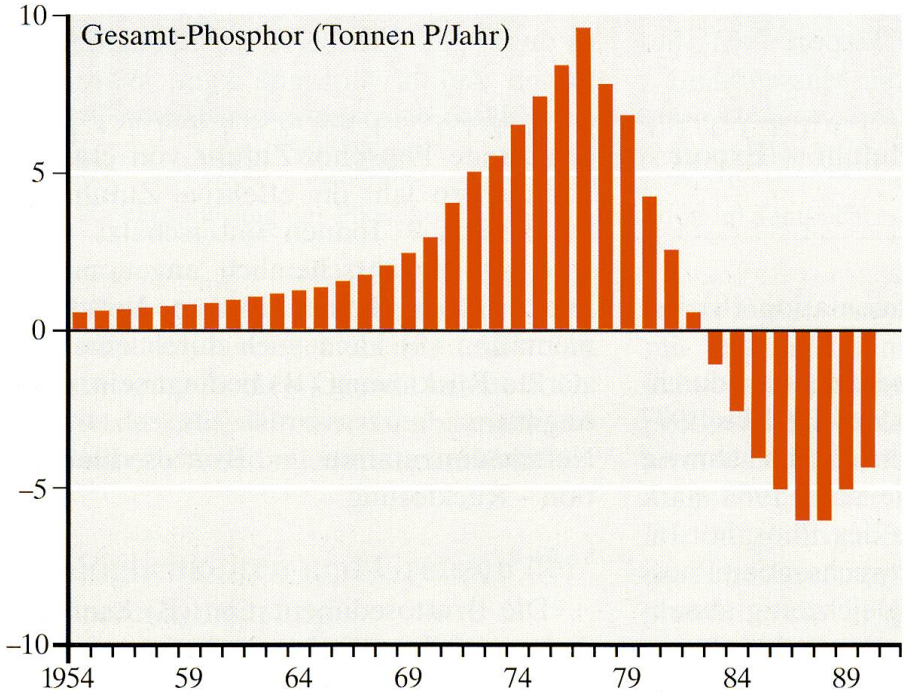


Abb. 18: Jährliche Veränderung des Phosphor-Inhalts im Sempachersee.

und verlängert im Frühjahr die Zirkulationsphase. Sie bewirkt deshalb in dieser Zeit einen höheren Phosphor-Export über die Suhre. Während des Sommers sind die Exportraten in den letzten Jahren aber eher kleiner geworden. Das hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass die obere Wasserschicht (Epilimnion) stärker und rascher auf die verminderte Abwasserbelastung reagiert als das gesamte Seevolumen. Übers ganze Jahr gemittelt betrug die mittlere Jahresexportrate zwischen 1972 und 1983 0,046 und zwischen 1984 und 1991 0,041 pro Jahr. Sie hat sich also unter dem Einfluss der see-internen Massnahmen nicht wesentlich verändert.

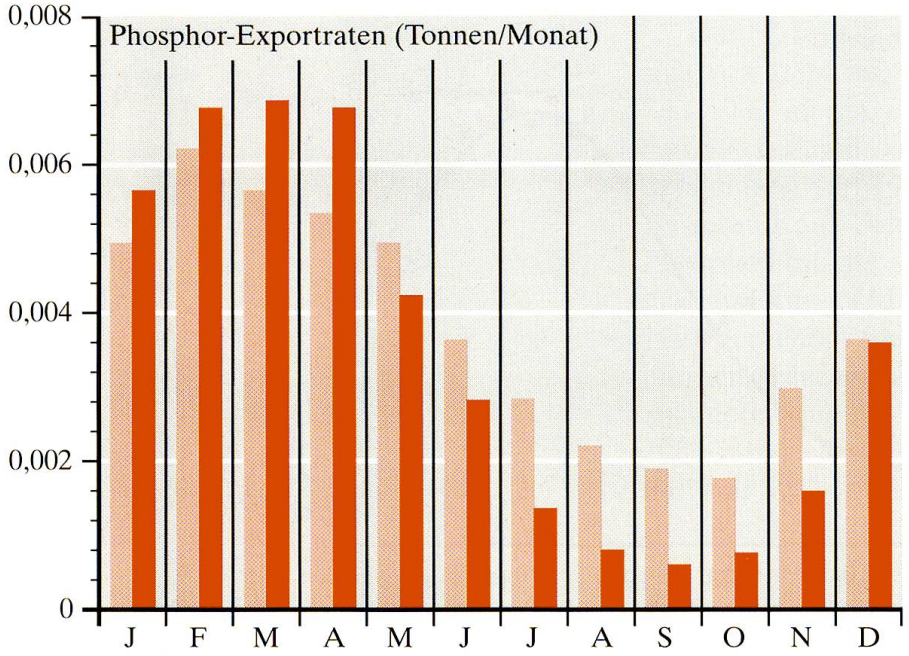


Abb. 19: Mittlere Phosphor-Exportraten über den Seeabfluss (Suhre) für die Perioden 1972 bis 1984 und 1984 bis 1991.

Wenn die Zufuhr (Z), die Inhaltsveränderung ($\Delta I/\Delta t$) und der Export ($\rho\beta I$) bekannt sind, so kann aus der Massenbilanz

Inhaltsveränderung = Zufuhr – Export – Sedimentation

$$\Delta I/\Delta t = Z - \rho\beta I - S \qquad (5)$$

die Phosphor-Nettosedimentation (S) berechnet werden.

Die Phosphor-Nettosedimentation durchlief 1968 ein Maximum, von 1969 bis 1977 wurde sie stetig kleiner, und danach nahm sie wieder zu (Abb. 20). Die nach 1968 stark beschleunigte Zunahme des Phosphor-Inhalts kann also mit einer wachsenden Phosphor-Zufuhr und einer gleichzeitig abnehmenden Nettosedimentation erklärt werden. Umgekehrt ist die 1977 einsetzende Trendwende im Phosphor-Inhalt des Sees mit der gleichzeitig einsetzenden Abnahme der Phosphor-Belastung und der wieder grösser werdenden Nettosedimentation zu erklären.

Bei der Abnahme der Nettosedimentation zwischen 1963 und 1984 handelt es sich um ein überraschendes, unerwartetes Phänomen. Es muss daher die Frage gestellt werden, ob dieses Resultat reell ist oder ob es durch eine falsche Abschätzung der externen Zufuhr zustande kam. Wäre dies der Fall, so hätte die in den Jahren 1976/77 gemessene Phosphor-Zufuhr von etwa 12 Tonnen pro Jahr die effektive Zufuhr um mindestens 9 Tonnen unterschätzt. Dies wird als unwahrscheinlich angenommen. Die vorübergehend niedrige Nettosedimentation (S) kann auch durch eine verstärkte Rücklösung (R) bedingt sein, denn es gilt:

Nettosedimentation = Bruttosedimentation – Rücklösung

$$S = B - R \qquad (6)$$

Die Bruttosedimentation (B) kann mit Sedimentfallen direkt gemessen werden. Sie betrug in den Jahren 1984/86 bei einem P-Inhalt des Sees von rund 100 Tonnen etwa 30 Tonnen pro Jahr. Die Bruttosedimentation kann angenähert aber auch bestimmt werden als Summe der aus der Massenbilanz berechneten Nettosedimentation und der während des Sommers beobachteten Phosphor-Akkumulation im Hypolimnion. Es würde erwartet, dass mit zunehmendem Phosphor-Inhalt die Bruttosedi-

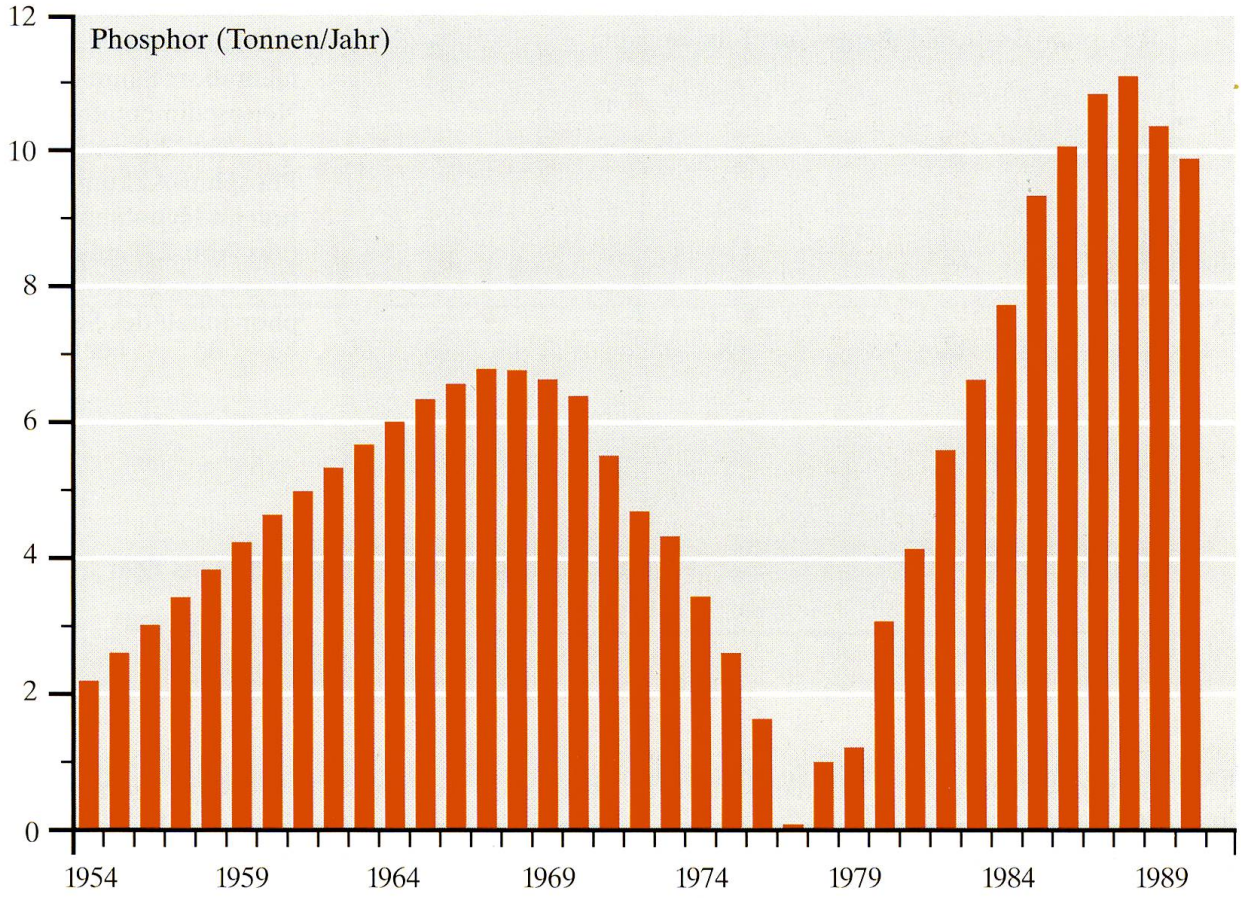


Abb. 20: Veränderung der Phosphor-Nettosedimentation im Sempachersee.

mentation anwächst. Erwartung und Resultate stimmen dabei gut überein (Abb. 21). Es gibt somit keinen Grund, an der Richtigkeit der aus Jahresmassenbilanzen ermittelten Nettosedimentation zu zweifeln.

Möglichkeiten und Grenzen der Seerestaurierung

Ein See durchläuft im Verlaufe eines Jahres zwei unterschiedliche Phasen: Er zirkuliert im Winter (sofern er nicht zufriert) und stagniert im Sommer. Während der Zirkulation wird der Wasserkörper unter dem Einfluss des Windes durchmischt. Sauerstoffarmes Tiefenwasser reichert sich über die Seeoberfläche mit Sauerstoff an. Im Sommer verhindert ein temperaturbedingter Dichtegradient die Vermischung des warmen Oberflächenwassers mit kaltem Tiefenwasser (Abb. 6). Da im lichtlosen Tiefenwasser kein Sauerstoff produziert, aber dauernd gezehrt wird, verarmt das Tiefenwasser mit fortwährender Stagnationsdauer an Sauerstoff (Abb. 22). Die langjährige Beobachtungsreihe zeigt, dass die Sauerstoffkonzentration am Seegrund bereits in den fünfziger Jahren, als der See noch nährstoffarm war, zeitweise unter den geforderten Wert von 4 mg O_2/l absank. Der See zirkulierte nach 1971 nur noch in unregelmässigen Abständen genügend intensiv und langanhaltend, um nach der Zirkulationsperiode am Seegrund mehr als 9 mg O_2/l zu erreichen.

Mit den im Sommer 1984 in Betrieb genommenen Anlagen zur Zwangszirkulation und Sauerstoffanreicherung verfolgte man drei Ziele:

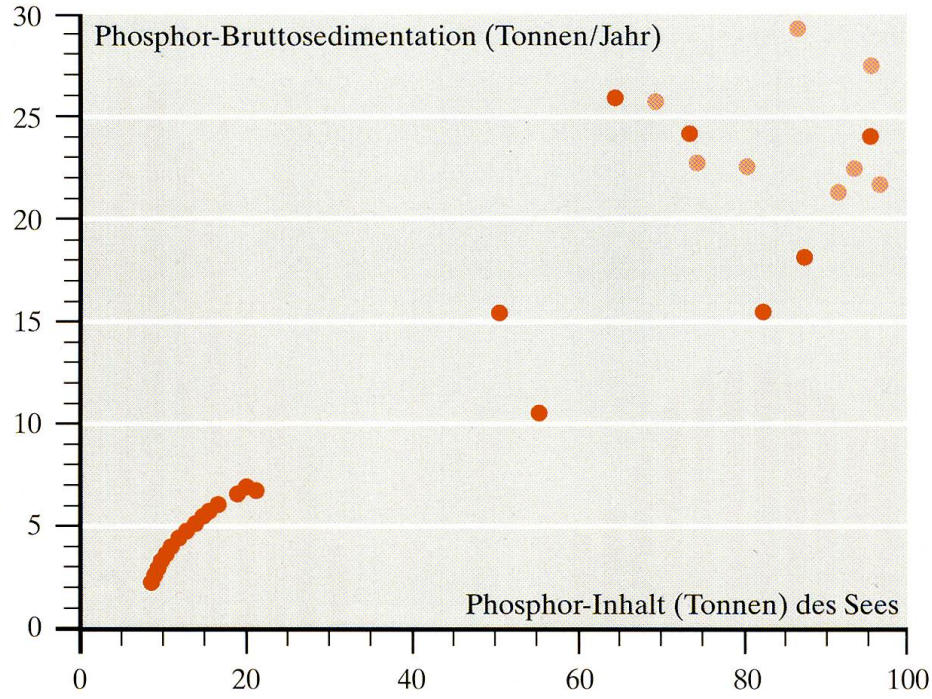


Abb. 21: Bruttosedimentation; Summe von Nettosedimentation (aus Abb. 20) und Phosphor-Akkumulation im Hypolimnion (aus Abb. 22) aufgetragen gegen den Phosphor-Inhalt des Sees.

1984 bis 1990

1951 bis 1983

1. Vergrösserung des Lebensraums für die auf Sauerstoff angewiesenen Organismen (Mikroorganismen, Zooplankton, Bodentiere und Fische).

2. Ermöglichen der natürlichen Fortpflanzung der Felchen im See.

3. Verminderung der Phosphor-Freisetzung aus den Sedimenten (Rücklösung) und damit Beschleunigung der Phosphorabnahme im See.

Das erste Ziel konnte sofort erreicht werden (Abb. 22). Seit 1985 erreicht die Sauerstoffkonzentration über dem Seegrund am Ende der Frühjahrszirkulation alljährlich 9 bis 11 mg O_2/l, und während des Sommers kann ein Absinken der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser unter die geforderten 4 mg O_2/l weitgehend verhindert werden. Bezüglich der O_2-Konzentration am Seegrund übertrifft die Qualität des Sempacherseewassers seit 1985 jene von 1954.

Felchen laichen im Dezember im Uferbereich. Die grössten Eidichten wurden in einer Tiefe von 10 m gefunden. Zu dieser Jahreszeit werden hier Sauerstoffkonzentrationen von rund 8 mg O_2/l gemessen. Andrea Ventling-Schwank und Ruedi Müller beobachteten 1987 bis 1989, dass auf dem Sediment abgelegte Eier abstarben, bevor die Embryonen das schlüpffähige Stadium erreichten. Offensichtlich erlaubt die bis jetzt erreichte Wasser- und Sedimentqualität noch keine erfolgreiche Naturverlaichung. Ohne Besatzmassnahmen würden die Felchen im Sempachersee aussterben.

Sauerstoffmangel im Wasser kann nicht der Grund für den Misserfolg der natürlichen Fortpflanzung sein. Die Fischeier sind aber nicht im sauerstoffreichen Wasser suspendiert. Sie liegen auf dem sauerstoffbedürftigen Sediment oder werden bei Sturm durch Umlagerungsprozesse sogar ins Sediment «eingearbeitet» (Abb. 23). In ruhigen Wetterlagen bildet sich zwischen der Sedimentoberfläche und dem turbulenten Wasser eine Grenzschicht aus, in der gelöste Verbindungen (wie Sauerstoff) nur durch molekulare Diffusion transportiert werden. Als Folge des Sauerstoffbedarfs des Sediments stellt sich in

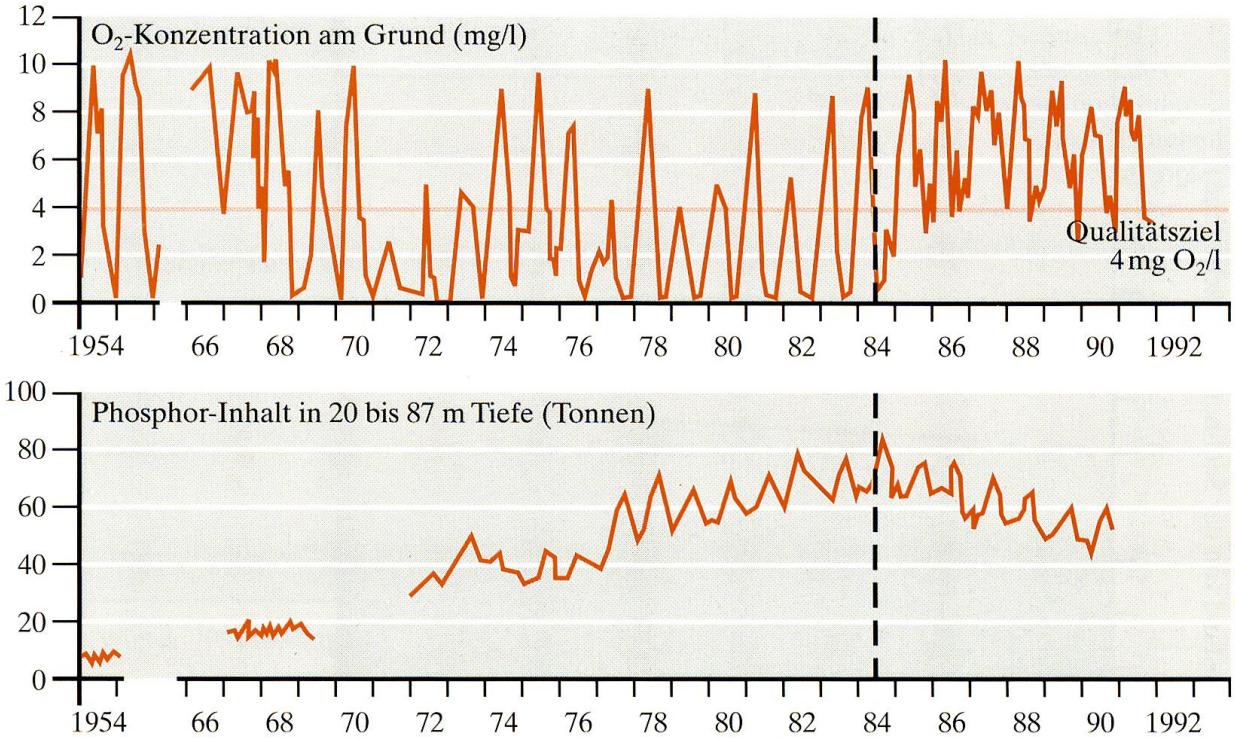


Abb. 22: Veränderung zwischen 1954 bis 1991 und Jahresschwankungen der Sauerstoffkonzentration am Seegrund (85 m) und des Phosphor-Inhalts im Wasservolumen zwischen 20 m und 85 m Tiefe. Gestrichelte Linie: Künstliche Belüftung ab 1984.

dieser Schicht ein Konzentrationsgefälle ein, das um so grösser ist, je mehr Sauerstoff vom Sediment verbraucht wird. Eier, die auf einem Sediment mit hohem Sauerstoffbedarf liegen, können teilweise von Wasser umgeben sein, dessen Sauerstoffgehalt den Ansprüchen der sich entwickelnden Embryonen nicht mehr genügt, obwohl im überstehenden Wasser deutlich mehr als 4 mg O_2/l vorhanden sind (Abb. 23). Eine erfolgreiche Naturverlaichung wird erst wieder möglich, wenn dank einer verminderten Bioproduktion der Gehalt an organischem Material im Sediment, und damit sein Sauerstoffbedarf, kleiner geworden ist.

Folgende Prozesse beeinflussen die Phosphorfreisetzung an der Sediment/Wasser-Grenzfläche: Organisches Material wird unter Verbrauch von Oxidationsmitteln (z.B. Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, dreiwertigem Eisen, Sulfat, Kohlensäure) mineralisiert. Ein Teil des dabei freigesetzten Phosphats wird an Eisen oder an andere anorganische Festphasen gebunden. Ein Teil wird in neu gebildeter Biomasse eingebaut. Das in Lösung verbleibende Phosphat diffundiert ins Hypolimnion, sofern die Phosphatkonzentration im Sedimentporenwasser jene im Hypolimnion übersteigt. Aerobe Bedingungen im Sediment begünstigen die Bildung von anorganischen Festphasen sowie den Einbau von Phosphat in bakterieller Biomasse. Sie setzen die Konzentration an gelöstem Phosphat im Porenwasser herab und vermindern die Phosphatfreisetzung durch die Sediment/Wasser-Grenzfläche. Häufig wird angenommen, dass aerobe Bedingungen im überstehenden Wasser die Phosphatfreisetzung aus dem Sediment vollständig unterbinden.

Der Gesamtphosphorinhalt des Wasserkörpers zwischen 20 m Tiefe und dem Seegrund (85 m) zeigt eine klare saisonale Ab-

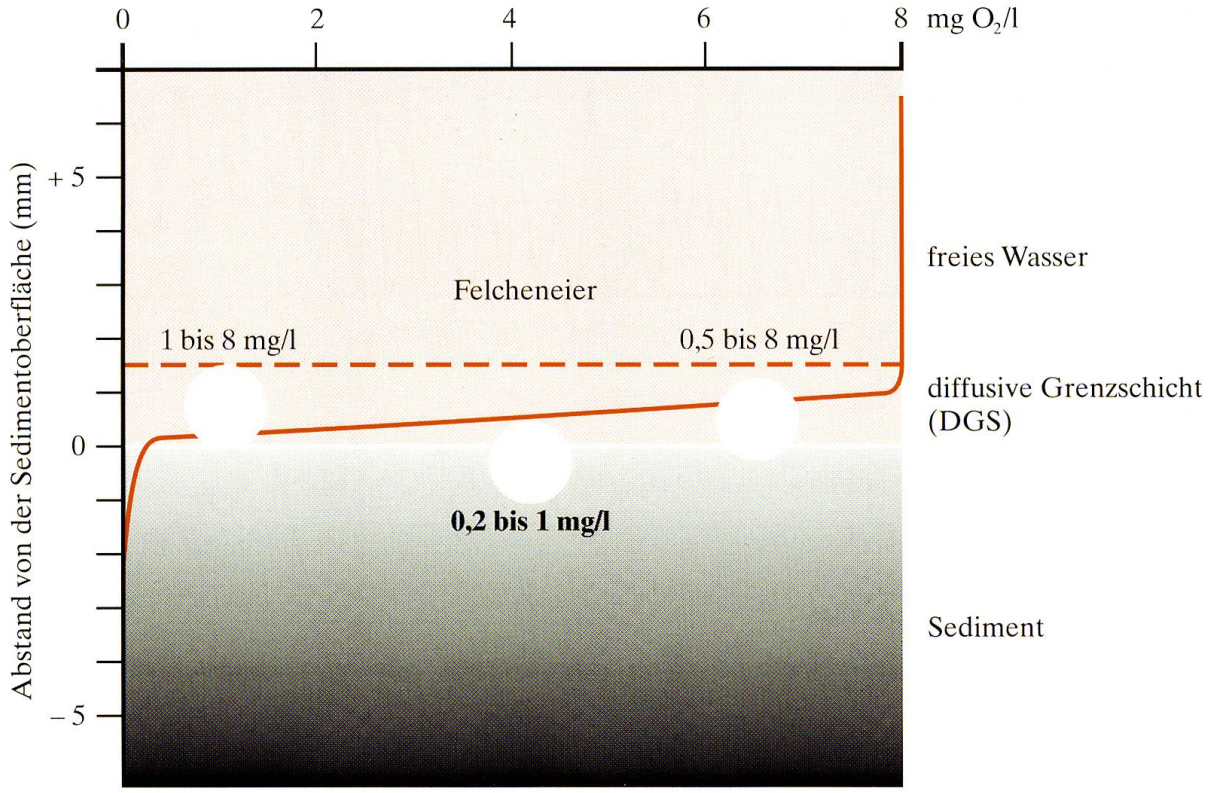


Abb. 23: Schematische Darstellung des Sauerstoffprofils an der Grenzfläche Sediment/Wasser. Die Ziffern bezeichnen minimale und maximale Sauerstoffkonzentrationen, denen das Fischei am unteren und oberen Eirand ausgesetzt ist.

folge von Minima während der Vollzirkulation und Maxima im Herbst (Abb. 22). Ein Vergleich der Sauerstoff- und Phosphorkurven zeigt, dass die Phosphor-Freisetzung alljährlich etwa zum gleichen Zeitpunkt einsetzte, unabhängig davon, ob zu diesem Zeitpunkt die O_2-Konzentration in 85 m Tiefe niedrig (z.B. 1984) oder hoch (z.B. 1987) war. Diese Jahresperiodizität überlagert die beschriebene langfristige Konzentrationsveränderung des Sees. Die seit 1985 deutlich höheren O_2-Konzentrationen am Seegrund haben, entgegen den Erwartungen, die hypolimnische Phosphor-Rücklösung nicht wesentlich verändert. Interessant ist, dass sich im Sommer 1954 und 1968 kaum Phosphor im Hypolimnion akkumulierte, obwohl das Wasser am Seegrund damals an Sauerstoff verarmte. Die Phosphatfreisetzung aus Sedimenten wird offensichtlich nicht nur durch die Sauerstoffkonzentration im überstehenden Wasser gesteuert, sondern auch durch andere Prozesse.

Ein direkter quantitativer Vergleich der Phosphor-Akkumulation vor und nach Beginn der see-internen Massnahmen ist schwierig, weil vor 1983 meist nur 4mal jährlich Proben genommen wurden (Abb. 22). Bei einer kleinen Zahl von Probenahmen wächst die Chance, dass Maxima und/oder Minima verpasst werden und damit die hypolimnische Phosphor-Akkumulation in einem unbekannten Ausmass unterschätzt wird. Fest steht aber, dass seit Inbetriebnahme der seeinternen Massnahmen nie mehr so hohe Phosphor-Akkumulationen beobachtet wurden wie 1977 und 1978. Die damals ausserordentlich hohen Phosphor-Akkumulationen scheinen aber

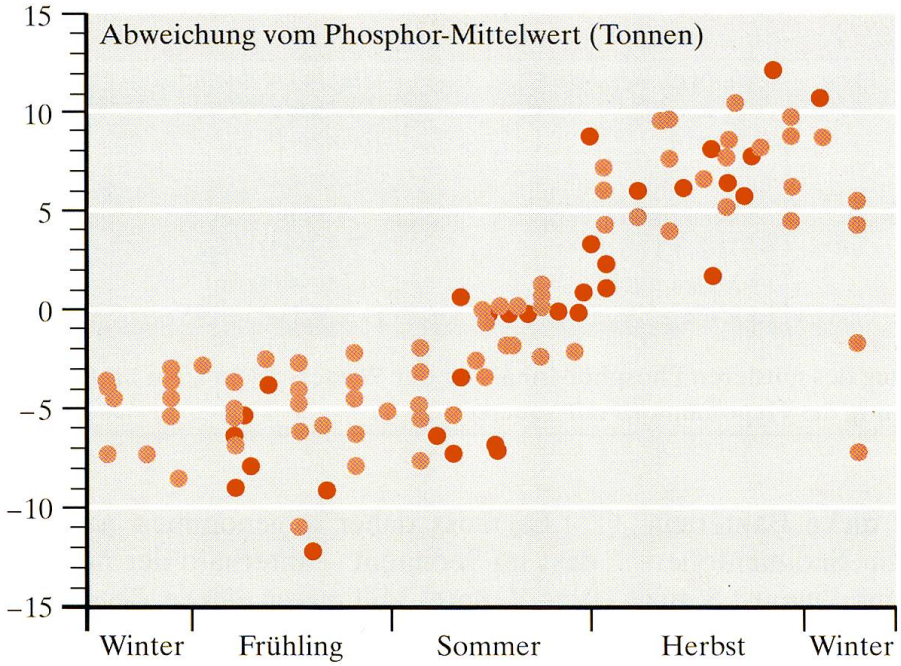


Abb. 24: Saisonale Abweichungen des Phosphor-Inhalts der Wasserschicht zwischen 20 m und Grund vom mittleren Inhalt der beiden Perioden.

reell zu sein, denn sie fallen in jenen Zeitabschnitt, in dem auch die aus Jahresbilanzen berechnete Nettosedimentation ein Minimum durchlief (Abb. 20). Klar kommt auch zum Ausdruck, dass trotz der künstlich erhöhten Sauerstoffkonzentrationen die sommerliche, see-interne Phosphor-Düngung (12 bis 15 Tonnen pro Sommer) die externe Jahresbelastung mit gelöstem Phosphor (8,5 Tonnen pro Jahr) deutlich übertrifft.

Um die hypolimnische Phosphor-Akkumulation im Sommer trotz unterschiedlicher Probenahmefrequenz miteinander vergleichen zu können, wurden die Daten normiert: Zuerst wurde für jedes Jahr der mittlere Phosphor-Inhalt der Wasserschicht unterhalb 20 m Tiefe ermittelt. Dann wurden die Differenzen zwischen den beobachteten Inhalten und den Jahresmittelwerten in Abbildung 24 eingetragen. Eine deutliche Trennung der beiden Punktescharen 1977–1983 (vor Belüftung) und 1985 bis 1991 (seit Belüftung) lässt sich nicht erkennen. Im Mittel aller Jahre wird Anfang April das Minimum und Mitte Oktober das Maximum durchlaufen. In Tabelle 8 wurden die beobachteten Mittelwerte für Februar bis April und für August bis November zusammengetragen, und daraus die mittlere Phosphor-Akkumulation während der Stagnationsperiode berechnet.

Tendenziell ist die hypolimnische Phosphat-Akkumulation seit der künstlichen Sauerstoffanreicherung etwas niedriger als im unbeeinflussten See. Bei Berücksichtigung der Streuung ist die Differenz aber statistisch nicht gesichert. Die letzte ermittelte Phosphorzufuhr betrug rund 8,5 Tonnen gelösten Phosphor pro Jahr. Addiert man dazu die vor 1983 und nach 1985 beobachteten see-internen Belastungen, so erhält man Gesamtbelastungen von 20,9 bzw. 23,3 Tonnen/Jahr. Das bedeutet, dass die see-internen Massnahmen die gesamte Phosphor-Belastung und damit in erster Näherung auch die Phosphor-Konzentration des Sees um bestenfalls 10 % verminderten.

Am 13. Juli 1988 wurden in 87 m Tiefe mehrere Sedimentkerne entnommen. Die Sauerstoffkonzentration im überstehenden Wasser betrug 5,7 mg O_2/Liter. In allen Kernen bedeckte eine sehr dünne, nur we-

Saisonale Veränderung des Phosphorinhalts		
Periode	*Mittelwert der Jahre 1977 bis 1983 Tonnen P*	*Mittelwert der Jahre 1985 bis 1991 Tonnen P*
Februar bis April	– 7,4 ± 2,8 7 Messungen	– 4,9 ± 2,2 17 Messungen
August bis November	+ 7,4 ± 3,1 14 Messungen	+ 7,5 ± 2,0 14 Messungen
Akkumulation	14,8 ± 4,2	12,4 ± 3,0

Tab. 8: Saisonale Veränderung des mittleren Phosphor-Inhalts in der Wasserschicht 20 m bis Grund vor und nach der Anreicherung des Hypolimnions mit Sauerstoff.

nige Zehntel Millimeter dicke Bakterienschicht von *Beggiatoa* die Sedimentoberfläche. Darunter folgte eine knapp 1,5 mm dicke, helle Sedimentschicht, anschliessend eine etwa gleich dicke schwarze Schicht mit sehr viel Zooplanktonresten, und dann eine zweite, etwa 4 mm mächtige, helle Schicht, die hauptsächlich $CaCO_3$-Kristalle enthielt (Abb. 25). Mit grösster Wahrscheinlichkeit wurde diese kalkreiche Schicht während der biogenen Entkalkung im Frühjahr 1988 und die schwarze Zooplanktonschicht nach dem Klarwasserstadium, etwa Ende Juni 1988, abgelagert. Das bedeutet, dass im Frühjahr und Sommer in 3 bis 4 Monaten rund 7 mm Frischsediment abgelagert wurden.

Beggiatoa ist sowohl auf Sulfid als auch auf Spuren von Sauerstoff angewiesen. Aufgrund experimenteller Untersuchungen ist bekannt, dass diese beweglichen Bakterien im gegenläufigen Konzentrationsgefälle von Sauerstoff und Schwefelwasserstoff bei Sauerstoffkonzentrationen von etwa 0,2 mg pro Liter maximale Dichte erreichen. Das Auftreten einer dichten Schicht von *Beggiatoa* an der Sedimentoberfläche deutet somit darauf hin, dass unterhalb dieser Schicht anaerobe Bedingungen herrschten, obwohl 10 cm über dem Sediment die Sauerstoff-Konzentration 5,7 mg pro Liter und in 85 m Tiefe sogar 7,3 mg pro Liter betrug.

Es muss daher angenommen werden, dass im Sediment – unterhalb der nur wenige Zehntel Millimeter dicken *Beggiatoa*-Matte – trotz der Sauerstoffbegasung, zeitweise oder dauernd anoxische Bedingun-

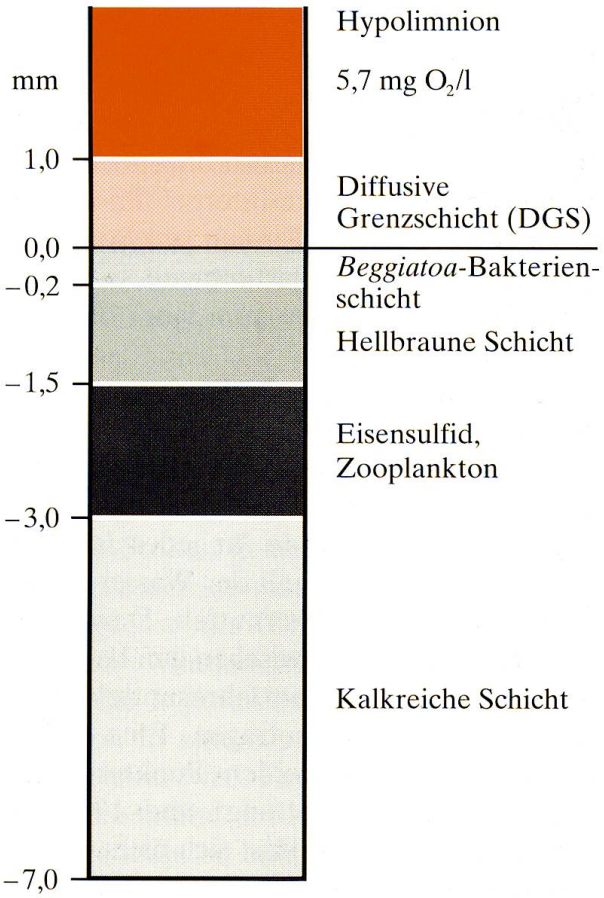


Abb. 25: Schichtabfolge im Sediment mit überstehender Wasserschicht.

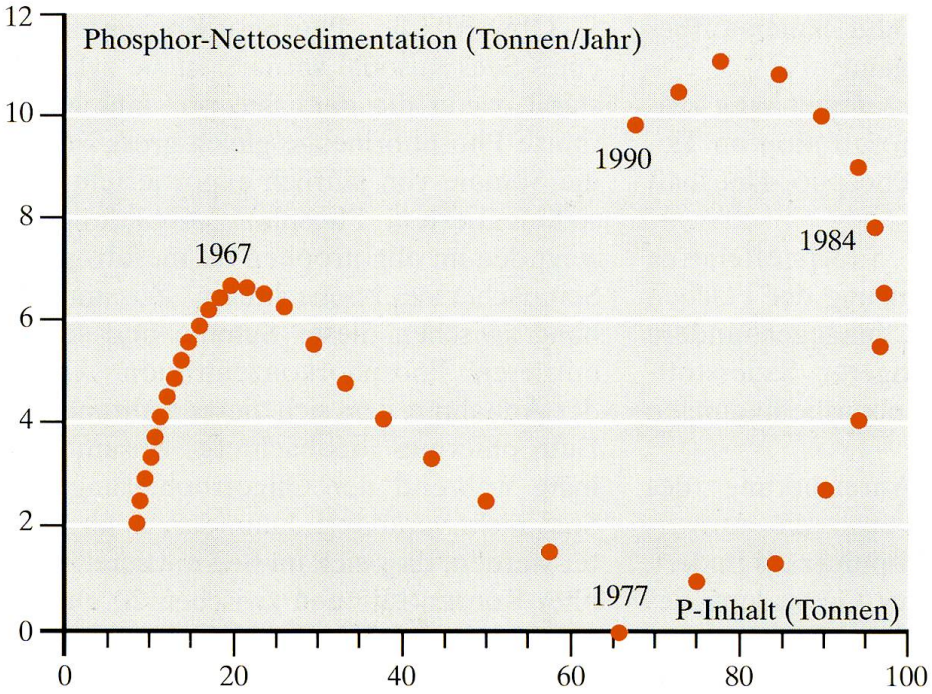


Abb. 26: Phosphor-Nettosedimentation im Sempachersee in Abhängigkeit vom Phosphor-Inhalt.

gen herrschen. Dies könnte erklären, weshalb während der Stagnationsperiode die Phosphor-Freisetzung aus den Sedimenten trotz künstlich erhöhter Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion nicht entscheidend verringert wurde. Früher war die Sedimentoberfläche anoxisch, weil es im überstehenden Wasser keinen Sauerstoff gab. Heute sind die Sedimente immer noch anoxisch, weil der mikrobielle O_2-Bedarf an der Sedimentoberfläche die Nachlieferung von Sauerstoff aus dem überstehenden Wasser übertrifft.

Offensichtlich gehört zu einem bestimmten P-Inhalt nicht eine eindeutig bestimmte Nettosedimentation (Abb. 26). Nach dem Durchlaufen des Minimums im Jahr 1977 hat die Nettosedimentation bis 1984 trotz anhaltender sommerlicher Anaerobie im Hypolimnion um rund 7 Tonnen/Jahr zugenommen. Es ist möglich, dass die weitere Zunahme um 2 bis 3 Tonnen/Jahr den verbesserten Sauerstoffbedingungen zuzuschreiben ist. Da wir die Ursachen der Veränderung der Nettosedimentation in der Vergangenheit nicht vollständig verstehen, ist es auch nicht möglich, die zukünftige Reaktion des Sempachersees genau vorauszusagen.

Bezüglich Sauerstoff- und Phosphorhaushalt kann also festgestellt werden, dass im Sempachersee

– am Seegrund (in 80 bis 85 m Tiefe) schon in den fünfziger Jahren zeitweise anaerobe Bedingungen aufgetreten sind;

– vor 1968 im Hypolimnion trotz zeitweiser Anaerobie nur wenig Phosphor freigesetzt wurde;

– die rasante Zunahme der Phosphor-Konzentration das Resultat der bis zum Jahr 1976/77 wachsenden Phosphor-Zufuhr und der zwischen 1967 und 1976 abnehmenden Nettosedimentation ist;

– der Phosphor-Inhalt des Sees seit 1977 langsamer anwächst und seit 1983 abnimmt;

– die jährliche Nettosedimentation zwischen 1977 und 1984 – also vor dem Beginn von Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung – um 8 Tonnen zugenommen hat und seit 1985 noch um weitere 2 bis 3 Tonnen angewachsen ist;

– die Wende in der Nährstoffanreicherung sich also lange vor Inbetriebnahme

der Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung abzuzeichnen begann;

– sich kein klarer Zusammenhang zwischen der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser und dem Phosphor-Haushalt herleiten lässt;

– trotz künstlichem Sauerstoffeintrag eine natürliche Fortpflanzung der Felchen noch nicht möglich ist, hingegen andere Lebewesen dank günstigerer Sauerstoffverhältnisse bessere Lebensbedingungen vorfinden;

– die künstliche Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff zwar die Auswirkungen des zu hohen Trophiegrads lindert, aber nicht wesentlich zur Gesundung des Sees beiträgt.

Belastbarkeit des Sees mit gelösten Phosphor-Verbindungen

Die eidgenössische Verordnung über Abwassereinleitungen verlangt zwar, dass die Sauerstoffkonzentration an jedem Ort und zu jeder Zeit mindestens 4 mg/l betrage, sie verlangt aber gleichzeitig, dass ein See höchstens dem mesotrophen Produktionstypus entsprechen soll. Im Sempachersee wird dank Symptombekämpfungsmassnahmen das Ziel für den Sauerstoff erreicht, aber er ist immer noch eutroph. Zwar nimmt seit 1983 die Phosphorkonzentration ab, aber sie liegt noch weit über dem angestrebten Wert von etwa 20 bis 30 mg P/m^3. Stellen, die für die Gewässerschutzmassnahmen verantwortlich sind, möchten gerne wissen, bis zu welchem Mass die Belastung des Sees mit gelöstem Phosphor reduziert werden muss, damit dieses Ziel erreicht werden kann. Diese Frage kann beantwortet werden, wenn der Zusammenhang zwischen der Nettosedimentation, dem Export über den Abfluss und der Phosphorkonzentration im See bekannt ist.

Obwohl die Phosphor-Konzentration eines Sees saisonal variiert, ist sie zyklisch stabil, wenn die dem See pro Jahr zugeführte Phosphormenge gleich gross ist wie die Summe von jährlich exportiertem und sedimentiertem Phosphor. Abbildung 27 zeigt den im oligotrophen bis mesotrophen Sempachersee beobachteten Zusammenhang zwischen dieser Summe und seiner mittleren Phosphorkonzentration. Unter der Annahme, dass sich dieser während der Eutrophierung beobachtete Zusammenhang während der Oligotrophierung des Sees nicht verändert, kann daraus abgeleitet werden, dass sich im See mittlere Phosphor-Konzentrationen zwischen 20 und 30 mg P/m^3 einstellen werden, wenn die externe Belastung mit gelösten Phosphor-Verbindungen 5 bis 7,5 Tonnen pro Jahr nicht überschreitet. Die jährliche bodenbürtige Belastung des Sees mit gelösten P-Verbindungen darf somit, wie bereits erwähnt, höchstens 3 bis 5,5 Tonnen betragen.

Wie lange muss dem See noch künstlich Sauerstoff zugeführt werden?

Wenn im Sempachersee das Verordnungs-Qualitätsziel (zu jeder Zeit und an jedem Ort mindestens 4 mg O_2/Liter) eingehalten werden soll, so muss der See während des Winters – unabhängig vom sich einstellenden Trophiegrad – auch in Zukunft zwangsdurchmischt werden, damit die Sauerstoffkonzentration am Seegrund auch bei ungünstigen meteorologischen Bedingungen bis zum Abschluss der Frühjahrszirkulation auf etwa 10 mg O_2/l ansteigt.

Wenn dank der verringerten Phosphor-Belastung die Phosphor-Konzentration im See niedriger wird und in der Folge die Algenproduktion sowie die Sedimentation von organischem Material abnimmt, so wird auch die Sauerstoffzehrung im Tiefen-

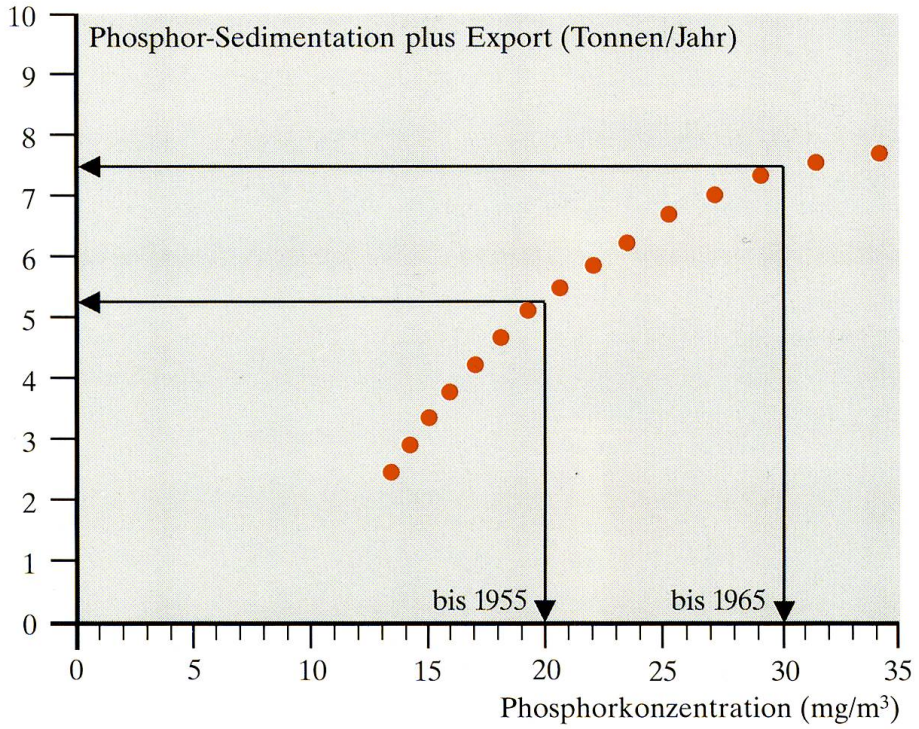


Abb. 27: Zusammenhang zwischen der Summe von Export plus Nettosedimentation und Phosphor-Konzentration im oligotrophen Zustand bis 1955, mesotropher Zustand bis 1965.

wasser (Hypolimnion) kleiner werden. Das bedeutet, dass bei abnehmendem Trophiegrad der Sauerstoffbedarf des Sees während der Sommerstagnation kleiner wird und sich im Idealfall im Sommer ein künstlicher Sauerstoffeintrag erübrigt.

Von einer therapeutischen Massnahme wird erwartet, dass sie «Selbstheilungsprozesse» anregt und sich mit der Zeit selber überflüssig macht. Diese letzte Bedingung kann aber ein künstlicher Sauerstoffeintrag in einen See nie erfüllen. Selbst wenn see-interne Massnahmen – unter günstigeren Voraussetzungen als im Sempachersee – die Phosphor-Rücklösung wesentlich vermindern, wirken sie nur so lange, wie künstlich Sauerstoff eingetragen wird. Werden die see-internen Massnahmen unterbrochen, so wird sich im See wieder der ursprüngliche Zustand einstellen. Mit anderen Worten: Eine dauerhafte Sanierung eutropher Seen kann nur über eine verminderte Phosphor-Belastung erreicht werden. Künstlicher Sauerstoffeintrag allein ist kein Ersatz für Anstrengungen zur Phosphorreduktion bei den Quellen.

Trotzdem zeigt die Erfahrung im Sempachersee, dass die Sauerstoffbegasung des Sees nicht wirkungslos ist: Zwangszirkulation und Sauerstoffbegasung kosten Geld. Die Vertreter der Gemeinden im Einzugsgebiet des Sees müssen alljährlich Kredite sprechen, sich mit ihrem See befassen, sich alljährlich die Fragen stellen, ob das Geld auch gut investiert sei und ab wann die Ausgaben für die Belüftung reduziert werden können. Sie haben inzwischen erkannt, dass der beträchtliche finanzielle Aufwand für den Sauerstoff nur verringert werden kann, wenn es gelingt, die Phosphor-Belastung des Sees zu vermindern. So betrachtet, wirkt die Sauerstoffbegasung indirekt dennoch therapeutisch. Sie beschleunigt die Realisierung von Massnahmen, die zu einer echten Sanierung beitragen.

Am Sempachersee können Anwohner und Feriengäste wunderschöne Sonnenuntergänge erleben. Romantische Stimmungen und grossartige Naturschauspiele dürfen aber nicht über die Probleme hinwegtäuschen, die im Einzugsgebiet des Sees zu lösen sind.