Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 78 (1986)
Heft: 3-4

Artikel: Die Möglichkeiten einer Sanierung des Greifensees
Autor: Bührer, Heinrich / Ambühl, Heinz
DOI: https://doi.org/10.5169/seals-940840

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: 10.07.2025

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

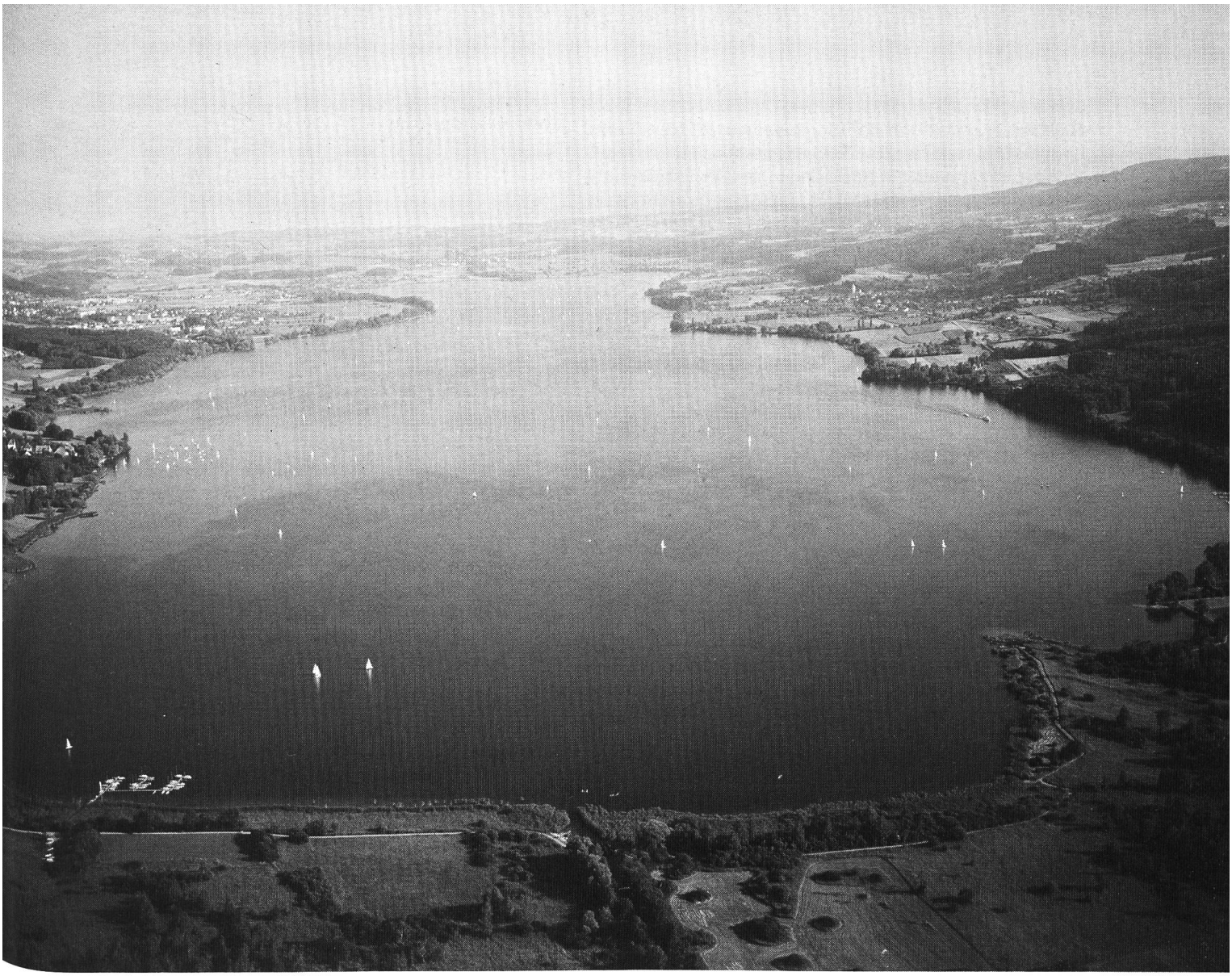

Bild 1. Der Greifensee von Nord-West her gesehen. Im Vordergrund verlässt die Glatt den See. Links im Bild das Städtchen Greifensee.
(Photoswissair 6.9.1980).

Die Möglichkeiten einer Sanierung des Greifensees

Heinrich Bührer, Heinz Ambühl

1. Einleitung

Zuviel Düngstoffe aus Siedlungsabwässern und der Bodennutzung sind die Ursache für den immer noch schlechten Zustand des Greifensees. Diese Fakten sind längst bekannt und auch durch verschiedene wissenschaftliche und planerische Studien (z.B. *Bundi* und *Roberts* 1974, *Heierli* 1976/77) untermauert. Ein Merkmal ist allen diesen Studien gemeinsam, nämlich das Fehlen wirklich fundierter Angaben über jene Düngerbelastung, welche vom See noch ohne Schaden ertragen wird. Dies, weil die damals vorhandenen Grundlagen, z.B. das statistische Eutrophiemodell der OECD *(Vollenweider* 1976, *Fricker* 1980) für prognostische Zwecke nicht genügend detailliert ist und die Besonderheiten des Greifensees (lange sauerstofffreie Phase von Mai bis Dezember unterhalb 8 m, rascher Wasserwechsel) darin gar nicht genügend berücksichtigt werden konnten. Der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, EAWAG, dient der Greifensee für verschiedenste Forschung und für Feldarbeiten im Ökologieunterricht der ETH. Er wird in regelmässigen Intervallen physikalisch, chemisch und biologisch untersucht. Das Datenmaterial ist eine solide Basis für weiterreichende Auswertungen. Da um 1976 methodische Abklärungen über die Organisation und Durchführung von Zuflussuntersuchungen und über die Technik ihrer Auswertung benötigt wurden, verlegten wir das daraus entstandene Programm an den Greifensee. Die Resultate jener Studie wurden 1984/1985 veröffentlicht *(Bührer, Szabó, Ambühl* 1984 und 1985). Zusammen mit den Seedaten bildeten diese Ergebnisse eine breite Basis für eine Studie, in der mit möglichst exakten Mitteln untersucht werden sollte, wie sich der See gegenüber der Düngerbelastung und – als Konsequenz daraus – gegenüber technischen Massnahmen verhält, mit denen der Düngezustand zu verbessern wäre. Diese Studie liegt hier in einer Kurzfassung vor.

2. Die Belastung des Greifensees mit Phosphor in Gegenwart und Zukunft

Die Resultate der erwähnten Zuflussuntersuchung von 1977/78 bilden (zusammen mit einer Zuflussuntersuchung aus 1967 *[Pleisch* 1970] sowie Analysen und Abflussmessungen in den Kläranlagen [AGW-ZH 1982] die Basis für die Berechnung der Frachten der weiter zurückliegenden

Jahre und einer Zukunftsprognose. Die Einzelheiten dieser Berechnungen sind in der Originalarbeit *(Bührer, Szabó* und *Ambühl* 1985) ausführlich beschrieben. Die Endresultate der umfangreichen Erhebungen sind in Tabelle 1 zusammengefasst und in Bild 5 für jedes Jahr ab 1960 detailliert dargestellt. Die Werte zeigen, dass die Phosphorbelastung des Greifensees im Jahr 1981 (gegenüber 23 t 1977/78) maximal war; sie betrug damals 32,7 t P. Die Verbesserung der Phosphor-Elimination in den Kläranlagen («4. Stufe»), eine allmähliche Verbesserung der Qualität des Pfäffikerseewassers und schliesslich (ab 1986) der Rückgang der Waschmittelphosphate dürften die P-Belastung bis 1990 auf rund 15,7 t herunterbringen lassen, ein Wert, der nur mit grossen Anstrengungen noch weiter vermindert werden kann. Nicht übersehen werden sollte, dass die Abwassermenge zwischen 1974 und 1980 auf das Doppelte angewachsen ist. Dieser Zuwachs, rund 10%/Jahr, kann mit dem Bevölkerungszuwachs allein nicht erklärt werden. Die Daten von Tabelle 1 und Bild 5 bilden eine wichtige Grundlage für die nachfolgenden Computer-Simulationen des Seezustandes.

3. Der Zustand des Greifensees

Das äussere Erscheinungsbild des eutrophen Sees wird im wesentlichen durch biologische Vorgänge und ihre Folgereaktionen bestimmt, vor allem durch Massenentwicklung einzelner Algenarten, durch nachlaufende «Explosionen» von tierischem Plankton, durch Aufrahmen bestimmter Algen usw. Diese Reaktionen werden durch die jeweilige physikalische Struktur und den chemischen Charakter des Wassers vorbereitet und durch kurzfristige, meist klimatisch bedingte Änderungen schliesslich ausgelöst. Im Innern des Wasserkörpers spielen sich jene Prozesse ab, welche von den primären biologischen Vorgängen bewirkt werden, wie Sedimentation der abgestorbenen Biomasse und Bildung ungenügend oxidierter Abbauprodukte, und dies wiederum mit einer ganzen Kette von Folgeprozessen. Diese Zusammenhänge werden hier, da allgemein bekannt, nicht weiter behandelt. Wir beschränken uns auf eine knappe Bekanntgabe jener Parameter und Vorgänge, welche für die nachfolgenden Modellsimulationen in erster Linie wichtig sind. Über einige limnologische Besonderheiten, die bei der Anpassung und Weiterentwicklung des Seemodells zutage getreten sind, wird in der ausführlichen Originalarbeit (*Bührer* und *Ambühl* 1986) berichtet.

Tabelle 1. Die Jahresfrachten von Gesamtphosphor zum Greifensee, aufgeteilt auf ihre Herkunft.

Herkunft	Wasser Mio m^3	1977/78 t P	1981 t P	1984 t P	1990 t P	Analyt. Fraktion
Regen	8,5	0,23	0,2	0,2	0,2	Filtrat
Abwasserüberläufe	0,9	1,79	1,7	1,7	0,6	Filtrat
Restl.Abw. + Drainage	7,3	0,72	0,7	0,7	0,2	Filtrat
Erosion, Landwirtschaft	80,2	9,11	9,1	9,1	9,0	Filtrat
Pfäffikersee	28,1	1,70	3,6	2,0	1,5	Rohwasser
Pfäff.see, Abwasseranteil	2,9	1,90	1,5	0,3	0,2	Rohwasser
Kläranlagen	20,1	7,63	15,9	4,0	4,0	Rohwasser
Total	148,0	22,99	32,7	18,0	15,7	

Basis: Zuflussmessungen 1977/78. Die Werte ab 1981 sind Prognosen. Mit «Analytische Fraktion» wird angegeben, welche Zustandsform des Phosphors für die Berechnung verwendet wurde; es ist gleichzeitig jene Form, welche von den Algen assimiliert werden kann.

3.1 Der gelöste Phosphor

Nach Bild 6 nehmen die Konzentrationsmaxima in den grösseren Seetiefen im Laufe der Jahre stetig ab. Fallen die Konzentrationskurven der verschiedenen Wassertiefen im Winter zusammen, so bedeutet dies Konzentrationsgleich-

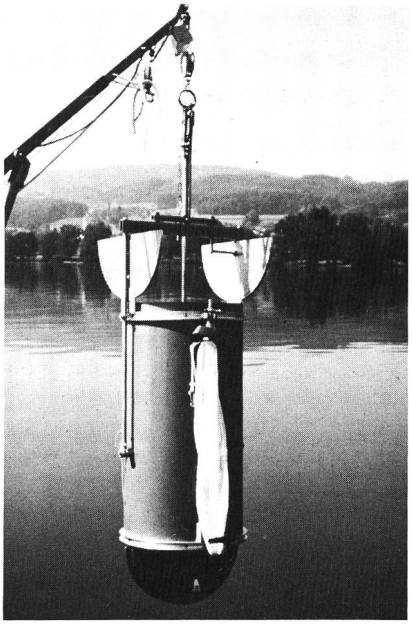

Bild 2, links. Ein tragendes Element jeder experimentellen Seeforschung ist die «Feldarbeit». Vom Konzept bis zur Erkenntnisschöpfung ist sie eines der Glieder dieser Kette und daher mit gleicher Sorgfalt zu pflegen wie alle andern Arbeitsschritte. Die verwendete Methodik hat sich nach dem wissenschaftlichen Problem zu richten und nicht umgekehrt. Unser Bild: Hier musste, um die Planktontiere am Fliehen zu hindern, ein grösseres Wasservolumen schlagartig eingeschlossen werden: Das Resultat ist dieser fernbedienbare Wasserschöpfer von nahezu 100 Litern Inhalt.

Bild 3, Mitte. Die Planktonorganismen verhalten sich im Laborexperiment anders als im freien See. Man versucht deshalb, die Seeverhältnisse in sog. «Corralls» möglichst unverändert zu halten und nur das zu ändern, dessen Wirkung man prüfen will. Unser Bild: Probenahme aus einem Versuchscorrall auf dem Greifensee.

Bild 4, rechts. Zuverlässige Seearbeit erfordert entsprechend brauchbare Hilfsmittel. Auch hier darf das Arbeitsprogramm (physikalische Messungen mit teilweise schweren Geräten, Wasserproben mit z.T. grossen Volumen, Organismenfang mit langen Fangnetzen, Sedimentproben von beträchtlichem Ausmass usw.) nicht durch die vorhandenen Hilfsmittel eingeschränkt sein, vielmehr sollen diese die Anforderungen des Programms erfüllen. Unser Bild: Arbeitsplatz auf dem Forschungsboot «Forch» der EAWAG auf dem Greifensee.

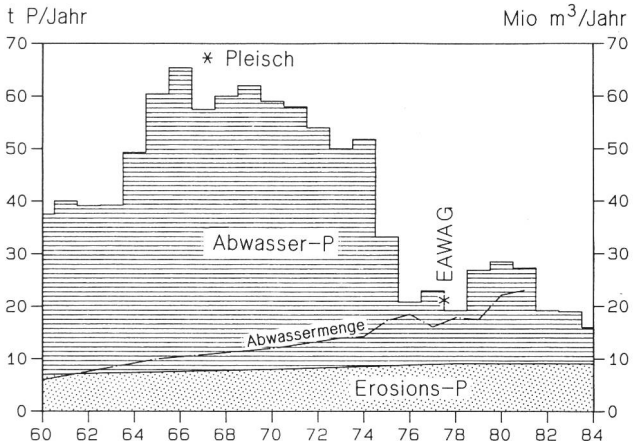

Bild 5. Die Belastung des Greifensees mit Phosphor von 1960 bis 1984. Berechnungsbasis: Umfassende Zuflussuntersuchung 1977/78, Zuflussuntersuchung 1968 (*Pleisch* 1970), Analysen und Abflussmessungen in den Kläranlagen, Schätzung (Interpolation) des landwirtschaftlichen Anteils. Die Werte von 1968 und nach 1978 sind extrapoliert.

heit (= «Homochemie») bzw. dass der See vollständig gemischt ist. Dass die Bioaktivität überaus gross ist, zeigt die Beobachtung, wonach die gelösten P-Verbindungen trotz ihrem hohen Frühjahrsgehalt in der trophogenen (oberen) Schicht im Sommer schon 1972 nahezu bis auf Null aufgezehrt wurden, in jüngster Zeit sogar vollständig. Diese Feststellung, welche durch ein reiches Datenmaterial dokumentiert ist (EAWAG, Datenbank), beweist, dass im Sommer während 2 bis 4 Monaten Phosphor das Planktonwachstum limitiert.

3.2 Der gelöste Sauerstoff

In Bild 7 sind nicht die analytisch gemessenen Sauerstoffkonzentrationen aufgezeichnet, sondern die Gehalte, welche sich ergeben, wenn von den analytischen Werten die Sauerstoffäquivalente der im See gleichzeitig gemessenen leichtoxidierbaren Stoffe (Fe^{2+}, Mn^{2+}, H_2S, CH_4, NH_4, NO_2^-) subtrahiert werden (*Bührer* 1975). Da das Hypolimnion des Sees vom frühen Sommer an sauerstofffrei ist und sich die reduzierten Stoffe allmählich akkumulieren, sind Negativwerte zu erwarten. Ab 1977 erreichen die Negativwerte im Hypolimnion ein neues, noch grösseres Maximum. Diese Änderung geht darauf zurück, dass von diesem Jahr an regelmässig auch Methan bestimmt wurde; diese Bestimmung fehlt vor 1977, weshalb die Sauerstoffwerte in den tiefsten Wasserschichten aus jener Zeit um den oft massiven Methananteil zu niedrig sind. Im gesamten ergeben die Sauerstoffkurven ein weniger ausgeglichenes Bild als jene des Phosphors. Das ist damit zu erklären, dass der gelöste Sauerstoff durch die Atmosphäre beeinflusst wird und dass er eine weitgehend vom Wetter beeinflusste Tagesdynamik mit grosser Amplitude besitzt (was sich vor allem in der Kurve der Seeoberfläche abzeichnet). Der einigermassen stetige Anstieg der Turnover-Konzentration (Februar–April) in den letzten Jahren sowie der deutliche Rückgang der Negativwerte ist als erstes Anzeichen einer Restaurierung zu werten, zurückzuführen auf die erhöhte Leistung der Kläranlagen.

3.3 Seezustand und Wasserhaushalt

Dank seiner kurzen Füll- bzw. Austauschzeit von 1,1 Jahren hängt die Qualität des Seewassers eng mit jener der Zuflüsse zusammen. Eine Veränderung der Phosphor-Belastung wirkt sich daher unmittelbar auf den Seezustand aus; dies wird durch überaus massive Änderungen des Seechemismus in den vergangenen etwa 10 Jahren deutlich demonstriert.

Verändert sich die zugeführte Stoffmenge, so verändert sich die Konzentration dieses Stoffes im See im gleichen Sinne. Bis diese Anpassung einigermassen vollständig (ca. 95%) ist, benötigt der Greifensee unter den heutigen Verhältnissen etwa 3 Jahre. Im sanierten Zustand würde er noch erheblich rascher reagieren.

3.4 Weitere Parameter

Kritischer Sauerstoffgehalt

In der «Verordnung über Abwassereinleitungen» des Eidg. Departementes des Innern, EDI, ist der Sauerstoffgehalt, der in einem See nie und nirgends unterschritten werden soll, bei 4 mg/l festgelegt. Damit dieser Wert allgemein anwendbar ist, sind in ihm Sicherheitsmargen impliziert. In einem Einzelfall mit gutem Kenntnishintergrund kann er, wenn er als Grenzwert für das Auftreten anaerober Verhältnisse verwendet wird (und nicht nur als Sanierungsziel), der lokalen Realität genauer angepasst werden. Eine detaillierte Überprüfung der Sachlage im Greifensee hat ergeben, dass der kritische Sauerstoffwert (bei welchem die Sedimentoberfläche anaerob wird) für die Simulationen bei Null angesetzt werden darf. 2 mg/l, in 1 m vertikaler Entfernung vom Sediment gemessen, liegt hier schon auf der sicheren Seite.

Die Produktion organischer Substanz

Die Produktion eines Sees aus monatlichen Messungen über längere Zeit, z.B. ein Jahr, zu integrieren, ist ein noch ungelöstes Problem. Ohne diesbezüglichen laufenden Arbeiten vorgreifen zu wollen, seien hier einige Ansätze, mit denen versucht wurde, auf verschiedenen Wegen zu glaubwürdigen Daten zu kommen, angedeutet:

Normalerweise wird die Bioproduktion direkt als Assimilation von organischem Kohlenstoff bestimmt (was dem Produktionsprozess unmittelbar entspricht); sie lässt sich bei langzeitlichen Beobachtungen, aber auch durch Rückrechnung aus Vorgängen ermitteln, welche an dieser Assimilation beteiligt oder durch sie mittelbar beeinflusst werden. So bietet der im Epilimnion (obere, produktive Schicht) gezehrte und im Hypolimnion (untere, «abbauende» Schicht) wieder angereicherte Kohlenstoff eine gewisse Handhabe. Besser eignet sich die Veränderung des Sauerstoffgehaltes. Die abgesunkenen organischen Bioprodukte werden in der Seetiefe oxidiert. Aus dem dafür verbrauchten Sauerstoff, d.h. aus dem üblichen Sauerstoffschwund, kann die Kohlenstoffmenge, welche oxidiert wurde, berechnet werden. Diese Berechnung ist aber nur möglich, wenn alle reduzierten Abbauprodukte (Ammonium, Nitrit, Sulfid, Methan usw.) bekannt sind und wenn die Tatsache, dass nur rund 10% der Bioprodukte das Hypolimnion überhaupt erreichen (90% werden schon in den oberen Schichten konsumiert und verwertet), mit genauen Korrekturen ausgeglichen wird. Aus der Dynamik anderer Stoffe, z.B. Phosphor und Stickstoff, auf die Produktion zu schliessen, ist aus verschiedenen Gründen kaum möglich.

Der Vergleich der erwähnten Methoden ergibt nun, dass die direkte Assimilationsmessung (nach der Radiocarbon-Technik) ähnliche Werte liefert wie die Berechnung aus der Sauerstoffdynamik. Die so berechneten Jahresproduktionssummen seit 1971 lassen noch keinen sicheren Trend erkennen. Die Jahreswerte liegen zwischen 400 und 900 g C/m² Jahr mit einem Mittel bei etwa 600. Da der See von 1971 bis heute immer noch mit Nährstoffen überversorgt ist und deshalb einfach das Maximum dessen produziert, was unter den jeweiligen ökologischen und Wetterbedingungen gerade möglich ist, ist ein Trend auch noch nicht zu erwarten.

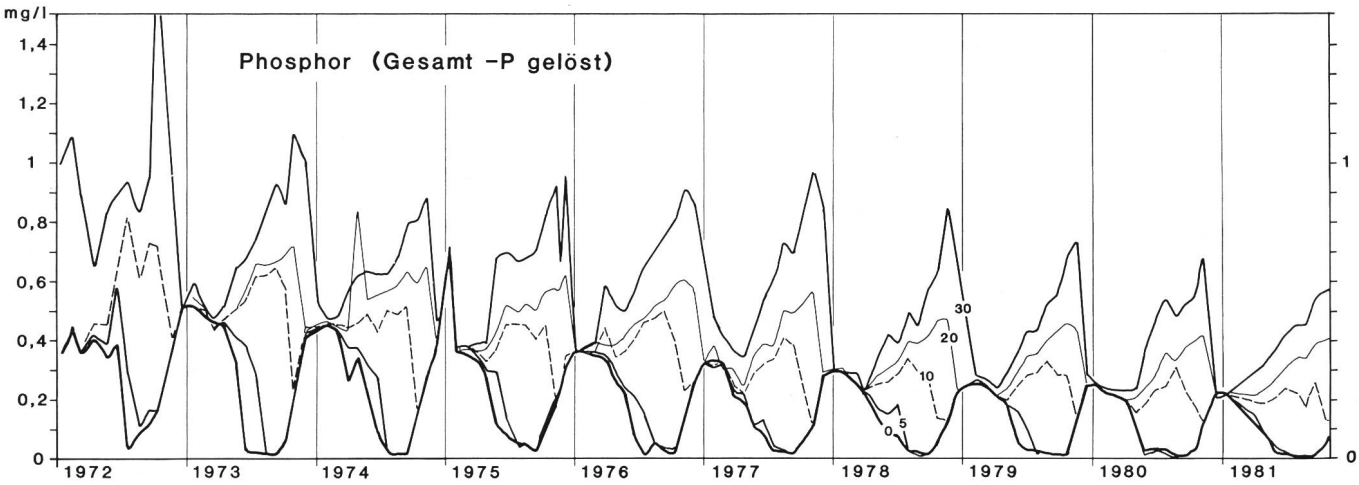

Bild 6. Konzentration des gesamten gelösten Phosphors (GPF) im See von 1972 bis 1981 in den Tiefen 0,5, 10, 20 und 30 m. Zusammenfallen der Kurven im Winter bedeutet gleichmässige Konzentration bzw. Zirkulation.

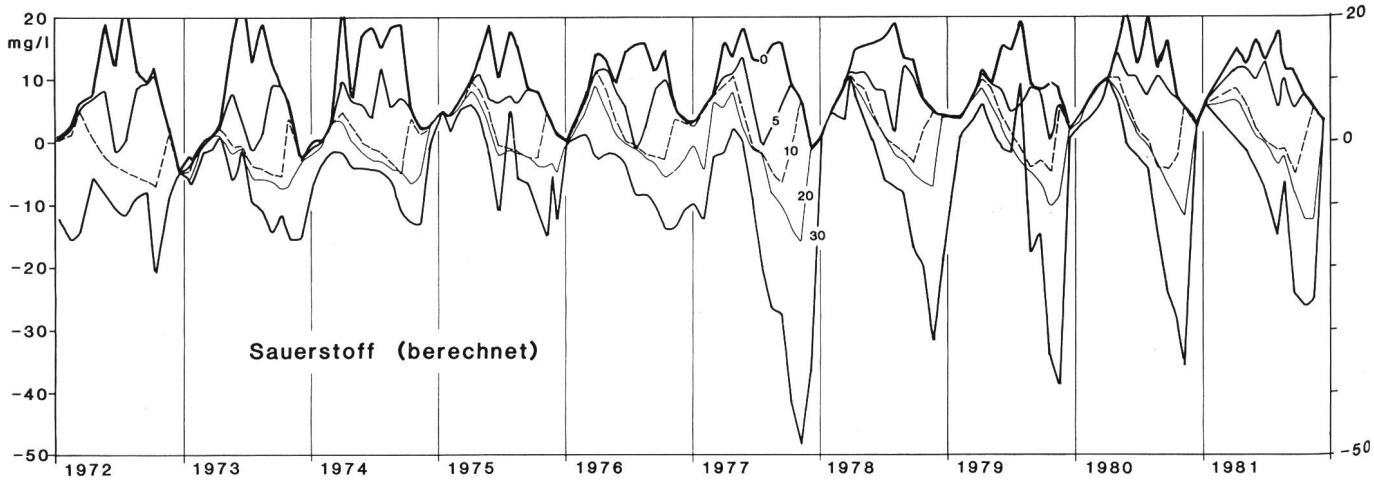

Bild 7. Konzentration des Sauerstoffs im Greifensee (unter Einrechnung des Sauerstoffbedarfs durch die oxidierbaren anorganischen Komponenten). Man beachte den weit oben auf der Skala liegenden Nullpunkt und die hohen Negativwerte. Die ab 1977 grösseren Negativwerte im Hypolimnion gehen auf Methan zurück, das erst ab diesem Zeitpunkt analysiert wurde. Die früheren Hypolimnion-Werte sind deshalb zu klein. Die Konzentrationen im Epilimnion sind dadurch nicht beeinflusst.

4. Das Sanierungsmodell

Das Modell hat die Aufgabe, die physikalischen, die wichtigsten chemischen und (soweit möglich) die biologischen Vorgänge, welche den Energie- und Stoffhaushalt des Sees prägen, nachzuvollziehen. Dabei interessieren kurzfristige Vorgänge, Tagesrhythmik usw. hier nicht; gefragt sind möglichst langfristige Prognosen. In diesem «theoretischen See», der die gleichen Reaktionen ausführt wie der natürliche See, aber in ungleich kürzerer Zeit, kann mit irgendwelchen Massnahmen eingegriffen werden. Seine Reaktionen bilden sodann die Entscheidungsgrundlage für die technische Planung.

Das hier verwendete Computermodell basiert auf dem dynamischen Seemodell von *Imboden* und *Gächter* (1978), wie es zur Simulation des Baldegger- und Hallwilersees eingesetzt (EAWAG 1979) und für die Simulation des Sempachersees in erweiterter Form wieder verwendet wurde (EAWAG 1979). Die Besonderheiten des Greifensees machten zusätzliche Erweiterungen erforderlich. Eine detaillierte Beschreibung des Modells würde den Druckumfang dieser Arbeit weit übersteigen. Wir beschränken uns auf eine knappe Erwähnung jener Vorgänge, welche im Modell nachvollzogen werden, und verweisen auf die ausführliche Originalarbeit (*Bührer* und *Ambühl* 1986).

4.1 Physikalische Vorgänge

Seen stehen unmittelbar unter dem Einfluss des Klimas. Im Sommer wird das Wasser erwärmt, im Winter verliert es einen Teil dieser Wärme wieder an die Umgebung. Der Temperaturgang ist im Wasser dank dessen Wärmespeichervermögen ausgeglichener als in der Luft und gegenüber dieser um etwa 1 Monat verzögert. Die Erwärmung der oberen Schichten führt zur bekannten Temperaturschichtung, welche sich im Wasser als Dichteschichtung auswirkt. Diese wird in der kalten Jahreszeit durch Windwirkung wieder zerstört. Für den Greifensee gilt: Im langjährigen Mittel bildet sich im April die Temperaturschichtung aus und bleibt bis Mitte September stabil. In dieser Zeit wächst das Epilimnion langsam an; mit Beginn der Zirkulation wird es als nunmehr homogene Schicht rasch mächtiger. Mitte Dezember erreicht diese (jetzt zirkulierende) Schicht (bzw. ihre Front) eine Tiefe von rund 25 m. Sofern nicht scharfer Frost mit einer inversen Temperaturschichtung oder sogar Eisbedeckung eintritt, bleibt diese Situation bis Ende Februar bestehen. Im März wird sodann der ganze See von der Frühjahreszirkulation erfasst. In diesem Zustand bleibt er bis gegen Ende April. Die Seezuflüsse schichten sich im See ungefähr in der Tiefe ihrer eigenen Temperatur, meist im Metalimnion, ein. Das Schichtungsbild wird dadurch nicht

verändert. Diese physikalischen Prozesse wurden mit einem klimatisch mittleren Jahr ins Modell eingebaut.
Da die Inhomogenitäten im Wasserkörper in vertikaler Richtung um Grössenordnungen ausgeprägter sind als in der horizontalen Ausdehnung, wird zur Beschreibung der physikalischen Vorgänge bzw. Strukturen lediglich ein eindimensionales vertikales Modell benützt, in welchem alle Grössen nur über die Seetiefe (und die Zeit) variieren, während horizontal eine vollständige Mischung angenommen wird.
Das Modell basiert auf folgenden physikalischen Eingaben:

1. See-Topographie (nach Vermessungsplan 1974)
2. Dicke des Epilimnions in Abhängigkeit der Jahreszeit
3. Dicke des Metalimnions (als konstant angenommen)
4. Wassertemperatur an der Oberfläche in Abhängigkeit der Jahreszeit
5. Intensität des vertikalen Austausches als Funktion der Jahreszeit und der Tiefe
6. Zu- und Abflüsse mit ihren spezifischen Wassermengen und Einschichtungstiefen

Das Seevolumen wird im Modell nicht variiert.

4.2 Chemische und biologische Vorgänge; das dynamische Seemodell

Die Verteilung der Gehalte vieler chemischer Parameter, insbesondere Sauerstoff, wird durch biologische Vorgänge entscheidend beeinflusst, nämlich
– durch die Photosynthese: Bildung von Biomasse und Sauerstoff aus Nährstoffen mit Hilfe von Licht, und
– durch Mineralisation: Umkehrung der Photosynthese; unter Sauerstoffverbrauch wird Biomasse unter Freisetzung der Nährstoffe abgebaut.
Um das Modell nicht unnötig zu komplizieren, werden diese Prozesse nur mit Phosphor und Kohlenstoff durchgespielt.
Das Modell basiert auf folgenden im See gemessenen Stoffkonzentrationen:
a) gelöster P als Mass für die Nährstoffkonzentration
b) partikulärer C (Kohlenstoff) als Mass für die Biomasse
c) partikulärer P (Phosphor) als Mass für den Kreislauf des Phosphors sowie in Form des Verhältnisses P/C als Mass für die Wüchsigkeit der Algen
d) gelöster Sauerstoff (stets als theoretischer Gehalt unter Abzug des für die Oxidation der reduzierten Komponenten NH_3, NO_2^-, CH_4, H_2S benötigten Sauerstoffes).
Die für das Seegeschehen wichtigen Vorgänge werden als Differentialgleichungen (Veränderung einzelner Parameter unter dem Einfluss bzw. als Funktion der sie bestimmenden äusseren Grössen) formuliert. In dieser Weise behandelt wird das ins Wasser eindringende Licht, das Wachstum der Planktonalgen, die Aufnahme des gelösten Phosphors durch die suspendierte Biomasse, die Veränderung des gelösten Phosphors im Wasser und in der Biomasse, die Veränderung des Biomasse-Kohlenstoffs und der gelöste Sauerstoff. Diese Vorgänge werden numerisch für jede horizontale Schicht des Modells (insgesamt 14 Schichten) integriert; die Schichten beeinflussen einander. Die Sedimentation (Absinken) der Algen und Zooplankter wird mit Erfahrungswerten für Sommer und Winter berücksichtigt. Auf eine besondere Berücksichtigung der Weidetätigkeit des herbivoren Zooplanktons wurde (nach umfangreichen Vorarbeiten) verzichtet, da das systembedingt nicht sehr präzise Zooplankton-Teilmodell das Gesamtmodell verschlechtert hätte. Das Sediment selber, das je nach den herrschenden Redox-Bedingungen als Phosphorfalle oder -quelle wirkt und ein komplexes chemisch-physikalisches System darstellt, ist mit einem eigenen Modell berücksichtigt.

Die Eichung des Modells

Ein Modell kann erst dann für prognostische Anwendungen eingesetzt werden, wenn es bei Eingabe realistischer Umgebungs- und interner Parameter die aus Messungen bekannte Funktion des Sees tatsächlich nachvollzieht. Um diese Übereinstimmung zu erreichen, muss es durch detaillierte und wiederholte Änderungen, die auch wieder besondere Abklärungen erfordern können, an die Wirklichkeit angepasst werden. Dieser Vorgang ist eine wichtige Phase und oft auch die Hauptarbeit bei einer prognostischen Studie.
Bezüglich Phosphor und Sauerstoff brachte dieser Vergleich zwischen Modell und Wirklichkeit die in Bild 8 gezeigten Resultate. Die ausgezogenen Linien stellen die in monatlichen Intervallen gewonnenen, die Punkte die simulierten Werte dar. Verglichen mit Erfahrungen von andern Seesimulationen ist die Übereinstimmung sehr gut (EAWAG 1979). Dies gilt auch für weitere geprüfte Parameter.

Die Eingabegrössen

Das Modell benötigt in seiner heutigen Form gegen 30 konstante Eingabegrössen, die aus dem Datenpool berechnet werden und die in den Gleichungen die erwähnten Vorgänge (z.B. Sauerstoffaustausch an der Oberfläche, Lichtextinktion, P-Aufnahme und -Mineralisation, Biomassewachstum und -abbau, Sedimentation, Rücklösung aus dem Sediment usw.) quantifizieren. Eine Reihe von Para-

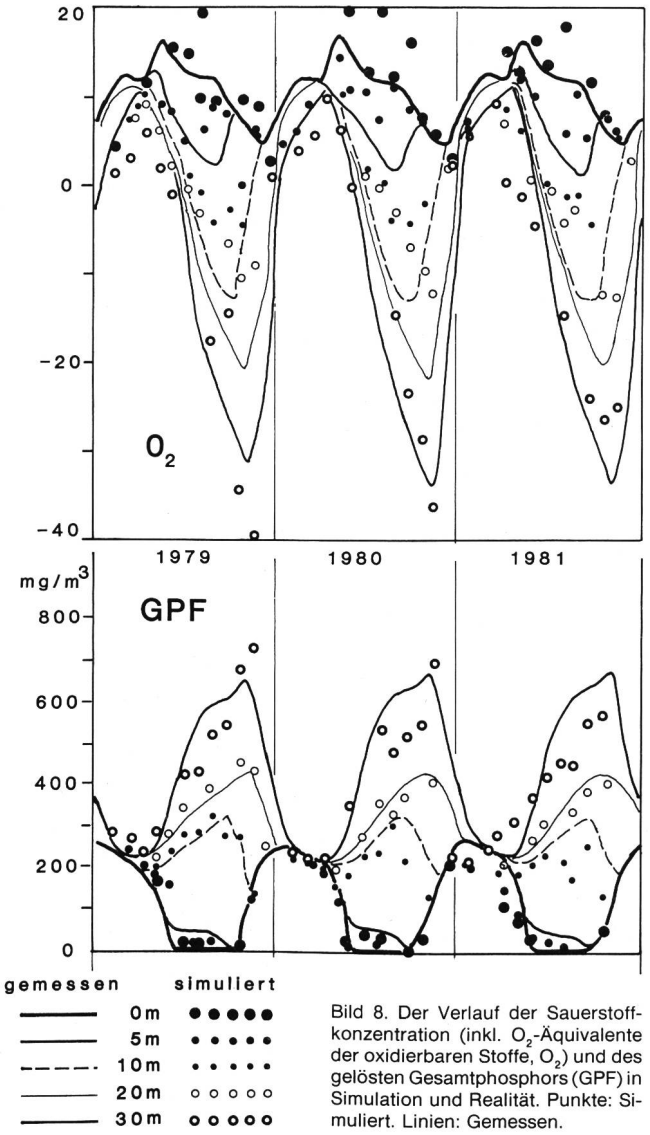

Bild 8. Der Verlauf der Sauerstoffkonzentration (inkl. O_2-Äquivalente der oxidierbaren Stoffe, O_2) und des gelösten Gesamtphosphors (GPF) in Simulation und Realität. Punkte: Simuliert. Linien: Gemessen.

metern variiert mit der Zeit (Wasserhaushalt, Temperatur usw.) und wird als Zeitfunktion eingegeben. Das unterschiedliche Einschichtungsverhalten der Zuflüsse wird besonders berücksichtigt.
Das Schwergewicht der Modellarbeit liegt, wie erwähnt, auf der Berechnung («Identifizierung») der Konstanten und auf der Anpassung des Modells an die Objekt-Wirklichkeit. Die eigentlichen Simulationen mit eingeführten Massnahmen lassen sich sodann auf der Basis dieser «Investition» einigermassen zeitsparend abwickeln.

5. Die Sanierungsmassnahmen

Wir geben im folgenden eine Übersicht über Massnahmen, welche die Belastung des Sees mit Phosphor von aussen und auch durch interne Rezirkulierung verringern würden. Über ihren Effekt siehe «Das Seeverhalten in der Simulation».

5.1 Massnahmen an der Quelle

Siedlungspolitik, Abwasserreinigung

Der Greifensee ist seit Jahrzehnten als eutroph bekannt. Aus dem Sediment lässt sich seine trophische Entwicklung recht genau rekonstruieren *(Züllig 1982):* Er muss bis etwa 1910 oligotroph (ungedüngt) gewesen sein. Die Melioration der torfigen Böden im Glattal mobilisierte grosse Mengen von Nährstoffen. Nach dem Zweiten Weltkrieg wurde das Glattal zum Ausweichraum der Wohnregion Zürich mit einer entsprechenden Bevölkerungszunahme. Den Folgen der zunehmenden Abwasserproduktion wurde ab 1951 mit Kläranlagen begegnet. Diese erfüllten aber auf die Dauer die hohen Ansprüche eines Sees als Vorfluter zu wenig. Nachdem Phosphor als hauptsächliche Ursache der Veralgung des Greifensees erkannt war, ging 1956 bei der Kläranlage Uster eine Versuchsanlage zur Phosphorfällung in Betrieb *(Thomas* 1966). Es dauerte aber weitere Jahre, bis die dort praktizierte Fällungstechnologie im ganzen Einzugsgebiet Eingang fand. Ein weiterer wichtiger Schritt wurde mit der Verminderung der zulässigen Phosphorkonzentration im gereinigten Abwasser von 1 auf 0,2 g/m³ vollzogen. Die dadurch erzwungene heutige Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Sees («weitergehende Reinigung», «4. Stufe») darf als weltweite Spitze bezeichnet werden.

Landwirtschaft

Die Frage, welcher Anteil der Phosphorbelastung eines Sees aus der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bodennutzung stammt, wurde bis heute nur in wenigen Einzelfällen zuverlässig geklärt. Eine intensivere Bodennutzung setzt einen höheren Düngereintrag voraus, was – unvermeidlich – einen stärkeren Phosphataustrag zur Folge hat. Die Nährstoffzufuhr aus der Landwirtschaft als Komponente der Seen-Eutrophierung ist seit langem als Problem erkannt, und man bemüht sich, eine Düngepraxis zu finden, bei der jeder vermeidbare Düngerverlust vermieden wird. In unserer Studie über die Belastung des Greifensees konnte die Fracht der einzelnen Zuflüsse nur als Ganzes erfasst werden; eine Aufteilung auf einzelne Quellen ist mit der chemischen Analyse allein nicht möglich. Es wurde aber versucht, diese Quellen aufgrund der Erscheinungsform des Phosphors sowie der Abhängigkeit der P-Fracht vom Abfluss zu quantifizieren *(Bührer* und *Ambühl* 1985). Für das Sanierungsmodell wurde ein P-Austrag durch Erosion von 7 bis 8 t Gesamtphosphor im Jahre 1950 bzw. 9,1 t im Jahr 1978 (mit zeitlinearem Anstieg) angenommen.

Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln

Rund die Hälfte der abwasserbürtigen Phosphate stammt in unserem Datenmaterial von 1977/78 aus Wasch- und Reinigungsmitteln. Wieviel davon in die Vorfluter gelangt, hängt vom Wirkungsgrad der Kläranlagen und vom Anschlussgrad der Wohnungen ab. Das Einzugsgebiet des Greifensees ist in dieser Hinsicht seit kurzem ein Sonderfall, indem hier dank vierstufiger Abwasserbehandlung ein P-Gehalt erreicht wird, der wenig über dem mittleren Gehalt des Sees liegt (!). Obschon über die Elimination der in der Kläranlage noch nicht vollständig hydrolysierten Waschmittel-Polyphosphate noch wenig bekannt ist, kann doch festgestellt werden, dass das spezifische Problem dieser Stoffe als eutrophierende Komponente im Greifensee durch die weitergehende Abwasserreinigung radikal gelöst ist. Daran nicht beteiligt sind lediglich jene Abwasserquellen und Hochwasserentlastungen, welche ungereinigtes Abwasser in den See führen. Ein vollständiger Wegfall des Phosphoranteils in den Waschmitteln wird die P-Belastung des Greifensees um rund 1,6 t/Jahr vermindern.

Verbesserung der Abwasserreinigung

Mit der erwähnten weitergehenden Abwasserreinigung hat die Reinigungstechnologie im Einzugsgebiet des Greifensees einen Stand erreicht, der sich mit vernünftigen Mitteln kaum noch weiter verbessern lässt. Nach bisherigen Erfahrungen wird ein P-Gehalt im Abfluss der Kläranlagen von 0,2 g P/m³ oder weniger durchaus erreicht, was (auf eine Abwassermenge von 20 Mio m³/Jahr bezogen) etwa 4 t Phosphor ergibt, welche den See nun nicht mehr belasten.

Sanierung des Pfäffikersees

Im Prinzip müsste eine Sanierung des Greifensees eine solche des oberliegenden Pfäffikersees mit einschliessen. Die P-Fracht aus dem Pfäffikersee macht aber nur etwa 18% der Gesamtlast (Basis: 1978) aus. Die Greifenseesanierung ist deshalb nicht schicksalshaft an jene des Pfäffikersees gebunden. Da die wichtigen Abwasserquellen im Pfäffikersee-Einzugsgebiet bereits in Sanierung stehen (ARA Pfäffikon, mit 4. Reinigungsstufe), reagiert der See in ähnlicher Weise auf diese Entlastung wie der Greifensee; gemäss Untersuchungen des Kant. Laboratoriums Zürich geht sein P-Gehalt stark zurück. Das Hypolimnion ist während der Stagnation immer noch sauerstofflos und infolge Rücklösung mit gelöstem Phosphat angereichert. Erst wenn ganzjährige Aerobie herrscht, wird der momentan noch unbedeutende P-Rückhalt auf einen Wert ansteigen, der substantiell zur Entlastung des Greifensees beiträgt. Diesen Zustand vorausgesetzt, kann mit folgender Änderung gerechnet werden: 1978 flossen aus dem Pfäffikersee rund 3,6 t P/Jahr ab. Wird die jetzige Praxis (ohne weitere Sondermassnahmen) fortgeführt, wird der Export auf 0,9 t absinken, dies aber frühestens 1990.

Zufuhr von Fremdwasser

Mit einem Zuschuss von Wasser aus einem anderen Einzugsgebiet lässt sich das Wasserregime des Sees verbessern und die Konzentration der gelösten Stoffe verdünnen. Der Wasserhaushalt des Greifensees ist derart intensiv, dass eine Fremdwasserzufuhr kaum ins Gewicht fällt. Das Wasser müsste zudem vom Zürichsee, der einzigen in Frage kommenden Quelle, auf das 30 m höhere Niveau des Greifensees gehoben werden. Obschon aussichtslos, wurde diese Variante aber doch simuliert.

5.2 Prognose der Belastung

Mit den erwähnten Massnahmen lässt sich die Belastung des Sees aus externen Quellen verringern. Dabei ist die Methodik dieser Belastungsreduktion belanglos; in See und Modell zählt nur die P-Belastung als Ganzes. In den nach-

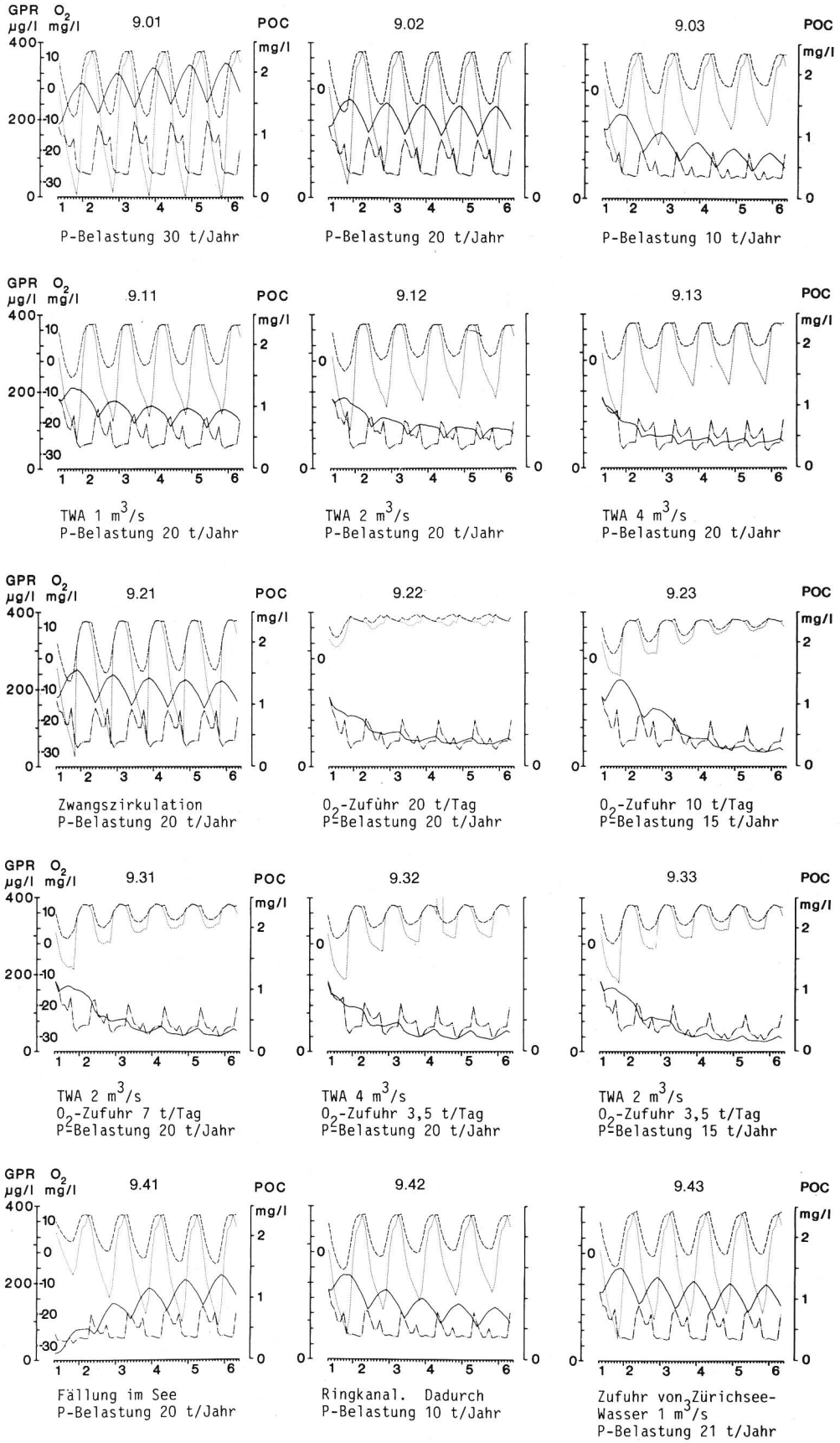

Bild 9. Simulationen des Gesamtphosphors (GPR), des partikulären organischen Kohlenstoffes (POC, als Mass für die Biomasse) und des Sauerstoffgehaltes (O_2). Es sind nur See-Mittelwerte dargestellt. Vom Sauerstoff ist zusätzlich der Minimalgehalt dargestellt.

Signaturen: —— GPR – – – Mittlere O_2-Konzentration
–·–· POC ..... Minimale O_2-Konzentration

Man beachte die ungewohnte Position des Sauerstoff-Nullwertes.

folgenden Simulationen wird (aufgrund der entsprechenden Abklärungen) angenommen, dass mit der heute im Ausbau begriffenen Technik der weitergehenden Abwasserreinigung für 1984 eine Belastung von etwa 20 t P/Jahr zu erreichen sein wird. Zusammen mit der Sanierung des Pfäffikersees (nicht nur seiner Zuflüsse) und dem Wegfall des Waschmittel-P kann mit einer weiteren Reduktion auf 14,9 t P gerechnet werden.

5.3 Seeinterne Massnahmen

Aufgabe dieser direkten Eingriffe in den Stoff- und Wasserhaushalt des Sees ist es, die externen Massnahmen zu unterstützen bzw. jene Effekte hervorzubringen, zu denen die externe Belastungsreduktion nicht ausreicht.

Ableitung des Tiefenwassers (TWA)

Das im Epilimnion wachsende Plankton entzieht dem Wasser die gelösten Nährstoffe und sinkt an den Seegrund ab, wo es mineralisiert wird und die Nährstoffe wieder freigibt. Dadurch reichert sich im Laufe des Sommers in der Seetiefe (unter anderem) Phosphat an. Wenn nun das biologisch hochgereinigte Oberflächenwasser am Abfluss gehindert und an seiner Stelle das Wasser der tiefsten Schichten abgezogen wird, wird der Phosphorexport erhöht und die interne Nachlieferung (bzw. das Hochsteigen der gelösten P-Verbindungen) ins Epilimnion gebremst. Mit dem gleichen Wasser wird auch ein entsprechender Sauerstoffbedarf aus dem See entfernt. Dieses Verfahren wird heute am Mauen- und am Burgäschisee praktiziert. Am Greifensee mit seiner erheblich kürzeren Aufenthaltszeit ist ein entsprechend stärkerer Effekt zu erwarten.

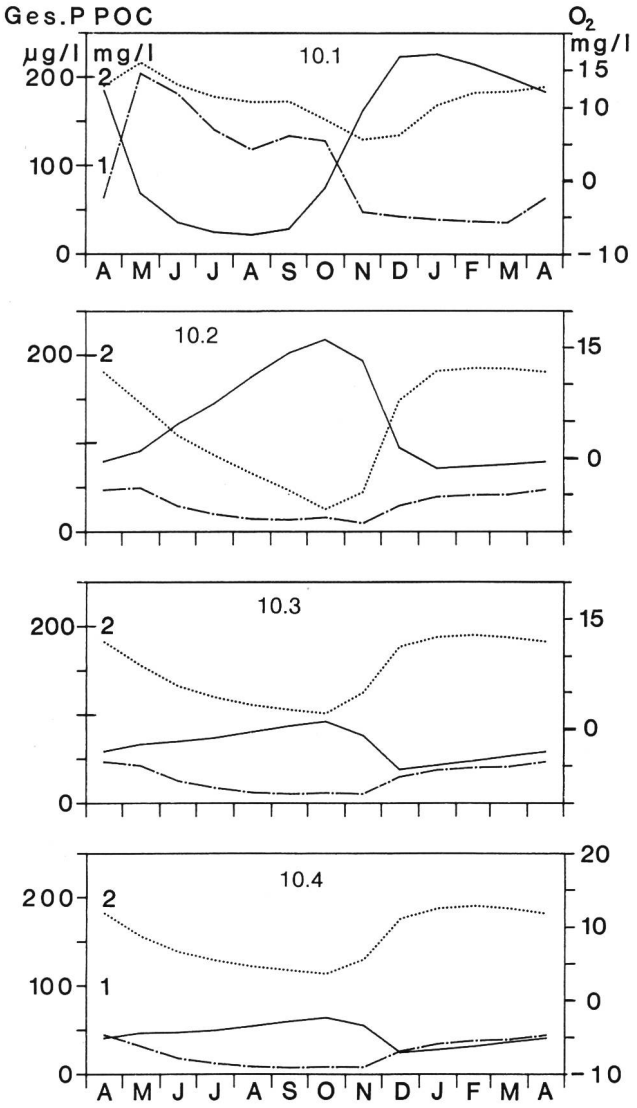

Bild 10. Der Verlauf der Wasserqualität des Seeabflusses (Glatt)
10.1: Ohne Sanierungsmassnahmen, bei einer Jahresbelastung von 20 t P
10.2: Mit Tiefenwasserableitung 4 m³/s, P-Belastung 20 t
10.3: Dasselbe, mit Sauerstoffzufuhr im See von 3,5 t/Tag
10.4: Tiefenwasserableitung 4 m³/s, Sauerstoff auf 2 t/Tag vermindert, bei einer ebenfalls verminderten P-Belastung von 15 t/Jahr.

Die Wassermenge, welche mit einer Tiefenwasserableitung weggeführt werden kann, ist durch die zufliessende Menge begrenzt. Die mittlere Wasserführung der Glatt beträgt rund 4 m³/s. In den nachfolgenden Simulationen ist dies die Maximalvariante. Mit dieser Wassermenge würde die Glatt während einer längeren Zeit des Jahres nur TWA-Wasser führen.

Als zweite Variante wurde eine TWA von 2 m³/s gewählt (= minimales Monatsmittel des Abflusses). Unter diesem Regime würde die Glatt während 1 bis 6 Wochen ausschliesslich TWA-Wasser führen.

Die dritte Variante führt 1 m³/s TWA. Unter diesem Regime wird immer Oberflächenwasser zum TWA-Abfluss zugemischt.

Während der Zirkulation (Dezember bis April) ist die TWA mehr oder weniger wirkungslos.

Zirkulationshilfe («Zwangszirkulation»)

Fast alle tieferen Seen (mit ganz wenigen von der Natur bevorzugten Ausnahmen) zirkulieren normalerweise unvollständig und nehmen den nicht oder unvollständig erneuerten Teil ihres Hypolimnions als bereits verbrauchte Reserve ins neue Seejahr mit.

Im Greifensee sind diese Verhältnisse zwar nicht so ausgeprägt, doch zirkuliert auch dieser flache See nicht auf Anhieb vollständig (siehe Kap. 4.1). Mit einigen Varianten wurde geprüft, ob eine künstlich erzwungene Vollzirkulation den See beeinflusst.

Zufuhr von Sauerstoff (Belüftung, Begasung) in das Hypolimnion

Dem Phosphor stehen zwei Wege offen, das Seewasser wieder zu verlassen, nämlich der Seeabfluss und die Einlagerung ins Sediment. Unter anaeroben Bedingungen (heute im Greifensee während mindestens 8 Monaten im Jahr immer noch die Regel) ist diese Einlagerung zum grössten Teil reversibel. Werden nun die Sauerstoffverhältnisse im Wasser soweit verbessert, dass sich die oberste Sedimentschicht in genügender Mächtigkeit (min. 2 mm) oxidiert, so bleibt ein Grossteil des P im Sediment fixiert. Allerdings ist die Sauerstoffzufuhr eine sekundäre (wenn auch in gewissen Fällen unerlässliche) Hilfsmassnahme. Sie verändert zwar die Redox-Situation so, dass die Fallenfunktion des Seesedimentes bzw. der P-Rückhalt wieder hergestellt ist. Der Phosphor, der hier zur Einlagerung kommt, stammt aber aus externen Quellen und durchläuft zunächst die biologische Passage, bevor er an den Seegrund gelangt. Er unterhält somit zuerst die Bioproduktion und wird erst später, nach einer unbekannten Zahl von Passagen auf dem Weg der kurzgeschlossenen kleinen Kreisläufe, im Sediment festgelegt.

6. Die Wirkung der Sanierungsmassnahmen in der Simulation

In der Simulation werden die Konzentrationswerte der nachstehend aufgeführten Messgrössen für alle Seetiefen und für jede Zeit detailliert berechnet. Das dabei resultierende Datenmaterial ist ausserordentlich dicht und informativ, für eine detaillierte Darstellung aber zu umfangreich. Die Daten werden deshalb auf See-Mittelwerte kondensiert.

Derartige Mittelwerte treten nur während einer Vollzirkulation tatsächlich auf: Für die übrige Zeit müssen sie limnologisch interpretiert werden. Ein Vorteil dieses Verfahrens besteht aber darin, dass die solchermassen vereinfachte Seedynamik nun leicht zu veranschaulichen ist. (Die Einzelwerte der Simulationen sind an der EAWAG archiviert.)
Im Bild 9 sind die informativsten Simulationen zusammengestellt.
Zu beachten ist, dass der Nullpunkt der Sauerstoffskala an ungewohnter Stelle liegt. Dadurch, dass nicht der analytisch bestimmbare gelöste Sauerstoff angegeben ist, sondern der Sauerstoff nach Abzug der O_2-Äquivalente der reduzierten Komponenten, treten zeitweise massive negative Konzentrationen auf.

6.1 Das Seeverhalten unter verschiedener externer Phosphorbelastung

Je nach Massnahme wird der See mit etwa 15 bis 25 Tonnen Phosphor pro Jahr gedüngt. Simuliert wurden Belastungen von 30, 20, 15 (nicht dargestellt) und 10 t P/Jahr. Wie die Bilder 9.01 bis 9.03 zeigen, sind die Kriterien eines sanierten Sees schon bei der niedersten (bereits unrealistischen) Belastung nicht erfüllt (30 mg P/m³, 4 mg O_2/l). Die Produktion sollte etwa 150 g C_{ass} (=Gramm assimilierter Kohlenstoff) pro m² Seefläche und Jahr nicht übersteigen; die Simulation ergibt im 5. Sanierungsjahr aber rund 340 g. Eine Sanierung ist mit dieser Massnahme allein somit nicht möglich (trotzdem ist sie für alle übrigen Massnahmen die unerlässliche Basis).

6.2 Interne Massnahmen

Seeinterne Massnahmen sind Behelfe, die im komplexen Stoffhaushalt jenen Belastungsanteil zu übernehmen haben, der von den externen Massnahmen nicht aufgefangen wird. Es ist deshalb sinnlos, interne Massnahmen zu prüfen, ohne gleichzeitig die externe P-Belastung zu senken und zu variieren. In jeder Kombination von Massnahmen kommt der P-Belastung bzw. ihrer Herabsetzung die primäre Bedeutung zu.

Wirkung der Tiefenwasserableitung

Um die Wirkung der TWA zu veranschaulichen, ist in Bild 9.11 bis 9.13 das Seeverhalten bei 1, 2 und 4 m³/s TWA dargestellt, dies bei einer externen Belastung von einheitlich 20 t P/Jahr. Resultat: Alle Varianten erreichen das Sanierungsziel nicht. Auch bei einer auf 15 t P/Jahr verminderten Belastung vermag die maximale TWA eine 2 Monate dauernde sauerstofffreie Phase in der Seetiefe nicht zu verhindern. Der See kann mit der TWA als alleiniger interner Therapie nicht genügend saniert werden.

Wirkung einer verbesserten Mischung (Zirkulationshilfe, Zwangszirkulation)

In dieser Simulation wurde der See während der Wintermonate zur vollen Zirkulation gezwungen. Da der flache Greifensee eigentlich nicht an «Zirkulationsschwäche» leidet, erstaunt es nicht, dass diese Massnahme praktisch nichts bringt. Die Produktions- und Sauerstoffwerte des natürlichen (Bild 9.02) und des künstlich gemischten Sees (Bild 9.21) sind praktisch dieselben.

Wirkung der Sauerstoffzufuhr (Belüftung, Begasung) ins Tiefenwasser

Ein direkter Ausgleich des Sauerstoffdefizits benötigt sehr grosse Mengen von Sauerstoff. Unsere Simulationen wurden bei einer Zufuhr von 20, 15 und 10 Tonnen Sauerstoff pro Tag (!) durchgeführt, dies bei variierter externer P-Belastung. In Bild 9.22 und 9.23 sind die extremen Kombinationen aufgeführt, nämlich 20 t Sauerstoff/Tag bei einer P-Belastung von 20 t/Jahr und 10 t Sauerstoff/Tag bei 15 t P/Jahr. Die Sauerstoffzufuhr ist auf die Dauer der Stagnation (Mai bis Oktober) beschränkt bzw. in der übrigen Zeit wirkungslos.
Die Variante 20 t O_2/Tag bei 20 t P/Jahr erfüllt das Sauerstoffkriterium von Anfang an, die Produktion wird dagegen ungenügend vermindert. Die Zufuhr von 10 t O_2/Tag bei 15 t P/Jahr erfüllt das Sauerstoffkriterium. Diese Ergebnisse haben vor allem theoretischen Wert, indem eine Sauerstoffzufuhr im Ausmass von 10 bis 20 t O_2/Tag in einen kleinen, flachen See in verschiedener Hinsicht fragwürdig ist. So wird es bei der geringen Tiefe von 32 m nicht einfach sein, die grosse Sauerstoffmenge ohne grösseren technischen Aufwand in Lösung zu bringen. In der nachfolgenden Verfahrenskombination sind diese Schwierigkeiten noch grösser.

Das Seeverhalten bei kombinierter Tiefenwasserableitung und Sauerstoffzufuhr

Da eine TWA allein die Ansprüche an den Sauerstoffgehalt nicht erfüllt und eine Sauerstoffzufuhr (wiederum als einzige interne Massnahme) neben einem unrealistischen Aufwand eine sehr einseitige Massnahme darstellt, welche jede ökologische Ausgewogenheit ausser acht lässt, wurde versucht, die beiden Massnahmen zu kombinieren. Dabei ist zu beachten, dass die TWA die Schichtungsstruktur in willkommener Weise abschwächt, während der Sauerstoffeintrag (mit irgendwelchen Systemen) die vertikale Wirbeldiffusion im Hypolimnion erhöht, was die Restaurierung im gesamten erleichtert. In den Simulationen wird der Sauerstoff 5 m über Grund eingetragen, um die Schicht der Wasserentnahme nicht zu stören, und sei bis in die Tiefe von 20 m bereits aufgelöst (möglicherweise eine zu optimistische, da technisch anspruchsvolle Annahme).
In Bild 9.31 ff. sind die Varianten

Bild 9.31	TWA 2 m³/s	O_2-Zufuhr 7 t/Tag	P-Belastung 20 t/Jahr
Bild 9.32	TWA 4 m³/s	O_2-Zufuhr 3,5 t/Tag	P-Belastung 20 t/Jahr
Bild 9.33	TWA 2 m³/s	O_2-Zufuhr 3,5 t/Tag	P-Belastung 15 t/Jahr

dargestellt. Unter allen Massnahmen versprechen diese Verfahrenskombinationen das weitaus beste Resultat. Im 5. Sanierungsjahr einen Mindestsauerstoffgehalt von 3 mg/l dauernd zu halten, wäre unter folgenden Bedingungen möglich:

Randbedingungen:	P-Belastung t/Jahr	TWA 2 m³/s	TWA 4 m³/2
O_2-Zufuhr:	20	6,2	3,7 t 0_2/Tag
	15	3,2	2,0 t 0_2/Tag

Mit einer derartigen Kombination ist das Sanierungsziel bezüglich Sauerstoffgehalt rasch erreichbar; bis aber die Produktion genügend tief ist, wird es längere Zeit dauern. Welche Kombination im praktischen Fall in Frage käme, wird wesentlich von der P-Belastung abhängen, welche dann herrscht. Als realistische Variante tritt die Kombination von 15 t P/Jahr, TWA 4 m³/s und Sauerstoffzufuhr 2 t O_2/Tag besonders hervor.

Verhalten des Sees nach Ausfällen der Phosphate und Sedimentbehandlung

Diese Massnahme, welche den grössten Teil der im Wasser gelösten und suspendierten Phosphorverbindungen (z.B. nach Flockung mit einem Aluminiumsalz) an den Seeboden niederschlägt, wurde in Kleingewässern erfolgreich erprobt. Vorauszuschicken ist, dass in einem natürlichen See eine solche Behandlung nicht nur technisch problematisch, sondern auch ökologisch fragwürdig wäre. Das gleiche gilt für eine chemische Behandlung des Sedimentes (z.B. Oxi-

dation mit Nitrat). Alle diese Massnahmen bringen in der Simulation unmittelbar nach der Applikation (welche im Falle einer Flockung aber für das Plankton und das Sediment eine ökologische Katastrophe bedeutet) einen maximalen chemischen Effekt (Bild 9.41), der aber schon im darauffolgenden Jahr (infolge des raschen Wasserwechsels) stark abgeschwächt und schon im 5. Jahr fast vollständig abgeklungen ist. Solange derartige Behandlungen nicht in kurzen Intervallen wiederholt werden (undenkbar in einem öffentlichen See!), sind sie aussichtslos.

Einleitung des gereinigten Abwassers der seeanliegenden Kläranlagen in eine grössere Tiefe

Der Wasserwechsel vollzieht sich im See während der Stagnationszeit vor allem in den obersten Schichten. Abwasser, das dorthin gelangt, wird in kurzer Zeit aus dem See ausgeschwemmt. Mit einer tiefer plazierten Abwassereinleitung kann zwar die Düngewirkung des gereinigten, (aber immer noch nicht phosphatfreien) Abwassers abgeschwächt werden, doch bleibt dieses dafür länger im See drin. In Simulationen, in welchen das Abwasser von Maur und Uster statt in 4 m (= Realität) in 15 m eingeschichtet wird, verändert sich das Seeverhalten praktisch nicht.

Fernhalten der kanalisierten Abwässer, «Ringleitung»

Die Abwasserfernhaltung durch Kanalisation verspricht dann einen Erfolg, wenn dadurch ein wesentlicher Teil der Belastung aufgefangen wird. Beim Greifensee, wo die Hälfte der gesamten Phosphorlast aus nicht kanalisierten Quellen stammt, ist nur ein Teilerfolg möglich. In der entsprechenden Simulation werden alle Abwässer des unmittelbaren Einzugsgebietes erfasst (ohne Rücksicht darauf, dass die Gemeinde Greifensee nach diesem System entwässert). Der Pfäffikersee wurde theoretisch in gleicher Weise behandelt. Dass dadurch die Wasserzufuhr von 135 auf 118 Mio m^3/Jahr zurückgeht, ist in der Simulation berücksichtigt. Durch die Ringleitung würde die Phosphorbelastung auf rund 10 t/Jahr gedrosselt und das gleiche Seeverhalten bewirken wie in der Belastungsvariante 10 t (Bild 9.42). Eine Sanierung mit dieser Massnahme allein ist somit nicht möglich; als Basis für weitere Massnahmen wäre sie aber interessant.

Zufuhr von Wasser aus dem Zürichsee

Das Zürichseewasser enthält zwar weniger Nährstoffe als das Greifenseewasser; bei einer Zufuhr von 1 m^3/s würde damit pro Jahr aber doch rund 1 Tonne P zugeführt. Dafür würde das (schon jetzt sehr intensive) Wasserregime noch verstärkt. Nach Bild 9.43 würden Sauerstoff und Phosphor etwas verbessert, doch ist die Massnahme für sich allein nicht leistungsfähig genug (und wohl auch zu kostspielig).

6.3. Die tolerierbare Phosphorbelastung

Die seeinternen Massnahmen verändern die vom See schadlos ertragene Phosphorbelastung bzw. dessen Belastbarkeit. So ist z. B. leicht einzusehen, dass die Ableitung des nährstoffreichen Tiefenwassers gewissermassen Platz schafft für eine entsprechend grössere externe Belastung. Die in den Simulationen erhaltenen tolerierbaren Belastungen betragen:

Massnahme	Tolerierbare Belastung (t P/Jahr)
Nur Belastungsreduktion	3,3–3,8
TWA 1 m^3/s	5
TWA 2 m^3/s	7
TWA 4 m^3/s	9
Zufuhr Zürichseewasser 1 m^3/s	4–5
Zwangszirkulation	3,3–3,8

Wegen der hier verwendeten Methodik kann der Effekt der Sauerstoffzufuhr auf die Belastbarkeit nicht bewertet werden.

Diese Werte bestätigen, dass die internen Massnahmen die Belastbarkeit erhöhen, zeigen aber auch, dass sie, einzeln eingesetzt, die Sanierungsziele nicht erreichen lassen.

7. Der Einfluss der Seesanierung auf die Qualität des Abflusses (Glatt)

Während alle anderen Massnahmen den Seeausfluss lediglich im Rahmen der Veränderung der Epilimnion-Qualität des Sees beeinflussen, wird eine Tiefenwasserableitung die Qualität ihres Vorfluters, der Glatt, unweigerlich verändern. Die Glatt ist heute durch urbane und industrielle Einflüsse stark belastet (*Gujer* 1980). Die grösste Belastung (wenigstens mit organischen Stoffen) stammt indessen aus dem Greifensee. Es wäre zu wünschen, wenn im Zuge einer Sanierung des Sees gleichzeitig die Qualität der Glatt verbessert werden könnte.

Wir stellen im folgenden die Beschaffenheit des Glattwassers bei den erfolgversprechenden Sanierungsvarianten vor (siehe Bild 10):

In Bild 10.1 ist der Verlauf der Wasserqualität während des Jahres aufgezeichnet, und zwar bei einer Jahresbelastung des Sees mit 20 t P, ohne seeinterne Massnahmen. Dies entspricht etwa den heutigen Verhältnissen. Eine Tiefenwasserableitung (4 m^3/s) verändert die Glatt nachhaltig (Bild 10.2). Das in 31 m Tiefe gefasste Wasser bringt im Sommer einen minimalen Sauerstoffgehalt und maximale Phosphatwerte. Diese Sauerstoffsituation wäre unhaltbar; das Wasser müsste aufbereitet werden. Würde das Seewasser gleichzeitig zur TWA mit Sauerstoff versorgt (in Bild 10.3 dargestellte Variante mit 3,5 t O_2/Tag, bei 20 t P externer Belastung), so wäre die Gefahr der Sauerstofflosigkeit zwar behoben, doch wäre die «Verordnung über Abwassereinleitungen», die in Fliessgewässern 5 mg O_2/l verlangt, nicht erfüllt. Bei der wohl interessantesten Sanierungsvariante (TWA 4 m^3/s, Sauerstoffzufuhr 2 t/Tag und externer Belastung von 15 t P/Jahr) ist die Sauerstoffsituation während des ganzen Jahres unkritisch (Bild 10.4). Der Phosphorgehalt hat auf das Fliessgewässer insofern keinen verändernden Einfluss, als dieses schon im heutigen Zustand mit Phosphat überversorgt ist. Dagegen sagen die sehr niedrigen Werte des partikulären Kohlenstoffs einen massiven Rückgang der heute oft starken Vegetationstrübung im Flusswasser voraus.

Im gesamten wäre damit das Postulat einer Verbesserung der Glattqualität überraschenderweise erfüllt.

8. Zusammenfassung

Die Phosphorbelastung des Greifensees wurde für die Zeit von 1960 bis 1984 ermittelt. Seit 1982 geht sie (nach einem Zwischenminimum 1977/79) zurück. Die Abwassermenge der Kläranlagen steigt mit rund 10%/Jahr.

Die Phosphor- und Sauerstoffdynamik des Sees seit 1971 wird beschrieben. Die Produktion wird aufgrund verschiedener Messgrössen berechnet. Die für den Redox-Zustand des Sedimentes wichtige («kritische») Sauerstoffkonzentration im Wasser wird diskutiert.

Zur Simulation des Sees und seiner Reaktionen auf künstliche Eingriffe wurde ein an andern Seen bewährtes Computermodell den Besonderheiten des Greifensees angepasst, insbesondere durch Einführung einer variablen Stöchiometrie des Sestons und Sedimentes. Die darin implizierte variable Phosphoraufnahme durch das Plankton erlaubt, den See bis in den schwach gedüngten (mesotrophen) Zustand zu simulieren. Das Computermodell wurde an den Messdaten von 1973 geeicht und mit Daten von 1978 nochmals angepasst.

Die Phosphorzufuhr aus dem Einzugsgebiet kann bis auf rund 15 t P/Jahr vermindert werden. Zur Restaurierung des Sees dürfte sie aber 3,5 t nicht übersteigen. Interne Massnahmen (Zwangszirkulation, Tiefenwasserableitung, Sauerstoffzufuhr) erhöhen zwar die Belastbarkeit, reichen aber, jede für sich allein, ebenfalls zur Restaurierung nicht aus. Einzig eine Kombination von externer P-Entlastung (auf 15 t/Jahr), Tiefenwasserableitung von 4 m^3/s (durch den natürlichen Wasserhaushalt begrenzt) und einer Sauerstoffzufuhr, welche den übrigbleibenden (variablen) Bedarf decken muss (2 bis 6 t Sauerstoff/Tag), verspricht einen vollständigen Erfolg. Bei dieser Betriebsweise würde die Qualität des Seeausflusses, der als Vorfluter für die Tiefenwasserableitung zu dienen hätte, gegenüber dem heutigen Zustand verbessert.

Ein Ringkanal zur Fernhaltung des gesamten Siedlungsabwassers würde die P-Belastung auf 10 t/Jahr herabsetzen, gegenüber dem heutigen Zustand eine wesentliche Verbesserung. Der Effekt einer Zufuhr von Zürichseewasser (1 m^3/s) würde den Aufwand nicht rechtfertigen. Eine Verlängerung der Seeleitungen der Kläranlagen Maur und Uster auf eine Einleitungstiefe von 15 m bleibt praktisch ohne Erfolg für den See. Der Effekt einer Behandlung des Seebodens (chemische Oxidation, Abdecken, Ausräumen) würde nur kurze Zeit anhalten. Eine Ausfällung des Phosphors im See wäre unmittelbar nach der Applikation erfolgreich, müsste aber jährlich wiederholt werden. Diese direkten Eingriffe sind technisch fragwürdig und ökologisch mehr als bedenklich.

An den Arbeiten waren beteiligt:
Feldarbeit und Analytik: Dipl. chem. *E. Szabó, B. Ribi, R. Illi, R. Waldvogel,* dipl. Natw. *M. Hirsbrunner*
Datenbank: *B. Ribi*
Modellierung, Simulationen: Dr. *H. Bührer*
Berichterstattung: Dr. *H. Bührer,* Prof. *H. Ambühl.*
Überarbeiteter Text eines vor dem Linth-Limmatverband am 27. März 1984 in Zürich gehaltenen Vortrages.

Literatur

Bundi, U., Robert, P.V.: Ursprung und Ausmass der Phosphorbelastung des Greifensees heute und im Jahr 2000. NZZ, 4. Februar 1974.

Bührer, H.: Computerprogramm zur Bekanntgabe aktueller Seedaten. «Schweiz. Z. Hydrol.» *37,* 332–346 (1975).

Bührer, H., Szabó, E., Ambühl, H.: Die Belastung des Greifensees, «wasser, energie, luft.» *76,* 267–274 (1984).

Bührer, H., Szabó, E., Ambühl, H.: Die Belastung des Greifensees mit Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, geochemischen Stoffen und Schwermetallen in den Jahren 1977/78. Schriftenreihe der EAWAG, *1* (1985).

Bührer, H., Ambühl, H.: Möglichkeiten der Sanierung des Greifensees. Eine Modellstudie, 1986 (im Druck).

EAWAG: Datenbank Seedaten.

EAWAG: Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten für den Baldegger- und Hallwilersee. Mai 1979.

EAWAG: Gutachten über die Sanierungsmöglichkeiten des Sempachersees. August 1979.

Fricker, Hj.: OECD Eutrophication Programme, Regional Project, Alpine Lakes. Bundesamt für Umweltschutz und OECD (1980).

Gujer, W.: Ergebnisse der regionalen abwassertechnischen Studie Glattal der EAWAG. März 1980.

Heierli, R.: Greifenseesanierung/Pfäffikerseesanierung. Bericht im Auftrag der Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich (1976/77).

Imboden, D.M., Gächter, R.: A dynamic lake model for trophic state prediction. «Ecol. Modell.» *4,* 77–98 (1978).

Pleisch, P.: Die Herkunft eutrophierender Stoffe beim Pfäffiker- und Greifensee. «Vierteljahrsschrift der Naturf. Ges. in Zürich» *115,* 127–229 (1970).

Thomas, E.A.: Phosphatfällung in der Kläranlage von Uster und Beseitigung des Eisen-Phosphat-Schlammes (1960 und 1966). «Vierteljahrsschrift der Naturf. Ges. in Zürich» *111,* 309–318 (1966).

Vollenweider, R.A.: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. «Memorie Ist. Ital. Idrobiol.» *33,* 53–83 (1976).

Züllig, H.: Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. «Schweiz. Z. Hydrol.» *44,* 1–98 (1982).

Adresse der Verfasser: Dr. *Heinrich Bührer,* Prof. Dr. *Heinz Ambühl,* Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-8600 Dübendorf.

10 Jahre Hydromechanik auf dem Hönggerberg

Der Bereich «Hydromechanik» des Instituts für Hydromechanik und Wasserwirtschaft (IHW) an der ETH-Hönggerberg befasst sich mit der Bewegung des Wassers in Flüssen, Kanälen und im Untergrund. In diesen Gebieten bietet er verschiedene Vorlesungen, Übungen und Praktika im Rahmen der Normalstudienpläne der Abteilungen für Bauingenieurwesen sowie Kulturtechnik und Vermessung an. Er ist beteiligt am Unterricht im Nachdiplomstudium für Siedlungswasserbau und Umweltschutz und organisiert jedes Jahr im Rahmen der permanenten Weiterbildung an der ETHZ einen einwöchigen Kurs über Grundwasserbewirtschaftung und Grundwasserschutz.

Seit Ende der 60er Jahre ist bekannt, dass Wasserkraftwerkbau und Verbauungen grösserer Flüsse in unserem Land stark abnehmen, umweltschutzbezogene Strömungsprobleme hingegen sowohl in Oberflächengewässern als auch im Grundwasser in zunehmendem Masse an Bedeutung gewinnen. Seit der Gründung des Instituts (1971) hat sich deshalb der Bereich Hydromechanik des IHW mit solchen Strömungen befasst. Die Forschung des Institutes konzentriert sich hauptsächlich auf zwei Gebiete.

Im ersten Gebiet wird die Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser untersucht. Quellen solcher Verunreinigungen sind Mülldeponien, Unfälle, Überdüngung usw. Es ist für die Bewirtschaftung und den Schutz von Grundwasservorkommen wichtig zu wissen, wie sich die ins Grundwasser gelangenden Schadstoffe örtlich und zeitlich ausbreiten. Es werden auch Modelle entwickelt, die mit Hilfe von elektronischen Rechnern die Strömung des Grundwassers vorauszusagen gestatten.

Das zweite Gebiet befasst sich mit dem Transport und der Durchmischung von festen und löslichen Stoffen in Flüssen oder Seen. Solche Probleme treten bei Einmündungen von Flüssen in Seen auf, die bei Hochwasser viel Schwebstoff mit sich führen. Auch bei Einleitungen von geklärtem und ungeklärtem Abwasser in Flüsse oder Seen treten ähnliche Probleme auf. Oft gelangen Schadstoffe in Oberflächengewässer als Folge von Unfällen. Ziel der Forschung des Institutes auf diesem Gebiet ist, den Ingenieuren die Berechnungsmethoden zur Verfügung zu stellen, mit denen sie die Ausdehnung des Schadengebietes und den zeitlichen Ablauf des Schadenereignisses abschätzen besser können.

Am 20. März 1986 feierte das Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft das 10-Jahr-Jubiläum mit einem Tag der offenen Tür. Die Labor- und Forschungsanlagen im HIF-Gebäude auf dem Hönggerberg standen am Morgen interessierten Besuchern offen. Am Nachmittag begrüsste Prof. Dr. h. c. *Ernst Trüeb* als Vorsteher des Instituts, und Prof. Dr. *Themistokles Dracos* referierte über die Lehre und Forschung am Institut. Anschliessend orientierten die Mitarbeiter in Kurzvorträgen über ihre Arbeiten (Dr. *F. Stauffer, P. Adank,* Dr. *J. Bühler, M. Giger, D. Schläpfer,* Dr. *A. Gyr,* Dr. *A. Müller, W. Schmidt* und *D. Wildermuth*).