

## Hydrochemische und botanische Untersuchungen an Seen und Weihern im Landkreis Ebersberg

Von A. Melzer und A.-J. Redslob, München

### Zusammenfassung

Von März bis November 1980 wurden von 11 Seen und Weihern im Landkreis Ebersberg, südöstlich von München, in regelmäßigen Abständen Wasserproben genommen und nach wichtigen chemisch-physikalischen Gewässergüte-Parametern untersucht. Im einzelnen wurden ermittelt: Temperatur, Sauerstoffsättigung, Sichttiefe, Chlorophyll, pH-Wert, Leitfähigkeit, Wassergesamthärte, Kieselsäure, Ammonium, Nitrit, Nitrat, gelöstes reaktives Phosphat und Gesamtphosphat.

Nur der Steinsee weist während des Sommers eine deutliche Schichtung auf. Alle übrigen Gewässer sind nicht tiefer als 3 m und ihr gesamter Wasserkörper unterliegt auch während des Sommerhalbjahres einer ständigen Durchmischung.

Trotz ihrer engen geographischen Nachbarschaft zeigten sich im Chemismus der Seen z. T. grundlegende Unterschiede. Durch besonders niedrige Wasserhärten zeichnen sich der Steinsee und Kastensee aus. Auch ihr Nitrat- und Silikatgehalt liegt weit unter dem der anderen. Die Gehalte an Ammonium und gelöstem reaktivem Phosphat schwanken im Oberflächenwasser aller Seen sehr stark. Gründe hierfür werden diskutiert. Entlang der Ebersberger Seen- und Weiherkette ist eine deutliche Gesamtphosphat-Anreicherung festzustellen. Wesentlich niedriger liegen die Gesamtphosphatgehalte des Steinsees und vor allem des Kitzlsees.

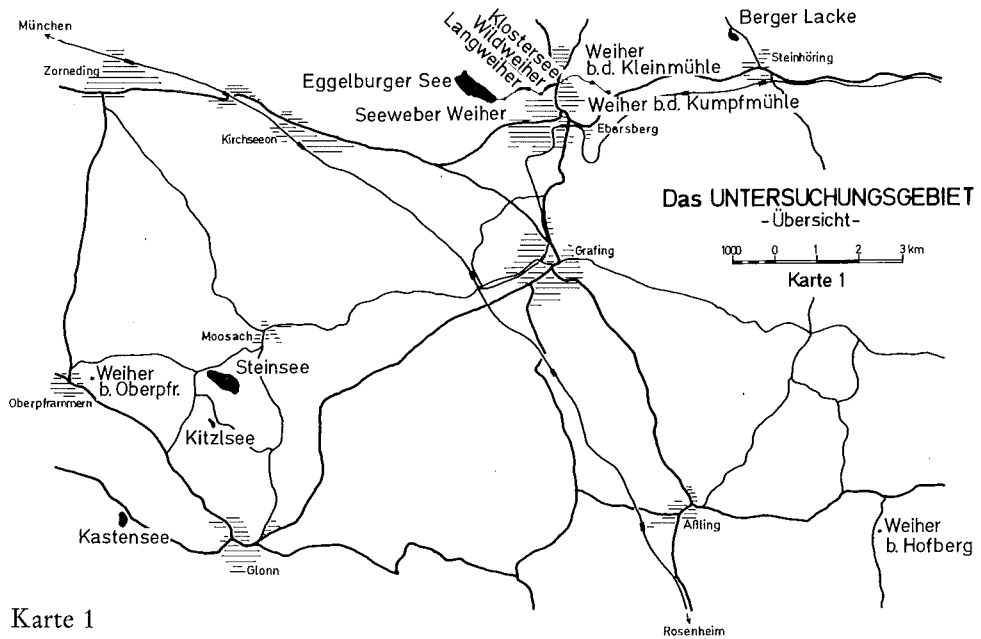
In den 11 untersuchten Gewässern kommen insgesamt 19 Wasserpflanzen vor. Davon wachsen 7 submers, 3 sind Schwimmblattpflanzen, den Rest stellen emerse und amphibische Arten. Den z. T. hocheutrophen Ebersberger Seen und Weihern fehlen makrophytische Wasserpflanzen fast völlig. Unter Heranziehung aller biologischen und chemischen Daten wird der Gewässerzustand der einzelnen Gewässer diskutiert.

### 1. Einleitung

Von einer Reihe oberbayerischer Seen liegen bereits umfassende limnologische Untersuchungen vor, wobei an einigen auch eine Kartierung der submersen Makrophytenvegetation vorgenommen wurde (siehe Zusammenstellung MELZER und HERRMANN 1980). Die hier vorliegenden Erhebungen an 11 Seen, Weihern und Teichen im Landkreis Ebersberg sollen einen ersten vergleichenden Einblick in die Limnologie dieser Gewässer und ihre Besiedlung mit makrophytischen Wasserpflanzen geben. Am Steinsee und Kastensee wurden bereits Einzelerhebungen durchgeführt (HAMM 1975). Die hier vorliegenden Daten sollen den Jetztzustand der Seen charakterisieren und als Basis für spätere Analysen dienen, da Gewässerentwicklungen nur durch langfristige Beobachtungen erkannt werden können. Solche Untersuchungen gewinnen auch an kleineren Gewässern immer größere Bedeutung, da sie in zunehmendem Maße durch Erholungssuchende belastet werden und dadurch Fragen der Gewässertrophie und -hygiene in den Vordergrund rücken.

## 2. Einführung in das Seengebiet

Um dem erwähnten Druck durch Erholungssuchende entgegenzuwirken, wurden ab 1953 sämtliche untersuchten Stillgewässer (außer Berger Lacke) des Landkreises unter Landschaftsschutz bzw. Naturschutz (Eggelburger See) gestellt (vgl. KADNER 1980). Alle Seen liegen im südöstlichen Teil des Landkreises, der geologisch gesehen zu einer nordwestlichen Ausbuchtung des Inn-Chiemsee-Hügellandes gehört. Diese nacheiszeitliche Jungmoränenlandschaft entstand nach der letzten, sog. „Würmeiszeit“. Beim Rückzug des Eises bildeten sich breite Schmelzwasserrinnen und Mulden, in denen Restseen („Moränenseen“) wie der Eggelburger



Karte 1

See, Steinsee, Kitzlsee und Kastensee zurückblieben (TROLL 1924). Karte 1 zeigt die geographische Lage der Seen. In Tabelle 1 sind morphometrische Daten über die untersuchten Seen wiedergegeben. Der Eggelburger See wurde bereits um das Jahr 1000 von Benediktinermönchen

Tabelle 1: morphometrische Daten einiger Seen und Weiher

	Umfang (km)	Fläche (ha)	größte gefundene Tiefe (m)
Steinsee	2,0	22,3	11
Kastensee	1,05	7,4	3
Kitzlsee	0,52	1,2	3,5
Eggelburger See	3,45	34,7	1-2
Langweiher	0,95	2,52	2
Wildweiher	0,34	0,71	1
Klostersee	0,9	3,49	2,5

vertieft und aufgestaut und als Fischgewässer genutzt (vgl. dazu SPONHOLZ 1972/73). Dem heute stark verlandenden See schließt sich eine ineinander abfließende Weiherkette an (Seeweber Weiher, Langweiher, Wildweiher, Klostersee, Weiher bei der Kleinmühle, Weiher bei der Kumpfmühle), die damit als hydrochemische Einheit anzusehen ist. Ein besonderes Charakteristikum der Seen ist, mit Ausnahme des Steinsees, ihre geringe Tiefe. Lediglich den Steinsee kann man als „See“ bezeichnen, da nur an ihm im Sommer deutliche Temperaturschichtungen und vertikale Gradienten im Chemismus auftreten.

### 3. Methoden

Die wasserchemischen Untersuchungen erfolgten vom März bis November 1980 in der Regel in dreiwöchigem Abstand. Tiefenprofile wurden am Steinsee, Kastensee und Kitzlsee ab 19. 5. 1980 erstellt. Vor diesem Zeitpunkt wurden lediglich Oberflächenproben geschöpft. Die dabei ermittelten Werte werden in den entsprechenden Abbildungen durch horizontale Balken angegeben. Bei den übrigen Gewässern wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum lediglich Oberflächenwasser entnommen.

Um Veränderungen im Chemismus der Proben von der Entnahme bis zur Analyse zu verhindern, erfolgte sofortige Membranfiltration (1,2 µm Porengröße). Direkt am Gewässer wurden folgende Parameter untersucht: gelöster Sauerstoff und Temperatur (Sauerstoff/Temperatur-Meßgerät der Fa. Orbisphere, Modell 2607), Leitfähigkeit (WTW-Leitfähigkeitsmeßgerät, Modell LF Digi 550), pH-Wert (pH-Meter der Fa. Knick, Modell Portacon 652) und Sichttiefe (SECCHI-Scheibe). Im Labor wurden die Wasserproben hinsichtlich ihrer Wasserhärte sowie ihrem Gehalt an anorg. Stickstoff (Ammonium, Nitrit, Nitrat), Phosphorverbindungen (gelöstes reaktives Phosphat und Gesamtphosphat), Kieselsäure und Chlorophyll untersucht. Die Methoden werden bei MELZER (1976) und REDSLOB (1981) beschrieben.

Die makrophytische Vegetation wurde im Steinsee und Kitzlsee durch autonomes Tauchen erfaßt. An den übrigen Seen war die Sichttiefe (<1 m) oder die Seetiefe so gering, daß nur eine Kartierung vom Boot aus mit mechanischen Entnahmegerten vorgenommen werden konnte. Dabei wurden submerse und Schwimmblattpflanzen kartiert, emerse Röhrichtpflanzen nur insoweit, als sie ganzjährig vom Seewasser beeinflusst wurden. Der Bewuchs mit Wasserpflanzen an einem See kann sich mit der Wassertiefe, dem Substrat und der Unterwassermorphologie stark unterscheiden. Um eine bessere Genauigkeit und Übersichtlichkeit bei der Kartierung zu erreichen, wurde die Uferlinie in möglichst einheitlich gestaltete Kartierungsabschnitte unterteilt und in diesen die Häufigkeiten nach einer 5teiligen Skala geschätzt. Diese Methode der quantitativen Aufnahme wurde bereits von TÜXEN und PREISING (1942) vorgeschlagen und sowohl für fließende (KÖHLER et al. 1971), als auch für stehende Gewässer (MELZER 1976) angewandt. Dabei bedeuten

Häufigkeitsstufe 1 = sehr selten (Einzelfunde)

2 = selten

3 = verbreitet

4 = häufig

5 = sehr häufig, massenhaft.

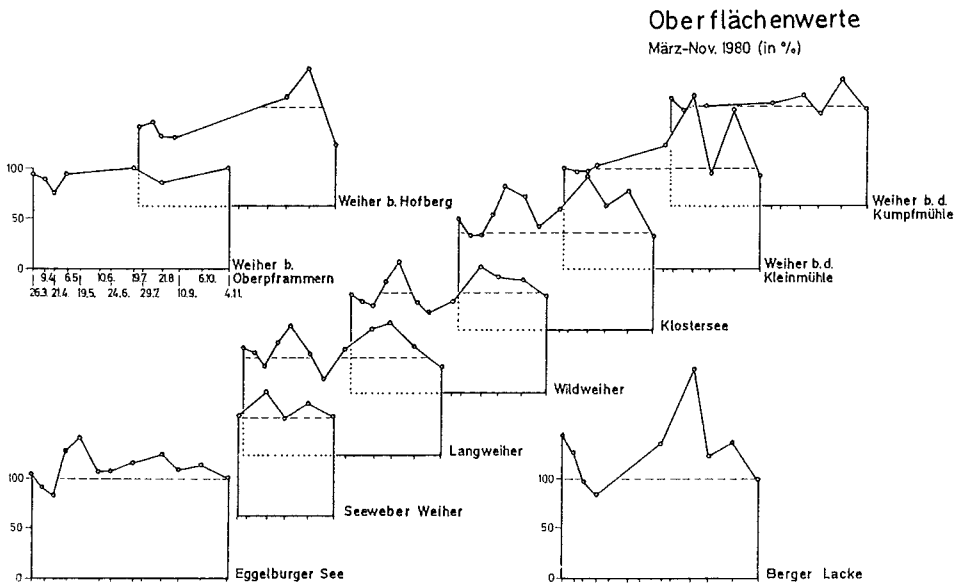
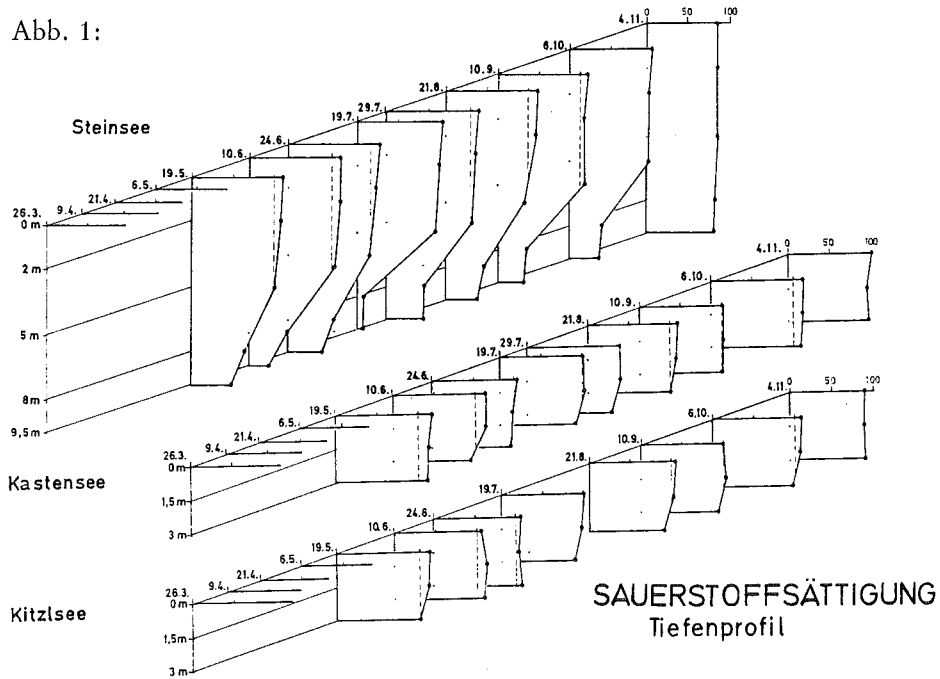
Da in den untersuchten Gewässern z. T. nur sehr wenige Arten vorkamen, wurde hier auf eine Einzeldarstellung der Arten verzichtet. Die einzelnen Kartierungsabschnitte sind in den Karten eingetragen, in den dazugehörigen Pflanzenlisten die Häufigkeiten der Arten in den jeweiligen Abschnitten vermerkt. Für den Steinsee und Eggelburger See wurde die Ausdehnung einzelner Bestände mit Signaturen besonders hervorgehoben, um einerseits die Bestände am stark verlandenden Eggelburger See in ihrer Flächenausdehnung zu dokumentieren und andererseits die Auswirkungen des starken Bade- und Erholungsverkehrs am Steinsee auf die Makrophytenvegetation in späteren Untersuchungen besser abschätzen zu können.

## 4. Chemisch physikalische Charakterisierung der Gewässer

### 4.1 Temperatur

Im etwa 10 m tiefen Steinsee lassen sich die thermischen Schichtungsverhältnisse zeitlich am besten verfolgen, auch wenn eine echte Sprungschicht im Sommer nicht ausgebildet ist. Die Temperaturdifferenz zwischen Oberfläche und Tiefenwasser betrug maximal 10°C. Wie die Sauerstoffmessungen und chemischen Analysen zeigten, bleibt das Tiefenwasser während des Sommerhalbjahres von einer Durchmischung nahezu ausgeschlossen. Am Kastensee und Kitzlsee, die beide etwa 3 m tief sind, läßt sich am sommerlichen Temperaturprofil ein deutlicher Un-

Abb. 1:



terschied feststellen. Während der Kastensee von der Oberfläche bis zum Grund homotherm ist, kann im Kitzlsee ein Temperaturgradient von bis zu 8°C (21. 8. 1980) aufgebaut werden. Die Hauptursache liegt in der starken Windabschirmung des Sees durch Wald, der bis ans Ufer reicht, während am Kastensee windinduzierte Durchmischungen stattfinden können.

#### 4.2 Sauerstoff

An den Seen sind zeitlich und räumlich große Unterschiede im Gehalt des Wassers an gelöstem Sauerstoff festzustellen. In der durchlichteten, trophogenen Zone der Seen können, hervorgerufen durch photosynthetisch aktive Organismen, z. T. erhebliche Sauerstoffübersättigungen auftreten. Abbildung 1 zeigt die Sauerstoff-Tiefenprofile von Steinsee, Kastensee und Kitzlsee und den Verlauf der Sauerstoffsättigungen der Ebersberger Weiher und Seen. Die 100% Sauerstoffsättigungswerte sind als gestrichelte Linien wiedergegeben.

Im Steinsee können bis zu 5 m Tiefe leichte Übersättigungen eintreten, unterhalb dieser Tiefe zeigt sich starke Sauerstoffzehrung. Der niedrigste Gehalt an Sauerstoff über Grund konnte am 19. 7. 1980 mit ca. 6% Sättigung festgestellt werden. An der aus dieser Tiefe geschöpften Wasserprobe war bereits Schwefelwasserstoffgeruch wahrnehmbar. Die bis zur darauf folgenden Messung am 29. 7. 1980 über Grund stattfindende Sauerstoffzunahme ist vor allem auf Durchmischungsvorgänge zurückzuführen, aber auch absinkende Algenpopulationen könnten in der Tiefe noch O<sub>2</sub> produziert haben.

Der Kastensee und Kitzlsee zeigen das ganze Jahr eine ausgeglichene und einheitliche Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil. Die günstigen Sauerstoffverhältnisse am Kitzlsee dürften darauf zurückzuführen sein, daß an diesem transparenten See (Sichttiefe fast immer bis zum Grund) Photosynthese im gesamten Wasserkörper möglich ist. Bei den geringen Sichttiefen des Kastensees, die im Sommer sehr einheitlich nur 0,8 m betragen, überraschen die hohen Sauerstoffgehalte über Grund. Photosynthese kann nur in der obersten Wasserschicht erfolgen, in die tieferen Zonen wird Sauerstoff durch windinduzierte Strömungen transportiert. Die Temperaturkurven bestätigen die Durchmischung.

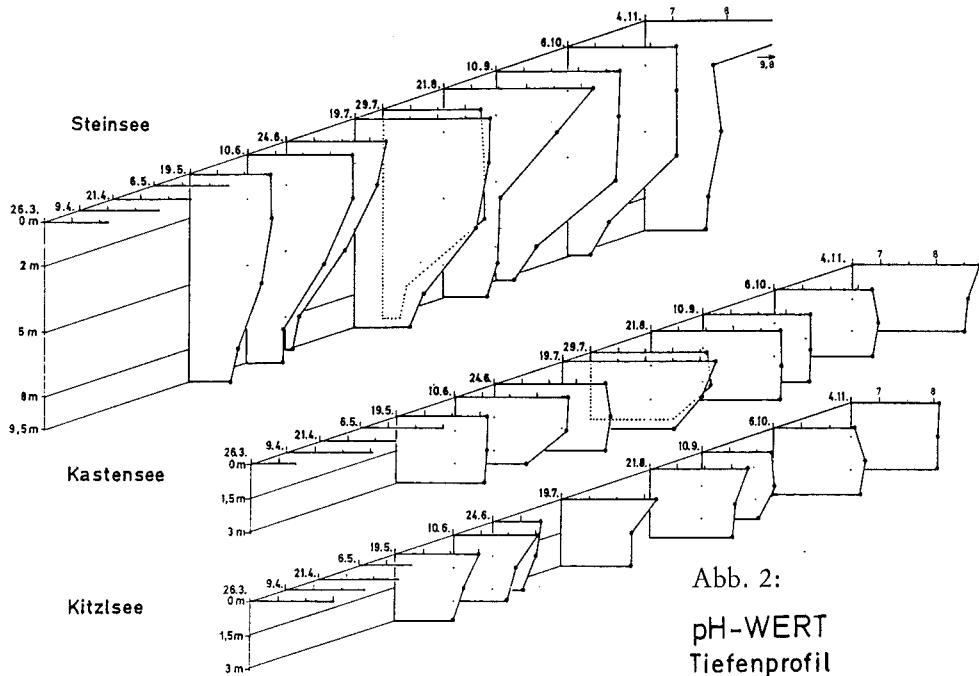
An den Ebersberger Seen und Weihern wurden Sauerstoffmessungen nur an der Oberfläche durchgeführt (siehe Abbildung 1). Wegen ihrer sehr geringen Tiefe kann jedoch angenommen werden, daß kein oder höchstens ein sehr geringer Sauerstoffgradient mit der Tiefe auftritt. Im Sauerstoffgehalt der einzelnen Seen bestehen prinzipielle Übereinstimmungen im jahreszeitlichen Kurvenverlauf. Entsprechend der Entwicklungsmaxima des Phytoplanktons können Übersättigungsmaxima unterschiedlich groß und zeitlich versetzt sein. Besonders hohe Sättigungen waren an der Berger Lacke im August mit 211% (= 16,7 mg O<sub>2</sub>/l) festzustellen. Hervorgerufen wurden sie außer durch Phytoplankter auch durch den in großen Mengen vorkommenden Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*).

#### 4.3 pH-Wert, Wasserhärte, Leitfähigkeit

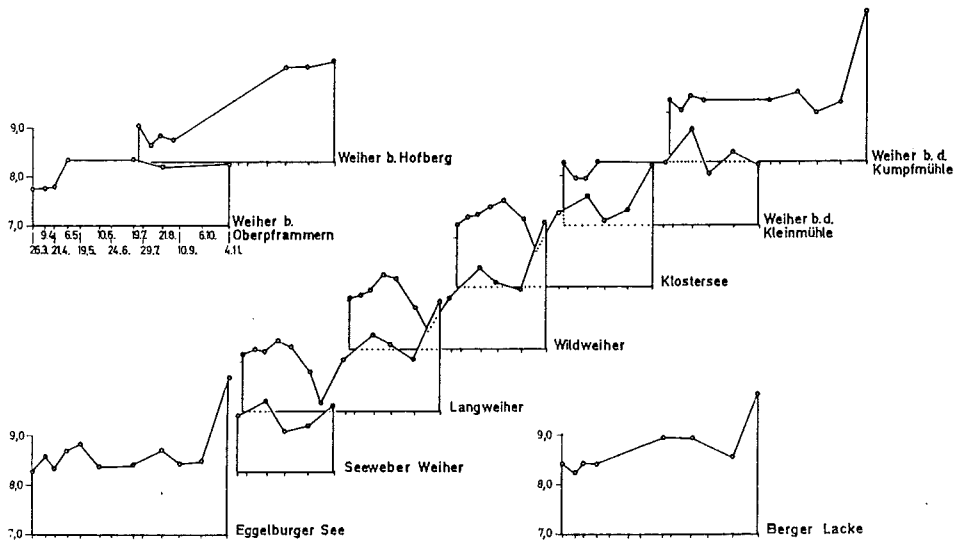
Diese Parameter werden zusammengefaßt, da zwischen ihnen ein enger Zusammenhang besteht: je härter Wasser ist, um so höher ist seine Leitfähigkeit, um so besser ist es gepuffert und um so weniger deutlich spiegeln sich biogene Prozesse im pH-Wert des Wassers wider (Störung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts durch Photosynthese bzw. Atmungsprozesse; vgl. z. B. WETZEL 1975). Die pH-Werte der Seen liegen im leicht Alkalischen, wobei der pH-Wert des Wassers mit der Tiefe (z. B. Steinsee) sinkt, da dort durch Atmungsprozesse CO<sub>2</sub> freigesetzt wird, das sich im Wasser löst und Kohlensäure bildet. An den flachen Seen werden solche Tiefengradienten nur andeutungsweise ausgebildet (Kastensee, Kitzlsee).

Die Seen und Weiher bei Ebersberg weisen im Frühjahr hohe Wasserhärten von ca. 16° dGH auf. Im Sommer findet eine ausgeprägte biogene Entkalkung statt. Aufgrund der reduzierten Pufferungskapazitäten schwanken deshalb die pH-Werte im Sommer auch bis zu 2 Einheiten (Abbildung 2).

Eng korreliert mit der Wasserhärte ist auch die Leitfähigkeit des Wassers. Je höher der Gehalt eines Wassers an Calciumsalzen ist, um so deutlicher beeinflussen diese die elektrische Leitfä-

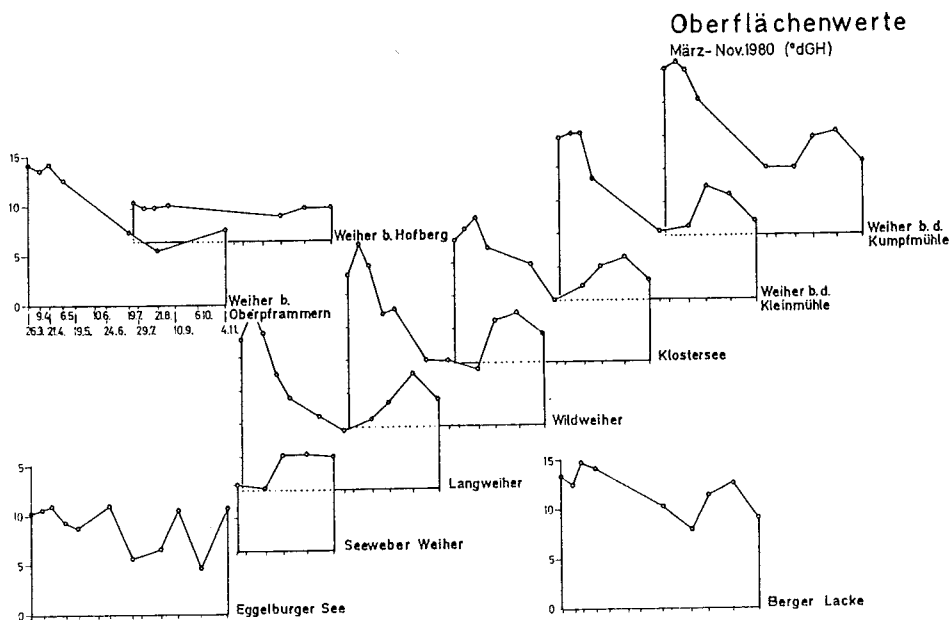
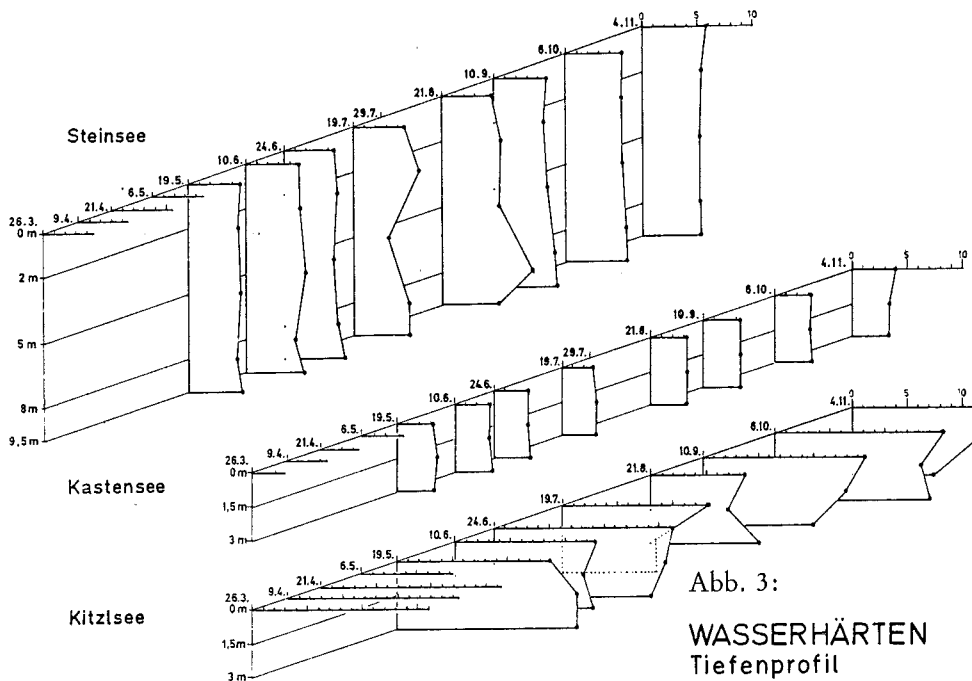


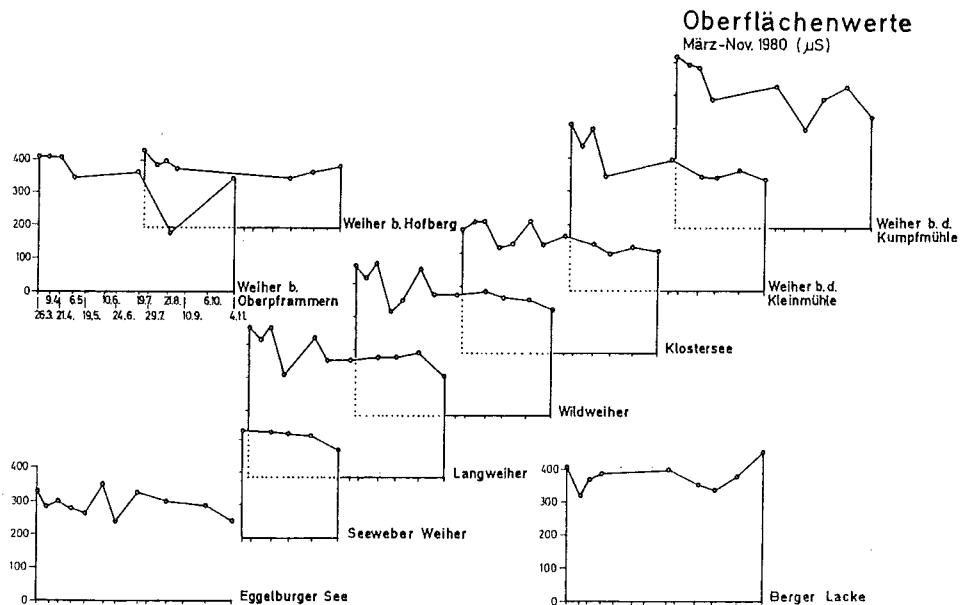
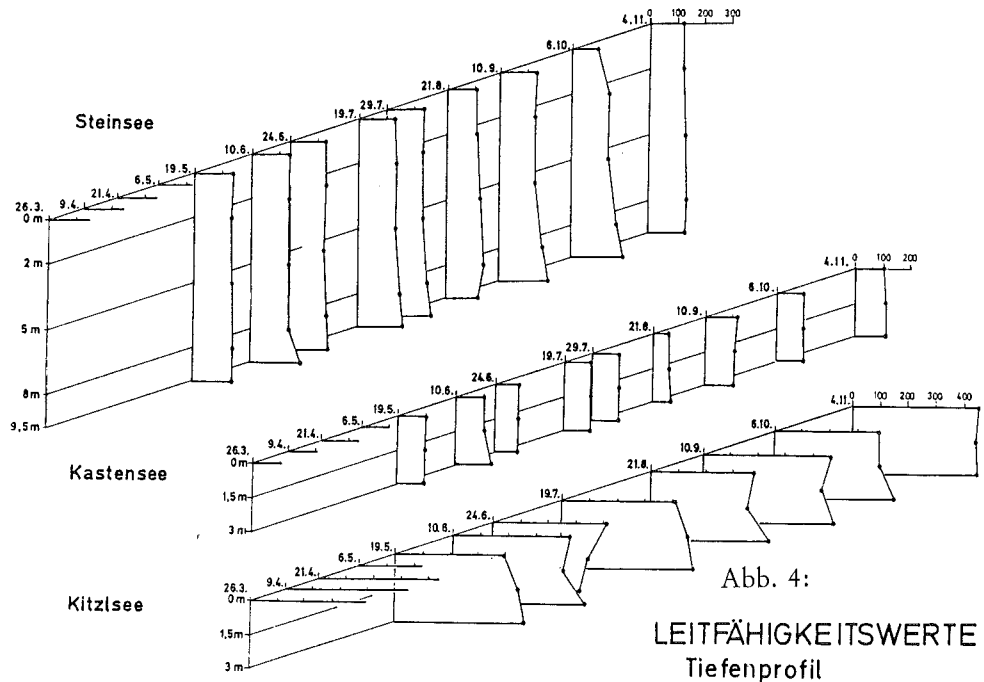
Oberflächenwerte  
März - Nov. 1990



higkeit des Wassers und um so weniger fallen andere Ionen dabei ins Gewicht. Die Kurven für Wasserhärte (Abbildung 3) und Leitfähigkeit (Abbildung 4) zeigen eine weitgehende Übereinstimmung, nur die sommerliche Abnahme der Wasserhärten an den Ebersberger Seen und Weihern deckt sich nicht mit den Leitfähigkeitswerten, die während des Sommerhalbjahres ziemlich konstant bleiben. Bei der hohen Produktivität dieser Gewässer ist es denkbar, daß sich im Sommer gelöste organische Stoffe akkumulieren und die Leitfähigkeit beeinflussen.

Zusammenfassend ist zu bemerken, daß der Kastensee und Steinsee, verglichen mit anderen Stillgewässern im Alpenvorland sehr niedrige Wasserhärten (3–5°dGH) und damit Leitfähigkeitswerte von 100–140  $\mu\text{S}$  aufweisen. Für Moorseen, zu denen man auch den Kitzlsee rechnet, wäre elektrolytarmes, weiches Wasser dagegen ein Charakteristikum. Aber gerade der Kitzlsee zeichnet sich durch hohe Wasserhärten aus. Seine bräunliche Wasserfarbe täuscht einen moorigen (dystrophen) Gewässertypus lediglich vor.





#### 4.4 Silikat

Als Nährstoff ist Silicium nur für Diatomeen von Bedeutung. Entsprechend der Populationsdynamik dieser Algen wird die im Gewässer gelöste Kieselsäure im Frühjahr und Herbst, wenn sich Diatomeenmaxima ausbilden, mehr oder weniger stark aufgezehrt. Mit den absinkenden Kieselschalen wird Silicium an der Sedimentoberfläche angereichert, dort jedoch durch redox-unabhängige Lösungsprozesse wieder freigesetzt und während der Zirkulationsphasen im See



verteilt. Der Akkumulationsprozeß über Grund kann am Steinsee gut nachvollzogen werden. Zu beachten sind jedoch die wie im Kastensee allgemein sehr geringen Kieselsäuregehalte von meist nur 0,1–0,2 mg SiO<sub>2</sub>/l. Im Vergleich dazu liegen die Gehalte des Kitzlsee durchschnittlich 10mal so hoch (unterschiedlicher Maßstab in Abbildung 5!). An der Seen- und Weiherkette bei Ebersberg fällt der besonders niedrige Gehalt des Klostersee an Kieselsäure auf. Ob diese Erscheinung wie auch die z. T. stark schwankenden Kieselsäuregehalte der anderen Seen auf der Entwicklung von Diatomeen beruht, wurde nicht untersucht.

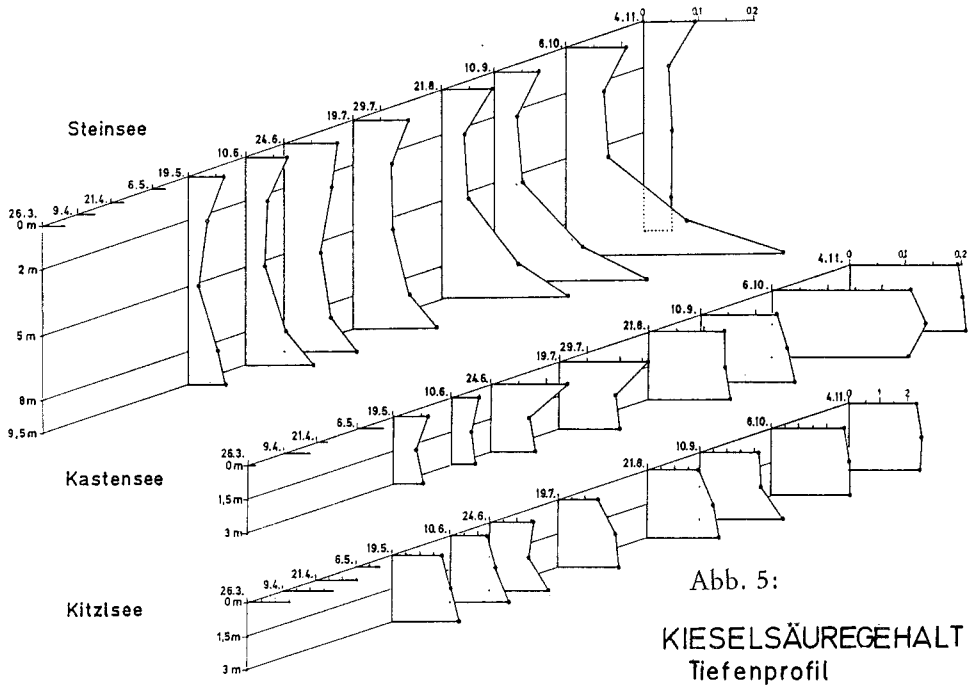
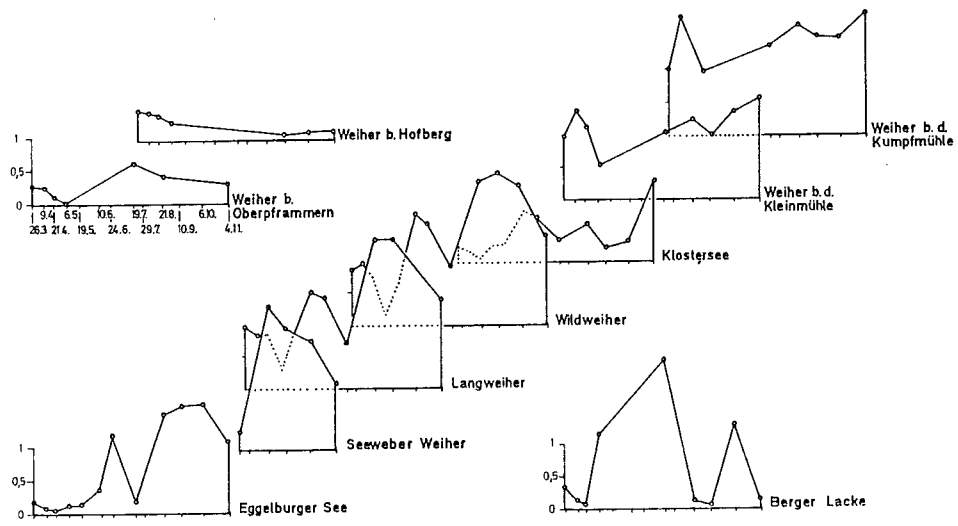


Abb. 5:  
KIESELSÄUREGEHALT  
Tiefenprofil

Oberflächenwerte  
März - Nov. 1980 (mg SiO<sub>2</sub>/l)



#### 4.5 Stickstoff

Ammonium wird sowohl von Algen als auch von Höheren Wasserpflanzen als bevorzugte anorganische Stickstoffquelle aufgenommen (vgl. SCHWOERBEL und TILLMANN 1972). Für *Myriophyllum spicatum* wurde z. B. nachgewiesen, daß erst unter einer Ammoniumkonzentration von  $30 \mu\text{g NH}_4^+ \text{-N/l}$  von dieser Pflanze Nitrat assimiliert und reduziert wurde (NICHOLS und KEENEY 1976). In der trophogenen Zone von Seen wird Ammonium daher während der Vegetationsperiode rasch aufgezehrt und anschließend ist auch ein Rückgang der Nitratkonzentrationen festzustellen. Allerdings können im Ammoniumgehalt kurzzeitig starke Veränderungen auftreten, v. a. in belasteten und flachen Gewässern. Zum einen enthalten ungereinigte Abwässer hohe Ammoniumkonzentrationen und zum anderen kann in flachen Gewässern durch Windwirkung das in und über dem Sediment durch bakterielle Tätigkeit entstandene Ammonium im Wasserkörper verteilt werden. Schließlich muß noch berücksichtigt werden, daß beim Zusammenbruch von Algenblüten und durch die Freßtätigkeit und Exkretion von Tieren Ammonium ausgeschieden wird (vgl. MELZER und STEINBERG 1981).

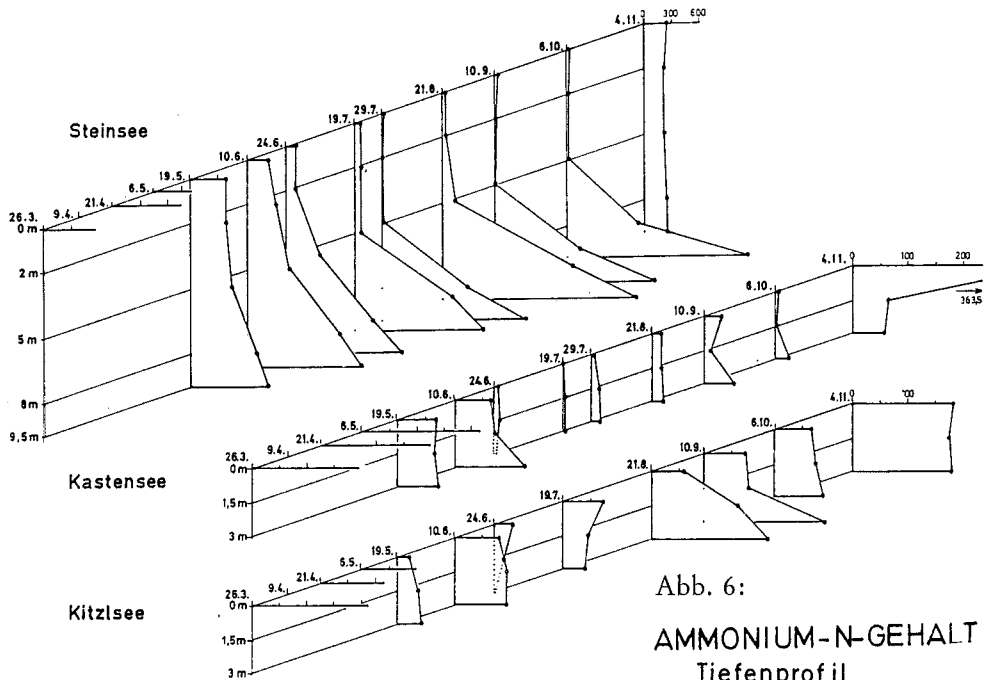
Alle beschriebenen Vorgänge spielen an den untersuchten Seen (v. a. Steinsee) eine mehr oder weniger starke Rolle. Am Steinsee wird der zu Beginn der Vegetationsperiode im Oberflächenwasser enthaltene Ammoniumvorrat von ca.  $400 \mu\text{g NH}_4^+ \text{-N/l}$  bis Ende Juli vollständig aufgezehrt, während sich in der Tiefenzone unterhalb von 5 m sowohl eine zeitliche als auch räumliche Akkumulation einstellt. Die Ammoniumanreicherung beträgt am 21. 8. 1980 über Grund  $2110 \mu\text{g NH}_4^+ \text{-N/l}$ . Im produktiven und ungeschichteten Kastensee sind während des Sommers nur geringe Ammoniumkonzentrationen nachweisbar, am zeitweise geschichteten Kitzlsee über Grund maximal  $220 \mu\text{g/l}$ .

An den Ebersberger Seen und Weihern schwanken die Gehalte des Oberflächenwassers an Ammonium zwischen  $6$  und  $970 \mu\text{g NH}_4^+ \text{-N/l}$ . In den am Ende der durchströmenden Gewässerkette liegenden Weihern an der Kleinmühle und Kumpfmühle fehlen die auffallenden sommerlichen Ammoniummaxima. Das ist damit zu erklären, daß zwischen dem Klostersee und den beiden Weihern eine lange Fließstrecke liegt. Auf diesem als Selbstreinigungsstrecke dienenden Abschnitt wird das Ammonium nitrifiziert oder assimiliert. Die erhöhten Nitratgehalte dieser beiden Weiher gegenüber dem Klostersee beruhen sicherlich zu einem Teil auf Nitrifikationsprozessen (vgl. Abbildung 6).

Die Schwankungen im Nitratgehalt der einzelnen Seen sind sowohl räumlich als auch zeitlich wesentlich geringer als beim Ammonium. Deutlich zu unterscheiden sind die Seen untereinander jedoch an ihren Nitratkonzentrationen. Steinsee und Kastensee zeigen von der Oberfläche bis zum Grund während der Vegetationsperiode sehr einheitliche Gehalte um  $1 \text{ mg NO}_3^- \text{-N/l}$ . Der Kitzlsee weist durchschnittlich 4mal höhere Konzentrationen auf. Auch hier wird die hydrochemische Besonderheit des durch einen unterirdischen Quelltrichter gespeisten Sees deutlich. Im Alpenvorland ist diese positive Korrelation zwischen Ca- und Nitratgehalt des Grundwassers häufig festzustellen. Eine Abnahme des Nitratgehaltes von 2 auf  $1 \text{ mg NO}_3^- \text{-N/l}$  ist im Verlauf der Vegetationsperiode nur an der sehr produktiven Ebersberger Seen- und Weiherkette zu beobachten (siehe Abbildung 7).

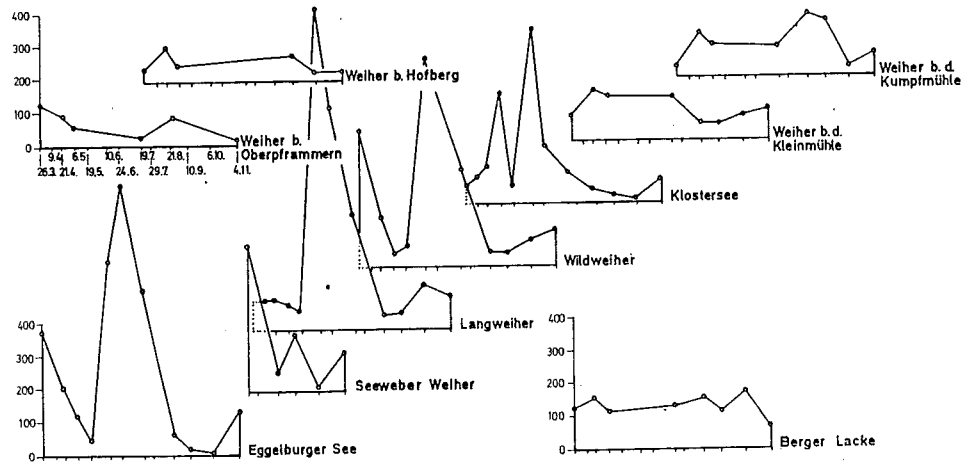
Unter den anorganischen Stickstoffverbindungen kommt Nitrit in den geringsten Konzentrationen vor. Dies ist allgemein in allen Gewässern eine typische Erscheinung (vgl. WETZEL 1975). Lediglich an den Seen und Weihern bei Ebersberg konnten im Oberflächenwasser erhöhte Werte von bis zu  $50 \mu\text{g NO}_2^- \text{-N/l}$  nachgewiesen werden.

Unter aeroben Bedingungen wird in Gewässern Ammonium über Nitrit zu Nitrat durch nitrifizierende Bakterien oxidiert, wobei ein Teil des Nitrits auch in freier Form auftritt (GUJER 1978). Dieser Vorgang ist an den Seen und Weihern der Ebersberger Gewässerkette zu beobachten. Die auftretenden Ammoniummaxima werden sehr regelmäßig von Nitritmaxima begleitet (siehe Abbildung 8).



**Oberflächenwerte**

März - Nov. 1980 ( $\mu\text{g NH}_4\text{-N/l}$ )



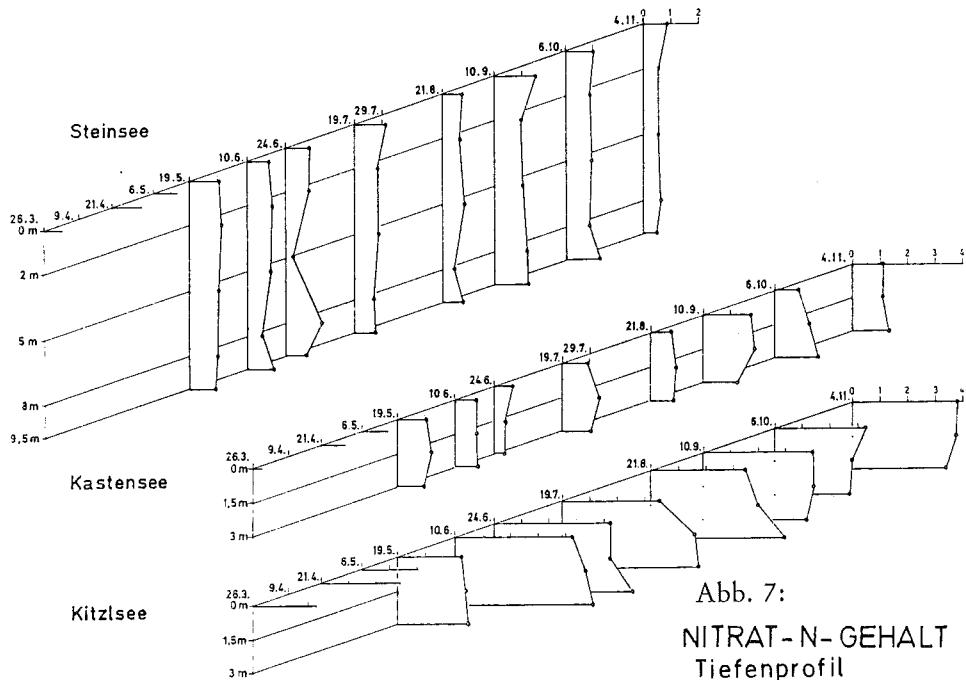
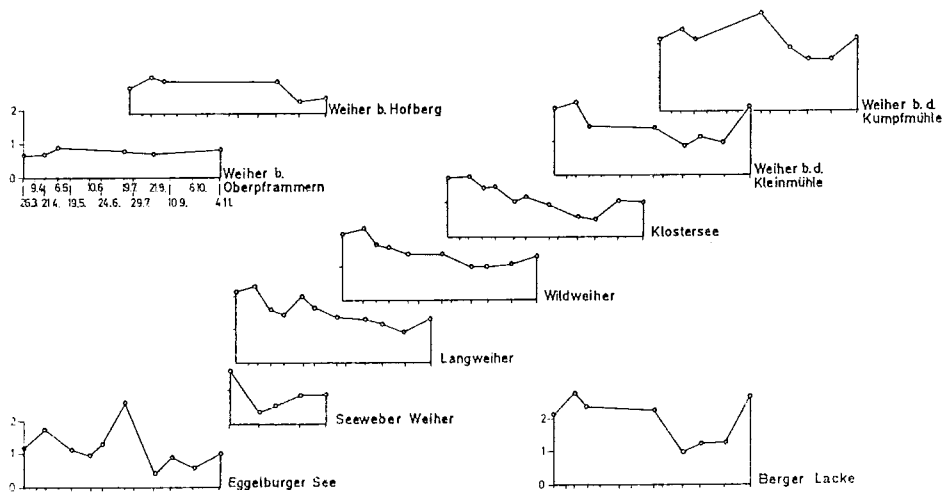


Abb. 7:  
NITRAT-N-GEHALT  
Tiefenprofil

Oberflächenwerte  
März-Nov. 1980 (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N/l)



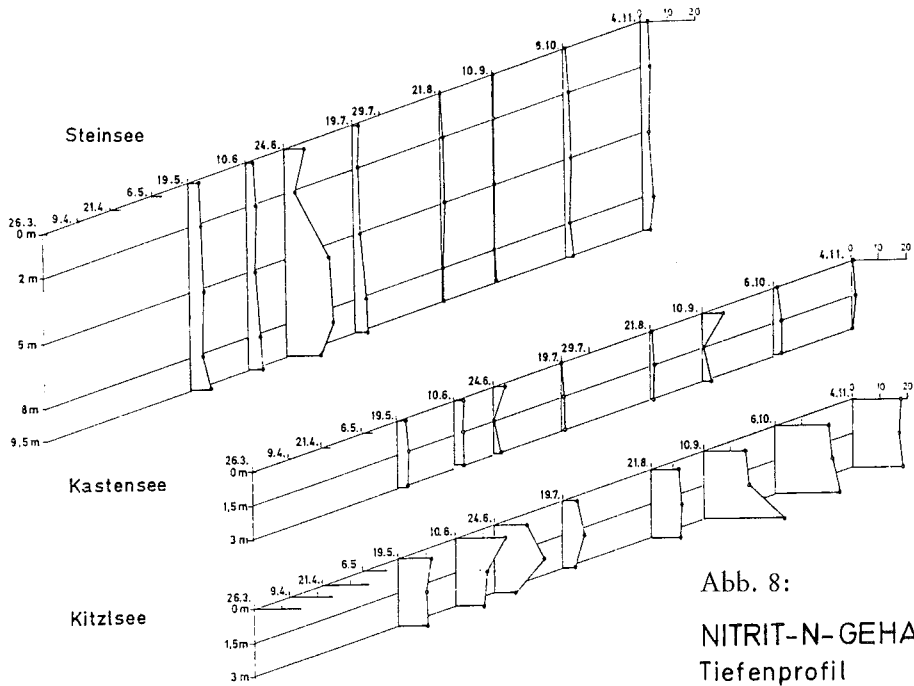
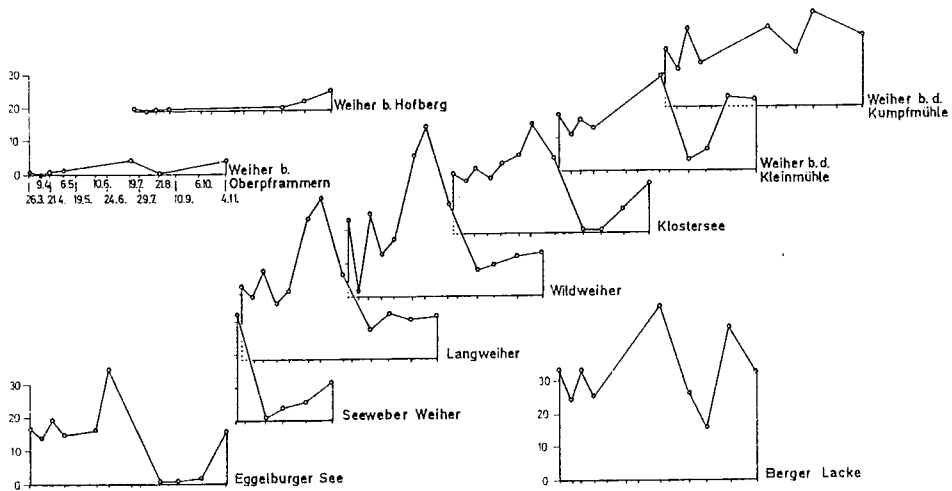


Abb. 8:  
NITRIT-N-GEHALT  
Tiefenprofil

Oberflächenwerte  
März - Nov. 1980 (µg NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N/l)



#### 4.6 Phosphat

An den Seen wurde das gelöste reaktive Phosphat und das Gesamtphosphat bestimmt. Auf die allgemeine Bedeutung des Phosphors als Eutrophierungsfaktor stehender Gewässer und als Minimumfaktor für die Primärproduktion in stehenden Gewässern soll hier nicht näher eingegangen werden (vgl. dazu WETZEL, 1975 und MELZER und STEINBERG, 1981). Da gelöstes Phosphat von Algen und Bakterien rasch assimiliert wird, schwanken die Gehalte im Oberflächenwasser der untersuchten Seen z. T. erheblich. Es ist typisch, daß das gelöste reaktive Phosphat oft bis unter die Nachweisgrenze aufgezehrt wird. Einen viel besseren Überblick über den Trophiegrad eines Sees liefern die Gesamtphosphatwerte, da hier neben den gelösten Phosphaten auch die in toter und lebender Substanz partikulär gebundenen Phosphate mit erfaßt werden. Bevor auf die einzelnen Daten näher eingegangen wird, sollen die am 6. 10. 1980 vom Steinsee ermittelten Daten diskutiert werden, da sie völlig aus dem Rahmen fallen.

Mit großer Sicherheit handelt es sich bei diesen Werten nicht um Fehlmessungen, da sie sowohl beim gelösten reaktiven Phosphat als auch beim Gesamtphosphat beobachtet wurden. Auch eine Phosphatkontamination der Probengefäße ist auszuschließen, da das gelöste reaktive Phosphat aus der filtrierten Probe, das Gesamtphosphat aber aus einer unfiltrierten, getrennt geschöpften Probe bestimmt wurde. Eine Besonderheit dieses Phosphatmaximums liegt darin, daß es zum überwiegenden Teil aus gelöstem reaktivem Phosphat stammt. Über die Herkunft dieses außergewöhnlich hohen Phosphatgehaltes kann mit letzter Sicherheit keine Auskunft gegeben werden. Das häufig beobachtete Phänomen einer Phosphatrücklösung aus dem Sediment ist auszuschließen, da die Werte direkt über dem Sediment wieder deutlich zurückgehen. Daß es sich um eine Exkretion tierischer Organismen handelt, ist unwahrscheinlich, da die Phosphatzunahme über einen Tiefenbereich von annähernd 6 m nachzuweisen ist. Siehe Abbildung 9 und 10.

Durchschnittlich geringere Gesamtphosphatkonzentrationen als der Steinsee weist nur noch der Kitzlsee auf (30–40  $\mu\text{g PO}_4^{3-}$ -P/l). Die Gehalte des Kastensees sind im Vergleich dazu annähernd doppelt so hoch, die der Ebersberger Seen- und Weiherkette wiederum etwa 3mal so hoch wie die des Kitzlsees (120  $\mu\text{g P/l}$ ). Innerhalb der durchflossenen Seenkette ist eine allmähliche Zunahme an Gesamtphosphat zu beobachten. Besonders hohe Werte treten dabei im Spätsommer an den Weihern bei der Klein- und Kumpfmühle auf (ca. 260  $\mu\text{g P/l}$ ). Mit einem Durchschnitt von 160  $\mu\text{g PO}_4^{3-}$ -P/l (!) während der Vegetationsperiode weist die als Fischwasser intensiv genutzte Berger Lacke jedoch die höchsten Werte auf (siehe Abbildung 10).

#### 5. Makrophytenvegetation und Angaben zum Gewässerzustand der einzelnen Seen und Weiher

In der Literatur sind keine Angaben über die Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen in den untersuchten Seen zu finden. Gerade an diesen Seen wäre aber ein Vergleich mit älteren Florenangaben sehr aufschlußreich gewesen, da die meisten Seen heute eine starke Verarmung oder ein völliges Fehlen von Wasserpflanzen kennzeichnen. Das Endstadium einer Gewässerbelastung wird zwar durch eine Makrophytenverödung angezeigt, ob dieser Zustand an einigen Seen aber schon erreicht ist, kann wegen fehlender langzeitlicher Beobachtungen nicht gesagt werden. Mit den wenigen vorkommenden Arten können keine ökologischen Reihen (KOHLER 1974, MELZER 1976) aufgestellt und Indikatoreigenschaften einzelner Pflanzen abgeleitet werden. Da keine Messungen der Primärproduktion gemacht wurden, können auch keine Aussagen über die Trophie getroffen werden. Unter Trophie versteht man definitionsgemäß nämlich die Intensität der autochtonen Primärproduktion. Es ist aber dennoch möglich, unter Heranziehung der Gesamtphosphat-, der Chlorophyll- und Sauerstoffgehalte sowie der Sichttiefenverhältnisse fundierte Angaben zum Gewässerzustand zu machen. Zu dieser Charakterisierung können auch die in der Literatur angegebenen Indikatoreigenschaften der wenigen vorkommenden Arten herangezogen werden.

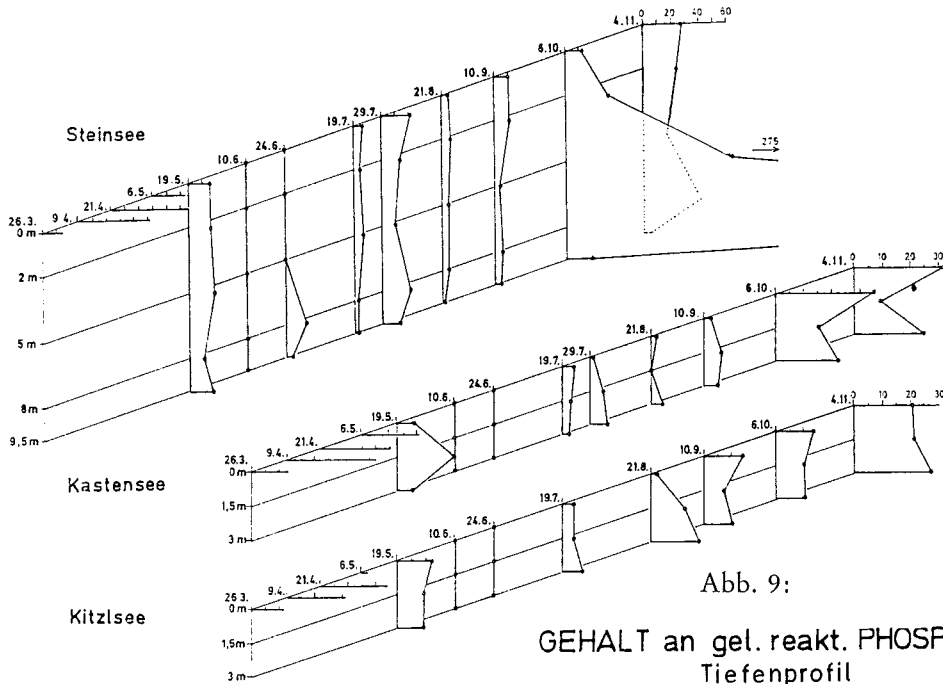
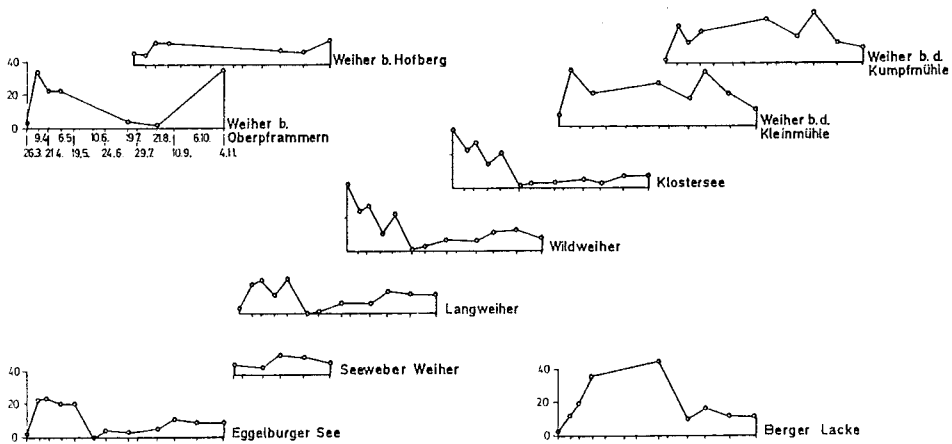
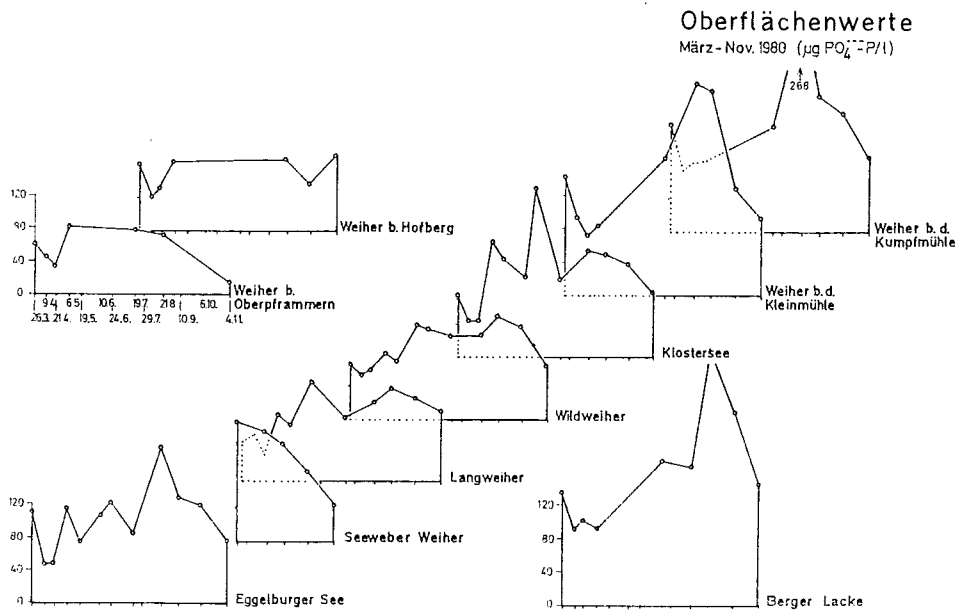
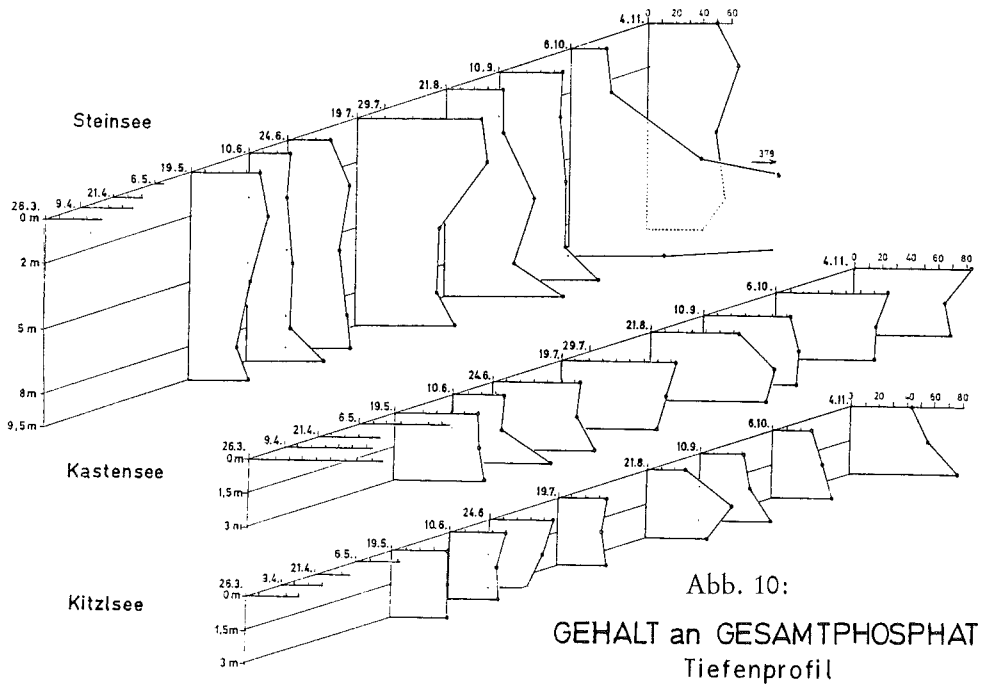


Abb. 9:  
 GEHALT an gel. reakt. PHOSPHAT  
 Tiefenprofil

Oberflächenwerte  
 März-Nov. 1980 ( $\mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ )







## Kitzsee

Der Kitzsee ist von den untersuchten Seen von seiner Gewässergüte her der günstigste. Das bestätigen seine Gesamtposphat- und Chlorophyllgehalte sowie die guten Sichttiefenverhältnisse. Da der See keine oberflächlichen Zuflüsse besitzt und Baden im See und Lagern auf den empfindlichen Verlandungsufern verboten ist (Landschaftsschutzgebiet!), wird der See in absehbarer Zeit keine grundlegende Änderung seines Trophiezustandes erfahren. Lediglich über Niederschläge und das in jedem Jahr in großen Mengen eingewehte Fallaub gelangen organische und anorganische Verbindungen in den See. Welcher Nährstoffeintrag über den unterirdischen Quelltrichter erfolgt, wurde nicht untersucht. Das, wenn auch nur sehr geringe Vorkommen der beiden oligotraphenten Armleuchteralgen *Chara hispida* und *Chara intermedia* bestätigt den günstigen Zustand des Sees, der als meso-oligotroph einzustufen ist.

## Steinsee

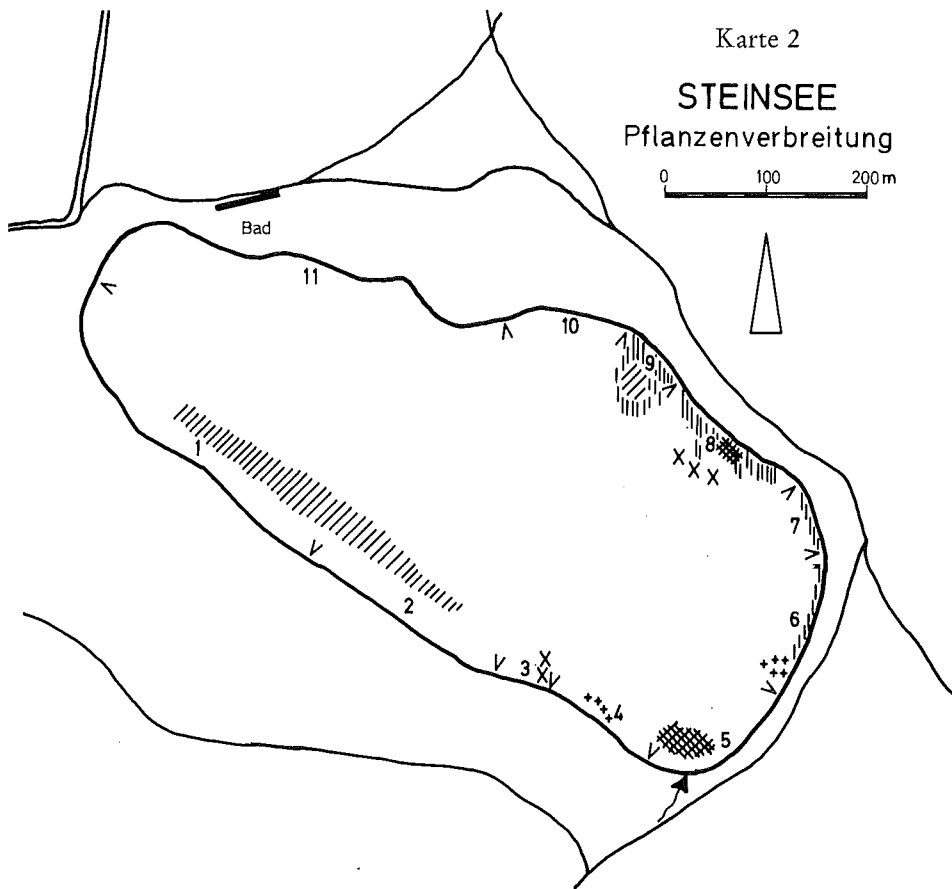
Den Steinsee umgeben z. T. noch ausgedehnte Schilfbereiche, die allerdings durch Stegbauten und Badeplätze zerschnitten werden. Nach SUKOPP (1973) stellen solche Eingriffe häufig die Ursache für einen starken Schilfrückgang dar. Am Südufer gegenüber der Badeanstalt bildet die mesotraphente Art *Potamogeton natans* parallel zum Ufer, in 3–4 m Tiefe wurzelnd, einen langgezogenen Bestand. Als weitere Schwimmblattpflanze kommt in 2 größeren Beständen *Nuphar lutea* (gelbe Teichrose) vor, eine Pflanze mit euryökem Charakter. Im Sommer liegen die Gesamtposphatwerte bei ca. 50–60 µg P/l und die Wassertransparenz verschlechtert sich auf 2,2–2,5 m. Aus diesem Grund kommen in diesem See auch keine Characeen mehr vor, da deren Verbreitung sehr deutlich vom Gesamtposphatgehalt gesteuert wird (FORSBERG 1964). Weitere Einzelheiten über die vorkommenden Pflanzen sind in Tabelle 2 und Karte 2 vermerkt. Der Steinsee ist als mesotroph einzustufen.

Tabelle 2

PFLANZENLISTE STEINSEE		Kartierungsabschnitte										
Pflanzenarten		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Myriophyllum spic. L				2	1						
⊘	Nuphar lutea (L) SITH & SM					4			3		1	
+	Potamogeton crispus L				2	1	2					
×	Potamogeton lucens L	1		2					3			
///	Potamogeton natans L	3	3						2	3		
	Phragmites australis CAVANILLES	2	2				2	3	5	5		
	Carex elata (Schwingb) ALL		5	5	5							

## Kastensee

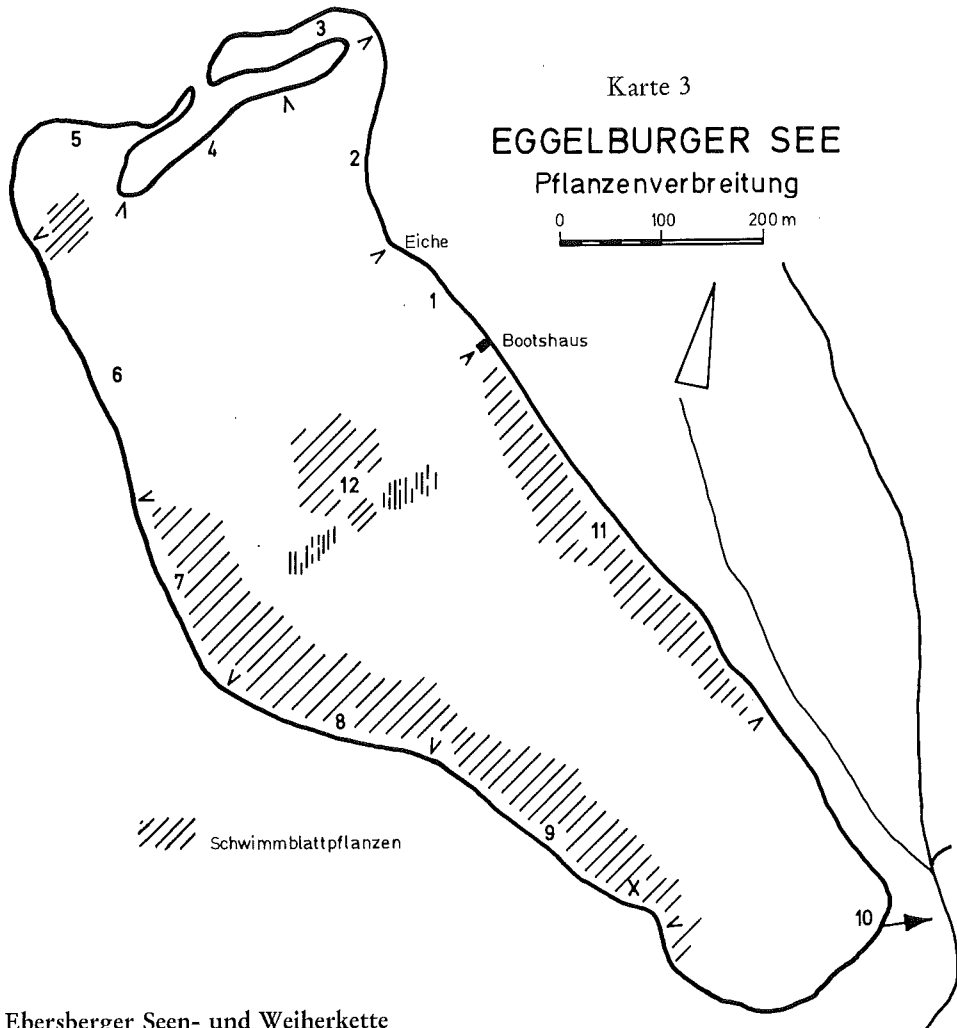
Die von HAMM (1975) für den Kastensee (= Kastenseeoner See) angegebenen chemischen Daten stimmen mit Ausnahme der Stickstoffkomponenten mit unseren Meßergebnissen gut überein. Ende Juni 1972 wies HAMM 60–80 µg P/l Gesamtposphat nach. Acht Jahre später werden zur gleichen Jahreszeit an der Oberfläche 64, über Grund 76 µg P/l Gesamtposphat gemessen. Die Sichttiefen liegen während des Sommerhalbjahres meist unter 1 m, im Juni 1972 ermittelte HAMM 1,1 m. Neben einer hohen Planktonproduktion bedingt auch der sehr intensive Bade- und Wasserskibetrieb diese sehr geringen Sichttiefen. Wegen der starken mechanischen Belastung und des sehr weichen Sediments können sich makrophytische Wasserpflanzen kaum ent-



wickeln. Im Frühjahr gedeihen nach eigenen Beobachtungen und Aussagen Ortsansässiger zwar noch *Potamogeton crispus*-Bestände, während des sommerlichen Badebetriebs werden jedoch nahezu alle Pflanzen ausgerissen und treiben im See. Außer dieser eutraphenten Art war im Kastensee keine andere makrophytische Wasserpflanze nachzuweisen, wenn man das große Schilfgebiet im Süden des Sees einmal ausnimmt. Der See ist als eutroph einzustufen.

### Eggelburger See

Wegen seiner geringen Tiefe und großen Fläche bietet der Eggelburger See für makrophytische Wasserpflanzen unter den untersuchten Seen die besten Voraussetzungen zur Besiedelung. Aus diesem Grund ist das Arteninventar hier auch am umfangreichsten, und einige Arten wie *Nymphaea alba* (weiße Seerose), *Nuphar lutea* (gelbe Teichrose), *Phragmites australis* (Schilfrohr) entwickeln sich in großen Massen (siehe Tabelle 3 und Karte 3). Unter den 15 Röhricht- und Wasserpflanzen kommen nur meso- und eutraphente Pflanzen vor, wobei wegen der geringen sommerlichen Sichttiefen von durchschnittlich nur 1 m die rein submersen Arten, wie *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. obtusifolius* und *Utricularia vulgaris* gegenüber den Schwimmblattpflanzen und emersen Arten deutlich zurücktreten. Wegen der hohen Produktion an pflanzlicher Biomasse neigt der See zu rascher Verlandung. Ein besonderes Kennzeichen dieses Vorganges sind die zahlreichen treibenden Röhrichtinseln und Schwimmbulte. Der Eggelburger See ist als eutroph einzustufen.



### Ebersberger Seen- und Weiherkette

Entlang der sich dem Egelburger See anschließenden Seen- und Weiherkette kommt es zu einer deutlichen Anreicherung des Wassers an Gesamtphosphat. Wie bereits weiter oben erwähnt, sind in der Gewässerkette keine oder nur einzelne makrophytische Wasserpflanzen gefunden worden (Langweiher: *Nuphar lutea*; Wildweiher: *Myriophyllum spicatum*; Klostersee: *Polygonum amphibium*, *Phragmites australis*, *Nuphar lutea*). Aufgrund der entlang der Seen- und Weiherkette auftretenden Nährstoffakkumulation kann vom Klostersee an von hocheutrophen Verhältnissen gesprochen werden.

### Berger Lacke

Die Berger Lacke als sehr intensiv genutztes Fischgewässer übertrifft die anderen Seen noch am Gesamtphosphat (bis zu  $307 \mu\text{g PO}_4^{3-}\text{-P/l}$ ) und Chlorophyllgehalt (bis  $440 \mu\text{g/l}$ ) sowie an Sauerstoffsättigungen (bis 211 %). Große Teile der Lacke werden im Sommer von *Polygonum amphibium* bedeckt. Ansonsten gedeihen noch einige emerse Röhrichtpflanzen; submerse Arten fehlen in diesem ebenfalls als hoch eutroph einzustufenden Flachgewässer völlig.

Ausführlichere Angaben zur Verbreitung der einzelnen Arten sind in REDSLOB (1981) zu finden.

Tabelle 3

PFLANZENLISTE EGGELEBURGER SEE												
Pflanzenarten	Kartierungs= abschnitte											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Carex elata</i> ALL	3 <sup>1)</sup>	5	5	5 <sup>2)</sup>	5	5	5	5	5	4	5	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L	4	3	4	2	2		1		3	2	2	
<i>Nuphar lutea</i> (L) SIBTH & SM	5	4	5				4	4	2	3	3	
<i>Nymphaea alba</i> L		5		4	5		5	5	5		5	5
<i>Phragmites australis</i> CAVANILLES	5	5	4	5	2	5	4	4	5	5	5	
<i>Polygonum amphibium</i> L			2	2	2		2	3	3	2		3
<i>Potamogeton crispus</i> L	1											
<i>Potamogeton lucens</i> L	3		2		2							
<i>Potamogeton natans</i> L	4		3									
<i>Potamogeton obtusifolius</i> HERT & KOCH									1			
<i>Scirpus lacustris</i> L								1		2	2	3
<i>Thelypteris palustris</i> SCHOTT				2		3						
<i>Typha latifolia</i> L	2	2		2	3	3	2			1	2	
<i>Typhoides arundinacea</i> (L) MOENCH					3	3	3	4	4	3	4	
<i>Utricularia vulgaris</i> L	1		1									

1) bildet schwimmende Bulle. Darauf wachsen u.a.: *Lycopus europaeus*, *Peucedanum palustre*, *Lythrum salicaria*, *Galium palustre*, *Agrostis stolonifera*, *Lysimachia vulgaris*, *Epilobium spec.*, *Solanum dulcamara*.

2) bildet treibende Halbinsel. Darauf wachsen u.a.: *Rhamnus frangula*, *Cornus sanguinea*, *Viburnum opulus*, *Comarum palustre*.

### Danksagung

Die Arbeit an den Seen war nur durch die freundliche Unterstützung des Landratsamtes, vertreten durch Herrn D. KADNER möglich. Ferner erhielten wir Hilfe durch das regelmäßige Überlassen von Booten von Frau MITTAG und den Herren GRUBER, LINDHORST und MORGENSTERN, sowie der Wasserwacht vom Steinsee und Kastensee. Allen sei hiermit herzlich gedankt, ebenso den zahlreichen Helfern beim Probenehmen und Kartieren. Besonders zu erwähnen ist auch die großzügige finanzielle Unterstützung bei der Drucklegung dieser Arbeit durch die Paulaner-Brauerei München (Besitzerin des Kastensees) sowie das Landratsamt Ebersberg.

### 6. Literatur

FORSBERG, C. 1964: The Vegetation changes in Lake Takern. – *Svensk Bot. Tidskrift* 58, 1, 44–54. – GÜJER, W. 1978: Nitrit in Fließgewässern. Ein erweitertes Nitrifikationsmodell. – *Schweiz. Z. Hydrol.* 40, 211–230. – HAMM, A. 1975: Chemisch-biologische Gewässeruntersuchungen an Kleinseen und Baggerseen im Großraum von München im Hinblick auf die Bade- und Erholungsfunktion. – *Münchner Beiträge* 26, 75–110. – KADNER, D. 1980: Natur- und Landschaftsschutzgebiete im Landkreis Ebersberg. – Landratsamt Ebersberg bei München. – KOHLER, A. 1974: Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. – *Beitr. naturk. Forsch. Südw. Dtl.* 34, 149–159. – KOHLER, A., VOLLRATH, H. & ELISABETH BEISL 1971: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäßmakrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchner Ebene). – *Arch. Hydrobiol.* 69, 333–365. – MELZER, A. 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. – *Dissertationes Botanicae* 34. – MELZER, A. und Ch. STEINBERG 1981: Nutrient Cycling in Freshwater ecosystems. – *Encyclopedia of Plant Physiology, New Series* 12 D, in prep. – MELZER, A. und M. HERRMANN 1980: Die quantitative Verbreitung der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 51,

31–56. – NICHOLS, D. S. und D. R. KEENEY 1976: Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*: Uptake and Translocation of  $^{15}\text{N}$  by Shoots and Roots. – *Freshwater Biol.* 6, 145–154. – REDSLOB, A. J. 1981: Limnologisch-hydrobotanische Untersuchungen an 13 Seen und Weihern im Landkreis Ebersberg bei München. – Zulassungsarbeit am Inst. f. Botanik und Mikrob. der TU München. – SCHWOERBEL, J. und G. C. TILLMANN 1972: Ammonium Adaptation bei submersen Phanerogamen in situ. – *Arch. Hydrobiol.* 42, 139–141. – SIMON, L. 1920: Die Entstehung der voralpinen bayerischen Seen. – Dissertation München. – SPONHOLZ, H. 1972/73: Schöne Heimat Ebersberg. Der Landkreis in Bildern. – Verl. f. Behörden und Wirtschaft R. Alfred Hoepfner, München und Assling, 3. Aufl. – SUKOPP, H. 1973: Conservation of Wetlands in Central Europe. – *Polskie Archiwum Hydrobiologh* 20, 1, 223–228. – TROLL, K. 1924: Der diluviale Inn-Chiemsee-Gletscher. – *Forsch. z. dtsh. Landeskd.* 23, 1. – TÜXEN, R. und E. PREISING 1942: Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. – *Dtsch. Wasserwirtsch.* 37, 10–17 und 57–69. – WETZEL, R. G. 1975: *Limnology*. – W. B. Saunders Company, Philadelphia.

Dr. Arnulf MELZER und Angelus-Johannes REDSLOB  
Botanisches Institut der TU-München  
Arcisstr. 21, D-8000 München 2

