

Chemisch-biologische Untersuchung des Stubenbergsees

(1. Mitteilung)

Von Margit ERNET, Wolfgang HÖLLINGER, Norbert LIDAUER und Karl STUNDL

Mit 4 Abb. und 3 Tabellen (im Text)

Eingelangt am 2. März 1975

1. Einleitung

Am Beginn der Feistritzklamm wurde durch Verlegung des Flußbettes der Feistritz und Errichtung eines Staues ein Bade- und Erholungssee von rund 45 Hektar Fläche und einer maximalen Wassertiefe von 8 Meter geschaffen. Der See liegt im hügeligen Gelände in 386 m Seehöhe, der Uferbereich am unteren Ende (bei Entnahmestelle 3 bzw. II) ist bewaldet. Dieses Gewässer sollte in dem nur wenige Bademöglichkeiten aufweisenden Gebiet der Oststeiermark einen Anziehungspunkt für den Fremdenverkehr darstellen.

Wie aus der Abbildung 1 ersichtlich, ist der See vom Feistritzfluß durch einen Damm getrennt. Die Wasserzufuhr erfolgte zunächst durch ein von der Feistritz abzweigendes Zulaufgerinne, den Unterwassergraben einer Mühle, in das anfänglich noch ein kleiner Zulauf, der Gießgrabenbach, einmündete. Dieser Zufluß wurde später, da er stärkere Verunreinigungen aufwies, am Zulaufgerinne vorbei und direkt in die Feistritz geleitet.

Im See wurde in der Nähe der tiefsten Stelle ein Überlauf in den Feistritzstau und ein Ablaufbauwerk in Form eines Teichmönchs errichtet, durch welches Tiefenwasser abgezogen werden kann.

Nach Fertigstellung aller Bauarbeiten wurde im Winter 1970/71 mit dem Aufstau begonnen und im Frühsommer 1971 der Badebetrieb eröffnet. Gleichzeitig wurde ein sehr reichlicher Fischbesatz in den See eingebracht, der nach Mitteilung der Herberstein'schen Gutsverwaltung aus Regenbogen-, Bach- und Seeforellen, Seesaiblingen, Zandern, Coregonen, Karpfen, Schleien, Weißfischen, Elritzen sowie den aus Asien stammenden pflanzenfressenden Cypriniden, dem sogenannten Weißen Amur (*Ctenopharingodon idella*) und dem Silberkarpfen oder Tolstolob (*Hypophthalmichthys molitrix*) bestand.

Bald nach Inbetriebnahme des Sees ergaben sich Schwierigkeiten bei der Fischereinutzung und es trat eine starke Algenentwicklung als Anzeichen einer Eutrophierung auf.

Bereits im Sommer des Jahres 1972 war in den tieferen Bereichen des Sees besonders während der Sommermonate eine deutliche Sauerstoffabnahme festzustellen. In Untersuchungsbefunden, welche vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung und vom Hygiene-Institut der Universität Graz erstattet wurden, war auf diese Veränderungen und auch auf die teilweise starke Belastung der Zuflüsse des Sees hingewiesen worden.

Da der See als künstliches Gewässer, dessen Wasserverhältnisse durch Regulierung der Zuläufe und des Ablaufes beeinflussbar waren, einen besonderen Biotop darstellte, bei dessen eingehender Erforschung sich Möglichkeiten erge-

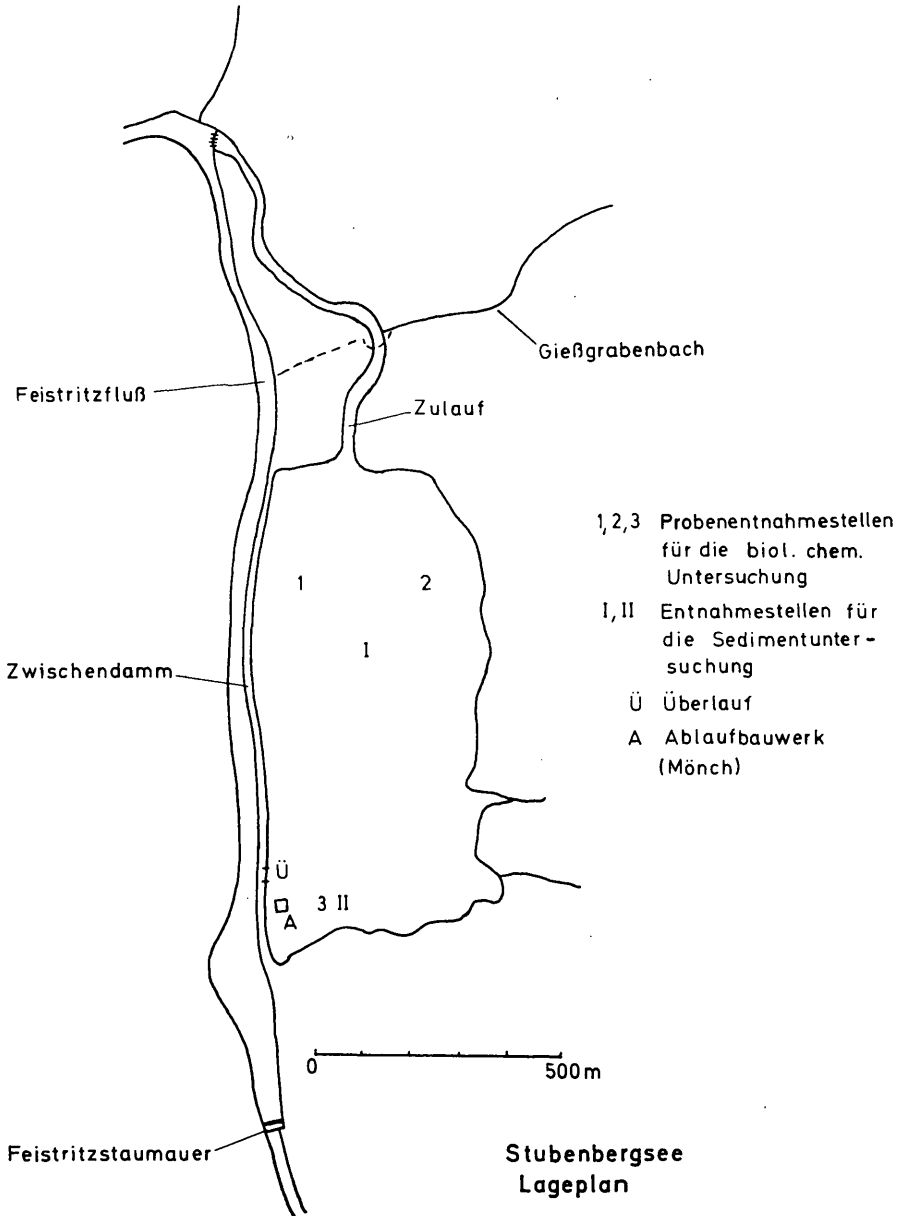


Abb. 1: Stubenbergsee, Lageplan.

ben konnten, der unerwünschten Eutrophierung zu begegnen, wurde im Einvernehmen mit den zuständigen Stellen die Untersuchung im Rahmen eines Forschungsauftrages zur Untersuchung künstlicher Badeseen intensiviert.¹⁾

Vom Frühjahr des Jahres 1973 an erfolgten die Entnahmen von Wasserproben an verschiedenen Stellen aus unterschiedlichen Tiefen des Sees in kürzeren Abständen. Gleichzeitig damit wurde die Untersuchung der am Seegrund abgesetzten Sedimente begonnen, um aus der Feststellung der Anteile des abgestorbenen Phyto- und Zooplanktons auf die durch bakterielle Umsetzungsvorgänge aus diesem Material freiwerdenden gelösten Nährstoffmengen schließen zu können.

Um diese Sedimentuntersuchungen ungestört und unbeeinflusst vom Baden und Segelbetrieb ausführen zu können, wurden an zwei Stellen durch Taucher Absetzkästen am Seegrunde befestigt, die nach einem Expositionszeitraum von rd. 5 Wochen wieder durch Taucher gehoben wurden. Um ein Aufwirbeln der abgesetzten Sedimente dabei zu verhindern, wurden die Sedimentierkästen bereits am Seegrund vor dem Hinaufholen mit einem gut passenden Deckel verschlossen.

Da bei den Untersuchungen in den Jahren 1972 und 1973 sich schlechte bakteriologische Befunde der Zubringer ergaben, wurde, wie bereits erwähnt, der Gießgrabenbach nicht mehr in den Seezulauf, sondern direkt in die Feistritz geleitet.

Durch eine kurzdauernde Absenkung des Sees um etwa 2 Meter im Frühjahr 1974 wurde versucht, zumindest einen Teil der Sedimente durch die Abfließvorrichtung zu entfernen. Anschließend wurde das Gewässer wieder voll aufgestaut.

Auch während des Jahres 1974 wurde die Untersuchung des Sees einschließlich der Sedimententnahme an den angegebenen Stellen durch ein Untersuchungsteam des Institutes in gleichem Umfang weitergeführt.

Es war den Untersuchern zwar möglich, die chemisch-physikalische sowie die bakteriologische Untersuchung des Wassers und der Sedimente durchzuführen, doch konnten die arbeitsaufwendigen qualitativen und quantitativen Bestimmungen des Phyto- und Zooplanktons nur in sehr bescheidenem Maße erfolgen. Im Hinblick auf die Bedeutung gerade dieser Arbeiten für die Ermittlung der Biomasse und des Nährstoffkreislaufs im See sowie die Möglichkeit, nach genauerer Kenntnis der Zusammenhänge in die Produktionsverhältnisse des Sees regelnd eingreifen zu können, gab den Anstoß zu einer Erweiterung der Bearbeitung.

Nunmehr wird als Zweijahresprogramm eine umfassende Untersuchung vorgenommen, wobei zu den bisherigen Bestimmungen, deren Methodik im folgenden Kapitel kurz zusammengefaßt ist, noch eine eingehende Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons sowie des Litorals und des Benthos kommt, für welche weitere Bearbeiter gefunden wurden.

Da Ergebnisse über diese Arbeiten aber frühestens erst nach 2 Jahren vorliegen können, die bisherigen Untersuchungen hingegen bereits sehr wesentliche Erkenntnisse geliefert haben, sollte das bisher gewonnene Datenmaterial in einer ersten Mitteilung zusammengefaßt und veröffentlicht werden.

Diese Darstellung ist eine Gemeinschaftsarbeit, bei der zwar manche Arbeitsbereiche von einzelnen Mitarbeitern ganz oder vorwiegend allein behandelt wurden, die Auswertung aller Ergebnisse aber in ständiger Zusammenarbeit erfolgte.

¹⁾ Für die Beistellung der Mittel zur Durchführung dieser Arbeiten wird dem Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung bestens gedankt.

2. Probenahme und Methodik

Die Untersuchungen erfolgten während der wärmeren Jahreszeit häufiger, (meist in monatlichen Abständen) doch wurde auch bei Eisbedeckung zumindest eine Entnahme ausgeführt.

Entnahmestellen für die chemisch-biologische Untersuchung waren der Seezulauf, die Bereiche der Badestrände (Entnahmestelle 1 und 2) und die tiefste Stelle des Sees in der Nähe des Ablaufbauwerks (Entnahmestelle 3). Die Prüfung der Sedimente erfolgte an einer Stelle zwischen den Badestränden (I) und an der tiefsten Stelle des Sees (II).

Die Methodik der Untersuchung war im wesentlichen die gleiche wie bei den bereits früher untersuchten Badeseen, worüber in diesen Mitteilungen bereits im Band 103, (Seite 221 bis 243), berichtet wurde. Die angewandten Arbeitsweisen werden nochmals kurz aufgezählt. Für die Bestimmung der einzelnen Parameter wurden folgende Methoden aus der Literatur und nach eigenen Erfahrungen ausgewählt:

pH-Wert und elektrolytische Leitfähigkeit, elektrometrisch nach den Deutschen Einheitsverfahren.

Ammonium, Nitrit, KMnO_4 -Verbrauch, gelöster Sauerstoff und Sulfide ebenfalls nach den Deutschen Einheitsverfahren.

Nitrat, photometrisch nach MERCK.

Gesamtstickstoff nach Standard Methods.

Säurebindungsvermögen (SBV, m-Wert), Orthophosphat und Gesamtphosphat (hydrolysierbar) nach HÖLL.

TOC (Gesamter organischer Kohlenstoff) nach EGLI-SCHÄR.

Zur Bestimmung wurden stets unfiltrierte Wasserproben verwendet.

Die Bestimmung der Sichttiefe erfolgte mit Secchi-Scheibe.

Die Methode der Schlammuntersuchung ist im entsprechenden Kapitel ausführlich dargestellt.

Die psychophilen Keime (Gesamtkoloniezahl bei 20°C) wurden nach dem Koch'schen Plattenverfahren ermittelt (auf Nähragar in 48 Stunden), die coliformen Keime mit Hilfe der Membranfiltermethode auf Endoagar (44°C , in 24 Stunden).

3. Physikalisch-chemische Untersuchung des Sees

3. 1. Salzgehalt

Die elektrolytische Leitfähigkeit des Seewassers in den Oberflächenbereichen schwankte während des gesamten Untersuchungszeitraumes zwischen 115 bis $155\ \mu\text{S}/\text{cm}$. Eine geringe Zunahme war gelegentlich in der Tiefe feststellbar, die Spitzenwerte lagen bei $170\ \mu\text{S}/\text{cm}$. Die Leitfähigkeit des Zulaufs war in allen Fällen praktisch die gleiche wie die der Seeoberflächenbereiche.

Das Säurebindungsvermögen (SBV) lief mit der elektrolytischen Leitfähigkeit annähernd parallel und betrug an der Oberfläche und im Zulauf zwischen 1,0 und 1,3 mval/l. Dies ergibt eine Karbonathärte von 2,8—3,6 d. Gr. Eine Zunahme des SBV in der Tiefe war vor allem dann festzustellen, wenn gleichzeitig ein Sauerstoffdefizit auftrat wie z. B. am 29. 6. 1973 (Zunahme von 1,2 mval/l an der Oberfläche auf 1,6 mval/l in 7 Meter Tiefe), am 27. 8. 1973 (Zunahme von 1,3 mval/l an der Oberfläche bis 1,6 mval/l in 7 Meter Tiefe) oder am 12. 8. 1974 (Oberfläche 1,1 mval/l, 1,4 mval/l in 7 Meter Tiefe). Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß infolge von Zehrungsvorgängen eine Erhöhung des Kohlensäure- und Hydrogenkarbonatgehaltes und damit eine stärkere Pufferung des Wassers eintrat.

Die pH-Werte an der Seeoberfläche und im Zulauf waren praktisch gleich und lagen zwischen 8,0 und 8,5. Als Extremwerte wurden am 12. 2. 1974 bei Eisbedeckung ein pH-Wert von 7,7 und am 5. 8. 1974 ein pH-Wert von 8,9 gemessen.

Während der sommerlichen Stagnationsperioden fiel der pH-Wert gegen die Tiefe zu um ca. 1—1,5 Einheiten bis auf 7,1 am 27. 8. 1973 ab.

3. 2. Sauerstoffhaushalt und Sulfidgehalt

Zulauf:

Der Sauerstoffgehalt des Zulaufs lag meist über dem theoretischen Sättigungswert und betrug durchschnittlich 110—115 % der theoretischen Sättigung. Am 5. 8. 1974 wurde ein Spitzenwert mit 133 % gemessen. Im Herbst und Winter traten gelegentlich geringfügige Sauerstoffdefizite bis maximal 8 % (am 23. 10. 1973) auf.

Seeoberfläche:

Die Sauerstoffverhältnisse sind hier ähnlich wie im Zulauf. Während der Sommermonate war immer eine Übersättigung festzustellen, die am 5. 8. 1974 einen Spitzenwert mit 145 % erreichte. Die Durchschnittswerte lagen zwischen 115—130 %. Nur einmal, am 12. 6. 1974 war ein Sauerstoffdefizit von 7 % festzustellen, das vermutlich durch die andauernde Schlechtwetterperiode hervorgerufen wurde.

Im Herbst und Winter lagen die Sauerstoffgehalte nahe dem theoretischen Sättigungswert, das größte Defizit von 11 % trat am 15. 10. 1974 auf.

Zwischen den verschiedenen Entnahmestellen an der Seeoberfläche (1, 2 und 3) waren keine wesentlichen Unterschiede feststellbar, die Werte waren nahezu gleich.

Seetiefe:

Der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers wies deutliche Unterschiede auf. Ausgewählte Beispiele zeigt die Abb. 2.

Von Oktober 1973 bis April 1974 und im Spätherbst 1974 war der See weitgehend durchmischt, der Temperaturabfall nach der Tiefe zu nur gering (größter Unterschied $1,2^{\circ}$ am 23. 4. 1974) und eine Sauerstoffabnahme gegen die Tiefenbereiche zu praktisch nicht festzustellen.

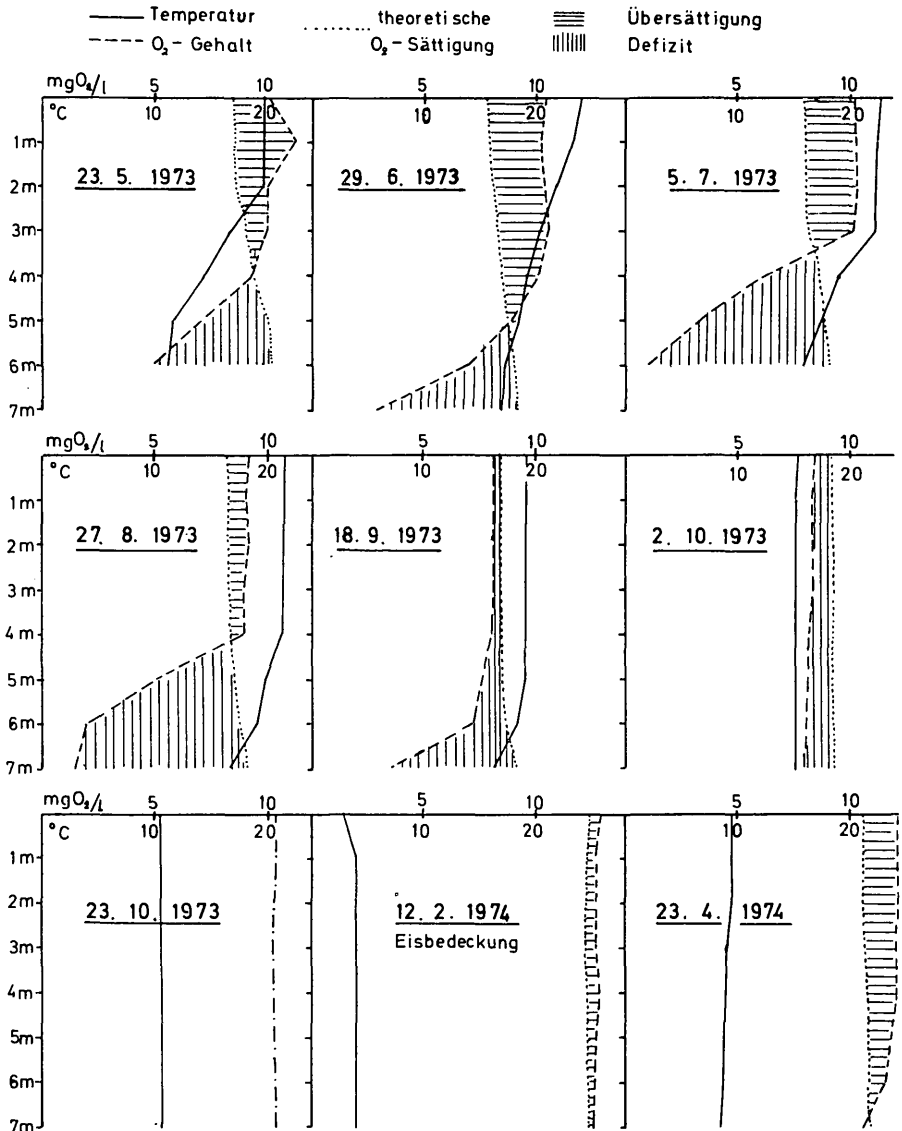
Sulfide konnten während dieser Zeit nicht nachgewiesen werden.

Das Wasser war während der Durchmischungszeiten klar und die Sichttiefe erreichte Maximalwerte bis 300 cm am 15. 10. 1974.

Während der wärmeren Jahreszeit herrschten wesentlich andere Verhältnisse. Am 7. 5. 1974 war bereits eine leichte kontinuierliche Sauerstoffabnahme von der Oberfläche bis 7 Meter Tiefe von 11,1 auf 8,9 mg/l (entsprechend 114 auf 87 % Sättigung) festzustellen. Die Temperatur nahm ebenfalls von $12,9^{\circ}$ auf $10,6^{\circ}$ ab. Sulfide waren in der Tiefe noch nicht nachweisbar, die Sichttiefe betrug 210 cm. Im Jahre 1973 wurde Anfang Mai keine Untersuchung durchgeführt.

Im Juni 1973 war bis zur Tiefe von 5 Metern ein nahezu gleichbleibender Sauerstoffgehalt, allerdings mit abnehmender Übersättigung vorhanden. Von 5 Meter ab nahm der Sauerstoffgehalt beträchtlich bis auf 3 mg/l (34 % Sättigung) ab. In 7 Meter Tiefe waren Sulfide deutlich nachweisbar. Im Juni 1974 waren die Verhältnisse ähnlich. Der Sauerstoffgehalt lag knapp unter dem Sättigungswert bis 4 Meter Tiefe, in 5 Meter Tiefe war bereits ein deutliches Sauerstoffdefizit (73 % des Sättigungswertes) vorhanden, dann erfolgte eine sprunghafte Abnahme bis rund 1,5 mg/l (15 % Sättigung) in 6 und 7 Meter Tiefe. Ab 6 Meter Tiefe waren Sulfide deutlich nachweisbar. Der geringe Sauerstoffgehalt und das Auftreten von Sulfiden deuten auf sauerstoffzehrende Vorgänge hin.

In den Monaten Juli und August der Jahre 1973 und 1974 erreichte das Sauerstoffdefizit in der Seetiefe Höhepunkte (0,9 mg/l Sauerstoff entsprechend 10 % Sättigung am 5. 8. 1974). Am gleichen Tag war eine kontinuierliche Abnahme der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes festzustellen. An den übrigen Entnahmetagen während der Sommerzeit war meist von 4–5 Meter Tiefe an ein deutlicher Sprung bei Temperatur und besonders beim Sauerstoffgehalt vorhanden. Am 27. 8. 1973 sank z. B. der Sauerstoffgehalt von 4 bis 5 Meter Tiefe von 9 mg/l auf 5 mg/l und zwischen 5–6 Meter Tiefe trat eine weitere Verringerung auf 2 mg/l ein.



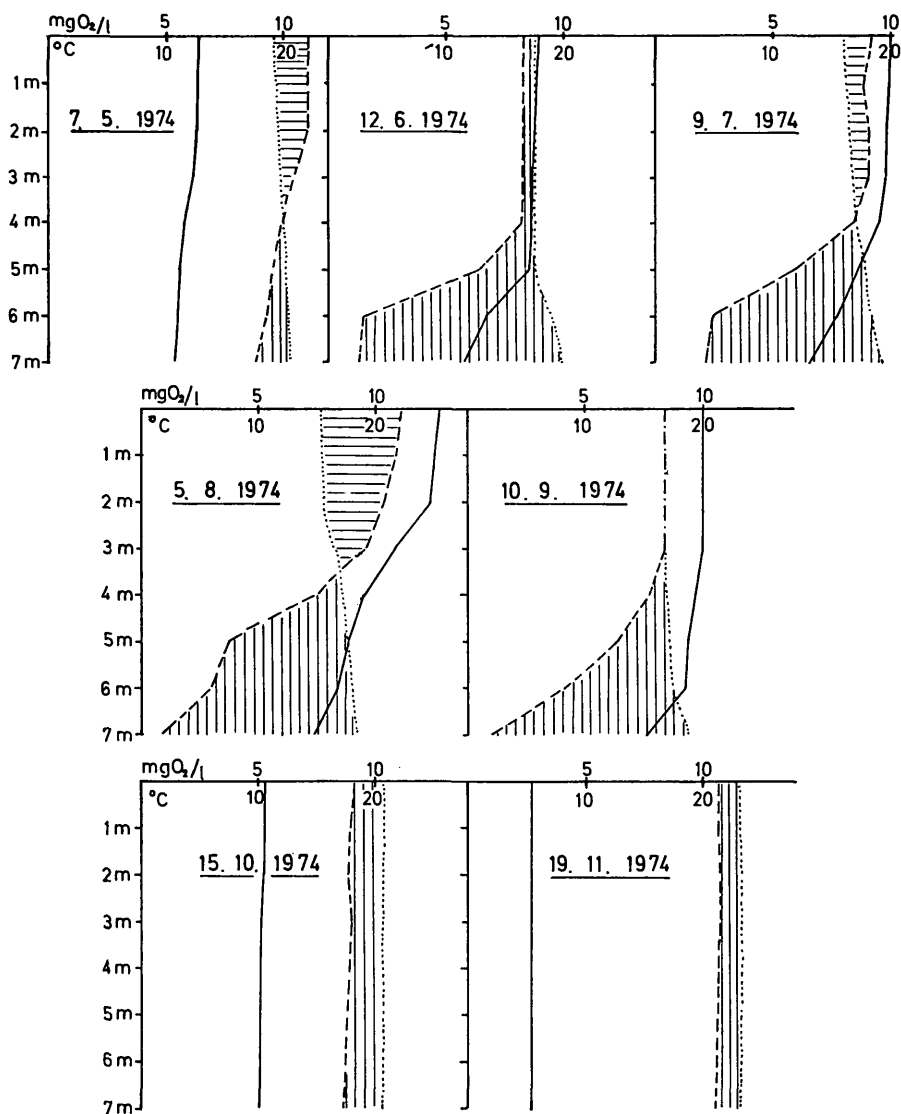


Abb. 2: Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile an der Entnahmestelle 3.

Die Sichttiefe erreichte während der Sommermonate einen Minimalwert von 110 cm am 5. 8. 1974.

In den Tiefenbereichen waren Sulfide bereits deutlich nachweisbar. Eine Durchmischung des Sees war zu diesem Zeitpunkt praktisch nur bis zur Tiefe von 4 Meter vorhanden, die sonst bei Seen geringerer Tiefe kaum feststellbare Schichtung (ERNET, GÜBITZ & STUNDL 1973) war hier in den Sommermonaten ab 4 Meter Tiefe deutlich nachweisbar.

Im September 1973 trat ein merkbares Sauerstoffdefizit erst in einer Tiefe von 7 Meter auf, während im September 1974 die Verhältnisse ähnlich wie in den vorhergehenden Monaten waren.

Anfang Oktober wurden in beiden Jahren ähnliche Ergebnisse wie zu Anfang Mai gefunden, eine geringfügige Abnahme des Sauerstoffgehaltes um etwa 1 mg/l von der Oberfläche bis zur Tiefe und eine fast vollständige Durchmischung ohne Sauerstoffübersättigung in den oberen Seebereichen. Diese Schichtungsverhältnisse stellen den Übergang zur winterlichen Stagnation dar.

3. 3. Die organische Belastung

Als Parameter für die Erfassung der organischen Anteile im Wasser wurden der Kaliumpermanganatverbrauch und der TOC (Total Organic Carbon) gewählt. Die z. T. durch das Plankton bedingte Schwebstoffmenge wurde erst im Jahr 1974 durch Bestimmung des Trockenrückstandes der über Glasfaserfilter filtrierten Wasserproben erfaßt.

Zulauf:

Wie Abb. 3 zeigt, war der KMnO_4 -Verbrauch des Zulaufs relativ konstant und schwankte zwischen 9 und 14 mg/l. Jahreszeitliche Unterschiede waren nicht zu beobachten. Die TOC-Werte lagen zwischen 3,5 und 7 mg/l und waren im Vergleich zum KMnO_4 -Verbrauch für ein Oberflächengewässer ziemlich hoch. Eine mögliche Ursache dafür könnten Reste schwerabbaufähiger Substanzen sein, welche durch Einleitungen von Fabrikschwässern in den Oberlauf der Feistritz gelangen.

Die Schwebstoff-Fracht des Zulaufs lag zwischen 1 und 6 mg/l.

Seeoberfläche:

Zwischen den einzelnen Entnahmepunkten an der Seeoberfläche waren keine wesentlichen Unterschiede im Kaliumpermanganatverbrauch und TOC festzustellen. Verunreinigungen durch den Badebetrieb, der vorwiegend an den Stränden in der Nähe der Entnahmestellen 1 und 2 erfolgt, waren chemisch nicht feststellbar, die organische Belastung war nahezu gleich. Durch häufig auftretende Windböen kommt es zur Durchmischung der obersten Wasserschichten. Eine chemische Differenzierung der einzelnen Probenahmestellen an der Seeoberfläche wurde daher nie gefunden.

Spitzenwerte der organischen Belastung mit 17 mg/l KMnO_4 -Verbrauch an der Entnahmestelle 3 und 16 mg/l an der Stelle 2 traten am 5. 8. 1974 auf. Gegenüber den im Zulauf ermittelten Werten ergaben sich keine merkbaren Unterschiede, die Menge der organischen Anteile ist nahezu gleich. Auswirkungen des Badebetriebes waren durch diese Untersuchungen nicht festzustellen.

Der Schwebstoffgehalt in den Oberflächenbereichen des Sees wies starke Schwankungen auf und war immer höher als der des Zulaufs. Eine Abhängigkeit von Witterungseinflüssen ist dabei zu erkennen und somit der Schwebstoffgehalt zur Beurteilung der Planktondichte nur mit entsprechender Kritik verwendbar.

Seetiefe:

Der KMnO_4 -Verbrauch des Tiefenwassers erwies sich im Mittel als nicht wesentlich höher als der in den Oberflächenbereichen. Ein einheitlicher Trend einer Zunahme gegen die Tiefenbereiche war nicht festzustellen. Eine Parallelität zum Sauerstoffdefizit während der Sommermonate konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden. Es ist allerdings möglich, daß die organischen Substanzen, die sich durch mikrobielle Umsetzungen in der Seetiefe während der Som-

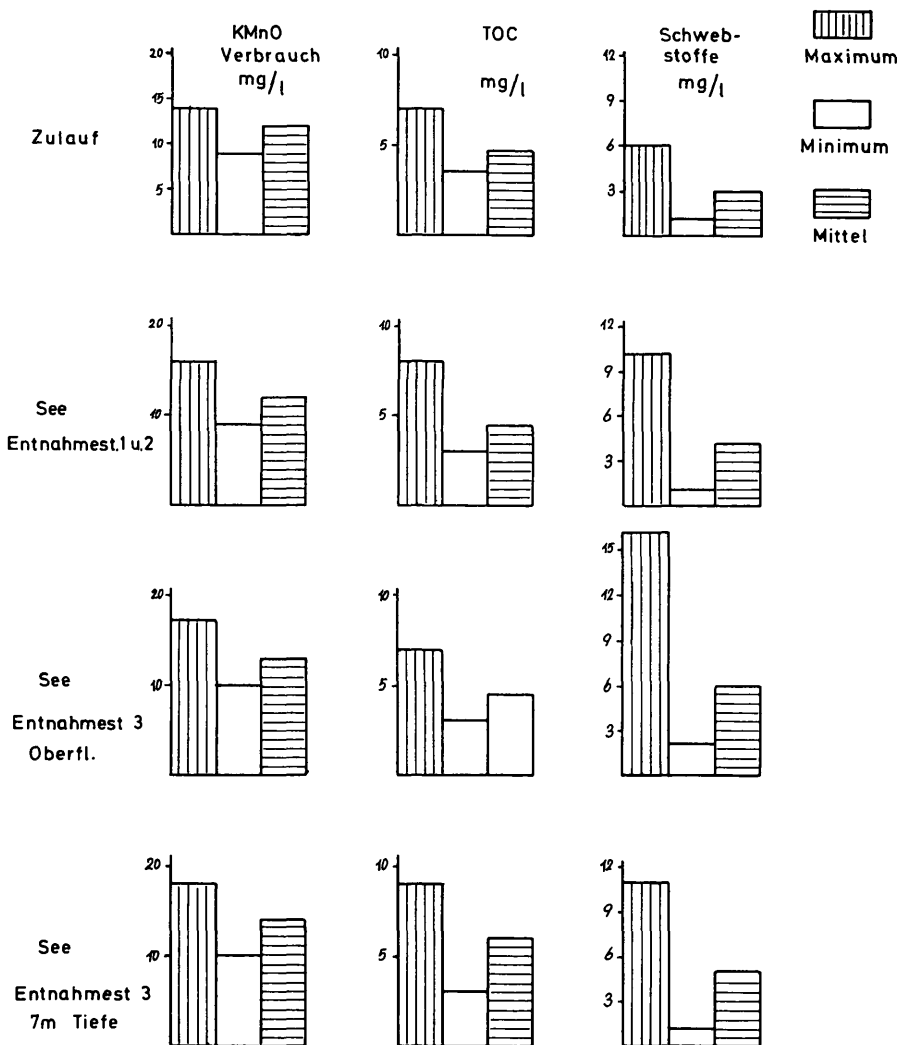


Abb. 3: Schwankungen des $KMnO_4$ -Verbrauchs, des TOC und des Schwebstoffgehaltes.

mermonate bilden, durch den $KMnO_4$ -Verbrauch nur in ungenügendem Ausmaß erfaßt werden. Darauf deuten auch die im Mittel gegenüber den Oberflächenwerten stärker erhöhten TOC-Gehalte des Tiefenwassers hin. Im Sommer war auch bei diesem Parameter ein stärkerer Anstieg in den Tiefenbereichen gefunden worden. Der Spitzenwert von 9 mg/l wurde am 10. 9. 1974 erreicht. Am gleichen Tage war auch das Sauerstoffdefizit in der Tiefe besonders hoch. Eine strenge Übereinstimmung ließ sich allerdings an allen anderen Entnahmetagen nicht feststellen.

Der Schwebstoffgehalt war in den Tiefenbereichen ungefähr gleich groß wie an der Oberfläche, starke Schwankungen traten aber auch hier auf. Eine wesent-

liche Zunahme im Sommer durch vermehrtes Planktonwachstum konnte nicht mit ausreichender Sicherheit festgestellt werden.

3. 4. S t i c k s t o f f - u n d P h o s p h o r g e h a l t

Gelöste Stickstoff- und Phosphorverbindungen stellen einen wesentlichen Faktor für Eutrophierungsvorgänge dar. Vor allem das Phosphat ist als Minimumnährstoff von Bedeutung, die bereits Eutrophierungserscheinungen begünstigende Konzentration beträgt 20—25 Mikrogramm/l nach HEHENWARTER 1966. Die Erfassung des Stickstoff- und Phosphorgehaltes ist deshalb von besonderer Bedeutung. Ausgewählte Beispiele aus dem ermittelten Datenmaterial zeigt die Tabelle 1.

Z u l a u f :

Der Ammoniumgehalt des Zulaufs war gering und lag meist bei 0,1 mg/l entsprechend 0,08 mg N/l. Einmal am 9. 7. 1974 wurde als Spitzenwert ein Gehalt von 0,2 mg/l gefunden. An einigen Entnahmetagen war Ammonium nicht oder nur in Mengen unter 0,1 mg/l nachweisbar.

Nitrit war meist nur in Spuren unter 0,01 mg/l vorhanden, 0,003 mg N/l wurden einmal gefunden, als Spitzenwert wurde am 23. 5. 1973 ein Gehalt von 0,02 mg/l gemessen.

Der Nitratgehalt schwankte zwischen nicht nachweisbar und 3,5 mg/l.

Der Gesamtstickstoffgehalt lag zeitweise deutlich höher als die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen, woraus auf das Vorhandensein organischer N-Verbindungen geschlossen werden kann.

Ortho-Phosphat war meist in Mengen von 0,02 mg/l (entsprechend 0,007 mg P/l) vorhanden. Nur am 12. 2. 1974 bei Eisbedeckung war kein Ortho-Phosphat nachzuweisen, als Maximalwerte wurde am 23. 4. 1974 ein Gehalt von 0,11 mg/l gefunden.

Da die Werte des hydrolysierbaren Gesamtphosphats stets höher lagen als die des Ortho-Phosphats (meist zwischen 0,01 und 0,02 mg P/l) kann das Vorhandensein kondensierter Polyphosphate angenommen werden.

S e e o b e r f l ä c h e :

Ammonium war an der Seeoberfläche an allen drei Entnahmestellen in gleicher Konzentration wie im Zulauf vorhanden. Die Nitritgehalte waren hier ebenfalls sehr gering und unterschieden sich von denen des Zulaufs kaum. Der Nitratgehalt lag zwischen nicht nachweisbar und 3 mg/l und war teilweise niedriger als im Zulauf.

Organische Stickstoffverbindungen sind, wie sich aus der Differenz zwischen anorganischen und Gesamtstickstoff ergibt, ebenfalls in beträchtlichem Ausmaß vorhanden.

Die gefundenen Ortho- und Gesamtphosphatmengen sind denen im Zulauf praktisch gleich, ein dort gefundener Spitzenwert von 0,11 mg/l konnte an den Entnahmestellen der Seeoberfläche jedoch nicht nachgewiesen werden.

S e e t i e f e :

Deutliche jahreszeitliche Schwankungen waren bei den Gehalten an gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen im Tiefenwasser zu beobachten.

Während im Herbst und im Winter der Ammoniumgehalt von der Oberfläche bis in die Tiefe gleichmäßig relativ gering blieb, trat im Sommer ein deutlicher Anstieg in der Tiefe auf, der Parallelen zum Sauerstoffdefizit zeigt. Ein Spitzenwert von 2,3 mg/l Ammonium (entsprechend 1,8 mg N/l) wurde am 10. 9. 1974 in 7 Meter Tiefe gefunden. Der Sauerstoffgehalt betrug hier an

Tab. 1: Gehalte der Stickstoff- und Phosphorverbindungen:

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P) mg/l	Ges.-P mg/l (hydro- lisierbar)
23. 5. 1973						
Zulauf	n. n.	0,006	0,47	—	0,007	0,04
1 u. 2 (Obfl.)	n. n.	0,004	0,47	—	<0,003	0,02
3, 0—6 m	n. n.	0,003	0,45—0,72	0,7—0,8	<0,003	0,02
29. 6. 1973						
Zulauf	0,08	<0,003	0,79	1,2	0,007	0,02
1 u. 2 (Obfl.)	0,10	<0,003	0,41	0,8	0,007	0,02
3, 0—4 m	0,10	<0,003	0,45—0,29	0,7	0,007	0,02
5 m	0,23	<0,003	0,23	0,6	0,01	0,02
6 m	0,47	<0,003	0,20	0,7	0,013	0,02
7 m	0,72	n. n.	0,11	1,0	0,013	0,02
30. 7. 1973						
Zulauf	<0,08	0,003	0,27	0,4	0,003	0,01
1 u. 2 (Obfl.)	<0,08	0,003	0,31	0,5	0,003	0,01
3, 0—5 m	<0,08	0,006	0,31	0,5	0,003	0,01
6 m	0,08	0,006	0,29	0,4	0,003	0,01
7 m	0,19	n. n.	0,29	0,5	0,003	0,01
27. 8. 1973						
Zulauf	0,10	n. n.	0,11	—	0,003	—
1 u. 2 (Obfl.)	0,10	n. n.	0,11	—	0,003	—
3, 0—5 m	0,10	n. n.	0,11	—	0,005	—
6 m	0,39	n. n.	0,07	—	0,007	—
7 m	0,78	n. n.	0,07	—	0,01	—
18. 9. 1973						
Zulauf	0,10	n. n.	n. n.	0,8	0,007	0,03
1 u. 2 (Obfl.)	0,08	n. n.	n. n.	0,6	0,007	0,02
3, 0—3 m	<0,08	n. n.	n. n.	0,7—0,5	0,017	0,02
4—6 m	0,12	n. n.	n. n.	0,6	0,013	0,02
7 m	0,54	n. n.	<0,05	1,0	0,017	0,03
2. 10. 1973						
3, 0—7 m	<0,08	n. n.	0,18	—	0,01	—
23. 10. 1973						
Zulauf	n. n.	n. n.	0,18	0,8	0,013	0,03
1 u. 2 (Obfl.)	n. n.	n. n.	0,20	0,8	0,013	0,03
3, 0—7 m	n. n.	n. n.	0,18—0,29	0,7—1,1	0,01—0,013	0,02
12. 2. 1974 (Eisbedeckung)						
Zulauf	0,10	n. n.	0,07	1,4	n. n.	0,01
3, 0—7 m	0,08	n. n.	0,08—0,11	0,5—2,8	n. n.	0,02

Fortsetzung Tab 1.

Entnahmestelle und Datum	Ammonium (NH ₄ -N) mg/l	Nitrit (NO ₂ -N) mg/l	Nitrat (NO ₃ -N) mg/l	Ges.-N mg/l	o-Phosphat (PO ₄ -P) mg/l	Ges.-P mg/l (hydro- lisierbar)
<i>23. 4. 1974</i>						
Zulauf	0,10	0,003	0,70	0,9	0,04	0,05
1 u. 2 (Obfl.)	0,10	0,003	0,70	1,0	0,01	0,02
3, 0—7 m	0,10	0,003	0,63—0,77	0,9—1,4	0,003—0,007	0,02
<i>7. 5. 1974</i>						
Zulauf	0,08	<0,003	0,77	1,1	0,007	0,01
1 u. 2 (Obfl.)	0,08	<0,003	0,79	1,1	0,007	0,01
3, 0—7 m	0,08	<0,003	0,66—0,86	0,8—1,1	0,007—0,013	0,01—0,02
<i>12. 6. 1974</i>						
Zulauf	<0,08	0,003	0,54	0,6	<0,003	0,02
1 u. 2 (Obfl.)	<0,08	0,003	0,45	0,6	<0,003	0,02
3, 0—5 m	<0,08	0,006	0,47—0,38	0,8—0,9	<0,003	0,02
6 m	0,31	0,01	0,32	1,0	<0,003	0,02
7 m	0,58	0,006	0,09	1,3	0,007	0,02
<i>9. 7. 1974</i>						
Zulauf	0,16	0,003	0,26	0,5	0,013	0,02
1 u. 2 (Obfl.)	0,16	0,003	0,20	0,5	0,01	0,02
3, 0—5 m	0,12—0,19	0,006	0,20—0,26	0,6—1,0	0,01	0,02
6 m	0,31	0,006	0,18	0,6	0,013	0,02
7 m	0,93	0,006	0,14	1,3	0,017	0,02
<i>5. 8. 1974</i>						
Zulauf	<0,08	<0,003	0,09	0,5	0,007	0,03
1 u. 2 (Obfl.)	n. n.	n. n.	0,07	0,8	0,003	0,02
3, 0—4 m	n. n.	n. n.	0,11	0,7—1,0	0,003	0,02
5 m	0,08	0,01	0,10	0,8	0,003	0,02
6 m	0,23	<0,003	—	0,8	0,003	0,02
7 m	1,17	<0,003	0,08	1,3	0,007	0,02
<i>10. 9. 1974</i>						
Zulauf	<0,08	n. n.	0,21	0,6	0,01	0,02
1 u. 2 (Obfl.)	0,08	n. n.	0,25	0,6	0,01	0,02
3, 0—6 m	0,08—0,19	n. n.	0,14—0,20	0,6—1,4	0,007—0,01	0,02
7 m	1,78	n. n.	0,11	2,0	0,03	0,08
<i>15. 10. 1974</i>						
Zulauf	n. n.	<0,003	0,15	0,5	0,007	0,02
1 u. 2 (Obfl.)	n. n.	<0,003	0,11	0,6	0,003	0,02
3, 0—7 m	n. n.	<0,003	0,09—0,14	0,6—0,7	0,01	0,02

diesem Tage nur 10 % des theoretischen Sättigungswertes. Ähnliche Ergebnisse wurden an den übrigen Entnahmetagen von Juni bis September ermittelt. Während der Sommermonate herrschen demnach in der Tiefe infolge des Sauerstoffmangels offensichtlich teilweise anaerobe Verhältnisse, die ein starkes Ansteigen des Gehaltes an reduzierten Stickstoffverbindungen zur Folge haben. Der Nitritgehalt wies, da er im gesamten Seewasser stets sehr gering war, nur unbedeutende Schwankungen auf, die kein charakteristisches Verteilungsbild ergeben.

Die Nitratkonzentrationen waren im Frühjahr am höchsten und sanken während der Sommermonate ab. Am 12. 2. 1974 wurden auch in der kalten Jahreszeit sehr geringe Nitratmengen gefunden. Parallel zum Anstieg der Ammoniumkonzentration verringerte sich der Nitratgehalt im Sommer bei Zunahme des Sauerstoffdefizits in den Tiefenbereichen. Dies unterstreicht die Annahme, daß hier anaerobe Prozesse mit Reduktion des Nitrats ablaufen.

Der Gesamtstickstoffgehalt stieg im Sommer nie so stark an, wie der Ammoniumgehalt. An einigen Entnahmetagen war er in den Tiefenbereichen fast dem Gehalt an organischen N-Verbindungen gleich. Es ist daher eine Mineralisierung der organischen Stickstoffverbindungen mit Umwandlung in Ammonium-N anzunehmen.

In der kalten Jahreszeit lagen die Gesamtstickstoffkonzentrationen oft weit über den Gehalten an anorganischem-N. Am 12. 2. 1974 wurde bei einem Gehalt von 2,8 mg/l Gesamt-N rechnerisch eine Menge von 1,6 mg/l organischen Stickstoffes in 6 Meter Tiefe ermittelt, wofür abgestorbenes noch nicht mineralisiertes Plankton die Ursache bilden dürfte.

Der O-Phosphatgehalt nahm gegen die Tiefenbereiche meist zu und erreichte speziell im Sommer Konzentrationen, welche Eutrophierungserscheinungen auslösen können, wenn sie in die Oberflächenbereiche gelangen. Die Konzentrationen des Gesamtphosphat zeigten diesen Anstieg nur in geringem Maße.

4. Bakteriologische Untersuchung des Sees

Zur Bestimmung der psychophilen und der coliformen Keime wurde Wasser aus dem Zulauf sowie von den Entnahmestellen 1, 2 und 3 im See entnommen. Ausgewählte Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der Tabelle 3 zusammengefaßt. In den Tabellen werden bei den Coliformen die mit Metallganz gewachsenen Keime angegeben und in Klammer noch zusätzlich die laktoseabbauenden Darmbakterien, welche sich als rote Kolonien gezeigt hatten, angeführt.

Die Untersuchungen im Jahr 1973 zeigten, daß im Zulauf 3—10mal mehr psychophile Keime als im See vorkamen, die Zahl der Coliformen war ungefähr 3mal so hoch. Im Jahr 1974 ließ sich meistens kein so großer Unterschied in der Menge der Keime zwischen Zulauf und See feststellen. In beiden Jahren konnte kein signifikantes Ansteigen der Keime in den Sommermonaten beobachtet werden. Häufig wurden im Oberflächenwasser geringere Keimzahlen als im Tiefenwasser gefunden. Die Gesamtkeimzahlen des Zulaufs lagen meist zwischen 200 und 1.000 Kolonien/ml; einmal (Juni 1973) wurden 2.800 Kolonien in 1 ml gezählt. Bei den Coliformen wurden Werte von 0—100 Keimen in 100 ml gefunden; zweimal (Juni 1973, August 1974) lagen die Werte darüber.

Der zulässige Grenzwert des Colititers für Badegewässer liegt (nach CARLSON 1972) bei 0,1 ml, das sind 1000 Coli in 100 ml. Dieser Titer wurde praktisch nie erreicht.

T a b. 2: 13. 9. 72 23. 5. 73 11. 4. 73 29. 6. 73 31. 7. 73 27. 8. 73 18. 9. 73 23. 10. 73

Wetter	13. 9. 72		23. 5. 73		11. 4. 73		29. 6. 73		31. 7. 73		27. 8. 73		18. 9. 73		23. 10. 73	
	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	teilweise bewölkt, starker Wind	Gewitter	sonnig nach kühlern, regnerischen Wetter	diesig, windstill	bewölkt, windstill	kalt, bewölkt, leichter Wind						
Zulauf	750	70	—	—	1000	12 2800	300	610	100 (3)	700	24 (4)	1000	27 (10)	460	3 (uz.)	
1 (Obfl.)	700	42 (14)	—	—	470	3 87	4	260	44	320	4 (4)	20	0	50	1	
2 (Obfl.)	670	78 (4)	—	—	80	1 200	2 (3)	240	53	280	2	1200	12 (4)	54	6 (4)	
3, 0 m	760	40	220	28 (20)	480	2 250	0	230	82 (12)	210	6 (2)	340	5	68	7	
2 m	580	47 (14)	220	52 (24)	110	—	260	350	61 (14)	46	10 (2)	24	1	410	4	
4 m	570	37 (7)	88	30 (14)	110	0	180	5700	51	350	16 (4)	410	1	110	4	
6 m	—	—	69	20 (8)	65	—	110	3000	55	360	26 (6)	660	1	33	3	
	12. 2. 74	2. 4. 74	23. 4. 74	8. 5. 74	12. 6. 74	5. 8. 74	10. 9. 74	5. 10. 74								
Wetter	sonnig, See zugefroren		bewölkt, windstill, Seespiegel ca. 2 m abgesenkt		zeitw. sonnig, leicht. Wind, Seespiegel normal		bedeckt, leichter Wind		zeitweise sonnig, starker Wind		wolkenlos, beinahe windstill		bewölkt, starker Wind		bewölkt, windstill	
	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml	Psy. in 1 ml	Col. in 100 ml
Zulauf	320	0 (5)	1100	2 (2)	200	2	260	3	550	2	550	110 (uz.)	840	13 (14)	380	51 (9)
1 (Obfl.)	—	—	—	—	160	2	290	3	52	6 (7)	400	50 (uz.)	430	4 (3)	170	4 (7)
2 (Obfl.)	—	—	—	—	80	2	110	7	240	3 (29)	360	16 (uz.)	750	16 (5)	120	1 (5)
3, 0 m	—	—	180	3 (1)	270	10	87	3	100	1 (1)	130	9 (uz.)	740	0 (3)	160	0 (4)
2 m	180	0	230	36	260	28	110	4	90	2 (15)	150	13 (60)	710	2 (10)	120	2 (3)
4 m	100	0 (4)	2200	420	460	46	700	64	160	0 (6)	540	6 (14)	1100	8 (6)	210	1 (6)
6 m	360	0 (2)	2300*	600*	480	88	750	100	540	2 (28)	220	17 (uz.)	800	19 (20)	80	0 (5)

* = knapp über Grund, uz. = unzahlbar, Psy. = psychrophile Keime, Col. = coliforme Keime, () = laktoseabbauende Keime

Für österreichische Freibäder wurden nach MELCHIOR 1974 wesentlich strengere Anforderungen gestellt: Koloniezahlen (psychrophile) bis 100/ml, noch tolerierbare Werte bis 1000/ml und 10 Colikeime/100 ml. Auch diese Grenzwerte wurden im See nur selten erreicht bzw. überschritten.

Im See betragen die Gesamtkeimzahlen meist einige 100 Kolonien/ml. Einmal (September 1973) lagen die Werte über 1000/ml und in der Seetiefe (4—6 Meter) wurden höhere Werte (bis 5.700/ml) gefunden. Bei den coliformen Keimen betrug die Anzahl im See oft weniger als 10/100 ml. Der Maximalwert lag bei 600 coliformen Keimen in 100 ml.

An den Entnahmestellen 1, 2 und 3 (Oberfl.) waren an den jeweiligen Entnahmetagen keine wesentlichen Unterschiede der Zahl der psychrophilen und coliformen Keime festzustellen, obgleich vor allem die Entnahmestelle 2 in unmittelbarer Nähe des in den Sommermonaten stark besuchten Badestrandes liegt.

5. Untersuchung der Sedimente

5. 1. Methodik

An zwei verschiedenen Stellen des Stubenbergsees wurden Schlammuntersuchungen durchgeführt. Die Stelle I befindet sich ca. 50 Meter vom Badestrand entfernt in einer Tiefe von 4 Metern, die Stelle II ist identisch mit der Entnahmestelle 3, die Tiefe beträgt hier 8 Meter (Abb. 1).

Das sich absetzende Sediment wurde in eigens dafür gebauten Behältern aus verzinktem Blech gesammelt, deren Ausmaße Breite : Länge : Höhe = 40 : 40 : 25 cm betragen und damit ein Volumen von 40 Liter haben. Die Absetzkästen wurden monatlich durch einen Taucher eingeholt, anschließend die gesamte Probe zum Transport in Kanister geschüttet und die leeren Kästen wieder an den beiden Stellen versenkt. Die Expositionszeit betrug zwischen 4 und 5 Wochen. Die erste Schlammprobe wurde im Juli 1973 entnommen, nachdem die Kästen 5 Wochen exponiert wurden. Über den Winter 1973/1974 blieben die Schlammbehälter am Grund des Sees und wurden erstmals im Mai 1974 gehoben.

Bei den kommenden Untersuchungen sollen die Sedimentuntersuchungen in einem Zyklus von 4 Wochen erfolgen, um noch besser vergleichbare Werte zu bekommen.

Schlammvolumen :

Das Schlammvolumen wurde in einem Ein-Liter-Imhofftrichter bestimmt. Wegen der geringen Absetzgeschwindigkeit wurden die Proben 24 Stunden lang stehen gelassen und dann das Absetzvolumen abgelesen, da erst nach dieser Zeit das Volumen des Schlammes konstant blieb. Damit wurden auch die Gegebenheiten am Boden des Sees berücksichtigt.

Trockenrückstand :

Für die Bestimmung des Trockenrückstandes wurde jeweils 1 Liter gut aufgeschüttelten Schlammes über ein Filter geschickt, welches dann bei 105 ° C im Trockenschrank getrocknet wurde. Von jeder Probe wurden Parallelproben untersucht, weil im Schlamm — vor allem an der Stelle I — beträchtliche Anteile von feinem Sand vorhanden sind, die sich trotz kräftigen Mischens sehr schnell absetzen und daher nicht immer voll erfaßt werden konnten. Die Trocknungsdauer von üblicherweise 2 Stunden muß bei größerem Schlammgehalt um weitere 2 Stunden verlängert werden, da erst dann die Gewichtskonstanz der Probe gewährleistet ist.

Glührückstand :

Der Glührückstand wird durch Glühen des getrockneten Schlammes bei 650°C in der Zeit von einer halben Stunde bestimmt. Der beim Glühen entstehende Gewichtsverlust gibt annähernd einen Wert für leichtflüchtige, anorganische und organische Stoffe.

Schlammindex :

Aus den Werten des Schlammvolumens und des Trockenrückstandes läßt sich der Schlammindex errechnen, der in ml/g Trockenrückstand angegeben wird. Der Schlammindex gibt das Volumen an, das 1 Gramm Trockensubstanz nach der Absetzzeit einnimmt und ist ein Maß für die Absetzeigenschaften des Schlammes.

Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor und totaler organischer Kohlenstoff (TOC) :

Diese drei Parameter sind für eine Charakterisierung des Sediments bzw. des darüberstehenden Wassers sehr wichtig. Vom Schlamm selbst wurde der Gesamtstickstoff, vom überstehenden Wasser der Gesamtstickstoff und fallweise der Gesamtphosphor sowie der TOC bestimmt. In weiterer Folge soll eine Bestimmung des Gesamtphosphors im Schlamm hinzukommen. Der Gesamtstickstoff sowohl im überstehenden Wasser als auch im Schlamm wurde nach der Methode von KJELDAHL (Standard Methods) bestimmt. Der Nachweis des Gesamtphosphors erfolgte kalorimetrisch mit Ammonmolybdat.

Aus dem Bodenschlamm können Nährstoffe in Lösung gehen, die wieder eine Zunahme von Algen bewirken. Um eine Aussage machen zu können, welche Nährstoffmenge aus dem Schlamm frei wird, wurden von den Schlammproben mehrere 1-Literflaschen angefüllt, luftblasenfrei verschlossen und im Labor bei den am Grund des Sees vorherrschenden Temperaturen aufbewahrt. Nach jeweils einem Monat wurde der Schlamm und das überstehende Wasser wie beschrieben untersucht.

5. 2. Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen

An der Stelle II war am 7. 5. 1974 keine Schlammprobe möglich, weil der Schlammbehälter trotz intensiver Suche durch den Taucher unauffindbar war. Möglicherweise wurde der Behälter beim Absenken des Sees im April 1974 von der Strömung mitgerissen. Ein neuer Kasten konnte nach zwei Wochen versenkt werden, dies erklärt auch die niedrigeren Schlammwerte der Stelle II in Abb. 4 vom 12. 6. 1974.

Schlammvolumen und Schlammindex :

Beim Vergleich der Stellen I und II ist ersichtlich, daß das Volumen an der Stelle II oft ein Vielfaches gegenüber dem der Stelle I ausmacht. Dieser Unterschied ist auf die verschiedenen Tiefen beider Stellen zurückzuführen. Eine Zunahme des Schlammes bis zum Herbst war vor allem im Jahr 1974 zu erkennen, als an der Stelle II eine Menge von $16,5\text{ l/m}^2$ im Oktober gemessen wurde. Umgerechnet auf ein Hektar sind das 165 m^3 Schlamm, der sich innerhalb eines Monats bildete. Einen Monat später ist der Schlammgehalt um mehr als ein Zehntel geringer, was auf die niedere Temperatur und das verringerte Wachstum von Phyto- und Zooplankton zurückzuführen ist.

Noch deutlicher zeigt sich die Verminderung des Schlammvolumens in der Zeit vom Oktober 1973 bis Mai 1974. In diesem 6½ Monaten sammelte sich an der Stelle I nur knapp 5 l/m² Schlamm, während sich die annähernd gleiche Menge im Herbst 1974 innerhalb eines Monats absetzte.

Das Schlammvolumen stellt aber nur eine relative Größe dar, da es, wie eingangs erwähnt, vom Absetzverhalten abhängt. Die sehr schwankenden Werte des Schlammindex (Tabelle 3) zeigen deutlich, daß sich manchmal der Schlamm besser, manchmal schlechter absetzt. Dieses Verhalten ist auch in Abb. 4 beim Vergleich der Säulenhöhen vom Schlammvolumen und Trockenrückstand zu erkennen. Außerdem weist der gleiche Schlamm nach einem Monat Aufbewahrung im Labor ein größeres Volumen auf als das anfänglich gemessene.

Trockenrückstand und Glührückstand:

Die Trockenrückstände lassen einen besseren Vergleich des abgesetzten Sediments zu. Im Jahr 1973 ist an den Stellen I und II eine deutliche Zunahme des Trockenrückstandes von den Sommer- bis zu den Herbstmonaten zu sehen. Im darauffolgenden Frühjahr — besonders im Juni — erreichte der Trockenrückstand an der Stelle I ein Maximum, ging in den folgenden Monaten zurück und wies im September einen größeren Wert auf. Wenn bei Stelle I oft trotz geringerem Schlammvolumen höhere Trockenrückstände als an der Stelle II auftreten, ist dies auf den höheren Sandgehalt zurückzuführen. Sehr deutlich geht diese Tatsache auch aus den Glührückständen hervor. Der Glührückstand — in % des Trockenrückstandes ausgedrückt — (Tabelle 3) weist an der Stelle I immer wesentlich höhere Werte als an der Stelle II auf.

An der Stelle II erfolgt eine stetige Zunahme des Trockenrückstandes von Juni bis Oktober 1974. Dies erklärt sich durch die rasche Zunahme des Seeplanktons infolge steigender Temperatur und größerem Nährstoffangebot.

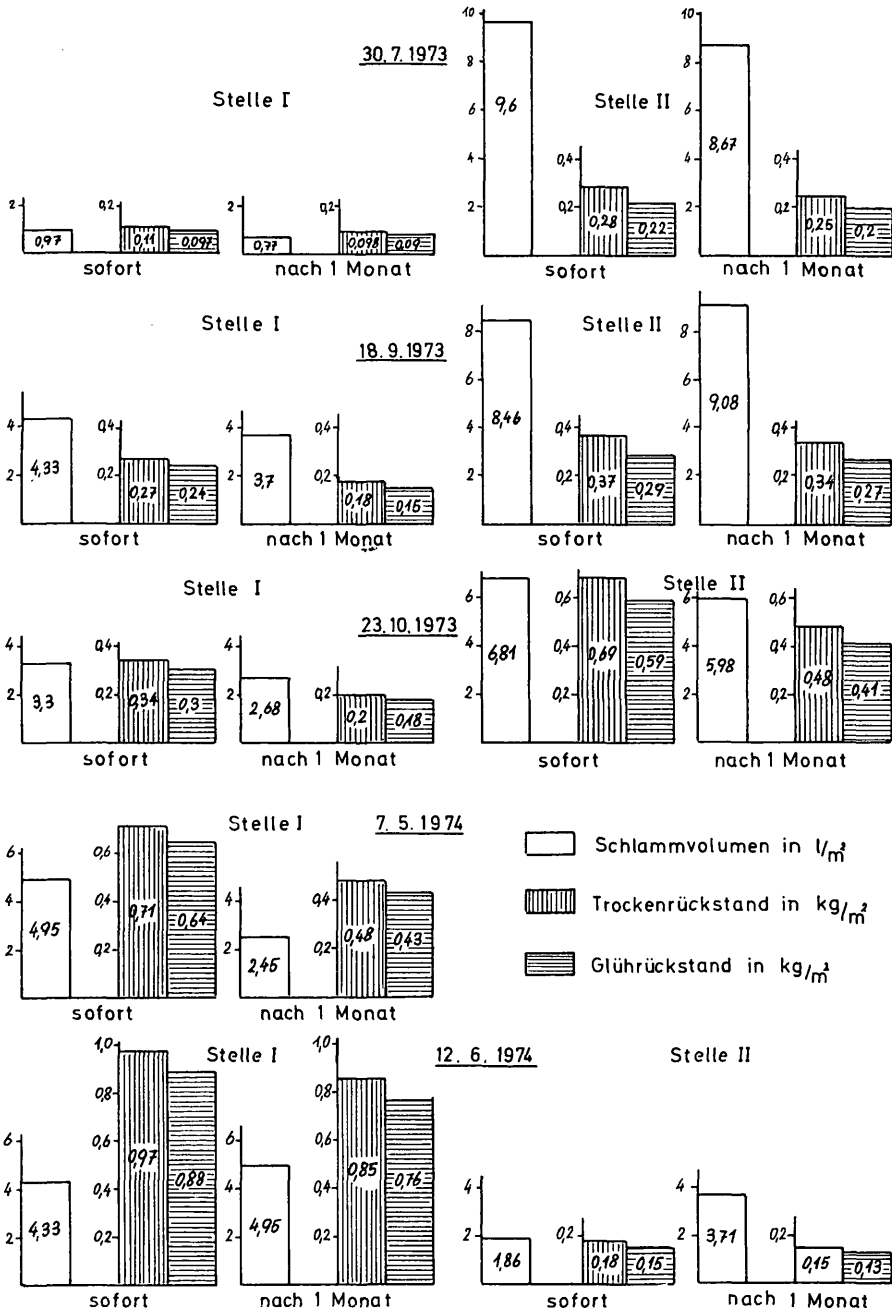
Wie schon erwähnt wurde, unterschieden sich die Sedimentproben beider Stellen im Glührückstand. Der Glührückstand macht an der Stelle I zwischen 86 und 90 % des Trockenrückstandes aus, während an der Stelle II die Werte niedriger, nämlich zwischen 78 und 88 %, liegen, weil hier das Sediment mehr organische Anteile aufweist als an der Stelle I.

Von Juni bis September 1974 trat eine Abnahme des Glührückstandes an beiden Stellen ein, was auf eine Zunahme von organischen und leichtflüchtigen anorganischen Stoffen zurückzuführen ist. Dagegen stieg der Wert des Glührückstandes im Oktober wieder erheblich an.

Das Sediment nach einem Monat Aufbewahrung im Labor:

Das Schlammvolumen nach einem Monat Aufbewahrung unterschied sich stark von den sofort gemessenen Werten. Bei den meisten Proben nahm das Volumen ab, bei einigen war eine Zunahme erkennbar. Beim Vergleich der Trockenrückstände ergaben sich nach einem Monat durchwegs niedrigere Werte. Dies gibt den ersten Hinweis, daß aus dem Sediment Stoffe in Lösung gingen. Wie aus der relativen Zunahme des Glührückstandes ersichtlich, handelt es sich hier meist um organische Stoffe (Tabelle 3).

Einen noch besseren Nachweis der nach einem Monat in Lösung gegangenen Nährstoffe ergeben die Werte des Gesamtstickstoffes, die im Schlamm und im überstehenden Wasser bestimmt wurden (Tabelle 3).



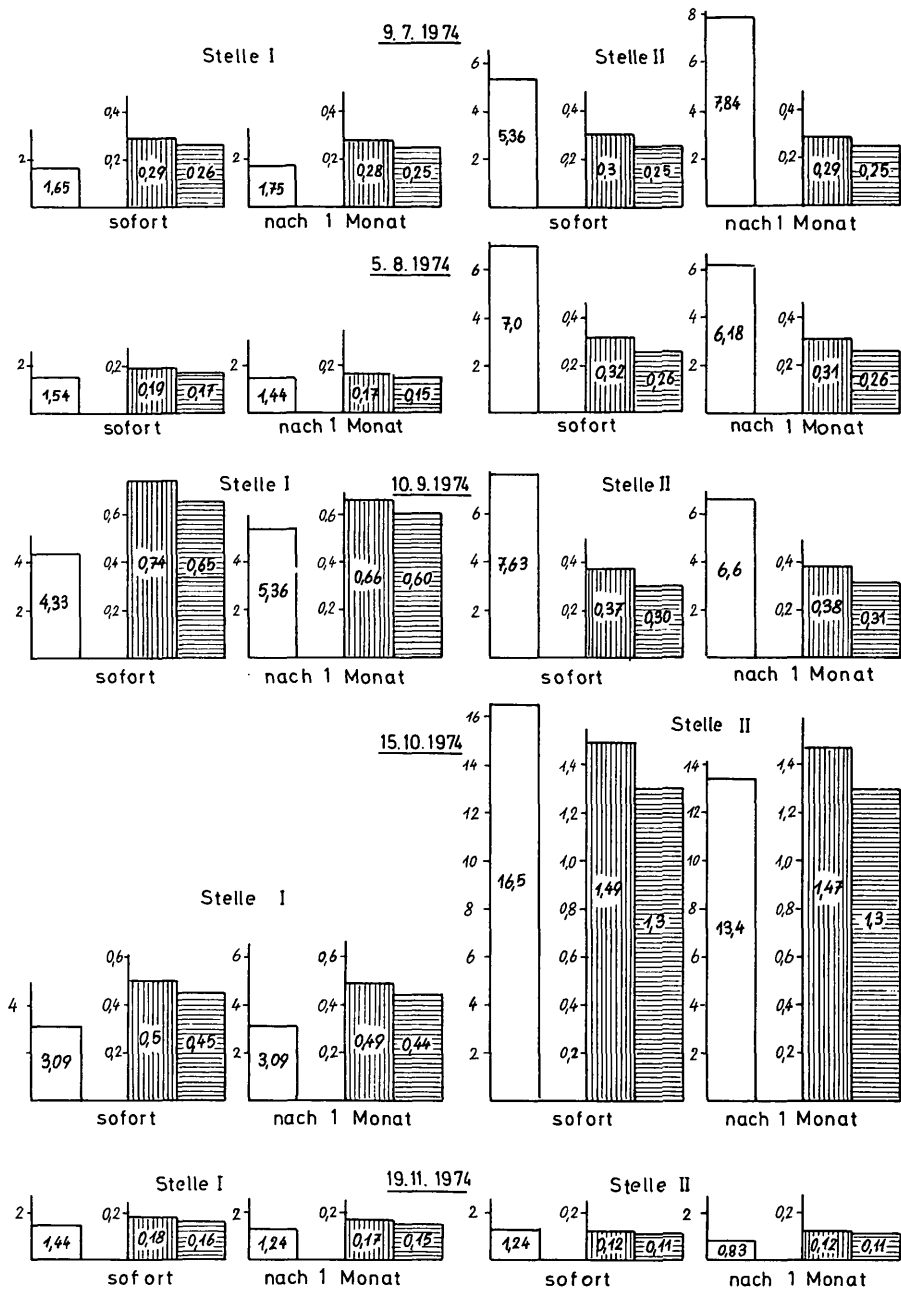


Abb. 4: Schlammvolumen, Trockenrückstand und Glührückstand der Stellen I und II sofort und nach 1 Monat.

Die Werte des Gesamtstickstoffes im Sediment an der Stelle I sind immer niedriger als an der Stelle II, was, wie mehrfach erwähnt, auf den höheren Gehalt an organischer Substanz an der Stelle II zurückzuführen ist. Im Oktober 1974 erreichte hier der Gesamtstickstoff einen Wert von 8,8 g/m².

Beim Vergleich der Stickstoffgehalte, die in der gleichen Probe sofort und nach jeweils einem Monat bestimmt wurden, ergibt sich eine Abnahme dieser Werte. Somit gehen Stickstoffverbindungen in Lösung und es konnte auch im

Vom überstehenden Wasser wurden fallweise der Gesamtphosphor und der TOC bestimmt. Es zeigte sich die gleiche Tendenz wie beim Gesamtstickstoff, nämlich eine Zunahme des Gehaltes innerhalb der einmonatigen Versuchszeit.

Tab. 3: Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Sediments und des darüberstehenden Wassers. (Die Zahlen in Klammer sind die Werte nach 1 Monat).

Datum	Stelle	Sediment		Übersteh. Wasser	
		Glührückst. in % d. TR.	Schlammindex cm ³ /g TR.	Gesamtstickstoff g/m ²	Gesamtstickstoff mg/l
30. 7. 73	I	86,0	8,5 (7,8)	0,48 (0,45)	1,2 (1,5)
	II	81,0	35,0 (35,0)	2,26 (2,21)	3,0 (3,5)
18. 9. 73	I	86,8	15,8 (20,9)	1,64 (0,94)	1,6 (3,0)
	II	78,1	22,8 (26,7)	4,45 (3,74)	3,0 (5,6)
23. 10. 73	I	89,3	7,9 (16,6)	1,39 (0,93)	1,2 (1,8)
	II	86,5	9,9 (12,6)	3,98 (2,80)	2,4 (4,1)
7. 5. 74	I	89,4	7,0 (5,1)	2,71 (1,48)	1,3 (2,1)
12. 6. 74	I	90,7	4,5 (5,8)	3,19 (2,96)	1,0 (2,4)
	II	84,0	10,5 (24,7)	1,11 (0,90)	1,4 (1,7)
9. 7. 74	I	89,4	5,7 (6,3)	1,04 (0,83)	1,5 (2,8)
	II	82,6	17,6 (26,8)	2,37 (2,04)	2,6 (3,5)
5. 8. 74	I	89,3	8,2 (8,4)	0,86 (0,86)	3,4 (4,0)
	II	81,9	21,8 (19,7)	2,95 (2,50)	3,9 (7,3)
10. 9. 74	I	88,6	5,9 (8,1)	3,02 (2,90)	2,3 (3,3)
	II	80,0	20,6 (17,5)	3,26 (3,35)	6,6 (5,6)
15. 10. 74	I	90,8	6,2 (6,3)	2,00 (1,66)	1,5 (1,5)
	II	87,2	11,1 (9,1)	8,77 (7,45)	3,2 (4,1)
19. 11. 74	I	89,0	8,0 (7,3)	0,75 (0,77)	2,0 (1,9)
	II	88,8	10,0 (6,9)	0,55 (0,49)	2,5 (2,7)

6. Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchung des Seewassers, vor allem die stark verschiedenen Sauerstoffgehalte in den Oberflächenbereichen und der Tiefenschicht, gaben deutliche Hinweise auf die bestehende Eutrophierung des Gewässers.

Die Gehalte des gelösten Phosphats liegen in dem die Eutrophierungsvorgänge begünstigenden Bereich. Auch die Verteilungsbilder der Stickstoffverbindungen beweisen die Eutrophierungstendenz des Sees.

Ein Zusammenhang zwischen der Verringerung der Sichttiefe und der Zunahme des Schwebstoffgehaltes durch eine verstärkte Planktonproduktion während der Sommermonate war aber nicht in einem für die Beurteilung der Biomasse ausreichenden Ausmaß gegeben. Auch eine Abnahme des SBV durch Verringerung der zugehörigen Kohlensäure infolge der Assimilation der Planktonalgen, welche als Hinweis auf eine Zunahme der pflanzlichen Biomasse gewertet werden könnte, war nicht eindeutig festzustellen. Somit können keine konkreten Aussagen über Ausmaß und zeitlichen Ablauf der Eutrophierung gemacht, sondern nur aus den Ergebnissen der chemischen Untersuchungen, vor allem der Sauerstoffgehalte, auf Eutrophierungsvorgänge geschlossen werden. Diese werden durch Nährstoffzufuhren aus den Zubringern und die aus den abgestorbenen und sedimentierten Planktonmaterial freigesetzten Nährstoffe gefördert, deren Menge, wie aus den Sedimentuntersuchungen ersichtlich, gelegentlich beträchtlich ist.

Die exakte Erfassung des Phyto- und Zooplanktons, dessen Masse die Qualität des Sees für den Badebetrieb beeinflussen könnte, ist daher eine der eingangs dargestellten zusätzlichen Aufgaben der intensivierten Seeuntersuchung.

Als Ergänzung der chemischen Untersuchung ist die Aufnahme weiterer Parameter vorgesehen, so des COD (chemischer Sauerstoffbedarf nach der Dichromatmethode) und der Sauerstoffzehrung in den Tiefenbereichen, um die Ursache der hier gelegentlich auftretenden und durch den KMnO_4 -Verbrauch nicht voll erfaßbaren Zunahme der gelösten organischen Substanzen aufzuklären.

Weiters ist die Ermittlung der organischen P-Verbindungen durch Bestimmung des Gesamt-P-Gehaltes in den Sedimenten, die häufigere Bestimmung des TOC nach einem neuen Verfahren, die Differenzierung zwischen Schwefelwasserstoff und Sulfiden sowie die Bestimmung von Eisen und Mangan in den Tiefenbereichen des Sees vorgesehen.

Eine weitere Beurteilungsgrundlage für die Beeinflussung eines Sees durch den Badebetrieb ist neben der Feststellung der Eutrophierung die Veränderung der Keimzahl und des Gehaltes an coliformen Keimen durch die Zubringer und den Badebetrieb.

Wie die Ergebnisse der bakteriellen Untersuchung zeigen, ist der Gehalt an psychophilen und coliformen Keimen im Zulauf merklich höher als in den Oberflächenbereichen des Sees.

Jahreszeitliche Unterschiede im Keimgehalt, aus denen auf einen wesentlichen Keimanstieg durch den Badebetrieb geschlossen werden könnte, waren auch bei hohen Besucherzahlen (an sonnigen warmen Wochenenden nach Mitteilung mehr als 10.000 Badegäste) bei diesen Untersuchungen bis jetzt nicht festzustellen. Die gefundenen Zahlen lagen in der Größenordnung eines früher von uns untersuchten ausschließlich vom Grundwasser gespeisten Baggersees, der ebenfalls eine hohe Besucherfrequenz aufweist.

Die anfänglich auf eine intensive fischereiliche Nutzung ausgerichteten Besatzmaßnahmen haben nach Mittelungen nicht den gewünschten Erfolg gebracht, da für einige der eingesetzten Fischarten eine ausreichende Nahrungsbasis fehlt und auch die Lebensbedingungen vor allem für Salmoniden in den zwar kühleren aber sauerstoffarmen Tiefenbereichen des Sees nicht gegeben waren.

Ein Fischbestand im See kann daher nur im Ausmaß der natürlichen Nahrungsbasis, welche durch das Plankton und die Bodenfauna gegeben ist, existie-

ren, und es wird hier demnach nur eine extensive fischereiliche Nutzung möglich sein. Schon in unserer ersten Arbeit über künstliche Badeseen (ERNET, GÜBRTZ & STUNDL 1973) hatten wir vor der Überschätzung dieser Ernährungsgrundlagen gewarnt und darauf hingewiesen, daß intensiver Bade- und Fischereibetrieb nebeneinander nicht bestehen können. Die erweiterten Untersuchungen, vor allem die quantitative Ermittlung der Biomasse, werden auch hier Klarheit bringen und die Grenzen der fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten zeigen. Die Sedi-
mentuntersuchungen ergaben bereits Hinweise über das Ausmaß der zu einem erheblichen Teil biogenen Ablagerungen und die darin enthaltenen Nährstoffe. Die aus diesen Sedimenten in Lösung gehenden Anteile bilden eine Nährstoffquelle für die Planktonentwicklung und fördern die Eutrophierung.

Möglichkeiten des Eingriffs in diesen Entwicklungsgang bietet die Entfernung der nährstoffhaltigen Sedimente. Verfahren dafür sind in verschiedenen Variationen bekannt, sie wurden auch für den speziellen Fall dieses Sees vorgeschlagen (STUNDL 1975) und an anderen Badeseen bereits mit Erfolg angewandt. Beispiele dieser Art sind die Seesanieungsmaßnahmen in Tirol (PECHLANER 1971 und PECHLANER & SCHULZ 1973) und Kärnten (SAMPL 1974). In einer ausführlichen Darstellung der in verschiedenen Ländern der Welt zur Seesanieung angewandten Verfahren zeigt DUNST et al. 1974 die dafür möglichen Alternativen.

Es wird die Aufgabe unserer weiteren Untersuchungen sein, aus allen diesen Erfahrungen die für den Stubenbergsee und andere ähnliche bereits im Planungsstadium befindliche Gewässer die technisch wirksamsten und auch wirtschaftlich tragbaren Möglichkeiten zu finden, um die Eutrophierungstendenzen wirkungsvoll zu beeinflussen und, wenn schon nicht zum Stillstand zu bringen, sie doch zu verlangsamen, um die Nutzung des Sees für Erholungszwecke zu sichern und auch die Möglichkeiten einer an die natürliche Nahrungsbasis angepaßten Fischerei wahrzunehmen.

7. Zusammenfassung

Der Stubenbergsee mit rd. 45 ha Fläche und einer maximalen Tiefe von 8 m wurde in den Jahren 1973 und 1974 in chemisch-biologischer Hinsicht untersucht und dabei auch die Sedimente erfaßt. Die chemischen Untersuchungsergebnisse, vor allem die Sauerstoffverhältnisse, zeigen eine merkbare Eutrophierungstendenz des Sees an. Aus den Ergebnissen der Sedimentuntersuchung konnten Hinweise auf die Menge der im Kreislauf befindlichen Nährstoffe und ihre Bedeutung für die Eutrophierung gewonnen werden.

Eine Ergänzung der bisherigen Untersuchungen durch die quantitative Ermittlung der Phyto- und Zooplanktonmengen und eine Erweiterung der bisher bestimmten chemischen Beurteilungsparameter soll die Möglichkeiten zur Steuerung der Eutrophierungstendenzen zeigen. Diese erweiterten Untersuchungen werden in den Jahren 1975 und 1976 durchgeführt.

8. Literatur

- CARLSON S. 1972. Erkenntnisse und Fortschritte in der Schwimmbadewasserhygiene. — Zbl. Bakt. I. Ref. 229.
DUNST R. C. et al. 1974. Survey of Lake Rehabilitation techniques and experiences. — Technical Bulletin No 75, Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.

- EGLI-SCHÄR H. 1968. Die Bestimmung des gelösten organisch gebundenen Kohlenstoffs im Abwasser. — Zeitschr. f. Wasser- u. Abwasserforschung, 1:83-86.
- ERNET M., GÜBITZ H. & STUNDL K. 1973. Untersuchungen von künstlichen Badeseen in der Steiermark. — Mitt. naturw. Ver. Steiermark 103:221-243.
- HEHENWARTER E. 1966. Baggerseen, künstliche Kleingewässer und ihre limnologischen Probleme. — Inf. Bull. 14 Föderation Europäischer Gewässerschutz (FEG) Zürich.
- HÖLL K. 1968. Wasser, Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. — Verl. W. de Gruyter, Berlin.
- MELCHIOR E. 1974. Zur vergleichenden Beurteilung von Badewasserproben. — Zbl. Bakt. I. Ref. 240:368.
- PECHLANER R. 1971. Die Restaurierung des Piburger Sees. — Carinthia II, SH 31:97-115 (Festschrift FINDENECC).
- PECHLANER R. & SCHULZ N. 1973. Die Restaurierung eines eutrophierten Badesees (Reither See, Tirol). — Ber. naturw. med. Ver. Innsbruck 60:183-201.
- SAMPL H. 1974. Neue Wege zur Regenerierung der Kärntner Seen. — Verh. Landesmus. Kärnten (Festschrift f. F. KOSCHIER).
- STUNDL K. 1975. Zur Problematik künstlicher Badeseen. — Öst. Wasserwirtschaft 27:43-48.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. 1960—1971. — Verl. Chemie, Weinheim/Bergstraße.
- Die Untersuchung von Wasser, 4. Aufl. — E. Merck AG Darmstadt.
- Standard Methods for the examination of water and wastewater. 1965. 12. Ed. — American public health association New York.

Für die Verfasser: Hochschulprof. Dr. Karl STUNDL, Institut für Mikrobiologie und Wassertechnologie der Technischen Universität, Technikerstraße 4, A-8010 Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1975

Band/Volume: [105](#)

Autor(en)/Author(s): Ernet Margit, Höllinger Wolfgang, Lidauer Norbert, Stundl Karl

Artikel/Article: [Chemisch-biologische Untersuchung des Stubenbergsees \(1. Mitteilung\). 201-223](#)