

Limnologische Untersuchung von steirischen Badeseen

Von Wolfgang HÖLLINGER, Norbert LIDAUER und Heinz NOVAK
Mit 8 Abbildungen und 5 Tabellen (im Text)
Eingelangt am 16. März 1981

Inhalt:

1. Einleitung
2. Probenahme und Methodik
3. Kumbergsee
 - 3.1. Physikalisch-chemische Untersuchung
 - 3.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung
4. Stubenbergsee
 - 4.1. Physikalisch-chemische Untersuchung
 - 4.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung
5. Sulmsee
 - 5.1. Physikalisch-chemische Untersuchung
 - 5.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung
6. Röksee
 - 6.1. Physikalisch-chemische Untersuchung
 - 6.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung
7. Diskussion der Ergebnisse
8. Literatur

Zusammenfassung

Vier künstliche Badeseen in der Steiermark (Kumbergsee, Stubenbergsee, Sulmsee, Röksee) wurden im Zeitraum von Mai 1979 bis November 1980 chemisch, biologisch und bakteriologisch untersucht.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, daß mit Ausnahme des Kumbergsees, eines im Jahr 1978 neu errichteten Badegewässers, an den übrigen untersuchten Badeseen mehr oder weniger deutliche Eutrophierungserscheinungen auftraten.

1. Einleitung

In Fortsetzung der früher durchgeführten Untersuchungen an künstlich angelegten Badegewässern in der Steiermark wurden in den Jahren 1979 und 1980 vier ausgewählte Badeseen auf ihre Gewässergüte und vor allem auf eutrophierungsbeginnstigende Faktoren überprüft. Im einzelnen handelt es sich dabei um den Stubenbergsee, den Kumbergsee, den Sulm- und den Röksee.

Der Stubenbergsee wurde bereits von 1973 bis 1977 untersucht (ERNET et al. 1975, 1978), wobei deutliche Eutrophierungserscheinungen festzustellen waren. Ausschlaggebend für die Eutrophierung des Sees sind erhöhte Nährstoffkonzentrationen, die einerseits mit dem Zulauf in den See gelangen und andererseits aus dem Bodensediment freigesetzt werden.

Trotz der Installation einer Rohrleitung im Jahr 1975 zur Ableitung der nährstoffreichen Tiefenschichten konnte keine Verminderung der Eutrophierung erreicht werden, da eine stabile Schichtung während der Sommermonate nur während eines kurzen Zeitraumes gegeben und eine Entfernung der Sedimente nur in sehr beschränktem Ausmaß möglich ist.

Die neuerlichen Untersuchungen sollten eine evtl. aufgetretene Veränderung der Wasserqualität aufzeigen, obwohl keine umfangreicheren Maßnahmen zur Verbesserung gesetzt worden waren.

Der Kumbergsee wurde im Jahre 1978 als Badegewässer neu errichtet und liegt ca. 15 km östlich von Graz in der Nähe der Ortschaft Kumberg. Dieser mit 1,4 Hektar Fläche relativ kleine See weist eine maximale Wassertiefe von etwas über 3 m auf. Dieser See wird mit Trinkwasser gespeist, wobei laut Angabe der Gemeinde Kumberg die Zulaufmenge bei 90 l/Minute liegt. Durch diese geringe Zulaufmenge konnte erst nach mehreren Monaten im Jahre 1979 ein vollkommener Aufstau erreicht werden. Im Juni 1979 fand die offizielle Eröffnung des neuen Badesees statt. Während der Badesaison wurden maximale Besucherzahlen von 8000 Personen/Tag festgestellt. In den warmen Sommermonaten war der vorhandene Seeablauf nicht in Betrieb, was einerseits auf die geringe Zulaufmenge und andererseits auf die hohe Verdunstung zurückzuführen ist.

Es war von Interesse, die Entwicklung dieses neu errichteten Badegewässers von der Entstehung an zu verfolgen.

Sowohl der Sulm- als auch der Röksee wurden bereits in den Jahren 1970 bis 1972 untersucht (ERNET et al. 1973).

Der Sulmsee besteht aus zwei Becken mit einer Fläche von 7 bzw. 10 Hektar und weist im größeren Becken eine maximale Tiefe von 3 Meter auf. An dieser Stelle erfolgte auch die Entnahme der Wasserproben. Die Wasserversorgung erfolgt durch den Kogelgrabenbach, dessen Wassermenge aber nicht ausreicht, um die Verdunstung in den Sommermonaten auszugleichen. Aus diesem Grund wurde ein Pumpwerk installiert, welches von Zeit zu Zeit Wasser aus der vorbeifließenden Sulm in den See pumpt. In den Wintermonaten wird der Sulmsee zum Teil abgelassen.

Der Röksee stellt einen durch Grundwasser gespeisten, durch Baggerung entstandenen Badesees dar und weist eine Fläche von ca. 7 Hektar und eine durchgehende maximale Tiefe von ca. 2 Metern auf. Die Wassertiefe ist vom Grundwasserspiegel etwas abhängig, größere Schwankungen konnten aber nie festgestellt werden.

Diese beiden in der Südsteiermark gelegenen Badeseen wurden wegen ihrer unterschiedlichen Wasserversorgung in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

2. Probenahme und Methodik

Die Untersuchungen wurden im Zeitraum von Mai 1979 bis November 1980 durchgeführt. Am Kumbergsee erfolgten 10, am Stubenberg- und Sulmsee 11 und am Röksee 12 Untersuchungsserien.

Die Probenahmen für die physikalisch-chemischen und bakteriologischen Untersuchungen erfolgten an der tiefsten Stelle der Seen sowohl an der Oberfläche als auch über dem Grund. Die Temperatur und der Sauerstoffgehalt wurden in Abständen von 1 Meter von der Oberfläche bis zur Tiefe gemessen. Bei Auftreten einer thermischen Schichtung wurden aus den Tiefenbereichen mit starkem Wechsel im Sauerstoffgehalt ebenfalls Proben entnommen und analysiert, die bei der Auswertung teilweise berücksichtigt wurden. Dies war besonders am Stubenbergsee in den Sommermonaten notwendig. Da der Kumbergsee an keinem Entnahmetag eine thermische Schichtung aufwies, beschränkte sich die Entnahme an diesem See immer auf die Oberfläche und die Tiefe. Die Ermittlung der Biomasse erfolgte bei allen vier untersuchten Seen von der Oberfläche bis zur Tiefe in Abständen von 1 Meter.

Der Zulauf des Stubenbergsees wurde zweimal (September 1979 und April 1980), der des Kumberg- und Sulmsees (August bzw. September 1979) sowie die Sulm (Juli 1980) jeweils einmal untersucht.

Folgende Parameter wurden bestimmt:

An Ort und Stelle wurden die Wassertemperatur mittels eines Temperaturfühlers, der pH-Wert mit einem pH-Meter und der Sauerstoffgehalt membranpotentiometrisch mit einer Sauerstoffsonde bestimmt. Parallel dazu wurde der Sauerstoffgehalt nach WINKLER (Deutsche Einheitsverfahren 1960–1979) ermittelt. Die elektrolytische Leitfähigkeit wurde mit einer Leitfähigkeitsmeßzelle teilweise in situ, teilweise im Labor ermittelt und auf eine Temperatur von 20° C umgerechnet.

Die Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert), die Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert), die Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert), Gesamthärte, Kaliumpermanganatverbrauch, Ammonium, Nitrit, Mangan und Sulfid wurden nach den Deutschen Einheitsverfahren 1960–1979 (DEV) bestimmt.

o-Phosphat, Gesamtphosphor und Chlorid (Titration mit Silbernitrat, potentiometrische Indikation) wurden nach modifizierten DEV-Verfahren bestimmt.

Der TIC (Gesamter anorganischer Kohlenstoff in mg C/l) wurde durch Ansäuern der Wasserproben, Ausblasen des entstandenen Kohlendioxids mit Sauerstoff und automatische Kolorstat-Titration des CO₂ in nichtwässrigem Medium nach MERZ 1975 bestimmt. Aus dem TIC-Gehalt wurde der Q_c-Wert (Summe an Kohlendioxid, Hydrogencarbonat und Carbonat in mmol/l) und daraus der Gehalt an freiem CO₂, HCO₃⁻- und CO₃²⁻-Ionen nach den DEV berechnet. Die Bestimmung der Säure- und Basenkapazität bis pH 8,2 und des TIC-Gehaltes sowie die daraus abgeleiteten Berechnungen erfolgten erst ab September 1979.

Nitrat (nach MERCK) und Eisen (nach FREIER 1964) wurden photometrisch bestimmt, Sulfat ab Juli 1979 nephelometrisch nach REGNET & UDLUFT 1974.

Die Bestimmung des COD erfolgte sowohl in den homogenisierten als auch in den über Membranfilter (Porenweite 0,45 µm) filtrierten Proben nach MAIER 1973. Aus dem COD der homogenisierten und der filtrierten Proben wurde als Differenz der Δ-COD berechnet.

Der TOC (Gesamter organischer Kohlenstoff) der homogenisierten und der DOC (Gelöster organischer Kohlenstoff) der membranfiltrierten Proben wurden mit dem TOC-Analysator **Liquitoc** der Fa. Heraeus nach MERZ & KREUTZER 1977 bestimmt. Die dabei angewandte analytische Methodik mußte den geringen Gehalten angepaßt werden (HÖLLINGER 1979). Als Differenz zwischen dem TOC und dem DOC wurde der POC (Partikulärer organischer Kohlenstoff) berechnet.

Die Schwebstoffgehalte wurden nach der Filtration der Wasserproben über Glasfaserfilter bestimmt.

Für die Bestimmungen wurden, abgesehen von den genannten Ausnahmen, stets unfiltrierte Wasserproben verwendet. Bei hohen Schwebstoffgehalten wurden die photometrischen Bestimmungen in filtrierten Proben durchgeführt.

Die Ermittlung der Sichttiefe erfolgt mit der Secchi-Scheibe. Die psychrophilen Keime (Gesamtkoloniezahl bei 20° C) wurden nach dem KOCHSchen Plattenverfahren ermittelt (auf Nähragar in 48 Stunden), die coliformen Keime mit Hilfe der Membranfilter-Methode auf Endoagar (44° C in 24 Stunden).

Die Erfassung der Biomasse erfolgte durch Auszählen des vorhandenen Phytoplanktons nach der Methode von UTERMÖHL 1958 im umgekehrten Mikroskop. Dazu wurden Verbundkammern mit einem Inhalt von 1 ml, 10 ml und 50 ml verwendet. Die Volumina der einzelnen Arten wurden durch Vermessen bestimmt und die Biomasse als Produkt von Volumen und Individuenzahl errechnet. Die Bestimmung des Phytoplanktons erfolgte nach PASCHER 1913, HUBER-PESTALOZZI 1962 und BOURELLY 1972.

3. Kumbergsee

3.1. Physikalisch-chemische Untersuchung

3.1.1. Elektrolytgehalt

Der **pH-Wert** schwankte im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen 8,1 (11. 12. 1979) und 9,9 (11. 9. 1979). Der maximale Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe betrug 0,55 pH-Einheiten. Der Zulauf wies einen pH-Wert von 7,6 auf.

Die **elektrolytische Leitfähigkeit** war während des gesamten Untersuchungszeitraumes niedrig und schwankte zwischen 110 und 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die elektrolytische Leitfähigkeit des Zulaufs betrug 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert) war auf Grund der hohen pH-Werte immer vorhanden, maximal 0,31 mmol/l am 11. 9. 1979 an der Oberfläche. Nur im Dezember 1979 (Obfl. und Tiefe) und im Juli 1980 (Tiefe) war der p-Wert Null. Der Zulauf wies keine Säurekapazität bis pH 8,2 auf.

Die **Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert)** schwankte zwischen 0,78 mmol/l (11. 9. 1979) und 1,6 mmol/l (9. 7. 1980). Der Zulauf wies eine Säurekapazität bis pH 4,3 von 1,54 mmol/l auf.

Eine **Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert)** von 0,02 mmol/l konnte nur am 11. 12. 1979 bei einem pH-Wert von 8,1 festgestellt werden.

Der **TIC-Wert** (in mg/l) bzw. **Q_c-Wert** (in mmol/l) schwankte zwischen 4,8 mg/l bzw. 0,40 mmol/l (11. 9. 1979, Obfl.) und 16,4 mg/l bzw. 1,37 mmol/l (9. 7. 1980, Tiefe).

Aus dem Q_c- und pH-Wert ergab sich nur am 11. 12. 1979 ein Gehalt von 0,02 mmol/l an **freiem CO₂**. Der Gehalt an **HCO₃⁻-Ionen** wurde rechnerisch zwischen 0,27 mmol/l (11. 9. 1979) und 1,36 mmol/l (9. 7. 1980) ermittelt, der berechnete Gehalt an **CO₃²⁻-Ionen** schwankte zwischen 0 mmol/l (11. 12. 1979) und 0,16 mmol/l (7. 8. 1980).

Der niedrigste Gehalt an HCO₃⁻-Ionen wurde parallel zum höchsten pH-Wert und zur höchsten Sauerstoffübersättigung gefunden, der höchste Gehalt an HCO₃⁻-Ionen parallel zum zweitniedrigsten pH-Wert und zur geringsten Übersättigung. Bei hohen Assimilationsraten wurde Kohlendioxid verbraucht, der Gehalt an Hydrogencarbonat-Ionen sank und der Gehalt an Carbonat-Ionen stieg an, verbunden mit einer Erhöhung des pH-Wertes. Diese Erscheinungen machten sich besonders im Jahre 1979 bemerkbar.

Der **Chlorid-Gehalt** schwankte zwischen 3,5 und 6 mg/l. Der Zulauf wies einen Chlorid-Gehalt von 2,9 mg/l auf.

Die Konzentrationen an **Sulfat-Ionen** schwankten zwischen 11 und 18 mg/l. Der Sulfat-Gehalt des Zulaufs betrug 10,2 mg/l.

Die **Gesamthärte** des Sees war im Untersuchungszeitraum gering (2,7° d. H. am 23. 10. 1979 bis 4,8° d. H. am 9. 7. 1980). Der Zulauf wies eine Gesamthärte von 4,9° d. H. auf.

Im Gehalt an **Eisen- und Mangan-Verbindungen** wurden kaum Schwankungen beobachtet. Der Gehalt an Eisen-Ionen war mit unter 0,01 bis 0,04 mg/l sehr gering. Der Gehalt an Gesamtisen war höher und betrug maximal 0,19 mg/l (16. 5. 1979, Tiefe). Der Eisengehalt des Zulaufs war geringer als 0,01 mg/l. Mangan-Ionen waren fast immer nicht nachweisbar, nur im September 1979 und im August 1980 wurde ein Gehalt von 0,1 mg/l gefunden. Im Zulauf waren Mangan-Ionen nicht nachweisbar.

3.1.2. Sauerstoffhaushalt

Am Kumbergsee wurden bei allen Untersuchungen O₂-Übersättigungen gemessen (Abb. 1). So lag der O₂-Gehalt in den Monaten Mai, Juli und August 1979 bei durchschnittlich 130% der theoretischen Sättigung. Im September 1979 wurde bei

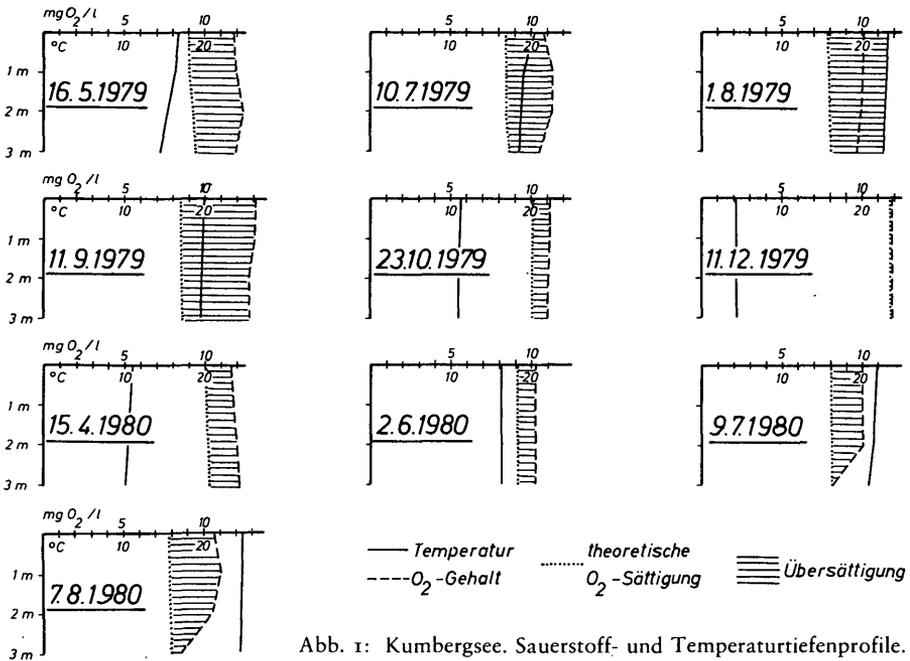


Abb. 1: Kumbergsee. Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile.

einem Sauerstoffgehalt von 13,2 mg O₂/l (155%) an der Oberfläche und 12,8 mg O₂/l (149%) in 3 m Tiefe eine maximale Übersättigung festgestellt. Im Oktober und vor allem im Dezember 1979 ging die Übersättigung im gesamten See auf 101% zurück.

Bei den Untersuchungen im Jahr 1980 waren die O₂-Übersättigungen, verglichen mit dem Jahr 1979, deutlich geringer. Im Juli und August wurde eine maximale Übersättigung von 140% in den Oberflächenbereichen gemessen, wobei in 3 m Tiefe die Übersättigungen nur mehr bei 101 bzw. bei 109% der theoretischen Sättigung lagen.

3.1.3. Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Ein Ammoniumgehalt konnte bei keiner der 10 Untersuchungen nachgewiesen werden.

Erhöhte Nitritgehalte wurden nur bei den Frühjahrsuntersuchungen festgestellt. Die Werte lagen dabei bei 0,04 mg NO₂⁻/l. Spuren von Nitrit wurden nur mehr in den Monaten Juli und August 1979 sowie im Juni und August 1980 festgestellt.

Die Nitratgehalte waren in allen Seeproben sehr niedrig. Am 16. 5. 1979 wurde zwar ein Wert von 1,8 an der Oberfläche und von 1,2 mg NO₃⁻/l in 3 m Tiefe gefunden, bei allen anderen Proben lagen die Nitratgehalte jeweils bei 0,1 und 0,4 mg NO₃⁻/l. Im Zulauf vom 1. 8. 1979 wurde ein Nitratgehalt von 6,8 mg NO₃⁻/l gemessen.

Der ortho-Phosphatgehalt stieg in allen Seebereichen von Juli bis September 1979 an. Am 10. 7. 1979 lag der Phosphatgehalt bei 0,02 mg PO₄³⁻/l und erreichte am 11. 9. 1979 einen Wert von 0,12 an der Oberfläche und von 0,13 mg PO₄³⁻/l in 3 m Tiefe. Am 1. 8. 1979 wurde im Zulauf ein Wert von 0,09 mg PO₄³⁻/l gemessen.

Im Jahr 1980 lagen alle Phosphatwerte unter denen des Vorjahres. An der Oberfläche wurden dabei Maximalwerte von unter 0,02 und in 3 m Tiefe von 0,04 mg PO₄³⁻/l bestimmt. Der Gesamtphosphorgehalt war bei allen Untersuchungen nur geringfügig über dem des o-Phosphatgehaltes.

3.1.4. Organische Belastung

Der KMnO_4 -Verbrauch wies kaum Unterschiede zwischen der Oberfläche und der Tiefe auf und schwankte zwischen 16 (10. 7. 1979) und 38 mg/l (11. 9. und 23. 10. 1979) (Abb. 2). Der Zulauf war praktisch unbelastet und wies einen KMnO_4 -Verbrauch von 4 mg/l auf.

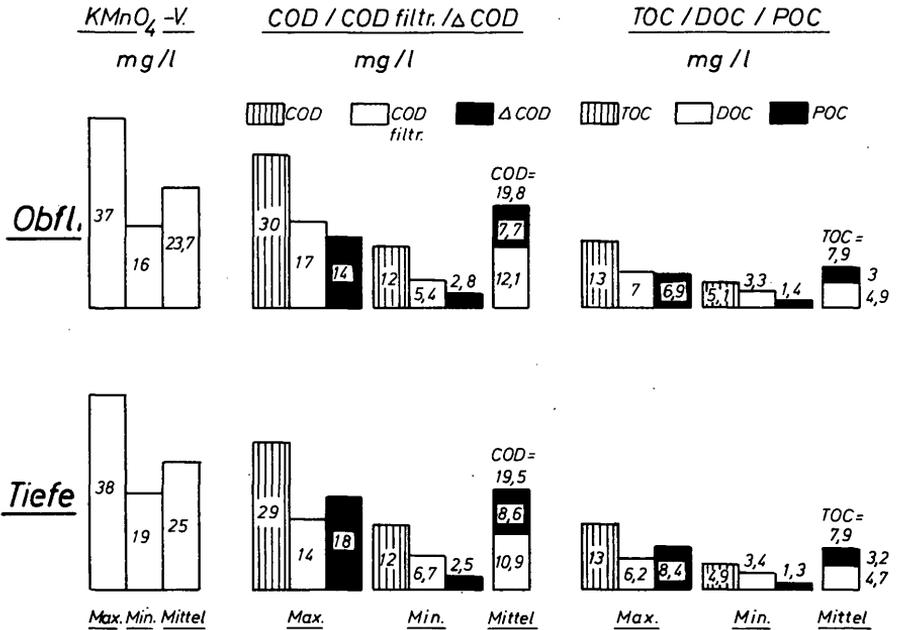


Abb. 2: Kumbergsee. Schwankungsbereiche der organischen Belastung.

Der COD-Gehalt der homogenisierten Proben lag meist zwischen 15 und 25 mg/l. Ein Maximalwert von 30 mg/l wurde am 23. 10. 1979 festgestellt, ein Minimum von 12 mg/l ergab sich am 16. 5. 1979. Der COD-Gehalt des Zulaufs betrug 3,3 mg/l.

Der COD der filtrierten Proben lag zwischen 5,4 mg/l (16. 5. 1979) und 17 mg/l (11. 9. 1979) und betrug meistens $\frac{1}{2}$ bis $\frac{2}{3}$ des COD der aufgeschüttelten Proben.

Der größte Δ -COD wurde am 11. 9. 1979 in der Tiefe mit 18 mg/l berechnet, der geringste am 15. 4. 1980 mit 2,5 mg/l.

Die höchsten TOC-Werte von 13 mg/l wurden im September und Oktober 1979 gemessen, der Minimalwert von 4,9 mg/l im Mai 1979. Der TOC-Gehalt des Zulaufs betrug 1,4 mg/l.

Die DOC-Gehalte schwankten zwischen 3,3 mg/l (10. 7. 1979) und 7 mg/l (11. 9. 1979).

Beim POC ergab sich ein Maximalwert von 8,4 mg/l am 11. 9. 1979 in der Tiefe. Der geringste POC-Gehalt von 1,3 mg/l wurde sowohl im Jahre 1979 (16. 5., 10. 7.) als auch im Jahre 1980 (15. 4., 9. 7.) erreicht. Der TOC verteilte sich zu ca. $\frac{1}{2}$ bis $\frac{2}{3}$ auf den DOC, zu $\frac{1}{3}$ bis $\frac{1}{2}$ auf den POC. Die Untersuchungsergebnisse vom 11. 9. 1979 bilden eine Ausnahme, da an diesem Tag der POC in der Tiefe ca. das Doppelte des DOC betrug (parallel dazu betrug der Δ -COD ca. das Doppelte des COD der

Tab. 1: KUMBERGSEE Biomasse, Sichttiefe und Anteile der einzelnen taxonomischen Gruppen in %

Tag der Unter- suchung	16.5. 1979	10.7. 1979	1.7. 1979	11.9. 1979	23.10. 1979	11.12. 1979	15.4. 1980	2.6. 1980	9.7. 1980	7.8. 1980
BIOMASSE mg unter 1 m ²	5350	1210	794	1610	3070	1450	397	7010	1910	18900
BIOMASSE mg in 1 m ³ Mittelwert	1500	368	236	459	845	423	89	2030	533	5510
SICHTTIEFE in cm	200	180	160	90	90	250	275	140	170	95
CYANOPHYCEAE	---	---	---	42,1	---	---	---	---	0,1	0,01
CHRYSOPHYCEAE	1,4	0,1	1,0	0,2	---	0,8	6,5	20,9	12,8	---
DIATOMAE	91,9	0,5	1,5	2,4	0,8	0,3	38,1	71,3	12,8	61,0
CRYPTOPHYCEAE	1,3	2,8	9,7	9,3	20,6	78,9	31,7	3,1	26,2	1,7
DINOPHYCEAE	0,01	---	3,4	0,2	1,0	4,9	0,2	1,5	0,6	0,9
EUGLENOPHYCEAE	---	39,5	61,8	14,9	3,0	1,9	16,6	0,1	22,0	32,2
CHLOROPHYCEAE	4,4	50,3	17,9	4,8	1,4	0,2	0,8	0,2	9,4	1,5
CONJUGATAE	0,01	---	---	0,01	---	---	---	0,01	0,01	0,01
REST ⁺⁾	1,0	6,8	4,7	26,1	73,2	13,0	6,1	2,9	16,1	2,7

+) = nicht näher bestimmte kokkale Algen

filtrierten Probe). An diesem Tage wurde auch der höchste Gehalt an Schwebstoffen mit 16 mg/l in der Tiefe gemessen.

Im Jahre 1979 war der See mit organischen Stoffen stärker belastet als im Jahre 1980. Nach einem Anstieg von Mai bis September 1979 wurde die Maximalbelastung im September und Oktober erreicht, wobei im September an der Oberfläche die höchste Konzentration an gelösten organischen Verbindungen, in der Tiefe die höchste Konzentration an suspendierten organischen Verbindungen festgestellt wurde. Im Dezember war die organische Belastung wieder geringer. Im Jahre 1980 konnten kaum jahreszeitliche Unterschiede in der Belastung festgestellt werden, die Werte schwankten zwischen den Extremwerten von 1979, sind aber noch als erhöht zu bezeichnen. Der Zulauf war praktisch unbelastet.

3.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung

An fast allen Untersuchungstagen wurden in der Tiefe mehr **psychrophile Keime** gefunden als an der Oberfläche. Es wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes Werte zwischen 25 (11. 9. 1979) und 410 (11. 12. 1979) Kolonien/ml ermittelt. Extrem hohe Werte konnten bei den psychrophilen Keimen nicht festgestellt werden. Für die **coliformen Keime** ergaben sich Werte zwischen 0 und 75 Kolonien in 100 ml. Ausgenommen davon waren die Monate August und September 1979 sowie August 1980, in denen sehr hohe Werte festgestellt wurden (12.700 Kolonien in 100 ml am 11. 9. 1979, Kolonien in 100 ml nicht zählbar am 7. 8. 1980). *Escherichia coli* wurden nur am 2. 6. 1980 mit 2 Kolonien/100 ml und am 7. 8. 1980 mit 5 (Oberfläche) und 22 (Tiefe) Kolonien/100 ml gefunden.

Während im Jahre 1979 nach einem Absinken der Biomasse in den Sommermonaten erst im Oktober wieder ein Maximum festgestellt werden konnte, wurde im Jahre 1980 schon im August ein deutlich höherer Wert gefunden (Tab. 1). Im Durchschnitt war im Jahre 1980 eine Zunahme der Biomasse gegenüber 1979 festzustellen. Die Werte für die Biomasse unter 1 m² in der Tab. 1 sind auf eine Seetiefe von 3,5 m bezogen.

4. Stubenbergsee

4.1. Physikalisch-chemische Untersuchung

4.1.1. Elektrolytgehalt

Der **pH-Wert** an der Seeoberfläche wies starke Schwankungen zwischen 6,5 (25. 11. 1980) und 9,7 (1. 8. 1979) auf. Der niedrigste pH-Wert in der Seetiefe von 6,7 wurde am 25. 11. 1980 gemessen. Im Sommer betrug der pH-Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe bis zu 2,7 pH-Einheiten (1. 8. 1979: 9,7 an der Obfl., 7,0 in der Tiefe). Der Zulauf wies einen pH-Wert von 7,9 auf.

Die **elektrolytische Leitfähigkeit** schwankte an der Oberfläche zwischen 115 und 160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In der Tiefe wurde ein Maximalwert von 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (1. 10. 1980).

Eine **Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert)** konnte nur im September 1979 und Juni 1980 in den Oberflächenbereichen des Sees nachgewiesen werden und betrug im Zeitraum von September 1979 bis November 1980 maximal 0,28 mmol/l (2. 6. 1980).

Die **Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert)** schwankte an der Oberfläche zwischen 1,1 und 1,3 mmol/l. In der Tiefe stieg der m-Wert bis 2,8 mmol/l an (1. 10. 1980). Der m-Wert des Zulaufs betrug 1,3 mmol/l.

Die **Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert)** war an der Oberfläche nur gering und betrug, wenn sie überhaupt nachweisbar war, maximal 0,07 mmol/l. In der Tiefe stieg sie bis maximal 0,37 mmol/l an (11. 9. 1979).

Tab.2: STUBENBERGSEE. Elektrolytgehalte im Vergleich zur Sauerstoffsättigung.Ausgewählte Ergebnisse.

Entnahmestelle und Datum	pH	m-Wert mmol/l	neg. p-Wert mmol/l	Q _c mmol/l	CO ₂ mmol/l	HCO ₃ ⁻ mmol/l	Ges.H. O _d .H.	Fe ges. mg/l	Mn mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	O ₂ Sätt. %
11.9.1979											
Obfl. - 2 m	8,7	1,23	n.n.	1,10	n.n.	1,06	4,30	0,22	0,10	16,7	125
5 m	7,2	1,30	0,12	1,37	0,16	1,21	4,33	0,30	0,10	16,7	18
6 m	7,1	1,60	0,18	1,73	0,26	1,47	4,30	1,02	0,60	14,3	0
7 m	7,1	2,43	0,37	2,64	0,38	2,26	4,80	10,20	1,50	7,5	0
23.10.1979											
Obfl.	7,5	1,26	0,06	1,25	0,08	1,17	4,05	0,07	n.n.	14,2	90
7 m	7,5	1,26	0,06	1,25	0,08	1,17	4,00	0,06	0,30	14,1	90
7.8.1980											
Obfl.	8,2	1,27	n.n.	1,12	0,01	1,10	3,78	0,05	0,04	22,2	110
3 m	7,2	1,30	0,09	1,31	0,14	1,17	3,90	0,09	0,33	14,4	72
5 m	7,1	1,79	0,14	1,84	0,23	1,61	4,30	1,04	2,14	3,8	0
7 m	7,1	2,29	0,21	2,43	0,37	2,05	5,05	2,27	2,88	n.n.	0
25.11.1980											
Obfl.	6,5	1,22	0,04	1,16	0,56	0,60	3,90	0,17	n.n.	15,8	83
7 m	6,7	1,20	0,06	1,16	0,43	0,73	4,09	0,19	n.n.	16,2	83

n.n. = nicht nachweisbar

Der TIC-Wert (in mg/l) bzw. Q_C -Wert (in mmol/l) schwankte an der Oberfläche zwischen 11 und 17 mg/l (0,92 bis 1,4 mmol/l). In der Tiefe wurde am 1. 10. 1980 ein Maximum von 36 mg/l (3,0 mmol/l) gemessen. Der Zulauf wies eine TIC (Q_C) von 15 mg/l (1,25 mmol/l) auf.

Der Gehalt an freiem CO_2 betrug an der Oberfläche maximal 0,56 mmol/l (25. 11. 1980), in der Tiefe maximal 0,9 mmol/l (1. 10. 1980).

Der Gehalt an HCO_3^- -Ionen schwankte an der Oberfläche zwischen 0,6 (25. 11. 1980) und 1,17 mmol/l (23. 10. 1979). In der Tiefe stieg der Gehalt an HCO_3^- -Ionen bis 2,26 mmol/l an (11. 9. 1979). Der Zulauf wies einen Hydrogencarbonatgehalt von 1,28 mmol/l auf.

Ein CO_3^{2-} -Gehalt unter 0,1 mmol/l konnte nur am 11. 9. 1979 an der Oberfläche und am 2. 6. 1980 von der Oberfläche bis 4 m Tiefe nachgewiesen werden (von Mai bis August 1979 wurden keine Messungen durchgeführt).

Die Schwankungsbreite des Chloridgehaltes betrug 4,6 bis 5,7 mg/l. Der Zulauf wies einen Chloridgehalt von 5 mg/l auf.

Die Konzentrationen an Sulfat-Ionen schwankten an der Oberfläche zwischen 14 und 22 mg/l (Sulfatgehalt des Zulaufs 15 mg/l). Am 7. 8. und 1. 10. 1980 war in 7 m Tiefe kein Sulfat mehr nachweisbar.

Die Gesamthärte schwankte an der Oberfläche zwischen 3,4 (9. 7. 1980) und 4,4° d. H. (11. 9. 1979). In der Tiefe wurde eine maximale Gesamthärte von 5,55° d. H. gefunden (1. 10. 1980). Der Zulauf wies eine Gesamthärte von 3,6° d. H. auf.

Der Eisengehalt betrug an der Oberfläche maximal 0,2 mg/l (11. 9. 1979). In der Tiefe wurden Extremwerte von 7,6 mg/l gelöstem Eisen (1. 10. 1980) und 10,2 mg/l Gesamteisen (11. 9. 1979) gefunden.

Während der Gehalt an Mangan-Ionen an der Oberfläche maximal 0,2 mg/l betrug, wurden in der Tiefe bis zu 5,5 mg/l (1. 10. 1980) gefunden.

In Tab. 2 sind einige charakteristische Untersuchungsergebnisse in gestraffter Form dargestellt. Aus den angeführten ausgewählten Beispielen ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Elektrolytgehalt und dem Sauerstoffhaushalt festzustellen. Eine Abnahme des pH-Wertes, erhöhter m- und negativer p-Wert, erhöhter Q_C -Wert, erhöhte Gehalte an freiem CO_2 und HCO_3^- -Ionen, erhöhte Gesamthärte, eine Abnahme des Sulfatgehaltes sowie erhöhte Eisen- und Mangankonzentrationen wurden gleichzeitig mit anaeroben Verhältnissen in der Tiefe festgestellt. Diese geänderten Ionenverhältnisse sind bei einer hohen Produktionsrate an der Oberfläche durch bakterielle Zehrungsvorgänge bei Sauerstoffschwund in der Tiefe bedingt. Bei gleichem Sauerstoffgehalt an der Oberfläche und in der Tiefe waren auch im Elektrolytgehalt kaum Unterschiede festzustellen.

4.1.2. Sauerstoffhaushalt

In Abb. 3 sind die Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile dargestellt. Von Mai bis September 1979 wurden in den Oberflächenbereichen jeweils Übersättigungen gemessen, die am 1. 8. 1979 mit 183% der theoretischen Sättigung an der Oberfläche und in 1 m Tiefe einen Spitzenwert erreichten. Im August und September 1979 konnte eine Übersättigung nur mehr bis in eine Tiefe von 2,5 m festgestellt werden. Am 1. 8. 1979 wurde ab 5 m und am 11. 9. 1979 ab 6 m kein Sauerstoffgehalt mehr gemessen. Eine vollkommene Durchmischung des Sees wurde am 23. 10. 1979 festgestellt, wobei von der Oberfläche bis in die Tiefe ein Sauerstoffgehalt von 90% des theoretischen Sättigungswertes bestimmt wurde.

Anfang Juni 1980 lag eine Übersättigung von durchschnittlich 124% bis in eine Tiefe von 4 m vor. Im Juli 1980 war dagegen im ganzen Bereich ein Defizit

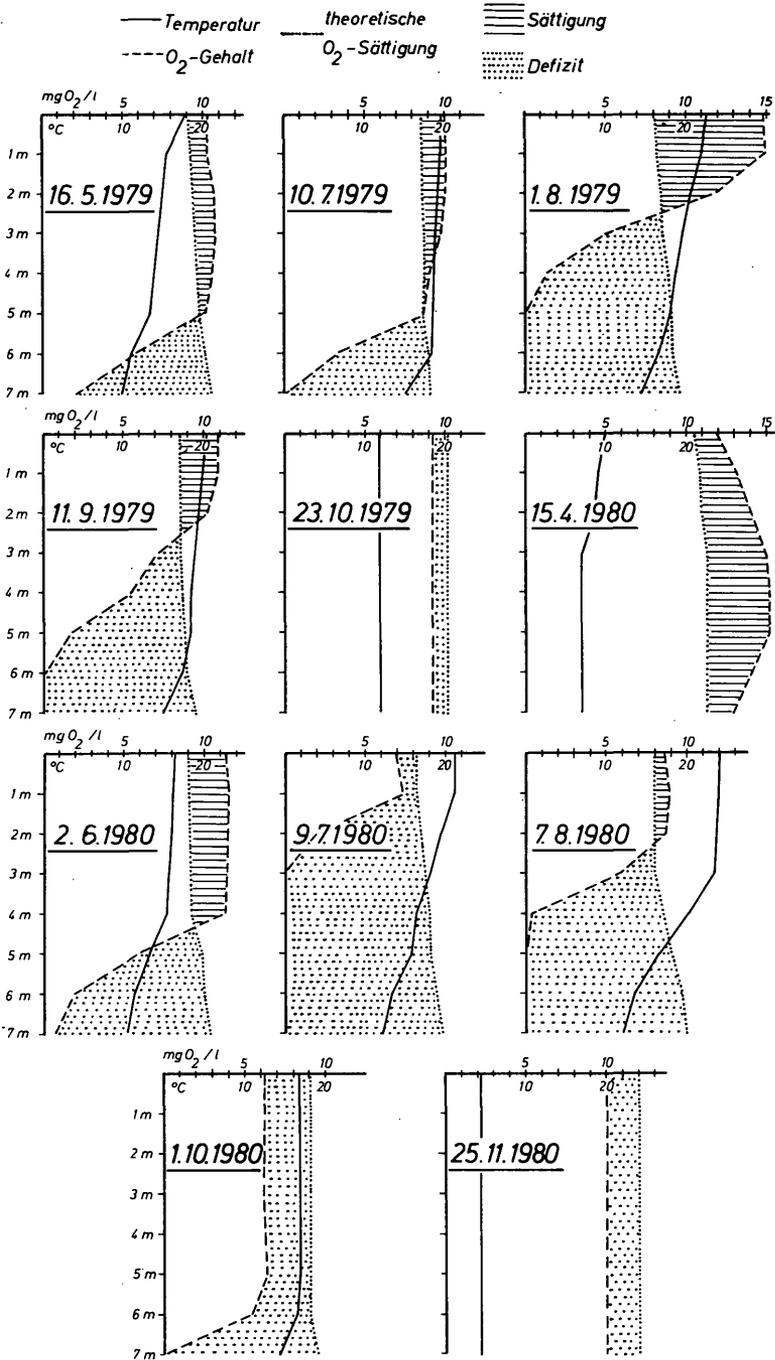


Abb. 3: Stubenbergsee. Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile.

festzustellen, wobei ab 3 m Seetiefe kein Sauerstoff mehr nachgewiesen werden konnte. An den beiden letzten Untersuchungstagen wurden über die ganze Seetiefe nur mehr Sauerstoffdefizite festgestellt.

Bei allen Untersuchungen, bei denen in der Tiefe kein Sauerstoffgehalt vorlag, wurden Sulfide nachgewiesen, die Werte von maximal 0,56 mg S^{2-}/l erreichten.

4.1.3. Stickstoff- und Phosphorverbindungen

In den Jahren 1979 und 1980 wurde in den Monaten April bis Juli in den Oberflächenbereichen kein **Ammoniumgehalt** festgestellt. Erst ab 5 m Tiefe wurden Ammoniumwerte gemessen, die zwischen 0,15 in 5 m Tiefe und maximal 1,5 mg NH_4^+/l in 7 m Tiefe lagen. Maximalwerte von 5,0 mg NH_4^+/l wurden am 11. 9. 1979 und am 7. 8. 1980 jeweils in 7 m Tiefe bestimmt, am 1. 10. 1980 lag der Gehalt sogar bei 6,3 mg NH_4^+/l .

Die **Nitritkonzentrationen** lagen bei den meisten Untersuchungen zwischen nicht nachweisbar und 0,02 mg NO_2^-/l . Erhöhte Nitritwerte wurden nur am 7. 8. 1980 mit 0,05 und am 1. 10. 1980 mit 0,03 mg NO_2^-/l an der Oberfläche gemessen, die in der Tiefe bis auf kleiner als 0,01 mg NO_2^-/l absanken.

Auch die **Nitratwerte** zeigten keine großen Unterschiede. Die Nitratkonzentrationen lagen meist bei 1 mg NO_3^-/l oder etwas darunter. Ein erhöhter Nitratwert wurde nur am 15. 4. 1980 mit 3,4 mg NO_3^-/l an der Oberfläche gemessen.

Die **ortho-Phosphatkonzentrationen** stiegen vom Frühjahr bis zum Sommer jeweils an und erreichten an der Oberfläche am 1. 8. 1979 einen Maximalwert von 0,22, in 7 m Tiefe von 0,39 mg PO_4^{3-}/l . Im Jahr 1980 lagen die Phosphatwerte jeweils niedriger als im Jahr 1979. An der Oberfläche wurde ein Spitzenwert am 2. 6. 1980 mit 0,08 mg PO_4^{3-}/l gemessen. In der Seetiefe stieg der Wert immer an, wobei Gehalte bis zu 0,27 mg PO_4^{3-}/l bestimmt wurden.

Die Bestimmung des **Gesamtphosphorgehaltes** zeigte, daß bei allen Untersuchungen auch organisch gebundener Phosphor vorlag. Die Differenz von o-Phosphat-Phosphor zu Gesamtphosphor war allerdings nicht besonders signifikant.

4.1.4. Organische Belastung

Der **Kaliumpermanganatverbrauch** schwankte an der Oberfläche zwischen 12 und 20 mg/l (Abb. 4). Ein Maximum von 40 mg/l wurde am 1. 8. 1979 bei starker Blaualgenentwicklung gemessen. In der Tiefe lag die Schwankungsbreite zwischen 10 und 24 mg/l.

Der **COD der homogenisierten Proben** betrug im Untersuchungszeitraum an der Oberfläche 10 bis 18 mg/l. Ein Maximalwert von 30 mg/l ergab sich am 1. 8. 1979. In der Tiefe betragen die Gehalte 9,4 bis 16 mg/l.

Der **COD der filtrierten Proben** schwankte an der Oberfläche zwischen 6,5 und 13 mg/l und war in der Tiefe bei einer Schwankungsbreite von 6,2 bis 15 mg/l immer ca. gleich groß.

Der rechnerisch ermittelte Δ -COD wies an der Oberfläche sehr große Schwankungen zwischen 1,5 (25. 11. 1980) und 17 mg/l (1. 8. 1979) auf. Dies war durch die zeitweise auftretende starke Blaualgenentwicklung bedingt. In der Tiefe waren die Schwankungen mit einem Bereich von 1,1 bis 6,7 mg/l wesentlich geringer.

Der **TOC** war an den einzelnen Untersuchungstagen an der Oberfläche und in der Tiefe fast immer gleich (Schwankungsbreite 3–8 mg/l). Ein Spitzenwert von 13 mg/l wurde am 1. 8. 1979 an der Oberfläche gemessen.

Der **DOC-Gehalt** betrug an der Oberfläche 3,1 bis 7 mg/l und war in der Tiefe bei einer Schwankung zwischen 2,7 und 7,8 mg/l fast immer gleich wie an der Oberfläche.

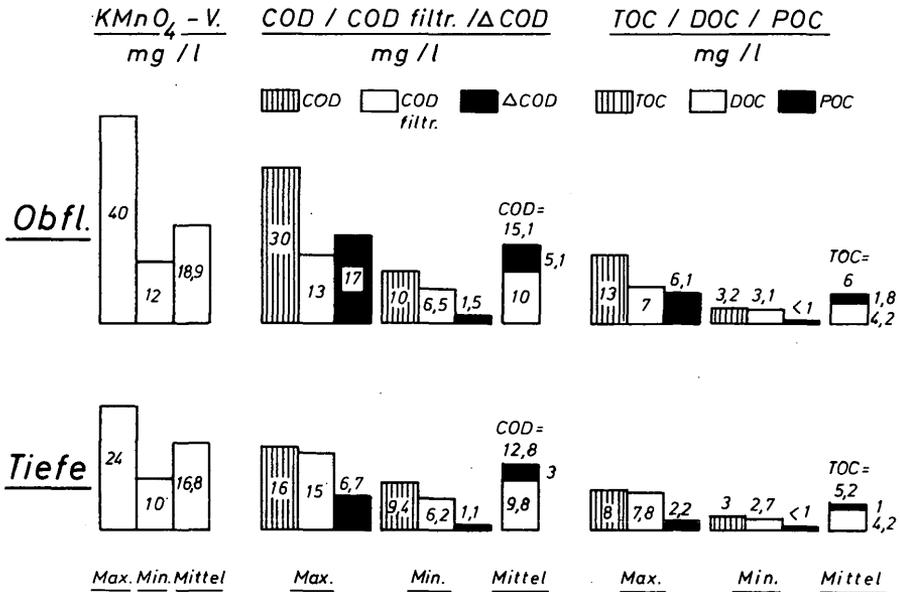


Abb. 4: Stubenbergsee. Schwankungsbereiche der organischen Belastung.

Der POC schwankte an der Oberfläche zwischen 0,5 und 3,3 mg/l. Ein Extremwert von 6,1 mg/l wurde am 1. 8. 1979 bei der schon genannten Blaualgenblüte gemessen. Die Schwankungen des POC-Gehaltes in der Tiefe betragen im gesamten Untersuchungszeitraum 0,3 bis 2,2 mg/l.

Die höchsten Konzentrationen an organischen Stoffen wurden im Stubenbergsee wie in den Vorjahren im Sommer gemessen, wobei die Belastung an der Oberfläche im Sommer 1979, bedingt durch die starke Blaualgenentwicklung, höher als die des Jahres 1980 war. Zum Zeitpunkt der Blaualgenblüte waren auch sowohl an der Oberfläche als in der Tiefe die höchsten Konzentrationen an gelösten organischen Stoffen vorhanden. Im Jahre 1980 wurden geringere Konzentrationen an organischen Stoffen als 1979 gemessen. Der Seezulauf wies eine geringere Belastung als der See auf.

4.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung

In beiden Untersuchungsjahren wurden in der Tiefe mehr psychrophile Keime gefunden als an der Oberfläche. Es ergaben sich Werte zwischen 60 und 530 Kolonien/ml. Lediglich am 15. 4. 1980 wurden mit 2.100 Kolonien/ml an der Oberfläche und 3.800 Kolonien/ml in der Tiefe deutlich höhere Werte gefunden. Die Werte für die coliformen Keime waren im Jahre 1980 geringer als 1979 und schwankten zwischen 0 und 42 Kolonien/100 ml. Im Jahre 1979 wurden wesentlich höhere Werte gefunden (11. 9. 1979 5.000 Kolonien/ml in der Tiefe, 10. 7. 1979 und 1. 8. 1979 Kolonien in 100 ml an der Oberfläche nicht zählbar). Die Koloniezahlen für *Escherichia coli* schwankten zwischen 0 und 43 Kolonien/100 ml. Ausgenommen davon war der 15. 4. 1980, als ein Maximalwert von 81 Kolonien/100 ml gefunden wurde. Der hohe Gehalt sowohl an psychrophilen Keimen als auch an *E. coli* am 15. 4. 1980 war bedingt durch den Wiederaufstau des Sees, zu dem das Wasser der Feistritz

Tab. 3: STUBENBERGSEE Biomasse, Sichttiefe und Anteile der einzelnen taxonomischen Gruppen in %

Tag der Unter- suchung	16.5. 1979	10.7. 1979	1.8. 1979	11.9. 1979	23.10. 1979	15.4. 1980	2.6. 1980	9.7. 1980	7.8. 1980	1.10. 1980	25.11. 1980
BIOMASSE mg unter 1 m ²	124	766	23200	12700	577	568	1470	2530	1320	2270	1670
BIOMASSE mg in 1 m ³ MITTELWERT	19	96	2950	1640	80	78	197	341	175	301	284
SICHTTIEFE in cm	400	155	60	170	170	200	90	70	300	220	350
CYANOPHYCEAE	---	3,6	94,1	84,1	8,4	0,2	62,0	0,1	22,5	65,0	67,5
CHRYSOPHYCEAE	11,6	---	---	0,01	4,5	7,9	---	---	26,9	12,4	26,7
DIATOMEAE	0,6	2,9	0,01	3,0	13,7	56,3	2,0	0,2	14,3	0,3	0,1
CRYPTOPHYCEAE	50,7	20,9	0,2	3,8	36,2	26,2	2,8	97,1	10,9	6,0	1,9
DINOPHYCEAE	1,6	16,9	1,2	3,8	5,4	0,8	31,8	1,3	6,4	10,2	---
EUGLENOPHYCEAE	17,6	3,2	0,1	1,3	3,3	0,4	0,1	0,6	9,7	3,1	0,7
CHLOROPHYCEAE	2,3	0,5	0,01	0,1	1,2	5,2	0,1	0,1	5,6	0,1	0,01
CONJUGATAE	0,1	0,1	0,01	0,01	0,1	---	---	---	0,3	0,1	1,6
REST ⁺	15,5	51,9	4,4	3,9	27,2	3,0	1,2	0,6	3,4	2,8	1,5

+) = nicht näher bestimmte kockale Algen

entnommen wurde. Die bakteriologische Untersuchung des Zulaufs ergab an diesem Untersuchungstag einen Gehalt von 8.700 psychrophilen Keimen/ml sowie 330 Kolonien von *E. coli* in 100 ml.

Die Biomasse war im Sommer 1979 deutlich höher als im selben Zeitraum des Jahres 1980. Der größte Wert wurde am 1. 8. 1979 festgestellt. 1980 konnte während des gesamten Jahres kein deutliches Maximum ermittelt werden. In Tab. 3 sind die Werte für die Biomasse unter 1 m² auf eine Seetiefe von 7 m bezogen.

5. Sulmsee

5.1. Physikalisch-chemische Untersuchung

5.1.1. Elektrolytgehalt

Der pH-Wert wies an der Oberfläche starke Schwankungen zwischen 6,9 (1. 10. 1980) und 10,0 (2. 6. 1980) auf. Der niedrigste pH-Wert in der Seetiefe von 6,9 ergab sich am 1. 10. 1980. Der größte pH-Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe wurde am 11. 9. 1979 (Obfl. 9,6, Tiefe 7,6) ermittelt. Der Seezulauf und die Sulm wiesen einen pH-Wert von 7,6 auf.

Die elektrolytische Leitfähigkeit schwankte an der Oberfläche zwischen 190 und 255 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In der Tiefe stieg sie bis 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an.

Die Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert) erreichte das Maximum an der Oberfläche von 0,54 mmol/l und in der Tiefe von 0,40 mmol/l am 2. 6. 1980. Zulauf und Sulm wiesen keine Säurekapazität bis pH 8,2 auf.

Die Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert) betrug an der Oberfläche 0,9 (2. 6. 1980) bis 1,55 mmol/l (16. 5. 1979). In der Tiefe war der m-Wert meist gleich hoch wie an der Oberfläche. Der m-Wert des Zulaufs betrug 1,0 mmol/l, der m-Wert der Sulm 1,3 mmol/l.

Die Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert) lag immer zwischen 0 und 0,06 mmol/l.

Der TIC (Q_C) schwankte von September 1979 bis November 1980 zwischen 5,2 mg/l (0,43 mmol/l) und 14 mg/l (1,17 mmol/l). Der größte Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe wurde am 11. 9. 1979 mit 7,6 mg/l (0,63 mmol/l) an der Oberfläche und 13,4 mg/l (1,12 mmol/l) in der Tiefe gefunden. Der Zulauf wies einen TIC (Q_C)-Gehalt von 11,7 mg/l (0,98 mmol/l), die Sulm einen von 14,7 mg/l (1,22 mmol/l) auf.

Der CO_2 -Gehalt betrug an der Oberfläche und in der Tiefe maximal 0,28 mmol/l (1. 10. 1980). Zulauf und Sulm wiesen CO_2 -Gehalte unter 0,1 mmol/l auf.

Der Gehalt an HCO_3^- -Ionen (Messungen erst ab September 1979) schwankte zwischen 0,27 mmol/l (2. 6. 1980, Obfl.) und 1,06 mmol/l (11. 9. 1979, Tiefe). Der größte Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe wurde am 11. 9. 1979 gemessen, da an diesem Tag der Gehalt in der Tiefe doppelt so hoch wie der an der Oberfläche war. Der Seezulauf wies einen Hydrogencarbonatgehalt von 0,93 mmol/l auf, die Sulm einen Gehalt von 1,16 mmol/l.

Der CO_3^{2-} -Gehalt betrug im Zeitraum von September 1979 bis Oktober 1980 maximal 0,16 mmol/l an der Oberfläche (2. 6. 1980). In der Tiefe war meist kein Carbonat nachweisbar. Im Zulauf und in der Sulm konnte ebenfalls kein Carbonat gefunden werden.

Der Chloridgehalt schwankte zwischen 10 und 13 mg/l. Der Chloridgehalt des Zulaufs betrug 7,7 mg/l, der der Sulm 4,0 mg/l.

Die Sulfatgehalte schwankten zwischen 29 und 43 mg/l. Seezulauf und Sulm wiesen einen Sulfatgehalt von 37 mg/l auf.

Die Gesamthärte lag zwischen 4,5 und 7,2° d. H. Die Gesamthärte des Zulaufs betrug 4,9° d. H., die der Sulm 4,5° d. H.

Der Gehalt an **Eisen-Ionen** war immer gering und betrug maximal 0,18 mg/l (I. 10. 1980). Im Zulauf wurden 0,06 mg/l, in der Sulm 0,13 mg/l Eisen-Ionen gefunden. Der Gehalt an **Gesamteisen** schwankte an der Oberfläche zwischen 0,03 (10. 7. 1979) und 0,7 mg/l (I. 10. 1980). Der Maximalwert in der Tiefe betrug 0,94 mg/l (II. 9. 1979). Im Zulauf wurden 0,41 mg/l, in der Sulm 0,67 mg/l gefunden.

Mangan-Ionen waren fast immer nicht nachweisbar, ein Maximum von 0,2 mg/l wurde im Oktober 1980 festgestellt. Zulauf und Sulm wiesen keinen Gehalt an Mangan-Ionen auf.

5.1.2. Sauerstoffhaushalt

Obwohl der Sulmsee nur eine maximale Tiefe von 3 m aufweist, wurden an den meisten Untersuchungstagen zum Teil sehr hohe Sauerstoffdefizite festgestellt (Abb. 5). Der Sauerstoffgehalt nahm in 3 m Tiefe von Mai bis September 1979 kontinuierlich ab. Im September konnte in der Seetiefe kein Sauerstoffgehalt mehr nachgewiesen werden, dabei lag der Sulfidgehalt bei 0,3 mg S²⁻/l. Dagegen wurden im Juli und September an der Oberfläche starke Übersättigungen festgestellt, die bei maximal 153% der theoretischen Sättigung lagen. Im Dezember 1979 wurde durchgehend ein Sauerstoffdefizit bei einer Sättigung von 96% gemessen.

Im Jahr 1980 lag in den Monaten April und Juni eine Sauerstoffübersättigung vor, die am 2. 6. 1980 an der Oberfläche einen Spitzenwert von 14,1 mg O₂/l, entsprechend einer Sättigung von 158%, aufwies. Sauerstoffdefizite wurden wiederum ab Juli 1980 bestimmt, die aber nicht mehr so hoch waren wie im Jahr 1979. Am 1. 10. 1980 lag der Sauerstoffgehalt bei durchschnittlich 6,1 mg O₂/l, was einem Gehalt von 68% der theoretischen Sättigung entspricht.

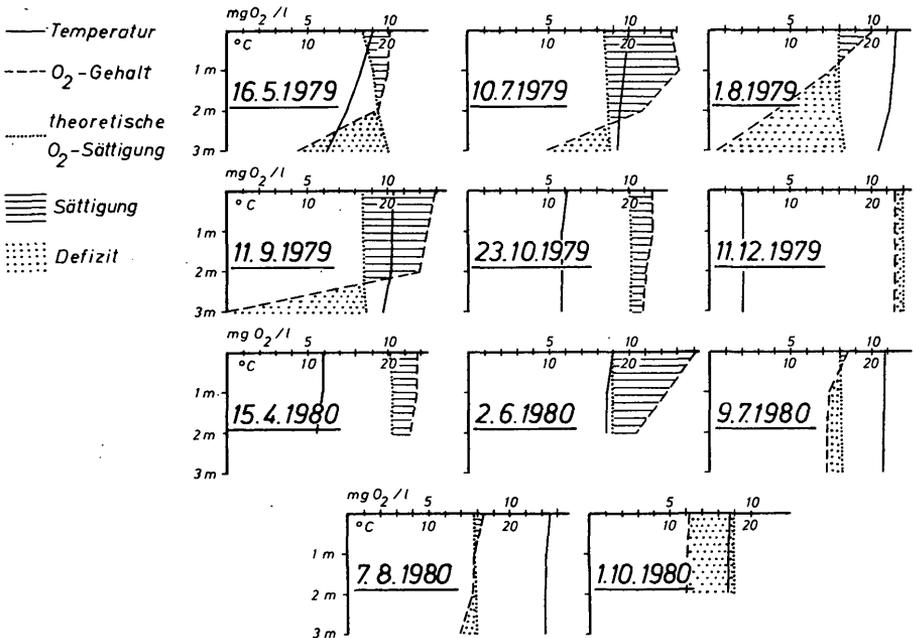


Abb. 5: Sulmsee. Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile.

5.1.3. Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Ammoniumgehalte an der Oberfläche konnten bis auf die Entnahme vom 1. 10. 1980 (0,4 mg NH_4^+ /l) nicht nachgewiesen werden. In den Monaten August und September 1979 wurden in der Tiefe Ammoniumwerte von 0,7 bzw. 0,2 mg NH_4^+ /l gemessen.

Erhöhte **Nitritgehalte** wurden nur in den kälteren Monaten festgestellt. So lag der Nitritgehalt im Dezember 1979 im gesamten Seebereich bei 0,04 mg NO_2^- /l, während dieser in den Sommermonaten auf kleiner als 0,01 mg NO_2^- /l zurückging.

Im Zulauf bzw. in der Sulm wurden am 11. 9. 1979 Nitritgehalte von 0,01 bzw. am 9. 7. 1980 von 0,12 mg NO_2^- /l bestimmt. Ammonium-Ionen konnten in diesen Proben nicht nachgewiesen werden.

So wie beim Nitrit wurden erhöhte **Nitratwerte** nur in den kälteren Monaten bestimmt. Ein Spitzenwert wurde am 11. 12. 1979 mit 8,5 mg NO_3^- /l gefunden, aber auch am 16. 5. 1979 und am 15. 4. 1980 lagen diese Werte bei 6 bzw. 8 mg NO_3^- /l. In den wärmeren Sommermonaten lag der Nitratgehalt zwischen kleiner als 0,1 und 0,3 mg NO_3^- /l. Im Zulauf vom 11. 9. 1979 wurde ein Nitratgehalt von 18 und am 9. 7. 1980 in der Sulm ein Wert von 7,9 mg NO_3^- /l festgestellt.

In fast allen Fällen nahm der **ortho-Phosphatgehalt** in der Tiefe zu. Vor allem in den wärmeren Monaten des Jahres 1979, bei denen hohe Sauerstoffdefizite auftraten, wurden in den Tiefenbereichen Phosphatwerte von maximal 0,14 mg PO_4^{3-} /l gefunden. Auch an der Oberfläche wurde ein Anstieg festgestellt, wobei am 11. 9. 1979 ein Spitzenwert von 0,12 mg PO_4^{3-} /l bestimmt wurde. Im Jahr 1980 wurden keine so großen Phosphatkonzentrationen wie im Vorjahr nachgewiesen. Im Zulauf bzw. in der Sulm wurden Werte von 0,22 bzw. 0,11 mg PO_4^{3-} /l nachgewiesen.

Der **Gesamtphosphorgehalt** lag bei allen Untersuchungen wesentlich höher als die errechneten o-Phosphatphosphorgehalte. Ein Spitzenwert von 0,13 mg P/l gegenüber 0,05 mg o- PO_4 -P/l wurde am 11. 9. 1979 in 3 m Tiefe gefunden.

5.1.4. Organische Belastung

Der **Kaliumpermanganatverbrauch** schwankte an der Oberfläche zwischen 12 (15. 4. 1980) und 32 mg/l (2. 6. 1980) (Abb. 6). In der Tiefe war er oft bei einer Schwankungsbreite von 13 (11. 12. 1979) bis 35 mg/l (2. 6. 1980) etwas höher. Der KMnO_4 -Verbrauch des Zulaufs betrug 19 mg/l, der der Sulm 10 mg/l.

Der **COD-Gehalt der homogenisierten Proben** war ebenfalls in der Tiefe meist etwas höher als an der Oberfläche. Er schwankte zwischen 9,7 (16. 5. 1979, Obfl.) und 31 mg/l (2. 6. 1980, Obfl. und Tiefe). Der Zulauf und die Sulm wiesen einen COD-Gehalt um 7 mg/l auf.

Der **COD-Gehalt der filtrierten Proben** schwankte zwischen 5,1 (15. 4. 1980) und 19 mg/l (1. 8. 1979). Seezulauf und Sulm wiesen COD-Gehalte der filtrierten Proben um 3 mg/l auf.

Der **Δ -COD-Gehalt** unterlag sehr starken Schwankungen zwischen 0,7 mg/l (1. 8. 1979, Obfl.) und 24 mg/l (9. 7. 1980, Tiefe).

Die **niedrigsten TOC-Gehalte** um 4 mg/l wurden am 15. 4. 1980, die **höchsten TOC-Gehalte** um 11 mg/l am 2. 6. 1980 an der Oberfläche und in der Tiefe gemessen. Zulauf und Sulm wiesen TOC-Gehalte um 3 mg/l auf.

Der **DOC** schwankte zwischen 2,3 (15. 4. 1980) und 8,1 mg/l (1. 8. 1979). Zulauf und Sulm wiesen DOC-Gehalte von 1,5 mg/l bzw. 2 mg/l auf.

Der **POC-Gehalt** wies stärkere Schwankungen zwischen 1,1 (15. 4. 1980, Obfl.) und 7,5 mg/l (2. 6. 1980, Obfl., und 9. 7. 1980, Tiefe) auf. Im Juni und Juli 1980 wurden auch die höchsten Schwebstoffgehalte gemessen.

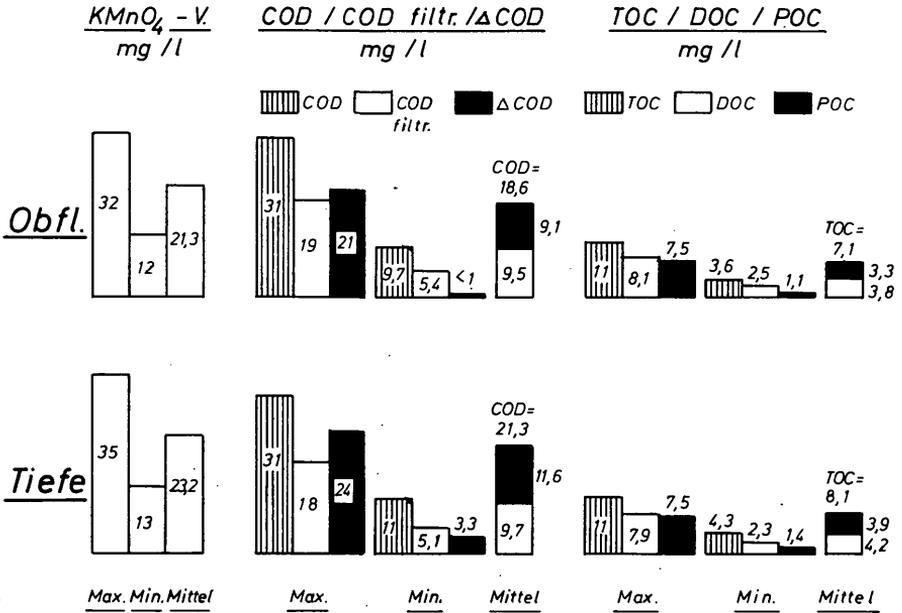


Abb. 6: Sulmsee. Schwankungsbereiche der organischen Belastung.

Die organische Belastung des Sulmsees war im Jahr 1980 kaum geringer als 1979. Die maximale Belastung, vor allem bedingt durch suspendierte organische Stoffe, wurde im Juni und Juli 1980 gemessen, während zwar im August 1979 die Gehalte an partikulären organischen Stoffen sehr niedrig waren, zu diesem Zeitpunkt aber die höchsten Konzentrationen an gelösten organischen Verbindungen ermittelt wurden. Seeoberfläche und Seetiefe waren meist gleich hoch belastet, nur im Mai 1979 und Juli 1980 ergaben sich in der Tiefe höhere Mengen an suspendiertem organischem Material als an der Oberfläche. Zulauf und Sulm waren an den Untersuchungstagen nur gering belastet.

5.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes schwankten die Werte für die **psychophilen Keime** zwischen 60 und 1200 Kolonien/ml. Ein einzelner Extremwert wurde mit 3000 Kolonien/ml am 9. 7. 1980 gefunden. Zum Zeitpunkt dieser Untersuchung wurde der See mit Wasser aus der vorbeifließenden Sulm aufgefüllt. Die bakteriologische Untersuchung der Sulm ergab für die psychophilen Keime einen Wert von 6200 Kolonien/ml, für *Escherichia coli* 860 Kolonien in 100 ml. Die Werte für die **coliformen Keime** betragen zwischen 0 und 500 Kolonien in 100 ml mit Ausnahme der Monate August und September im Jahre 1979, in denen sehr hohe Werte festgestellt wurden (1. 8. 1979: Kolonien in 100 ml nicht zählbar). *Escherichia coli* wurde ebenfalls vermehrt im August und September 1979 mit maximal 61 Kolonien in 100 ml am 1. 8. 1979 in der Tiefe gefunden. An den übrigen Untersuchungstagen schwankten die Werte zwischen 0 und 15 Kolonien in 100 ml.

Die **Biomasse** war im Durchschnitt im Jahre 1979 größer als im Jahre 1980 (Tab. 4). Während 1979 ein Ansteigen der Biomasse ab Juli mit einem kurzen

Tab. 4: SULMSEE Biomasse, Sichttiefe und Anteile der einzelnen taxonomischen Gruppen in %

Tag der Unter- suchung	16.5. 1979	10.7. 1979	1.8. 1979	11.9. 1979	23.10. 1979	11.12. 1979	15.4. 1980	2.6. 1980	9.7. 1980	7.8. 1980	1.10. 1980	++
BIOMASSE mg unter 1 m ²	887	13900	34200	7340	65400	692	5860	11700	12800	5760	1030	
BIOMASSE mg in 1 m ³ Mittelwert	307	4140	12600	2540	23000	346	3060	5910	4160	2810	495	
SICHTTIEFE in cm	100	60	70	60	50	110	50	30	45	40	60	
CYANOPHYCEAE	---	81,9	92,3	10,1	98,2	4,7	63,3	2,7	0,6	8,5	0,01	
CHRYSOPHYCEAE	22,6	---	---	---	---	0,7	0,2	---	---	---	---	
DIATOMEAE	17,0	5,6	1,2	6,7	0,5	12,6	29,3	1,1	70,2	34,1	11,6	
CRYPTOPHYCEAE	24,4	1,1	1,3	6,2	0,7	72,5	3,6	1,7	9,0	3,7	49,9	
DINOPHYCEAE	0,4	0,1	0,01	0,2	---	0,9	0,2	---	---	---	22,1	
EUGLENOPHYCEAE	---	0,1	0,1	54,4	---	---	0,3	---	---	---	0,1	
CHLOROPHYCEAE	20,4	1,8	1,8	2,0	0,3	3,2	1,3	2,0	6,4	4,8	6,7	
CONJUGATAE	5,5	4,7	2,1	17,8	0,2	0,5	0,5	92,2	13,1	47,7	2,1	
REST [†])	9,7	4,7	1,2	2,6	0,1	4,9	1,3	0,3	0,7	1,2	7,5	

†) = nicht näher bestimmte kokale Algen ++) .3 andere Probenahmestelle, Erklärung im Text

Absinken im September bis zu einem deutlichen Maximum im Oktober zu verzeichnen war, konnte 1980 bereits im April ein deutlich höherer Wert gegenüber dem Vorjahr festgestellt werden. Das Maximum wurde 1980 schon im Juli erreicht und lag unter dem Maximalwert von Oktober 1979. Die Werte für die Gesamtbiomasse unter 1 m^2 in Tab. 4 sind am 11. 12. 1979, 15. 4. 1980, 2. 6. 1980, 7. 8. 1980 und 1. 10. 1980 auf eine Seetiefe von 2 m bezogen, da die Proben an einer anderen Stelle des Sees gezogen werden mußten, an der die Seetiefe nur 2 m betrug. An allen übrigen Untersuchungstagen betrug die Seetiefe an der Probenahmestelle 3 m.

6. Röksee

6.1. Physikalisch-chemische Untersuchung

6.1.1. Elektrolytgehalt

Der **pH-Wert** war an der Oberfläche im Bereich zwischen 7,3 (11. 12. 1979 und 25. 11. 1980) und 8,3 (11. 9. 1979) relativ konstant. In der Tiefe waren die Schwankungen zwischen 7,3 und 8,0 noch geringer.

Die **elektrolytische Leitfähigkeit** schwankte an der Oberfläche zwischen 315 und 515 $\mu\text{S}/\text{cm}$, in der Tiefe zwischen 350 und 515 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert) war nur am 11. 9. 1979 an der Oberfläche nachweisbar (0,12 mmol/l).

Die **Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert)** schwankte an der Oberfläche zwischen 2,13 mmol/l (11. 9. 1979) und 4,03 mmol/l (25. 11. 1980). In der Tiefe traten ebenfalls an diesen beiden Tagen die Extremwerte von 2,85 mmol/l (11. 9. 1979) und 4,07 mmol/l (25. 11. 1980) auf.

Die **Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert)** betrug maximal 0,15 mmol/l (11. 12. 1979, Tiefe).

Der **TIC-(Q_c -)Gehalt** schwankte an der Oberfläche zwischen 24 mg/l (2 mmol/l) am 11. 9. 1979 und 48 mg/l (4 mmol/l) am 25. 11. 1980. In der Tiefe lagen die Schwankungen zwischen 35 mg/l (2,9 mmol/l) am 11. 9. 1979 und 9. 7. 1980 sowie 48 mg/l (4 mmol/l) am 25. 11. 1980.

Der **maximale Gehalt an freiem CO_2** wurde am 11. 12. 1979 (Obfl. und Tiefe) und am 25. 11. 1980 (Obfl.) mit 0,47 mmol/l gefunden.

Der **Gehalt an HCO_3^- -Ionen** schwankte an der Oberfläche zwischen 2 mmol/l (11. 9. 1979) und 3,5 mmol/l (25. 11. 1980). In der Tiefe wurden Konzentrationen von Hydrogencarbonat-Ionen zwischen 2,75 mmol/l (11. 9. 1979) und 3,70 mmol/l (25. 11. 1980) errechnet.

CO_3^{2-} -Ionen konnten nur am 11. 9. 1979 mit einem Gehalt unter 0,02 mmol/l nachgewiesen werden.

Der **Gehalt an Chlorid-Ionen** schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 13 und 23 mg/l.

Der **Gehalt an Sulfat-Ionen** betrug 26 bis 37 mg/l.

Die **Gesamthärte** war relativ hoch und schwankte zwischen 8,7 (11. 9. 1979, Obfl.) und 14,8° d. H. (25. 11. 1980, Tiefe).

Der **Gehalt an Eisen-Ionen** war nur sehr gering und betrug maximal 0,12 mg/l (24. 10. 1979). Der **Gehalt an Gesamteisen** war höher bis maximal 0,5 mg/l (11. 9. 1979, Tiefe).

Mangan-Ionen waren an der Oberfläche und in der Tiefe meist nicht nachweisbar. Ein maximaler Gehalt von 0,3 mg/l wurde am 10. 7. 1979 in der Tiefe gemessen.

Der See war zwar fast immer als homogener Wasserkörper anzusehen, aber im Verlauf eines Jahres traten doch deutliche Unterschiede im Gehalt an anorganischen

Ionen auf. Parallel zu steigenden, extreme Werte erreichenden Sauerstoffübersättigungen stieg der pH-Wert im Jahr 1979 vom Frühjahr bis zum Spätsommer an, nahm dann wieder ab und erreichte im Winter ein Minimum. Diese Erscheinungen wiederholten sich 1980 in verringertem Umfang. Die TIC-, CO_2 - und HCO_3^- -Gehalte waren im Jahresgang genau gegenläufig mit einem Minimum im Sommer und einem Maximum im Winter. Da im See niemals Sauerstoffmangel vorhanden war, waren die Eisen- und Mangankonzentrationen auch in der Tiefe immer sehr niedrig. Die im August und September 1979 gegenüber der Oberfläche zwar erhöhten, aber trotzdem noch im Verlauf des Jahres in der Tiefe niedrigsten Gehalte an anorganischen Kohlenstoffverbindungen finden ihre Parallele in der geringeren Sauerstoffübersättigung des Tiefenwassers im Vergleich zur Oberfläche in diesen Monaten. An den Entnahmetagen im August und September 1979 war der See nicht als völlig homogen zu bezeichnen.

6.1.2. Sauerstoffhaushalt

Am Röksee wurden bei allen Untersuchungen sowohl an der Oberfläche als auch in der Tiefe O_2 -Übersättigungen gemessen (Abb. 7). Die höchste Übersättigung, die in beiden Jahren festgestellt wurde, ergab sich am 11. 9. 1979 in 1 m Tiefe mit 254% Sättigung bei einer O_2 -Konzentration von 22,1 mg O_2 /l. In den darauf folgenden Monaten Oktober und Dezember 1979 ging die Übersättigung stark zurück. Am 11. 12. 1979 wurde eine Sättigung von durchgehend 114% der theoretischen Sättigung ermittelt. Mit 144% Sättigung wurden am 2. 6. und am 1. 10. 1980 Spitzenwerte gemessen, die am 25. 11. 1980 auf durchschnittlich 113% zurückgingen.

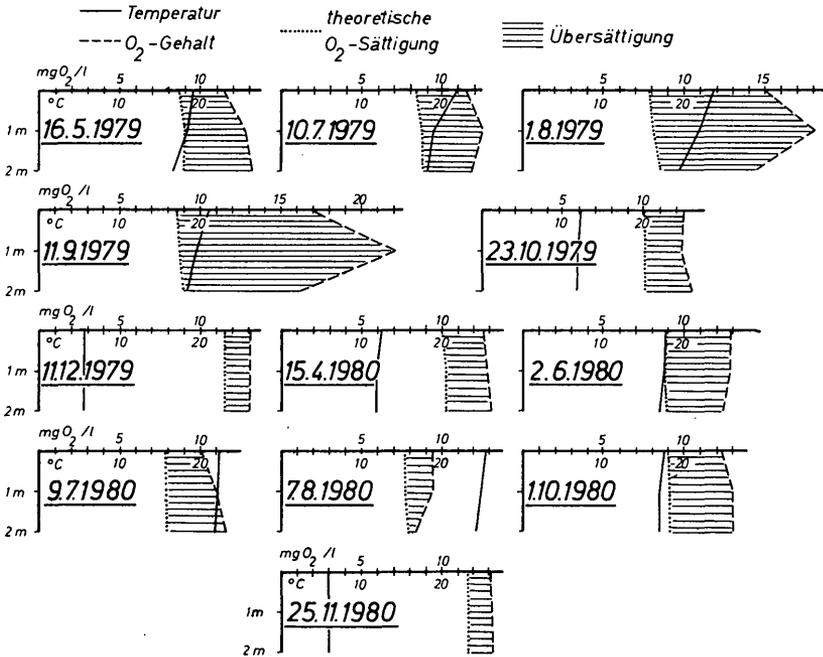


Abb. 7: Röksee. Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile.

6.1.3. Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Ammoniumkonzentrationen wurden in keiner der Seeproben nachgewiesen.

Die **Nitritgehalte** waren relativ starken Schwankungen unterworfen. Maximale Nitritkonzentrationen von 0,07 mg NO_2^-/l wurden in beiden Untersuchungsjahren jeweils im August und September festgestellt. Bei den anderen Untersuchungen lagen die Nitritkonzentrationen zum Teil erheblich niedriger, wobei Minimalwerte von kleiner als 0,01 mg NO_2^-/l gemessen wurden.

Da es sich beim Röksee um einen mit Grundwasser gespeisten Badensee handelt, traten jeweils erhöhte **Nitratwerte** auf. Von September 1979 bis Juni 1980 lagen die Nitratgehalte immer über 30 mg NO_3^-/l . Ein Spitzenwert wurde dabei am 23. 10. 1979 mit 37 an der Oberfläche und am 15. 4. und 2. 6. 1980 mit 38 mg NO_3^-/l in 2 m Tiefe bestimmt. Noch höhere Werte wurden am 25. 11. 1980 festgestellt, als der Gehalt in der Seetiefe bei 45 mg NO_3^-/l lag. Im Juli 1979 und August 1980 wurden Minimalwerte von 16 bzw. 13 mg NO_3^-/l gemessen.

Von Mai bis Juli 1979 lag der **ortho-Phosphatgehalt** bei jeweils kleiner als 0,01 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$. Im September 1979 stieg die Phosphatkonzentration bis 0,15 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$ in der Tiefe stark an. Die höchsten Phosphatwerte wurden am 11. 9. 1979 bestimmt, die bei 0,25 (Obfl.), 0,21 (1 Meter) und 0,15 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$ (2 Meter) lagen. Bereits etwa einen Monat später (23. 10. 1979) war kein ortho-Phosphat mehr feststellbar. Im Jahr 1980 wurde nur am 7. 8. 1980 an der Oberfläche ein Phosphatgehalt von 0,03 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$ bestimmt. Bei allen anderen Untersuchungen lagen die Phosphatwerte bei 0,01 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{l}$ oder darunter.

Die Werte des **Gesamtphosphors** lagen bei allen Untersuchungen geringfügig über denen des ortho-Phosphatphosphors und gaben dadurch keinen Hinweis auf vermehrte Gehalte an organisch gebundenen Phosphaten.

6.1.4. Organische Belastung

Der **Kaliumpermanganatverbrauch** schwankte zwischen 6 und 19 mg/l (Abb. 8). Extremwerte von 28 mg/l wurden am 1. 8. 1979 bzw. von 54 mg/l am 11. 9. 1979 gemessen.

Der **COD der homogenisierten Proben** betrug 5,5 bis 17 mg/l. Ebenso wie beim Kaliumpermanganatverbrauch wurden die Extremwerte von 23 mg/l bzw. 42 mg/l am 1. 8. bzw. 11. 9. 1979 ermittelt.

Der **COD der filtrierten Proben** schwankte zwischen 2 und 10 mg/l. Ein Maximum von 14 mg/l bzw. 22 mg/l wurde am 1. 8. bzw. 11. 9. 1979 gemessen.

Der Δ -COD betrug meist 2 bis 7 mg/l und war teilweise höher als der COD der filtrierten Proben. Am 1. 8. 1979 wurde ein hoher Δ -COD von 11,5 mg/l und am 11. 9. 1979 ein Maximum von 23 mg/l, jeweils in der Tiefe, gefunden. Im September 1979 wurde auch der höchste Schwebstoffgehalt von 28 mg/l festgestellt.

Der **TOC** schwankte im Untersuchungszeitraum meist zwischen 2 und 6 mg/l. Extrem hohe Gehalte von 9 mg/l bzw. 19 mg/l wurden am 1. 8. bzw. 11. 9. 1979 gemessen.

Die Schwankungsbreite betrug beim **DOC** 1,3 bis 5 mg/l, ein Maximum von 11 mg/l wurde am 11. 9. 1979 gemessen.

Der **POC** schwankte von unter 1 bis 3 mg/l und war meist niedriger als der DOC. Hohe Werte von 5 mg/l bzw. 11 mg/l wurden am 1. 8. bzw. 11. 9. 1979, jeweils in der Tiefe, gemessen.

Die höchsten organischen Belastungen, die sich bei allen Parametern, die zur Erfassung der organischen Substanz gewählt wurden, zeigten, wurden im August und September 1979 ermittelt. Die Belastungswerte vom 11. 9. 1979 sind ca. dreimal so

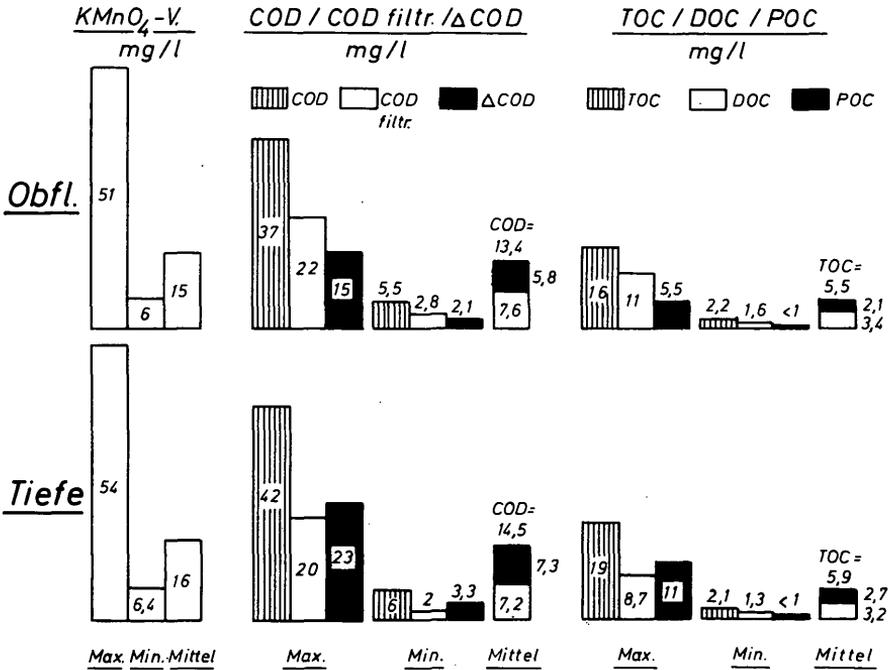


Abb. 8: Rösssee. Schwankungsbereiche der organischen Belastung.

hoch wie der Durchschnitt aller anderen Entnahmetage und stellen eine zwar einmalige, für einen Badesee aber doch sehr hohe Spitzenbelastung dar. Auch am 1. 8. 1979 waren die Konzentrationen an organischen Stoffen gegenüber den Durchschnittswerten deutlich erhöht. Im Sommer 1980 waren die Gehalte an organischen Verbindungen wesentlich geringer als im Sommer 1979. Die geringsten Belastungswerte wurden in den Winter- und Frühjahrsmonaten gefunden.

6.2. Bakteriologische und biologische Untersuchung

Bei den psychophilen Keimen lagen die Werte während des gesamten Untersuchungszeitraumes jeweils in der Tiefe höher als an der Oberfläche. Die Koloniezahlen schwankten zwischen 21 und 390 Kolonien/ml. Ein einziger Extremwert mit 1800 Kolonien/ml wurde am 11. 9. 1979 in der Tiefe festgestellt. Die Werte für die coliformen Keime lagen zwischen 0 und 830 Kolonien/100 ml und waren durchschnittlich im Jahre 1979 höher als im Jahre 1980. Lediglich am 10. 7. und 11. 9. 1979 wurden in der Tiefe stark erhöhte Koloniezahlen für coliforme Keime gefunden (in 100 ml nicht zählbar). Die Koloniezahlen für *Escherichia coli* schwankten zwischen 0 und 48 Kolonien/100 ml.

Im Jahre 1979 war ein Ansteigen der Biomasse von Mai an bis zu einem Maximum im September zu verzeichnen (Tab. 5). 1980 dagegen waren die Werte für die Biomasse mit Ausnahme eines höheren Wertes im Juni in allen übrigen Monaten im Durchschnitt annähernd gleich hoch. Ein deutliches Maximum wie am 11. 9. 1979 konnte im Jahre 1980 nicht festgestellt werden. Die Werte für die Biomasse unter 1 m² in Tab. 5 sind auf eine Seetiefe von 2,2 m bezogen.

Tab. 5: RÖCKSEE Biomasse, Sichttiefe und Anteile der einzelnen taxonomischen Gruppen in %

Tag der Unter- suchung	16.5. 1979	10.7 1979	1.8. 1979	11.9. 1979	23.10. 1979	11.12. 1979	15.4. 1980	2.6. 1980	9.7. 1980	7.8. 1980	1.10. 1980	25.11. 1980
BIOMASSE mg unter 1 m ²	1830	3380	14000	30800	110	2250	2470	6920	3000	2500	2630	2590
BIOMASSE mg in 1 m ³ Mittelwert	827	1480	6120	13900	506	1020	1180	3180	1360	1130	1180	1190
SICHTTIEFE in cm	190	130	80	55	130	170	180	120	---	105	110	180
CYANOPHYCEAE	0,1	0,01	0,01	0,01	---	---	---	---	1,5	---	0,01	---
CHRYSOPHYCEAE	4,8	0,4	0,1	0,01	1,0	0,2	2,3	0,5	2,3	0,01	6,9	3,5
DIATOMEAE	89,7	23,8	5,3	2,2	70,9	92,1	89,4	89,8	71,4	63,9	75,3	82,5
CRYPTOPHYCEAE	2,7	2,6	0,7	0,4	4,5	2,7	0,8	1,3	9,0	11,8	3,9	2,0
DINOPHYCEAE	1,6	20,7	0,7	0,1	1,1	0,4	0,4	0,1	7,9	16,7	0,9	0,7
EUGLENOPHYCEAE	0,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHLOROPHYCEAE	0,5	2,3	0,3	0,7	6,3	0,3	1,0	0,4	1,3	3,0	4,3	0,1
CONJUGATAE	0,2	45,6	92,0	96,0	9,7	0,1	0,1	3,3	2,0	3,1	4,9	0,3
REST ⁺)	0,3	4,6	0,9	0,6	6,5	4,2	6,0	4,6	4,6	1,5	3,8	10,9

+) 3 nicht näher bestimmte kokkale Algen

7. Diskussion der Ergebnisse

Aus dem umfangreichen Datenmaterial der Untersuchungen ist ersichtlich, daß an allen untersuchten Badeseen mehr oder weniger deutliche Eutrophierungserscheinungen auftraten.

Der Kumbergsee stellt als neuerrichtetes Badegewässer einen speziellen Biotop dar, da anzunehmen ist, daß die Entwicklung der Biocönose noch nicht abgeschlossen ist. Obwohl der See durch einen Zulauf, der praktisch Trinkwasserqualität aufweist, gespeist wird, wurde im See eine erhöhte Belastung festgestellt. Diese Belastung ist sicherlich auf die zu hohe Anzahl an Badegästen (maximal 8000/Tag laut Angabe) zurückzuführen. Nach der ÖNORM M 6230 soll jedem Badegast eine Wasserfläche von 20 m² zur Verfügung stehen. Bei der genannten maximalen Besucherfrequenz standen jedem Badegast jedoch nur 1–2 m² zur Verfügung. Allerdings ergaben sich aus den bakteriologischen Untersuchungen keinerlei Hinweise, die auf eine Beeinträchtigung der Verwendung als Badegewässer schließen lassen. Die Koloniezahlen für psychrophile Keime und *Escherichia coli* lagen immer unter den nach der ÖNORM M 6230 geforderten Werten. Die Biomasse war im Jahresdurchschnitt 1980 höher als im Jahre 1979. Ein Rückschluß auf eine Erhöhung der Belastung kann allerdings aus dieser Tatsache nicht gezogen werden, da die Einstellung einer stabilen Biocönose einen längeren Zeitraum beansprucht und die Entwicklung als noch nicht abgeschlossen betrachtet werden kann. Die hohen pH-Werte und Sauerstoffübersättigungen sind auf die starke Assimilationstätigkeit in den Sommermonaten zurückzuführen. Leitformen, die auf eine Eutrophierung schließen lassen, konnten auch während der hohen Produktionsrate nicht festgestellt werden. Da aber eine weitere ungünstige Entwicklung nicht ausgeschlossen werden kann, erscheinen gezielte Eingriffe in die Biocönose von Nutzen, um einer möglichen Eutrophierung von vornherein wirksam begegnen zu können. Als einfachste Möglichkeit bietet sich in dieser Hinsicht ein Ablassen des Sees am Ende der Vegetationsperiode an. Diese Maßnahme wurde im Herbst 1980 bereits durchgeführt, wobei zusätzlich die Sedimente entfernt und der Schotterbelag der Badestrände gesäubert wurden. Als zusätzliche Möglichkeit wäre eine intensivere Versorgung mit Frischwasser durch Erhöhung der Zulaufmenge zu begrüßen. Es wäre von großem Interesse, die weitere Entwicklung dieses Gewässers durch ausgedehnte Untersuchungen zu verfolgen.

Der Stubenbergsee stellt ein bereits eutrophiertes Gewässer dar. Die in den letzten Jahren (ERNET et al. 1975, 1978) gewonnenen Erkenntnisse konnten durch die vorliegenden Untersuchungsergebnisse der Jahre 1979 und 1980 bestätigt werden. Das Ablassen der nährstoffhaltigen Tiefenwasserschichten durch den Grundablauf hat offensichtlich nicht den gewünschten Erfolg gebracht. Da die nur labile thermische Schichtung in den Sommermonaten im Stubenbergsee nur während eines verhältnismäßig kurzen Zeitraumes gegeben ist, ist eine gezielte Entfernung des Tiefenwassers nur schwer möglich. Die Sedimente, aus denen, wie aus den schon genannten früheren Untersuchungen bekannt ist, größere Mengen an löslichen N- und P-Verbindungen freigesetzt werden, sind hauptsächlich an der tiefsten Stelle des Sees konzentriert. Da der Grundablaß sich nicht an der tiefsten Stelle befindet, ist eine vollständige Entleerung des Sees und eine anschließende mechanische Entfernung der Sedimente aus diesem Bereich nicht möglich. Unserer Meinung nach ist eine wesentliche Verbesserung der Wasserqualität nicht zu erwarten, solange diese als Nährstofflieferanten anzusehenden Sedimente nicht weitgehend entfernt werden können. Um den zusätzlichen Eintrag von eutrophierungsfördernden Stoffen in Grenzen zu halten, ist eine Verbesserung der Qualität des Seezulaufes anzustreben. Die Feistritz ist als Seezulauf auf Grund ihrer zu hohen Belastung ohne weitere

Maßnahmen zur Verringerung ihres Nährstoffgehaltes nicht geeignet. Da in den letzten Jahren keine wirksamen Maßnahmen gesetzt wurden, um die Nährstoffkonzentrationen im See zu senken, war auch keine Verbesserung der Wasserqualität des Sees in den beiden letzten Jahren festzustellen. Die organische Belastung und die in den Sommermonaten auftretenden Sauerstoffdefizite waren eher größer als in den Jahren 1975 bis 1978. Die Biomasse war zwar im Jahre 1979 im Vergleich zu 1976 geringer, es wurde jedoch eine Verschiebung des Artenspektrums zugunsten der Cyanophyceae festgestellt. Eine Massenentwicklung von Algen müßte möglichst verhindert werden, da durch diese die Verwendung des Sees als Badegewässer weitgehend eingeschränkt wird.

Der Sulmsee ist als stark eutrophes Gewässer zu bezeichnen. In den Sommermonaten kam es zu einer sehr starken Entwicklung des Phytoplanktons, die sich in einer deutlichen Vegetationsfärbung zeigte. Die durch die Hochproduktion bedingte sehr geringe Sichttiefe war weitaus geringer, als in der ÖNORM M 6230 für einen Badensee gefordert ist. Eine erhöhte organische Belastung, Sauerstofffreiheit und das Auftreten von Sulfiden über dem Grund trotz der geringen Tiefe waren als Folgeerscheinungen der Eutrophierung festzustellen. Da sowohl der als Zulauf verwendete Kogelgrabenbach als auch die zeitweise zur Versorgung des Sees mit Frischwasser zum Ausgleich der Verdunstung verwendete Sulm erhöhte Nährstoffkonzentrationen aufwies, ist anzustreben, andere Quellen zur Versorgung heranzuziehen. Die erhöhte bakterielle Belastung der Sulm schränkt ihre Verwendung zusätzlich ein. Eine völlige Entleerung des als Badegewässer verwendeten Seebeckens am Ende der Sommersaison wäre sicherlich von Vorteil. Durch die im Anschluß daran mögliche Entfernung der Sedimente und die nachfolgende Neufüllung mit einwandfreiem Frischwasser könnte sicher eine Eutrophierung hintangehalten werden. Zusätzlich sollte eine intensive fischereiliche Nutzung des Gewässers vermieden werden, um die Funktion als Badegewässer sicherzustellen.

Der Röksee wird im Gegensatz zu den anderen untersuchten Seen durch Grundwasser gespeist. Die im Jahre 1980 nur in geringfügigem Maße festgestellten Eutrophierungserscheinungen waren im Jahre 1979 in weitaus stärkerem Maße vorhanden. Die im September dieses Jahres ermittelte hohe Biomassenproduktion, verbunden mit hohen Konzentrationen sowohl an gelösten als auch suspendierten organischen Stoffen, stellte eine zwar einmalige, aber für einen Badensee sehr hohe Spitzenbelastung dar. Allerdings waren die an den anderen Entnahmetagen festgestellten Belastungen wesentlich geringer. Die eine Eutrophierung fördernden Faktoren, wie z. B. erhöhte Phosphatgehalte, waren im Röksee im wesentlichen nicht vorhanden. Die ungünstige Beeinflussung durch oberirdische Zuflüsse, wie sie bei den beiden vorher genannten Seen gegeben scheint, ist bei diesem See infolge seiner ausschließlichen Versorgung durch unterirdische Quellen auszuschließen. Die Qualität des Grundwassers ist allerdings kaum zu beeinflussen und dessen erhöhte Nitratgehalte stellen einen unter Umständen eutrophierungsbegünstigenden Faktor dar. Um bessere Voraussetzungen für den Badebetrieb zu schaffen, sollte die nur sehr geringe Tiefe von 2 Metern durch weitere Ausbaggerungen so weit wie möglich vergrößert werden. Die Aufwirbelung von Sedimenten durch die Badegäste könnte bei einer größeren Seetiefe vermieden werden. Die zum Teil bereits durchgeführte Reinigung der Schotterstrände trägt ebenfalls dazu bei, eine einwandfreie Funktion des Sees als Badensee zu gewährleisten.

8. Literatur

- BOURELLY P. 1972. Les algues d'eau douce – algues vertes. – Edition N. Bourbée & Cie., Paris.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, 1960–1979 (DEV). – Verl. Chemie, Weinheim/Bergstraße.
- ERNET M., GÜBITZ H. & STUNDL K. 1973. Untersuchung von künstlichen Badeseen in der Steiermark. – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 103: 221–243.
- ERNET M., HÖLLINGER W., LIDAUER N. & STUNDL K. 1975. Chemisch-biologische Untersuchung des Stubenbergsees (1. Mitteilung). – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 105: 201–223.
- , –, – & – 1978. Limnologische Untersuchung des Stubenbergsees (2. Mitteilung). – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 108: 205–229.
- FREIER R. K. 1964. Wasseranalyse. – Verl. Walter de Gruyter & Co., Berlin.
- HÖLLINGER W. 1979. Bestimmung niedriger TOC-Konzentrationen. – Z. Wasser- u. Abwasser-Forsch., 12: 193–196.
- HUBER-PESTALOZZI G. 1962. Das Phytoplankton des Süßwassers. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- MAIER D. 1973. Eine verbesserte Methode zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumdichromat (COD-Methode). – GWF, 114: 366–370.
- MERCK E. AG. (o. Jz.). Die Untersuchung von Wasser. – 4. Aufl., Darmstadt.
- MERZ W. 1975. Die Bestimmung des TOC-Gehaltes in Trink-, Fluß- und Abwasser. – GIT, Fachz. f. d. Laboratorium, Heft 4: 293–301.
- & KREUTZER H. 1977. Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Wasser und Abwasser mit dem automatischen TOC-Analysator nach MERZ. – Chemie-Technik, 6: 379–385.
- ÖNORM M 6230. 1980. Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern. – Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PASCHER A. 1913. Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- REGNET W. & UDLUFT P. 1974. Schnellbestimmung von Sulfat durch Trübungsmessung. – Hydrochem.-hydrogeol. Mitt., 1: 121–128.
- UTERMÖHL H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. – Mitt. Int. Ver. Limnol., 9: 1–38.

Anschrift der Verfasser: Dr. Wolfgang HÖLLINGER, Dr. Norbert LIDAUER, Dr. Heinz NOVAK, Institut für Biotechnologie, Mikrobiologie und Abfalltechnologie, Bereich für Mikrobiologie, Wasser- und Abfalltechnologie der Technischen Universität Graz, Technikerstraße 4, 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: 1981

Band/Volume: [111](#)

Autor(en)/Author(s): Höllinger Wolfgang, Lidauer Norbert, Novak Heinz

Artikel/Article: [Limnologische Untersuchung von steirischen Badeseen. 87-113](#)