© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark	Band 113	S. 61–68	Graz 1983

Problematik eines künstlichen Badegewässers am Beispiel des Kumbergsees (Steiermark)

Von Wolfgang Höllinger, Norbert Lidauer und Heinz Novak

Mit 2 Abbildungen und 2 Tabellen (im Text)
Eingelangt am 31. März 1983

Zusammenfassung

Der Kumbergsee, ein künstlicher Badesee in der Oststeiermark, wurde im Jahre 1981 in Weiterführung der Untersuchungen aus den Jahren 1979 und 1980 chemisch, biologisch und bakteriologisch untersucht.

Da die Ergebnisse eine Verschlechterung der Wasserqualität gegenüber den Vorjahren zeigten, werden mögliche Gründe für eine Eutrophierung sowie Maßnahmen zur Verbesserung des Badegewässers diskutiert.

1. Einleitung

Der im Jahre 1978 als Badegewässer neu errichtete und im Juni 1979 in Betrieb genommene Kumbergsee (Oststeiermark) besitzt eine Fläche von 1,4 Hektar und eine maximale Tiefe von 3,5 Meter. Der See wird aus einem unbelasteten Bach aus dem Gebiet des Schöckels gespeist und besitzt einen Oberflächen- und Grundablaß.

Frühere Untersuchungen in den Jahren 1979 und 1980 (Höllinger et al. 1981) zeigten bereits Eutrophierungstendenzen des Sees.

Im Spätherbst 1980 wurde der See vollständig entleert und die Kiesstrände gesäubert. Auf Grund dieser Maßnahmen war im Jahre 1981 eine Verbesserung der Wasserqualität und eine gegenüber den Vorjahren verringerte Biomassenproduktion zu erwarten.

Um die weitere Entwicklung dieses Badegewässers zu verfolgen, wurden im Jahre 1981 sechs Untersuchungsserien durchgeführt. Diese Untersuchungen sollten zeigen, ob die genannten Annahmen tatsächlich im erwarteten Ausmaß erfolgten.

2. Probenahme und Methodik

Die Untersuchungen wurden während der Vegetationsperiode von April bis Oktober 1981 durchgeführt.

Die Probenahmen für die physikalisch-chemischen und bakteriologischen Untersuchungen erfolgten an der tiefsten Stelle des Sees an der Oberfläche und knapp über dem Grund. Aus dem Seezulauf wurden ebenfalls Proben gezogen. Temperatur und Sauerstoffgehalt wurden in Abständen von 1 Meter von der Oberfläche bis zum Grund gemessen. Die Ermittlung der Biomasse erfolgte von April bis Juli ebenfalls im Abstand von 1 Meter von der Oberfläche bis zum Grund.

Die Untersuchungsmethodik war gleich wie bei früheren limnologischen Untersuchungen (Höllinger et al. 1981).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

3. Untersuchungsergebnisse

3.1. Elektrolytgehalt

Der **pH-Wert** schwankte an der Oberfläche zwischen 8,2 (25. 6.) und 9,5 (9. 4.). In der Tiefe war er innerhalb 0,1 pH-Einheiten immer gleich wie an der Oberfläche, nur am 14. 5. trat ein maximaler Unterschied von 0,7 Einheiten (Oberfläche 9,2; Tiefe 8,5) auf. Der pH-Wert des Zulaufs lag zwischen 7,1 (14. 5.) und 7,8 (9. 4.).

Die **elektrolytische Leitfähigkeit** schwankte bei nur geringfügigen Unterschieden zwischen Oberfläche und Tiefe von 100 bis 150 μS/cm. Im Zulauf war sie immer etwas höher mit maximal 190 μS/cm (9. 4.).

Die **Säurekapazität bis pH 8,2 (p-Wert)** betrug maximal 0,41 mmol/l (14. 5.) an der Oberfläche, während an diesem Tag in der Tiefe parallel zum großen pH-Unterschied nur 0,09 mmol/l gemessen wurden. Am 25. 6. war bei einem pH-Wert von 8,2 der p-Wert Null. Im Zulauf konnte keine Säurekapazität bis pH 8,2 nachgewiesen werden.

Die **Säurekapazität bis pH 4,3 (m-Wert)** lag an der Oberfläche zwischen 0,87 mmol/l (27. 8.) und 1,42 mmol/l (25. 6.). In der Tiefe schwankte sie zwischen 0,87 mmol/l (27. 8.) und 1,49 mmol/l (14. 5.). Im Zulauf war der m-Wert immer höher als im See, die Extremwerte waren 1,44 mmol/l (29. 7.) und 1,98 mmol/l (9. 4.).

Basenkapazität bis pH 8,2 (negativer p-Wert) konnte im See nur am 25. 6. (0,02 mmol/l) bei einem pH-Wert knapp unter 8,2 nachgewiesen werden. Im Zulauf war der p-Wert immer negativ und betrug maximal 0,19 mmol/l (20. 10.).

Der **TIC-Wert** (in mg/l) bzw. **Q_c-Wert** (in mmol/l) war an der Oberfläche und in der Tiefe fast immer gleich. Ein Minimalwert von 8,6 mg/l bzw. 0,72 mmol/l wurde am 27. 8. gemessen, das Maximum von 16,0 mg/l bzw. 1,33 mmol/l ergab sich am 25. 6. Am 14. 5. wurde der größte Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe von 2,5 mg/l bzw. 0,2 mmol/l gemessen. Im Zulauf war der TIC- bzw. Q_c-Gehalt immer höher als im See und schwankte zwischen 17,4 mg/l bzw. 1,45 mmol/l (29. 7.) und 22,8 mg/l bzw. 1,98 mmol/l (9. 4.).

Aus dem Q_c-Wert und pH-Wert ergab sich nur am 25. 6. ein Gehalt von 0,02 mmol/l an **freiem CO_2** im Seewasser. Im Zulauf war immer freies CO_2 vorhanden (Minimum von 0,08 mmol/l am 9. 4., Maximum von 0,32 mmol/l am 14. 5.).

Der rechnerisch ermittelte Gehalt an **HCO_3^--Ionen** schwankte zwischen 0,65 mmol/l (27. 8., Oberfl. und Tiefe) und 1,30 mmol/l (25. 6., Oberfl. und Tiefe). Der größte Unterschied zwischen der Oberfläche und der Tiefe wurde am 14. 5. bei 0,98 mmol/l an der Oberfläche und 1,24 mmol/l in der Tiefe gemessen. Im Zulauf lag der Gehalt zwischen 1,3 mmol/l (29. 7.) und 1,9 mmol/l (9. 4.).

CO_3^{2-}-Ionen waren im Seewasser immer vorhanden, der maximale Gehalt von 0,11 mmol/l wurde am 9. 4. ermittelt. Im Zulauf ergab sich auf Grund der pH-Werte zwischen 7 und 8 kein CO_3^{2-}-Gehalt.

Die **Gesamthärte** war nur gering und an der Oberfläche und in der Tiefe fast immer gleich. Das Minimum betrug 2,6° d. H. (27. 8.), das Maximum 4,4° d. H. (14. 5.). Im Zulauf war die Gesamthärte immer höher als im See und schwankte zwischen 4,4° d. H. (29. 7.) und 5,7° d. H. (9. 4.).

Der **Chlorid-Gehalt** war im Seewasser während des Jahres nur geringen Schwankungen zwischen 3,2 und 4,1 mg/l unterworfen. Der Gehalt im Zulauf war etwas geringer und lag bei 2,5 ± 0,2 mg/l.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Der zwischen Oberfläche und Tiefe kaum unterschiedliche Gehalt an **Sulfat-Ionen** betrug 10,5 (27. 8.) bis 15 mg/l (9. 4. und 25. 6.). Im Zulauf war der Gehalt immer niedriger als im See und schwankte zwischen 8,1 (29. 7.) und 11,2 mg/l (25. 6.).

Die Gehalte an **Eisen- und Mangan-Verbindungen** waren im Seewasser mit maximal 0,13 mg/l an Eisen-Ionen (20. 10.) in der Tiefe bzw. 0,19 mg/l Gesamteisen (14. 5. und 29. 7.) in der Tiefe nur gering. Meist wurden Eisengehalte um 0,1 mg/l festgestellt. Der Eisengehalt des Zulaufs war mit maximal 0,05 mg/l noch geringer. Die Konzentrationen an Mangan-Ionen lagen, wenn überhaupt nachweisbar, unter 0,1 mg/l. Im Zulauf waren Mangan-Ionen nicht nachweisbar.

3.2. Sauerstoffhaushalt

Während des Untersuchungszeitraumes wurden O_2-Übersättigungen und -Defizite unterschiedlicher Größenordnung gemessen (Abb. 1). So lag am 9. 4. eine starke Übersättigung vor, die in 2 m Tiefe einen maximalen Gehalt von 16,2 mg O_2/l, entsprechend 164% der theoretischen Sättigung ergab. Am 14. 5. konnte bis in 2 m Tiefe eine durchschnittliche

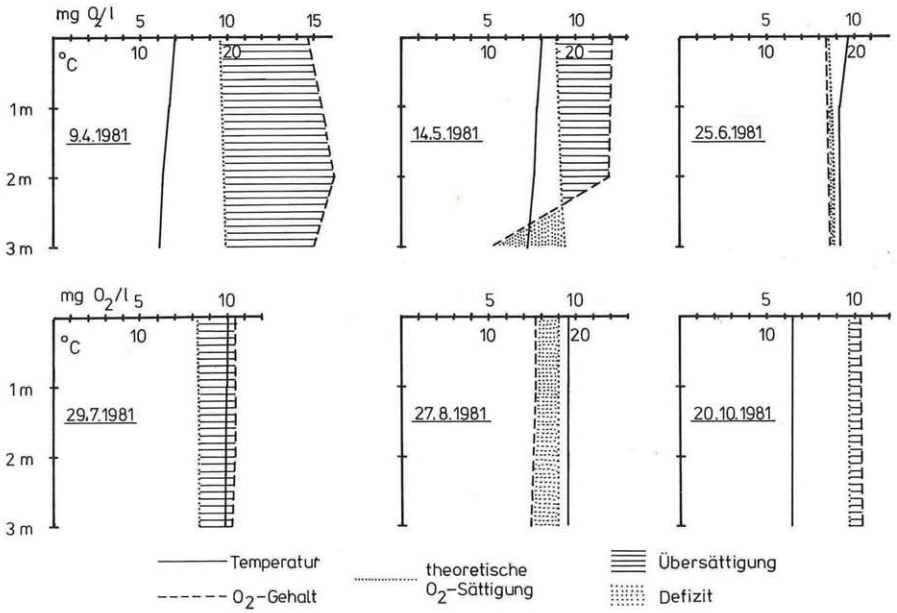

Abb. 1: Sauerstoff- und Temperaturtiefenprofile.

O_2-Übersättigung von 2,9 mg O_2/l festgestellt werden, jedoch lag der O_2-Gehalt in der Tiefe mit 5,3 mg O_2/l deutlich unter dem theoretischen Sättigungswert. Ein geringes O_2-Defizit von 0,1 bis 0,2 mg O_2/l trat am 25. 6. auf. Ende Juli wurde wiederum eine Übersättigung von durchschnittlich 2 mg/l festgestellt. Am 27. 8. lag der O_2-Gehalt zwischen 7,7 an der Oberfläche und 7,4 in 3 m Tiefe, was einem Defizit von 1,3 bzw. 1,6 mg O_2/l entspricht. Am 20. 10. wurde schließlich wieder eine leichte O_2-Übersättigung gemessen.

Der O_2-Gehalt des Zulaufs zeigte bei allen Untersuchungen eine leichte Übersättigung, die am 20. 10. 1981 mit 1,3 mg O_2/l gegenüber dem theoretischen Sättigungswert ein Maximum aufwies. Bei allen anderen Untersuchungen schwankte der Wert der Übersättigung zwischen Null und 0,8 mg O_2/l.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

3.3. Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Im See lagen die **Ammoniumwerte** unter der Nachweisgrenze, lediglich am 25. 6. wurden sowohl an der Oberfläche als auch in der Tiefe Werte von unter 0,1 mg/l gemessen. Im Zulauf wurden bei keiner der Proben Ammoniumgehalte festgestellt.

Die **Nitritgehalte** lagen zwischen nicht nachweisbar und 0,03 mg/l. Im Zulauf wurden Gehalte von unter 0,01 bis maximal 0,02 mg/l (29. 7.) nachgewiesen.

Der **Nitratgehalt** wies an der Oberfläche Gehalte zwischen 0,07 und 0,9 und in der Tiefe von 0,04 und 1 mg/l auf. Dagegen war der Nitratgehalt im Zulauf wesentlich höher, dieser lag zwischen 4 und 6 mg/l.

Die **ortho-Phosphatgehalte** wurden mit maximal 0,02 (9. 7. und 27. 8.) und mit minimal 0,01 mg/l nachgewiesen. Im Zulauf lag der Phosphatgehalt bei durchschnittlich 0,04 mg PO_4^{3-}/l.

Im See wurden **Gesamtphosphorwerte** gefunden, die mit 0,02 bis 0,04 mg/l wesentlich höher liegen als die des Zulaufs. Im Zulauf lagen diese Werte bei durchschnittlich 0,01 mg/l und darunter.

3.4. Die Belastung mit organischen Stoffen

Der **Kaliumpermanganatverbrauch** lag bei nur geringen Unterschieden zwischen der Oberfläche und der Tiefe zwischen 12 (9. 4.) und 22 mg/l (20. 10.) (Abb. 2). Der maximale Gehalt des Zulaufs betrug 5,6 mg/l (29. 7.).

Ähnlich lagen die Verhältnisse beim **COD-Gehalt der homogenisierten Proben,** wo die geringsten Gehalte um 8 mg/l am 9. 4. und die höchsten Gehalte von 21 bis 23 mg/l am 29. 7. und 27. 8. gefunden wurden.

Der immer sehr geringe COD-Gehalt des Zulaufs betrug maximal 2,6 mg/l (29. 7.).

Der **COD der filtrierten Proben** war im April mit 5,4 mg/l am geringsten und erreichte im Juli und August die höchsten Werte von 10 bis 12 mg/l. Im Zulauf war der Maximalwert 1,5 mg/l (29. 7.).

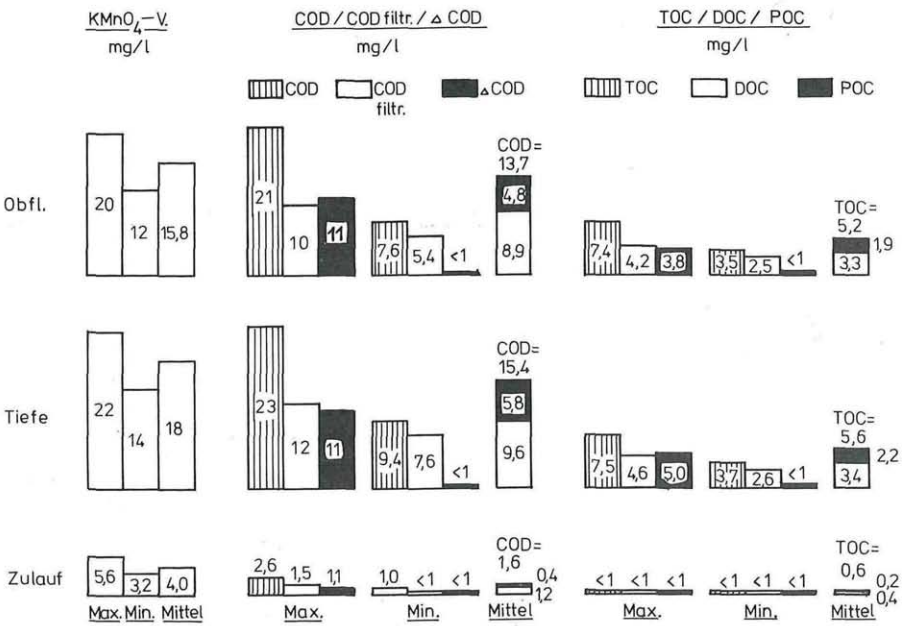

Abb. 2: Schwankungsbereiche der organischen Belastung.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Während der **Δ-COD** mit unter 1 mg/l am 25. 6. am geringsten war, wurde der Maximalwert von 11 mg/l am 27. 8. erreicht. Der maximale Δ-COD des Zulaufs lag bei 1,1 mg/l.

Der **TOC-Gehalt** schwankte zwischen 3,5 mg/l (9. 4.) und 7,5 mg/l (27. 8., 20. 10.). Im Zulauf wurden nur sehr geringe TOC-Gehalte unter 1 mg/l festgestellt.

Parallel zum TOC wurden die niedrigsten **DOC-Werte** von 2,5 mg/l im See am 9. 4. und die höchsten Gehalte von 4,6 mg/l am 27. 8. festgestellt. Im Zulauf lag der DOC bei 0,2 bis 0,6 mg/l.

Die **POC-Gehalte** waren minimal unter 1 mg/l (25. 6.) und erreichten Maximalwerte von 4 bis 5 mg/l am 27. 8. und 20. 10. Der POC-Gehalt des Zulaufs lag mit zirka 0,1 mg/l unterhalb der Nachweisgrenze.

Aus den Daten ist eindeutig ersichtlich, daß die niedrigste Belastung im April, die höchsten Konzentrationen an organischen Stoffen im Juli und August, teilweise auch im Oktober vorhanden waren. Belastungsunterschiede zwischen der Oberfläche und der Tiefe waren kaum vorhanden. Der größte Unterschied ergab sich im Mai, wo bei den homogenisierten Proben die Konzentration an organischen Stoffen in der Tiefe um zirka ein Drittel höher als an der Oberfläche waren, was auf suspendierte Stoffe zurückzuführen ist. Im Mai und August wurden auch die höchsten Schwebstoffmengen von 8,5 mg/l festgestellt. Die erhöhten organischen Belastungen im August sind sowohl auf suspendierte Stoffe als auch auf gelöste Stoffe zurückzuführen. Die UV-Extinktion, gemessen bei 254 nm, erreichte in diesem Monat den höchsten Wert von 4,3/m.

3.5. Bakteriologische Untersuchung

An allen Untersuchungstagen wurden in der Tiefe mehr **psychrophile Keime** gefunden als an der Oberfläche (Tab. 1). Die Werte schwankten an der Oberfläche zwischen 102 (9. 4.) und 760 (27. 8.), in der Tiefe zwischen 190 (29. 7.) und 4000 (14. 5.) Kolonien/ml. **Coliforme Keime** konnten sowohl an der Oberfläche als auch in der Tiefe nur vereinzelt festgestellt werden. ***Escherichia coli*** wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht nachgewiesen. Im Zulauf konnten maximal 38 (20. 10.) psychrophile Keime/ml festgestellt werden. Coliforme Keime sowie Escherichia coli wurden im Zulauf an keinem Untersuchungstag nachgewiesen.

Tab. 1: Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchungen
(Psychroph. = psychrophile Keime; () = laktoseabbauende Keime)

Datum	9. 4. 1981		14. 5. 1981		25. 6. 1981	
	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml
Oberfläche	102	0	300	0	470	0
Tiefe	965	0 (2)	4.000	0 (1)	580	0
Zulauf	7	0	16	0	23	0
Datum	29. 7. 1981		27. 8. 1981		20. 10. 1981	
	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml	Psychroph. in 1 ml	Coliforme in 100 ml
Oberfläche	130	0	760	0 (2)	370	0
Tiefe	190	0 (2)	870	0	500	0
Zulauf	15	0	0	0	38	0

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

3.6. Biologische Untersuchung

Im Jahr 1981 wurden gegenüber dem Vorjahr deutlich höhere Werte für die Biomasse gefunden. Während im Monat Juli 1981 rund 68.000 mg unter 1 m^2 ermittelt wurden, konnten im selben Zeitraum in den Jahren 1979 und 1980 nur knapp 2000 mg/m^2 gefunden werden (HÖLLINGER et al. 1981).

In den Monaten April und Mai 1981 wurde die Biomasse zu über 50% von den Diatomea *(Cyclotella* sp. und *Synedra* sp.*)* gebildet. Im Juni waren die Diatomeen nur noch vereinzelt vorhanden. Die Biomasse bildeten zu 95% die Cryptophyceae mit *Cryptomonas* sp. Gleichzeitig mit einem starken Ansteigen der Biomasse im Juli erfolgte ein neuerlicher Artenwechsel. In diesem Zeitraum waren die Cyanophyceae mit rund 90% hauptsächlich an der Biomasse beteiligt. Die vorherrschende Art war *Aphanothece* sp.

Die Werte für die Biomasse unter 1 m^2 in Tab. 2 sind auf eine Seetiefe von 3,5 m bezogen.

Tab. 2: Biomasse, Sichttiefe und Anteile der einzelnen taxonomischen Gruppen in %

Tag der Untersuchung	9. 4. 1981	14. 5. 1981	25. 6. 1981	29. 7. 1981
BIOMASSE mg unter 1 m^2	14300	21800	3100	67500
SICHTTIEFE in cm	165	145	350	155
CYANOPHYCEAE	0,8	0,01	0,01	90,2
CHRYSOPHYCEAE	1,2	6,5	–	–
DIATOMEAE	56,5	63,1	0,1	0,04
CRYPTOPHYCEAE	11,9	6,0	95,1	0,2
DINOPHYCEAE	0,5	1,4	–	0,9
EUGLENOPHYCEAE	–	–	–	0,1
CHLOROPHYCEAE	0,5	3,7	4,4	8,3
CONJUGATAE	0,1	0,4	0,3	0,2
REST*)	28,5	18,9	0,1	0,1

*) = nicht näher bestimmte kokkale Algen

4. Diskussion

Die umfangreichen Meßdaten zeigen, daß am Kumbergsee im Jahre 1981 deutliche Eutrophierungserscheinungen auftraten.

Wie aus den Ergebnissen vom Juli ersichtlich ist, erreichte die Biomasse im Hochsommer sehr hohe Konzentrationen. Stichprobenartige Messungen im August bestätigten diese Tatsache. Die Gehalte an Biomasse lagen im Sommer 1981 um über eine Zehnerpotenz höher als die Vergleichsergebnisse des Jahres 1980 (HÖLLINGER et al. 1981). Während im Jahre 1980 und im Frühjahr 1981 Diatomeen den Hauptanteil der Biomasse bildeten, trat im Juli eine Artenverschiebung zu den Cyanophyceen auf. Außerdem erreichte der Biomassegehalt in diesem Monat ein Mehrfaches der durchschnittlichen Gehalte des Frühjahres. Auf Grund des massenhaften Auftretens von Blaualgen im Juli war der See zu diesem Zeitpunkt als stark

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
eutrophiert zu bezeichnen. Aus den Daten der phys.-chem. Untersuchungen konnte jedoch keine Erhöhung der organischen Belastung gegenüber dem Jahre 1980 festgestellt werden. Der nach der ÖNORM M 6230 geforderte Grenzwert von 25 mg/l Kaliumpermanganatverbrauch wurde bei keiner Untersuchung im Jahre 1981 überschritten. Die nach HEHENWARTER 1966 eine Eutrophierung begünstigenden Phosphorkonzentrationen von 20 µg/l wurden zum Teil übertroffen. Vom hygienischen Standpunkt aus bestehen keine Bedenken bezüglich der Verwendung des Sees als Badegewässer, da die Keimzahlen unter den in der genannten ÖNORM festgelegten Grenzwerten liegen.

Die Gründe für die festgestellten Eutrophierungserscheinungen sind sicher nicht in der Wasserqualität des Zulaufs zu suchen. Der Seezulauf weist Trinkwasserqualität auf und ist als Wasser zur Speisung des Sees gut geeignet. Als Hauptursache für die erhöhte Biomasseproduktion ist höchstwahrscheinlich das Freisetzen von Nährstoffen aus den Sedimenten am Seegrund anzusehen. Wie frühere Untersuchungen am Stubenbergsee (ERNET et al. 1975 und 1978) zeigten, können aus den Sedimenten durch mikrobielle Umsetzungen beträchtliche Mengen an Stickstoff- und Phosphorverbindungen in Lösung gehen und in der Folge ein gesteigertes Algenwachstum bewirken. Die Zufuhr von Nährstoffen kann auch durch Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Umgebung des Sees erfolgen. Da umgebende Felder zum Teil in Hanglage zum See liegen, ist diese Möglichkeit der Zufuhr von N- und P-Verbindungen nicht auszuschließen. Ungünstige Auswirkungen des in den Sommermonaten sehr intensiven Badebetriebes, mit einer pro Badegast zu geringen Wasserfläche, auf die Wasserqualität des Sees sind eventuell auch gegeben.

Als Maßnahme zur Verbesserung der Qualität des Seewassers wurde bereits im Winter 1980/81 der See völlig entleert und die Schotterstrände gesäubert. Hierauf wurde der See bis zum April 1981 wieder mit dem Zulauf aufgefüllt. Diese radikale Maßnahme des totalen Wasseraustausches am Ende der Badesaison erscheint bei diesem Kleingewässer am sinnvollsten, da andere Sanierungsmaßnahmen, wie z. B. Fällung mit Eisensalzen oder Tiefenwasserabzug, die bei größeren Badeseen bereits angewandt wurden (PECHLANER 1971, PECHLANER & SCHULZ 1971, AMBÜHL 1975), am Kumbergsee kaum zielführend sind. Allerdings ist es notwendig, die Sedimente am Grund des Sees möglichst quantitativ zu entfernen, um die negativen Auswirkungen dieser Ablagerungen auf die Wasserqualität zu unterbinden. Der Abzug der Sedimente scheint bei den Säuberungsaktionen des Winters 1980/81 in zu geringem Umfang durchgeführt worden zu sein, wie die erhöhte Biomasseproduktion im Sommer 1981 erkennen läßt. Da der Zulauf während der Sommermonate größtenteils nur einen Ausgleich für die Verdunstung darstellte und zu dieser Zeit praktisch kein Ablauf vorhanden war, wäre eine Erhöhung der Zulaufmenge von Vorteil, um eine Aufkonzentrierung von gelösten Stoffen im See zu vermeiden und den Abzug von Nährstoffen aus dem See zu ermöglichen.

Kleinseen mit Flächen unter 3 Hektar und maximalen Tiefen von 3 bis 4 Metern neigen zu rascher Eutrophierung (WACHS 1976). Bei deutlich auftretenden Algenblüten und geringen Sichttiefen ist die Badetauglichkeit eines Gewässers eingeschränkt. Daher sind am Kumbergsee zielführende Maßnahmen zu setzen, um die einwandfreie Funktion als Badegewässer zu gewährleisten.

Literatur

AMBÜHL H. 1975. Seenreinhaltung – ein ökologisches Problem. – Österr. Wasserwirtsch., 27: 253–260.

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.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
HEHENWARTER E. 1966. Baggerseen, künstliche Kleingewässer und ihre limnologischen Probleme. – Inf. Bull. 14. Föderation Europ. Gewässerschutz (FEG), Zürich.

HÖLLINGER W., LIDAUER N. & NOVAK H. 1981. Limnologische Untersuchung von steirischen Badeseen. – Mitt. naturw. Ver. Steiermark, 111: 87–113.

ÖNORM M 6230. 1980. Anforderungen an die Beschaffenheit von Badegewässern. – Österreichisches Normungsinstitut, Wien.

PECHLANER R. 1971. Die Restaurierung des Piburger Sees (Tirol). – Carinthia II, Sonderheft 31: 97–115.

– & SCHULZ N. 1971. Die Restaurierung eines eutrophierten Badesees (Reither See, Tirol). – Ber. naturwiss.-med. Ver. Innsbruck, 60: 183–201.

WACHS B. 1976. Parameter zur Beurteilung der Eignung von Oberflächengewässern zu Badezwecken. – Project Life 2000, I: 155–163.

Anschrift (für die Verfasser): Mag. Dr. Wolfgang HÖLLINGER, TU Graz, Inst. f. Biotechnologie, Technikerstr. 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: 1983

Band/Volume: 113

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

Artikel/Article: Problematik eines künstlichen Badegewässers am Beispiel des Kumbergsees (Steiermark). 61-68