

Einfluß von Umweltfaktoren auf den Diatomeen-Aufwuchs von Hochgebirgsseen der Zentralalpen (Gotthardgebiet)

Ferdinand Schanz, Martin Keller und Pius Niederhauser

Synopsis

The lakes of the Gotthard region are characterized by low conductivity values ($<16 \mu\text{S cm}^{-1}$). Precipitation falling in this region is loaded with nitrogen (sum of ammonia and nitrate: $23\text{-}37 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$) and sulfur (as sulfate: $30\text{-}55 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$). The lakes are susceptible to acidification, but they are not acid lakes (pH: 6,2-6,6). Principal components analysis of the periphyton diatom communities of the six lakes yielded four distinct groups. The separation of these groups might be caused by the alkalinity and/or the total ion concentrations (sum of anions and sum of cations). However we assume that other factors associated with the morphometry, hydrology, chemistry and physics of high mountain lakes are also of some importance in determining the species composition of diatom periphyton found there.

Hochgebirgsseen, Zentralalpen, Gotthardgebiet, Versauerung, Aufwuchs, Diatomeen.
High mountain lakes, Central Alps, Gotthard, acidification, periphyton, diatoms.

1. Einleitung

Hochgebirgsseen (Lage oberhalb 2000 m ü.M., Fläche über $0,5\cdot 10^4 \text{ m}^2$, Mindesttiefe 1 m) unterscheiden sich von Tieflandseen durch intensive Einstrahlung, niedrige Temperaturen, häufige Durchmischung, lange Eisbedeckung und niedrige Nährstoffkonzentrationen (PSENNER & ZAPF 1990). Deshalb müsste z. B. die Zunahme der Säurebelastung durch Niederschläge starke Auswirkungen auf den Chemismus haben, die jedoch wegen der geringen jährlichen Zahl von Probenahmen (manchmal nur ein Mal) vielfach erst nach längerer Zeit feststellbar sind (MOSELLO 1984). Man ist deshalb dazu übergegangen, biologische Methoden zu verwenden mit der Idee, daß man damit die Einflüsse von Umweltfaktoren über einen längeren Zeitraum des Jahres erfassen kann und somit in der Lage wäre, wichtige Veränderungen des Ökosystems rascher zu erkennen. Da die Diatomeen den Hauptbestandteil von Aufwuchs-Biozönosen der Hochgebirgsseen ausmachen (SCHANZ 1984), sowohl qualitativ als auch quantitativ leicht erfaßbar sind und empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren (Literaturzusammenstellung bei HÜRLIMANN 1993), eignen sie sich besonders gut für die Beurteilung des Einflusses von Umweltfaktoren auf Hochgebirgsseen.

In der vorliegenden Arbeit geht es darum abzuklären, inwieweit sich die Kieselalgenbiozönosen des Aufwuchses von Seen in einem kleinen hochalpinen Raum mit vergleichbarer Säurebelastung und ähnlichem geologischen Untergrund unterscheiden. Bei allfälligen Unterschieden sollte versucht werden, die verantwortlichen Faktoren zu ermitteln.

2. Untersuchungsgebiet

Die Seen G1 bis G5 (Abb. 1) liegen nordwestlich der Gotthardpaßhöhe auf 2300 bis 2450 m ü.M. und entstanden alle durch Glazialerosion. Der See G6 befindet sich an der alten Paßstraße auf 1950 m ü.M. Der geologische Untergrund wird hauptsächlich aus kristallinem Urgestein gebildet. Lediglich im Einzugsgebiet des Sees G6 befindet sich unterhalb von G4 und G5 eine Zone mit basischen Gesteinen. Der größte Teil der Einzugsgebiete der Seen G1 bis G5 wird von blankem Fels und Geröllhalden dominiert; an ebenen Stellen und in Tälchen sind kleine Flächen von alpinen Rasen vorhanden. Ein Viertel des Einzugsgebietes von See G5 besteht aus Alpweide. Die Seen weisen große morphometrische Unterschiede auf (Tab. 1).

See G4 ist mit einer maximalen Tiefe von nur 5 m der seichteste, während See G3 mit 21 m der tiefste See ist. Mit Hilfe der durchschnittlichen jährlichen Niederschlagssumme von 2289 mm (Gotthardpaßhöhe) lassen sich bei Berücksichtigung der Seevolumina und der Flächen der Einzugsgebiete die theoretischen Füllzeiten berechnen. Sie betragen für See G4 und G6 einige Tage, für G1, G2 und G5 mehrere Wochen und für G3 neun Monate.

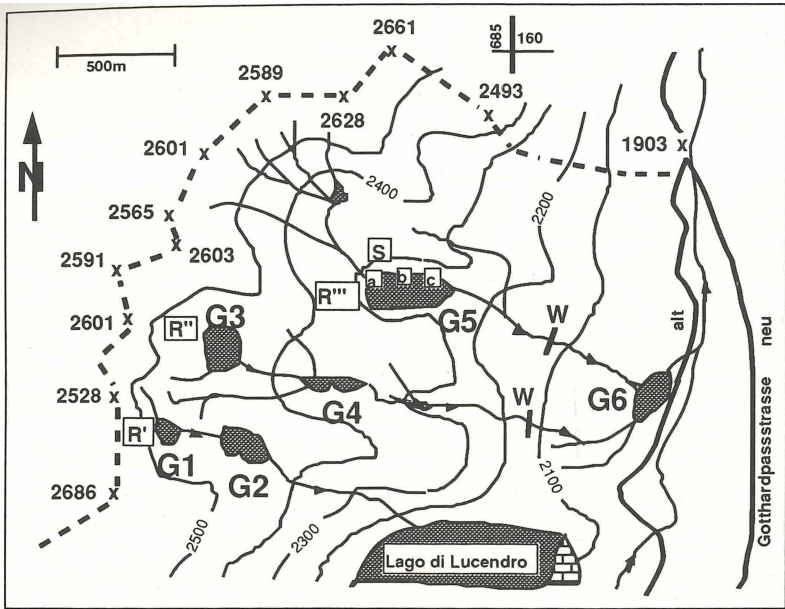


Abb. 1: Untersuchungsgebiet am Gotthard mit den Valletta-Seen (G1, G2), den Orsirora-Seen (G3, G4) und dem Orsino-See (G5). R', R'', R''': Standorte der Regenmesser; S: Ort der Schnee-probenahme; a, b, c: Probenahmestellen am See G5; W: Wasserfassung, nach Landeskarten 1:25'000, Blätter Nr. 1231 und 1251.

Fig. 1: Sampling area in the Gotthard region with the Valletta Lakes (G1, G2), the Orsirora Lakes (G3, G4) and Lake Orsino (G5). R', R'', R''': positions of rain gauges; S: location of snow sampling; W: water catchment.

Tab. 1: Morphometrische Daten der sechs untersuchten Seen am Gotthard. Für die Lage der Seen G1 bis G6 siehe Abb. 1.

Tab. 1: Morphometric data of the six lakes investigated, situated in the Gotthard area of central Switzerland. See Fig. 1 for the geographical location of the lakes.

Morphometrische Angabe		G1	G2	G3	G4	G5	G6
A	Fläche in 10^4 m^2	0,9	2,3	4,1	1,5	4,4	1,8
V	Volumen in 10^3 m^3	36	138	533	45	396	90
z	Mittl. Tiefe in m	4	6	13	3	9	5
A'	Fläche Einzugsgebiet in 10^4 m^2	20	45	31	74	98	(81-299)
τ	Theoretische Füllzeit in d	29	49	274	10	64	(5-18)

() Große Streubreite, wegen der Wasserfassungen im Einzugsgebiet

3. Material und Methoden

Probenahme: Wasserproben vom Ufer aus mit Horizontalschöpfer in einer Tiefe von 0,5 bis 1 m an Orten mit steil abfallendem Seegrund. Entnahme von vier Steinen für Diatomeenaufwuchs aus 0,1 bis 0,4 m Tiefe entlang des Ufers auf einer Länge von 100 bis 200 m (Material der 4 Steine zu einer Probe vereinigt; Ausnahme See G5, Material von zwei Flächen für eine Probe).

Seewasseruntersuchungen: Messungen alle 14 Tage in der Periode vom 4. Juli bis 9. Oktober von Temperatur (0,1 m), pH, Leitfähigkeit, Alkalinität, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Gesamtphosphor und Chlorophyll a. Kationen- und Anionenbestimmungen am 4.7.1990, 31.7., 28.8., 28.9. Transport und Untersuchungen wie bei NIEDERHAUSER (1993).

Schnee- und Niederschlagsmessungen: Schneeprobenahmen am 9. April 1991 im Norden des Sees G5 (Abb. 1). Berechnung des Wassergehaltes aus Gewicht und Volumen, physikalische und chemische Untersuchungen im Zentrallabor WSL, Birmensdorf. Niederschlagsmessungen ab 17. Juli 1990, westlich der Seen G1, G3 und G5 (Abb. 1) mit Totalisator (Konstruktion, WSL, Birmensdorf), Entleerung alle 14 Tage und Bestimmung der Regenmenge, Messungen von pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Anionen und Kationen, zusammen mit den Seeproben.

Diatomeen: Probenahme, Präparation, Bestimmung und Zählung der Arten wie bei NIEDERHAUSER (1993). Auswertung mit Hilfe der Statistikprogramme von WILDI & ORLOCI (1990). Für die Hauptkomponentenanalyse (Daten logarithmiert, Verwendung der Sehnendistanz) nur Arten berücksichtigt mit einem relativen Anteil von 1% der Gesamtindividuenzahl bei mindestens einer Probe.

4. Resultate

4.1 Untersuchung der Niederschläge

Schnee (4 Profile): Die Leitfähigkeit des Schneeswassers betrug im Mittel $6,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Minimum-Maximum, 6,4-7,9) und der pH-Wert 4,75 (4,68-4,81). Es wurden folgende Konzentrationen gemessen: von NH_4^+ $15 \mu\text{eq l}^{-1}$ (14-16), von NO_3^- $14 \mu\text{eq l}^{-1}$ (12-15), von SO_4^{2-} $12 \mu\text{eq l}^{-1}$ (10-14) sowie von der Summe der Kationen $60 \mu\text{eq l}^{-1}$ (52-75) und der Anionen $33 \mu\text{eq l}^{-1}$ (29-37).

Regen: Die Schadstoffdeposition ist bei kurzzeitigen Niederschlagsereignissen nicht proportional zur Summe der Niederschläge, was vermutlich der Hauptgrund für die großen Streuungen der Meßdaten ist. Zwischen den Stellen R', R'' und R''' (Abb. 1) lagen die Abweichungen unter 10% der jeweiligen Mittelwerte. Die Leitfähigkeit war im Mittel $11,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Maximum-Minimum, 8,4-14) und der pH-Wert 4,7 (4,4-4,8). Außerdem bestimmten wir die folgenden Konzentrationen: NH_4^+ $18 \mu\text{eq l}^{-1}$ (2-41), NO_3^- $28 \mu\text{eq l}^{-1}$ (21-35), SO_4^{2-} $46 \mu\text{eq l}^{-1}$ (30-55), Summe der Kationen $53 \mu\text{eq l}^{-1}$ (37-79), der Anionen $78 \mu\text{eq l}^{-1}$ (37-46).

4.2 Seewasseruntersuchungen (Tab. 2)

Leitfähigkeit: Die Seen G1 bis G5 wiesen während der Untersuchungszeit geringe Leitfähigkeitswerte zwischen 4 (See G1, Juli 1990) und $9,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ auf. PSENNER & al. (1988) fanden lediglich in 6 von insgesamt 73 untersuchten Seen im Tirol und in Kärnten Leitfähigkeitswerte unter $10 \mu\text{S cm}^{-1}$. Die geringste jahreszeitliche Schwankung zeigte See G3 mit Werten zwischen 4,4 und $4,8 \mu\text{S cm}^{-1}$.

pH-Wert: Nach der Schneeschmelze am 4. Juli 1990 stellten wir in allen Seen die niedrigsten pH-Werte des Untersuchungsjahres (G1, 5,8; G2, 6,1; G3, 5,7; G4, 6,2; G5, 6,0; G6, 6,3) fest, was damit zusammenhängt, daß sich Substanzen im Laufe des Winters im Schnee akkumulieren, die dann im Frühjahr freigesetzt werden. Während des Sommers stiegen die pH-Werte bis 0,8 Einheiten. Die pH-Mittelwerte der Seen lagen zwischen 6,1 und 6,6. Die Unterschiede sind jedoch -wegen der großen Streuungen- nicht interpretierbar.

Tab. 2: Leitfähigkeit (Leitf.), pH-Wert, Alkalinität (Alk.), Chlorophyll a (Chl a), Summe der Kationen ($\Sigma\text{Kat.}$) und Summe der Anionen ($\Sigma\text{An.}$) bei den sechs untersuchten Seen am Gotthard. Lage der Seen G1 bis G6, siehe Abb. 1; Probenahmedaten: 7.7.1990, 17.7., 31.7., 13.8., 28.8., 11.9., 29.9., 9.10.; Tabellenwerte: Mittel aller Probenahmen (Minimum-Maximum), Ausnahme Chl a = Mittel aus 28.8., 11.9., 28.9., 9.10.

Tab. 2: Conductivity (Leitf.), pH, alkalinity (Alk.), chlorophyll a (Chl a), sum of cations ($\Sigma\text{Kat.}$) and sum of anions ($\Sigma\text{An.}$) in the six Gotthard area lakes investigated. See Fig. 1 for the geographical location of the lakes. Sampling dates: July 7, 1990, July 17, July 31, August 13, August 28, September 11, September 29, October 9. Tabulated values: mean of all samplings (minimum- maximum), except Chl a = mean of August 28, September 11, September 28, October 9.

See	Leitf. $\mu\text{S cm}^{-1}$	pH	Alk. $\mu\text{eq l}^{-1}$	Chl a $\mu\text{g l}^{-1}$	$\Sigma\text{Kat.}$ $\mu\text{eq l}^{-1}$	$\Sigma\text{An.}$ $\mu\text{eq l}^{-1}$
G1	4,7(4,0-6,0)	6,4(5,8-6,7)	31(14-44)	1,4(0,8-1,4)	44(27-70)	50(40-62)
G2	6,8(6,0-7,8)	6,5(6,1-6,8)	52(41-59)	3,3(1,9-5,0)	74(63-85)	81(78-85)
G3	4,6(4,4-4,8)	6,1(5,7-6,4)	16(12-17)	1,1(<,5-2,8)	33(23-38)	45(43-49)
G4	6,9(5,2-9,6)	6,4(6,2-6,7)	46(27-64)	2,5(2,1-3,0)	72(49-100)	74(55-97)
G5	6,5(5,8-7,9)	6,4(6,0-6,6)	34(24-47)	3,1(0,8-4,7)	62(50-75)	68(60-77)
G6	11,7(7,5-14,9)	6,6(6,3-6,8)	71(36-92)	3,5(2,1-4,3)	114(55-170)	119(74-163)

Alkalinität: Der See G3 wies die geringste Alkalinität aller Seen auf und zeigte fast keine jahreszeitlichen Schwankungen (Zunahme vom 4.7. bis 28.9. von 12 auf 19 $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$). Er ist bezüglich Versauerung als extrem empfindlich, die übrigen Seen als empfindlich einzustufen.

Chlorophyll a: Im Juli 1990 verzeichneten alle Seen geringe Chlorophyll a- Werte ($< 0,5$ bis $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Ab August stieg in allen Seen die Konzentration an und blieb bis am 9. Oktober auf erhöhtem Niveau ($2-5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).

Summe der Kationen, Summe der Anionen: Für alle Probenahmedaten sollte die Summe der Kationen gleich groß wie die Summe der Anionen sein. Am 4. Juli trifft dies insbesondere bei den Seen G1 und G3 nicht zu; als Ursache dafür kommt Aluminium in Frage, das einen beträchtlichen Beitrag zur Summe der Kationen leisten kann (PSENNER & al. 1988), jedoch nicht gemessen wurde. Die tiefste mittlere Ionensumme (Summe der Kationen und Anionen) von $78 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ beobachteten wir im See G3, die höchste im See G6 mit $233 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$, wobei sich bei den Ionensummen die gleiche Reihenfolge wie bei der Alkalinität ergab.

4.3 Biologische Untersuchungen

Bei den untersuchten Seen fanden wir im Kieselalgenaufwuchs 23 Gattungen mit insgesamt 132 Formen. Mit Anteilen von 50-80% war die Gattung *Achnanthes* (17 Formen) dominant. Daneben erreichten auch Vertreter der Gattungen *Fragilaria* (1 Art), *Eunotia* (1 Art) und *Aulacoseira* (2 Arten) Anteile von über 10%. Abbildung 2 zeigt für jeden See in Säulendarstellungen die mittleren relativen Anteile der Arten. Die Seen G3, G4 und G5 hatten hohe Anteile von *Achnanthes helvetica* var. *helvetica* (14,8-20,3%) und *Achnanthes helvetica* var. *minor* (11,8-21,8%) gemeinsam. *Achnanthes marginulata* kam in den Seen G3 und G5 mit bis zu 25,7% vor, im See G4 jedoch nur mit 7,5%. Die Proben der beim Zufluß gelegenen Stelle G5a unterschieden sich wegen des hohen Anteils (Mittel 17%, 7,6-35,8) an *Eunotia subarcuatoidea* von den übrigen Stellen desselben Sees (G5b und G5c: Anteile unter 4,5%). Die Diatomeengesellschaften der Seen G1, G2 und G6 waren von denjenigen der Seen G3, G4 und G5 deutlich verschieden. Im See G1 waren *Achnanthes scotica* (17,1%), *Aulacoseira alpigena* (15,5%) und *Achnanthes curtissima* (12,6%) die häufigsten Arten. Im See G2 waren dies *Fragilaria construens* und *Achnanthes subatomoides* mit je 17,6% zudem *Achnanthes curtissima* (13,8%). Der Diatomeenaufwuchs im See G6 war von *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* (61,8%) dominiert.

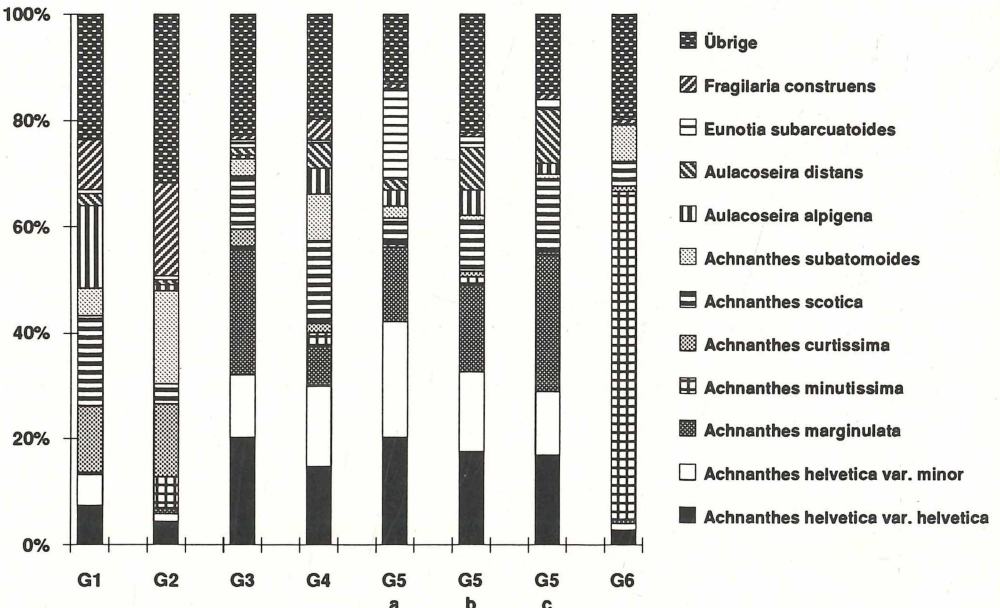


Abb. 2: Durchschnittliche relative Anteile (in % der gesamten Individuenzahl aller Arten) der 11 häufigsten Arten des Kieselalgen-Aufwuchses für sechs Seen im Gotthard- Gebiet. Lage der Seen G1 bis G6, siehe Abbildung 1.

Fig. 2: Mean relative proportion of the 11 most frequent diatom species in the periphyton communities of the six Gotthard lakes investigated (in % of total number of individuals of all species). See Fig. 1 for the geographical location of lakes G1 to G6.

5. Diskussion

Obschon die Gewässer G1 bis G6 räumlich nahe beieinander liegen (Abb. 1), können deutlich unterschiedliche Biozönosen des Diatomeen-Aufwuchses beobachtet werden, was als Resultat der vorherrschenden Umweltfaktoren betrachtet werden kann. Dabei muß man sich jedoch immer darüber im klaren sein, daß sowohl die Umwelteinflüsse als auch der Diatomeen- Aufwuchs eine zeitliche Dynamik aufweisen. Nach NIEDERHAUSER & SCHANZ (1994) sind die jahreszeitlichen Schwankungen der Artenzusammensetzung dann gering, wenn die Proben immer am selben Ort eines Gewässers erhoben werden. Untersuchungen von HÜRLIMANN & SCHANZ (1988) haben gezeigt, daß bei mehreren Untersuchungen des Diatomeen-Aufwuchses während eines Jahres, die Bildung von Mittelwerten für die Charakterisierung von Biozönosen sinnvoll ist. Bei der Beurteilung des Einflusses von Umweltfaktoren, dürfen keine zufälligen Funde berücksichtigt werden (rel. Häufigkeiten unter 1%), und Vergleiche von Gemeinschaften sollten nur mit Arten durchgeführt werden, deren relative Häufigkeiten deutliche Unterschiede aufweisen (mindestens 10%).

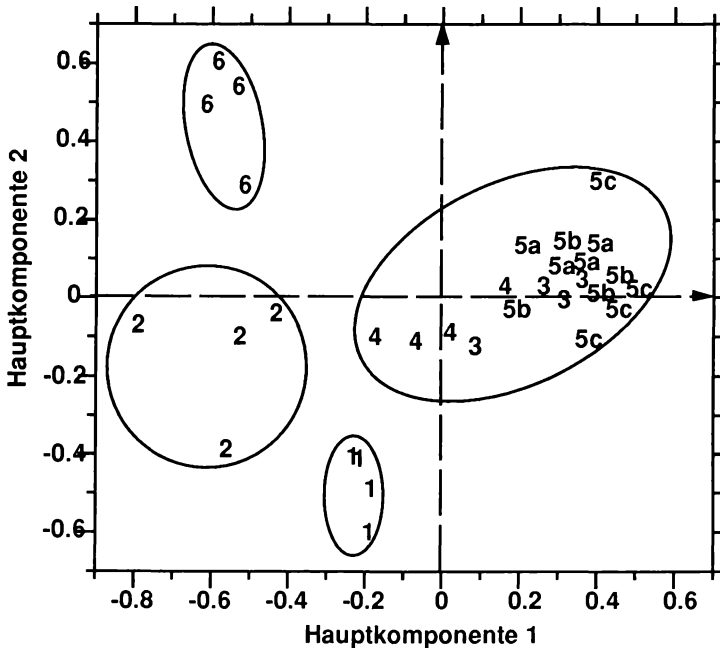


Abb. 3: Ordination der 32 Diatomeenproben der sechs Seen G1 (Nr. 1) bis G6 (Nr. 6) im Gotthardgebiet als Resultat der Hauptkomponentenanalyse. Verwendete Daten: prozentuale Anteile mit $rH > 1\%$, in mindestens einer Probe; logarithmische Transformation; Sehnendistanz als Ähnlichkeitsmaß. Lage der Seen G1 bis G6, siehe Abb. 1.

Fig. 3: Grouping of 32 diatom samples from the six lakes G1 (no. 1) to G6 (no. 6) in the Gotthard area based on principal component analysis. Data used: proportion (in %) of the total number of individuals of all species, statistics restricted to species with 1% or more in at least one sample; logarithmic transformation; chord distance as a similarity measure. See Fig. 1 for the geographic location of lakes G1 to G6.

Die häufigsten Arten der verschiedenen Probenahmestellen von Abbildung 2 geben bezüglich des Einflusses von Umweltfaktoren folgende Hinweise (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986-1991, NIEDERHAUSER 1993): Das dominante Vorkommen von *Achnanthes minutissima* im See G6 deutet -verglichen mit den übrigen Seen- auf erhöhte Produktion hin (*A. minutissima* ist in vielen leicht verschmutzten Gewässern häufig und wird durch hohe Hydrogenkarbonat-Konzentrationen in der Vermehrung gefördert). Alle quantitativ wichtigen Arten der übrigen Seen G1 bis G5 bevorzugen oligotrophe und elektrolytarme Gewässer, die neutral bis schwach sauer sind. Eine Ausnahme stellt *Achnanthes marginulata* dar, die in schwach bis mäßig sauren Gewässern dominieren kann und in den Seen G3 bis G5 durchschnittlich fast 20% der Diatomeen-Gemeinschaften aus-

macht. Das nach der Methode von TER BRACK & VAN DAM (1989) bestimmte pH-Maximum beträgt 5,2. Die Art *Achnanthes helvetica* mit den Variationen *helvetica* sowie *minor* und den relativen Anteilen von 17 und 13% weist ebenfalls auf einen -gegenüber G1 und G2- erhöhten Säureeintrag hin (pH-Maxima von 5,8 und 5,1). Die Vermutung einer eher schwachen Säurebelastung des Sees G1 wird gestützt durch die hohen relativen Anteile von *Aulacoseira alpigena* (15,4%; pH-Maximum 6,4) und *Achnanthes scotica* (17,1%; pH-Maximum 6,3). Im wesentlichen ergibt die Hauptkomponentenanalyse (Abb. 3) eine Auftrennung der Seen wie sie bereits oben diskutiert wurde: Die Seen G6, G2, G1 sowie G3, G4 und G5 erscheinen als vier gesonderte Einheiten oder Clusters. Nach WILDI (1986) ergibt ein Gradient eines Faktors in der Abbildung der ersten zwei Hauptkomponenten eine hufeisenförmige Anordnung der Einheiten (horse shoe effect). Bei den Gotthardseen kann eine solche hufeisenförmige Anordnung bei den Seen G6-G2-G1-G3 (G4,G5) vermutet werden. Als Ursache dafür kommt die Alkalinität in Frage ($71 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ -52-31-16); ähnlich verhält sich die Summe der Kationen ($114 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ -74-44-33). Bei Leitfähigkeit, pH-Wert und Chlorophyll α -Konzentration sind die Unterschiede zu gering oder wegen der großen Streuung der Meßwerte nicht aussagekräftig. Es ist jedoch unklar, warum sich die Diatomeen-Biozönosen der Seen G4 und G5 von denjenigen des Sees G3 nur geringfügig unterscheiden, da - mit Ausnahme des pH-Wertes - alle in Tabelle 2 berücksichtigten Faktoren deutliche Abweichungen zeigen. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Seen eine vieljährige Besiedlungsgeschichte haben, die durchaus abweichend sein kann. Die Auswirkungen der Unterschiede bezüglich Morphometrie, Hydrologie (Tab. 1), der Witterungseinflüsse sowie von Substanzen, die aus den Böden des Einzugsgebietes stammen, auf die Biozönosen von Diatomeen-Aufwuchs sind noch kaum untersucht, vielleicht jedoch der Grund dafür, daß die beiden Hauptkomponenten in Abbildung 3 lediglich 39% der Varianz erklären. Neben der Möglichkeit, daß solche - bezüglich ihres Einflusses auf Diatomeen - unbekannteren Faktoren eine wichtige Rolle spielten, muß damit gerechnet werden, daß das extrem trockene Untersuchungsjahr zu Verhältnissen führte, die zwar das Wachstum der vorhandenen Arten ermöglichten, jedoch keine grundsätzlichen Veränderungen der Biozönosen verursachten. Die erfassten Lebensgemeinschaften wären somit untypisch für die gleichzeitig registrierten Umweltfaktoren und hauptsächlich eine Folge der Verhältnisse früherer Jahre.

Literatur

- HÜRLIMANN, J. & F. SCHANZ, 1988: Periphyton diatom communities and trophic states of three shallow lakes in the Phynwald region of canton Valais, Switzerland. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 78: 351-371.
- HÜRLIMANN, H., 1993: Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. - Zentralstelle der Studentenschaft, Zürich: 118 S.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT, 1986-1991: Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2 (1-4). - Fischer Verlag, Stuttgart.
- MOSELLO, R., 1984: Hydrochemistry of high altitude alpine lakes. - Schweiz. Z. Hydrol. 46: 86-99.
- NIEDERHAUSER, P., 1993: Diatomeen als Bioindikatoren zur Beurteilung der Belastung elektrolytarmer Hochgebirgsseen durch Säuren und Nährstoffe. - Zentralstelle der Studentenschaft, Zürich: 110 S.
- NIEDERHAUSER, P. & F. SCHANZ, 1994: Comparison of diatom communities in remote high-mountain lakes using index B and cluster analysis. - In: FOTT, J. (ed.): Limnology of mountain lakes. - Hydrobiologia 274: 115-120.
- PSENNER, R., ARZET, K., BRUGGER, A., FRANZOI, J., HIESBERGER, F., HONSIG-ERLENBURG, W., HORNER, F., MÜLLER, W., NICKUS, U., PFISTER, P., SCHABER, P. & F. ZAPF, 1988: Versauerung von Hochgebirgsseen in kristallinen Einzugsgebieten Tirols und Kärntens. Zustand, Ursachen, Auswirkungen, Entwicklungen. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 334 S.
- PSENNER, R. & F. ZAPF, 1990: High mountain lakes in the alps: peculiarities and biology. Acidification processes in remote mountain lakes. - Air Poll. Res. Rep. 20: 22-37.
- SCHANZ, F., 1984: Chemical and algological characteristics of five high mountain lakes near the Swiss National Park. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1066-1070.
- TER BRAAK, C.J.F. & H. VAN DAM, 1989: Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. - Hydrobiologia 178: 209-223.
- WILDI, O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel 90, Zürich: 226 S.
- WILDI, O. & L. ORLÖCI, 1990: Numerical exploration of community patterns. Program package MULVA-4. - SPB Academic Publishing, The Hague: 124 p.

Adresse

PD Dr. F. Schanz, Dr. P. Niederhauser, Dipl. nat. M. Keller, Institut für Pflanzenbiologie, Limnologische Station, Seestr. 187, CH-8802 Kilchberg/Schweiz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [23_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Niederhauser Pius, Schanz Ferdinand, Keller Martin

Artikel/Article: [Einfluß von Umweltfaktoren auf den Diatomeen-Aufwuchs von Hochgebirgsseen der Zentralalpen \(Gotthardgebiet\) 57-62](#)