Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten = Shifts in vegetation and site conditions due to eutrophication in wetlands

Autor(en): **Klötzli, Frank**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich**

Band (Jahr): **87 (1986)**

PDF erstellt am: **29.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-308791

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich **87** (1986), 343-361

Tendenzen zur Eutrophierung in Feuchtgebieten

Shifts in vegetation and site conditions due to eutrophication in wetlands

von

Frank KLÖTZLI

1. DIE BETEILIGUNG DES GEOBOTANISCHEN INSTITUTES AN DER ERFASSUNG VON EUTROPHIERUNGSERSCHEINUNGEN

Als mein Freund und Chef Elias Landolt 1966 das Geobotanische Institut übernahm, war er nicht nur wegen seines "Pflichtenheftes" gehalten, naturschutzbezogene Forschung zu pflegen. Vielmehr war er schon vor der Taufe des "Zürcher Naturschutzbundes", dessen Gründungsmitglied er war, aktiv an den Zielsetzungen im Zürcher Naturschutz beteiligt. Und dazu gehörte ja auch die Erforschung der Standortsbedingungen seltener Arten und Lebensgemeinschaften, um in zunehmend stärker durchkultivierter Landschaft deren Ueberleben zu gewährleisten. Es lag deshalb klar in seiner Forschungslinie und in seiner inneren Einstellung, solche natur-

schutzrelevanten Forschungsarbeiten zu fördern und die Naturschutzgruppe am Institut kräftig auszubauen.
In der Folge wurde zwar die alte Linie, schützenswerte Waldstandorte zu bearbeiten, weitergeführt, namentlich in Form von Arbeiten zur Erfassung von Waldgrenzlagen. Aber es kam zu einer breiteren Auffächerung unter Einschluss weiterer schützenswerter Standorte, indem Eigenschaften, Belastbarkeit und Pflege von alpinen Rasen, Trockenstandorten, und im Mittelland das ganze Spektrum der Feuchtgebiete in ihren Reaktionen auf menschliche Einflüsse geprüft wurden. In diesem Zusammenhang wurde gerade der Eutrophierung nährstoffärmerer schützenswerter Standorte besonderes Augenmerk geschenkt. So entstanden seit 1967 die Arbeiten über Röhrichte, Moore verschiedenster Art, Streuwiesen und Quellsümpfe (s. Tab. 3).

Es liegt mir am Herzen, Elias Landolt für diese zwanzig Jahre fruchtbarer Zusammenarbeit zu danken, aber auch zu gratulieren, dass er neben so vielen anderen Verpflichtungen, diesen grossen "Chratten" an naturschutzbezogener Arbeit mitzutragen vermochte.

2. ZUNEHMENDER ANTHROPOGENER AUSSTOSS VON NAEHRSTOFFEN (N, P)

Intensivierung der Landwirtschaft und zunehmende Ansprüche der Bevölkerung in den Industrieländern Europas haben zu einer beschleunigten Dissipation von Nährstoffen in unserer Umwelt geführt. Instruktiv sind dabei die Zuwachskurven für Düngeverbrauch und Nahrungsmittelproduktion, dargestellt im Bericht "Global 2000", wonach sich die Düngemittelproduktion von 1951 bis etwa 1980 gut verfünffacht hat (von ca. 20 auf 100 Mio t Nährstoff bei weiter steigender Tendenz, (2000: 11fache Menge). In der stark industrialisierten Schweiz stieg in diesen Jahren der Verbrauch an N, P, K auf das 7-, 1.6-, bzw. 3.3-fache bzw. an Pflanzenschutzmitteln um das 6.7-fache.
Im Gefolge dieser Nährstoffflut sind auch die Nährstoffkonzentrationen in und um die Naturschutzgebiete gestiegen. Viele dieser Gebiete bilden heute winzige oligotrophe ("braun-gelbe") Punkte in einer "Matrix" von Intensiv-Grünland, Siedlungen und Wald.

3. REAKTIONEN DER VEGETATION GEGENUEBER EUTROPHIERUNG

Es ist klar, dass die Vegetation nährstoffärmerer Standorte gegenüber dieser allgemeinen **Eutrophierung** zu Lande, zu Wasser und in der Luft eine Reaktion zeigen muss (Allgemeines über Ursachen und Wirkung in DIETRICH (1973a,b), HASLAM et al. (im Druck), KOHLER und LABUS (1983), LACHAVANNE (1980), LUND (1971); siehe auch PLEISCH 1970, VOLLENWEIDER 1976). Dabei wird die Vegetation der oligo- bis mesotrophen Seen umstrukturiert, und überall breiten sich Eutrophierungszeiger aus. Von besonderem Interesse ist dabei die Frage nach den Schwellenwerten, bzw. den Grenzen zwischen den einzelnen Nährstoff-Stufen. Aus der Tabelle 1 (LACHAVANNE 1982; siehe auch POTT 1983) sind gröbere und etwas subtilere Stufen ersichtlich, die sich im übrigen auch aus der Rückzugsgeschwindigkeit einzelner Vegetationseinheiten der Seeufer ergeben. In wieder etwas anderer Art werden die Verhältnisse bei SUCCOW (1982) dargestellt (Tab. 2).

So oder so wird klar, dass gewisse Schwellenwerte, die zum eutrophen Milieu führen, bereits schon in den 40er-Jahren, bzw. in den 50-Jahren an vielen Seen überschritten wurden (AMBÜHL 1975, 1980). Und da jede Vegetationseinheit an ganz bestimmte Nährstoffverhältnisse angepasst ist, bzw. gewisse Schwankungen tolerieren kann, musste dabei notwendigerweise eine Umgestaltung erfolgen.

4. VERAENDERUNGEN IN DER VEGETATION DER FEUCHTGEBIETE

Somit hat in den letzten 20-40 Jahren die Vegetation aller Zonen zwischen offenem See, Ufer und snschliessendem Streuland, submerse und emerse, vom Infralitoral bis zum Supralitoral, eine Veränderung durchgemacht. In verstärktem Masse zeigt sich dieses Geschehen im Bereich der intensivierten Anbaugebiete und Agglomerationen (Quantifizierung siehe z.B. SCHRÖDER und SCHRÖDER 1978).

Im folgenden werden die durchschnittlichen Veränderungen für alle Litoralabschnitte beleuchtet (Tab. 3). So werden verschiedene lichtliebende Arten ganz verdrängt, während andere besser angepasste Arten sich explosionsartig vermehren.

Tab. 1. Haupttypen stehender Binnengewässer in Mitteleuropa (nach ELLENBERG 1978, POTT 1981, 1983; KLÖTZLI 1981*, LACHAVANNE 1983 u.a.)

Table 1. Main types of standing waters in Central Europe (after ELLENBERG 1978, POTT 1981, 1983; KLÖTZLI 1981*, LACHAVANNE 1983 u.a.)

Gewässer Typus	Chemische Eigenheiten				Bodentyp	Wasser-vegetation *	Verbreitung	Beispiele
	pH	N mgl	P_2O_5 mg/l	µS				
ultra-oligotroph bis oligotroph	<4.5	0	0	<100	Propedon	Characeen, Litorella	nährstoffarme Quarzsandgebiete	Bodensee: Freiwasser: 1936 ca. 1 µg P/l 1973 ca. 70 µg P/l
dystroph	<5.0	0	ca.0.5	<100	Dy	Sphagna, Utricularia	Hochmoorkomplexe	Genfersee Kritisches Niveau: N_{min} > 0.3 mg/l
mesotroph	5-7	<1	<0.5	2) <200	Dygyttja bis Gyttja	1) Potamogeton (Kleinblättrig)	Sandgebiete, ehemalige Moorgebiete	P_{tot} >20 µg/l
eutroph	7-8	>1 (ca.4)	>0.5	400	Gyttja bis Sapropel	Potamogeton (oft grossblättrig) Nymphaea u.a.	allgemein verbreitet	(Abnahmezahl der Makrophyten: von 58 auf 33)
hypertroph	>8	ca.4-9	ca.0.5	450-1200	Sapropel	Ceratophyllum, Zannichellia (bis fast ohne Vegetation)	eutrophierende Gebiete	

Tab. 1 (Forts.)

1) Algen: Mougeotia, Xanthophylla, Cyanophyceen, bedeutend weniger Diatomeen als im Oligotrophen)

2)

Kationen: (MERIAUX 1978)	Gruppe	Characeen	Potamogeton
	in µS	>2000	>450
	mineral.K in mg/l	>1500	>300
	N, P	niedrig	hoch

Vgl. auch MERIAUX und GEHU 1980: Grenze Chara/Potamogeton bei >1 µg/l für Orthophosphat, SCHRÖDER und SCHRÖDER 1982: Ausklingen von Characeen im Bodensee bei 20-40 µg Orthophosphat und Auftreten dichter Potamogeton-Rasen (P. perfoliatus, P. pectinatus); KRAUSE 1981: 20 µg/l.

Im **Infralitoral** waren früher Characeen-Rasen weit verbreitet, und zwar wegen des klaren Wassers stellenweise bis in Tiefen von mehr als 10 m. Unter den aktuellen, wesentlich trüberen Verhältnissen ist es in dieser Tiefe dunkel. Ausserdem werden eine Reihe von Potamogeton-Arten auch Ceratophyllum bei höheren Nährstoff-Konzentrationen stärker gefördert und schalten somit die Characeen aus (Details über Ansprüche sie z.B. bei CARBIENER 1977, KOHLER 1978, 1980, 1982, KRAUSE 1981, LACHAVANNE 1977, 1982, LANG 1973, 1981, MELZER 1976, KARPATI und KARPATI 1981, MERIAUX 1978, MERIAUX und GEHU 1980, nach SCHRÖDER und SCHRÖDER 1982, Potamogeton perfoliatus und P. pectinatus bis ca. 40 µg/l Orthophosphat, bei höheren Werten P. perpusillus und Zannichellia palustris; nach WIEGLEB 1978, Förderung von Ceratophyllum durch Nitrat).

In besonders eindrücklicher Weise wurde diese Veränderung am Bodensee/Untersee verfolgt. Namentlich JAAG (1946, 1968), ELSTER (1974, Ursachen der Phosphat-Anreicherung), LANG (1968, 1969, 1981), LEHN (1975), SCHRÖDER (1981) und SCHRÖDER und SCHRÖDER (1982) haben diese Veränderungen auch mit vielen Wasseranalysen, bzw. Luftbildern und Plankton-Aufnahmen festgehalten (über Austauschvorgänge sowie Anreicherung von Nährstoffen in Röhricht und anderen Wasserpflanzen siehe z.B. KOVACS (1978), PRENTKI in GOOD et al. (1978), LIVINGSTONE und LOUCKS (1978), Rückhalt von ca. 10% in Seeufervegetation; SLOEY et al. in GOOD et al. (1978), Nährstoffrückhalt, (DYKYJOVA und KVET 1978, RINGLER 1981, siehe auch GROOTJANS 1985).

Tab. 2. Nährstoffstufen in Mooren
(Substrat: SUCCOW 1983; Wasser: PIETSCH 1976, 1980 in SUCCOW 1983, MERIAUX und GEHU 1980; ausführlich für Seen in SUCCOW 1985)

Table 2. Nutrient levels in mires
Substrate: SUCCOW 1983; water: PIETSCH 1976, 1980 in SUCCOW 1983; MERIAUX and GEHU 1980; more details for lakes in SUCCOW 1985)

* µmhos/cm.cm² (T = 20°C)

Nährstoffstufe	Moor-Substrat			Moor-Wasser				
	C/N	pH(KCl)	V%	Ca^{2+} mg/l	HCO_3^- mval%	Gesamt-Ionen-Gehalt mg/l	Gesamt-N-Gehalt mg/l	Leitfähigkeit *
Oligotroph - sauer	>33	<4.8	<46	<4.5	0	<30	0.01-0.25	0- 50
mesotroph - sehr sauer	>20-33	<4.8	<46	4.5- 30	0-25	30- 80	0.25-0.60	50-200
mesotroph - sauer	>20-33	4.8-6.4	46-72	30- 60	25-45	80-250	0.25-0.60	
mesotroph - neutral	>20-33	6.4-8.5	>72	60-120	60-90	250-600	0.25-0.60	
eutroph	<20	3.2-7.5	<30-80	30- 80	45-70	120-300	0.60-1.00	200-500

Aus der Arbeit von MERIAUX (1978) z.B. lässt sich im übrigen auch recht schön sehen, welches die wesentlichen Unterschiede in der Faktorenkonstellation zwischen den beiden Gesellschaftsgruppen (Chara-, bzw. Potamogeton-Rasen sein können.

Im **Eulitoral** ist bei vielen Seen Mitteleuropas die typische Vegetation verschwunden (Uebersicht siehe z.B. bei POTT 1983). Das sogenannte "Schilfsterben" ist an den meisten Seen festzustellen: Dabei werden durch die komplexe Wirkung der Eutrophierung die Halme geschwächt (durch Abnahme des Sklerenchymgehaltes) und gleichzeitig die Belastung durch mechanische Faktoren erhöht (mehr Fadenalgen und Seedetritus) (Tab. 4).

Tab. 3. Reaktion der Seeufer- und Moorvegetation
Table 3. Reaction of lake shore and mire vegetation to influx of nutrients

	+ Δ Nährstoffe		Im Institut bearbeitet bzw. in Bearbeitung(*) durch:
infralitoral			
- Characeen-Rasen	→ + Δ Trübe	Potamogeton Ceratophyllum	- (s.z.B. bei LANG, Bern)
eulitoral			
- Röhrichte s.l.	→ .... + Δ mechan. Faktoren	nitrophile Annuellen-Fluren (Polygonum, Veronica usw.)	BINZ* (mechanische Faktoren) GRÜNIG IPSEN* (chemische Faktoren aus Treibzeug) KLÖTZLI WILDI ZÜST (s. auch bei SCHRÖDER, Insel Reichenau)
supralitoral			
- Flachmoore mit "Magnocarex" mit "Parvocarex"	→ .... ↘ → ...	"Pseudo-Röhrichte" mit Phragmites, Phalaris, Urtica	BOLLER-ELMER NäF KLÖTZLI MARTI*
- Streuwiesen mit Molinia	→ ... "Verhochstaudung"	Streuwiesen mit Filipendula (dom.) und "Pseudo-Röhrichte" mit Hochstauden	BOLLER-ELMER EGLOFF* KLÖTZLI ZÜST (Juncus subnodulosus-Bestände)
Spezialfälle			
- Schwingrasen mit "Parvocarex" u.a. Cyperaceen	→ .. (ev. "Verhochstaudung"	Schwingrasen mit Magnocarex und Hochstauden	NäF KAUL* LANFRANCHI* ZIMMERLI*
- Hochmoore und Hochmoor-Anflüge	→ .. (ev. "Verhochstaudung") + "Parvocarex"	Pseudo-Hochmoor mit Parvocarex (+ Magnocarex)	teilweise bei WILDI

Tab. 4. Morphologische Reaktionen von Phragmites
RAGHI-ATRI und BORNKAMM 1980 und idem. in BLUME et al. 1979)
Tab. 4. Morphological reactions of reed
(RAGHI-ATRI et BORNKAMM 1980 and idem. in BLUME et al. 1979)

	Stengel Durchmesser diameter of the stem	Sklerenchym. Gewebe slerenchymatic tissues	
N+	grösser greater	weniger betont less accentuated	6.3%
Standard			7.2%
P+	weniger gross less great	mehr betont highly accentuated	± gleich gross

PS. Teilweise antagonistische Wirkungen
reactions/effects partially antagonistic

. Wirkung der Eutrophierung ± f (N_{min})
. . effect of eutrophication ± f (N_{min})

ab ca. 60 mg N/l kritische Wirkung auf Stengel-Stabilität
from about 60 mg N/l critical effect on the stability of the stem

Dazu kommt die Vielzahl verändernder Eingriffe in die Uferbank (Kiesabbau, Ufermauern usw.), was die Wellencharakteristik verändert. Damit werden z.B. die Röhrichte vor eine neue Belastung gestellt, an die sie nicht angepasst sind (siehe z.B. JESCHKE 1976, KLÖTZLI und GRÜNIG 1976, BINZ und KLÖTZLI 1978 [dort umfassende Literatur], LACHAVANNE und WATTENHOFER 1975, LACHAVANNE 1977 u.a., MORET 1982, RAGHI-ATRI 1976, SUKOPP et al. 1975 (Literatur), WATTENHOFER et al. 1977, siehe auch BOORMAN und FULLER 1981, allgemeine Uebersicht in RODEWALD-RUDESCU 1974).
Schliesslich entwickeln sich auf den umgewandelten Standorten, auf Detritusmatten, Muschelbänken, frisch erodierten Ufer-Rohböden und dergleichen, anstelle der abgestorbenen Röhrichte Annuellenfluren mit z.B. vielen Polygonum-, Veronica- und Chenopodium-Arten im Verein mit zum Teil Ranunculus sceleratus, Catabrosa aquatica, aber auch mit "Monokulturen" von Poa palustris oder Phalaris arundinacea. Stellenweise hat sich der früher sehr seltene Acorus calamus auf den alten Stoppeln des ehemaligen Röhrichts ausgebreitet (z.B. am Bodensee/Obersee, im Steinibachriet, im Moossee und vor allem auf weiten Flächen an den Ufern des Pfäffikersees).
Stark verändert hat sich ebenso die Vegetation des **Supralitorals**, also

der anschliessenden Niedermoorzone mit dem landwärts folgenden trockeneren Streuland (siehe auch KLÖTZLI 1967).
Scheinbar hat sich der ganze Röhrichtgürtel landeinwärts verlagert. Bei näherem Zusehen aber stellt man fest, dass dieses "Pseudo-Röhricht" Grosseggen, Phalaris, Urtica u.a. Nährstoffanzeiger enthält, also höher liegt und somit ein durch Eutrophierung verändertes Grosseggenried darstellt. Da Phragmites dort nicht oder kaum mehr permanent im anaeroben Milieu steht, zeigt sich auch kein Schilfsterben. Oft sind die echten Röhrichtstandorte nach dem Absterben des Schilfs erodiert worden, so dass der Wellenschlag sich an der Ueferbank des Pseudoröhrichts bricht.
Hinter dem Grosseggenried würde sich in der Naturlandschaft ein Bruchwald und andere Feucht-Wälder entwickeln. Durch Rodung und Extensivbewirtschaftung entstanden auf diesen Standorten Streuwiesen verschiedenster Art, und zwar, je nach Grundspiegel bzw. der mittleren Höhe der Ueberflutung mit Seewasser, Kleinseggenrieder und Pfeifengraswiesen oder überall Hochstaudenrieder. Gerade diese Hochstaudenrieder bilden sich neuerdings aus eutrophierten oligotrophen Streuwiesen durch den Vorgang der sogenannten "Verhochstaudung" (BOLLER-ELMER 1977, KLÖTZLI 1978c, 1979; über die hydrodynamische Entwicklung von "Pufferzonen" siehe auch GROOTJANS 1985).
Dabei invahieren Hochstauden (über Produktionszuwachs siehe bei READER in GOOD et al. 1978), wie z.B. Filipendula ulmaria, Eupatorium cannabinum, Epilobium, Hypericum und auch Carex acutiformis, die niederwüchsigen Streuwiesen, wobei durch stärkere Beschattung die N-Mineralisation angekurbelt wird und anschliessend kommt es zu einer stärkeren Nährstoffumschichtung unter Anreicherung von Nährstoffen im ehemals oligotrophen oberen Humushorizont. Damit wird der Boden wieder ähnlich wie in den potentiell möglichen Feuchtwäldern.
Aehnliche Verhochstaudungen ergeben sich auch auf anderen Standorten, so z.B. in oligo- bis dystrophen Mooren: "Schwingrasen" mit Carex lasiocarpa, C. rostrata und C. limosa werden von eutraphenten Arten, z.B. Carex elata, durchsetzt und schliesslich auch von Hochstauden, die die ehemals vorhandenen selteneren Arten der Schwingrasen ausschatten (Drosera, Liparis, Menyanthes, Comarum usw., viele Kleinseggen und lichtliebende Moose).
Bei diesem Vorgang kann es auch zu einer stark geschichteten Vegetation kommen: Im eutropheren Unterboden (Wasser) wurzeln Nährstoffzeiger, u.a. auch die Schwarzerle, Alnus glutinosa, und in den Moorschichten verber-

gen sich noch Arten aus Kraut- und Mooschicht, die ihr Schwergewicht in Hochmooren haben (z.B. Chlepfibeerimoos).
Heute ergeht es den exponierten Hochmoorteilen in durchkultivierter Landschaft schon recht ähnlich. Auch sie werden immer stärker mit "Mineralbodenwasserzeigern" (also eher minerotraphenten Arten) überwachsen, was den Charakter der Moore in Richtung Pseudo-Hochmoor und sogar noch mineralstoffreicheren Ausbildungen verschiebt. Die in Schweizer Hochmooren oft recht häufige Carex fusca, C. rostrata und auch Eriophorum angustifolium sind vermutlich auch ein Ausdruck für zusätzliche Nährstoffimporte (über Düngeeffekte und Nährstoff-Output siehe RICHARDSON et al. in GOOD et al. (1978); ca. 1/4 bis 1/2 bleibt im Moor hängen). Kurz: in anthropogener Landschaft ergibt sich eine generelle Verschiebung der Physiognomie entlang des Feuchtegradienten landeinwärts.

5. BESTIMMUNG DER NAEHRSTOFFGRADIENTEN

Methodologisch ist die Analyse der Nährstoffe auf Transekten entlang Nährstoffgradienten recht schwierig. Denn alle Proben müssen vergleichbar entnommen und analysiert werden können, und zwar vom basischen zum sauren sowie vom mineralischen zum torfigen Untergrund. Dieses Problem wird in einer späteren Arbeit diskutiert werden (siehe KAUL in Vorb., sowie GROOTJANS 1985).
Des weiteren ergibt sich das Problem der Erfassung von "Nährstoff-Fronten": Das Einsickern von Nährstoffen in oligotrophe Bereiche erfolgt entlang unregelmässigen Fronten, und die Reaktion der Vegetation auf veränderte Nährstoffverhältnisse ist nie sofort, sondern kann je nach vollumfänglicher oder nur teilweiser Erfassung des Bodenprofils sogar sehr langsam sein. Aber dafür ergibt sich früher oder später eine nachhaltige Störung des Standortgefüges und dann eine nachhaltig wirksame Veränderung der Vegetation. Deshalb muss in gefährdeten Gebieten eine Gegenmassnahme, falls überhaupt möglich, beizeiten eingeleitet werden. Und dies ist nur möglich, wenn man die vorrückende "Nährstoff-Front" analytisch erfassen kann.
Diese Analyse wird somit zu wiederholten Malen auf ausgesuchten Probeflächen mit definierbaren Vegetationseinheiten entlang den erwähnten

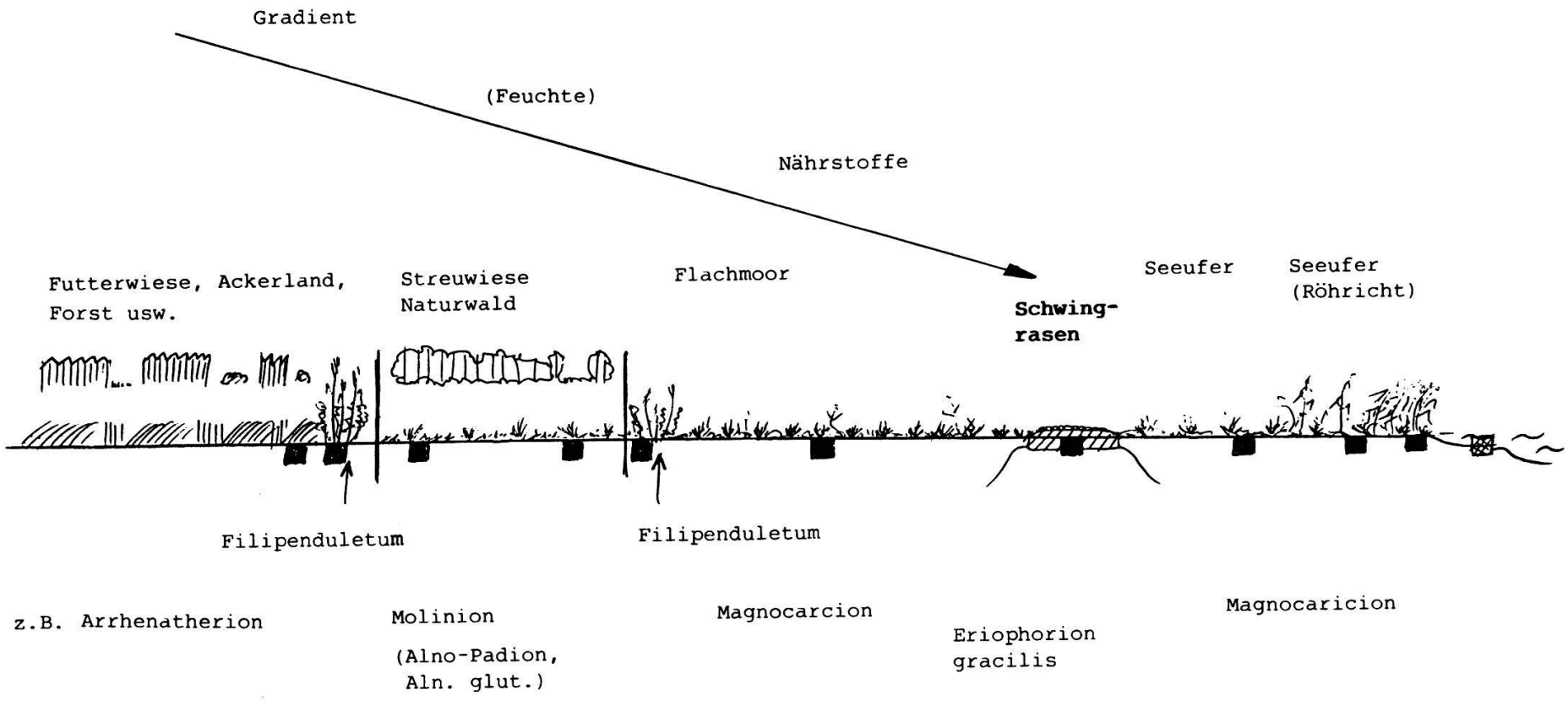

Abb. 1. Untersuchung permanenter Transsekten
Fig. 1. Analysis of permanent field-mire-lake transects

Transsekten durchgeführt, wenn machbar durch das ganze Profil bis mindestens in die Grundwasserleiter, wobei Pflanze, Boden und Moorwasser auf ihren Nährstoffgehalt untersucht werden (über saisonale Schwankungen in Pflanzen siehe auch BOYD sowie RICHARDSON et al. in GOOD et al. (1978), DYKYJOVA und KVET 1978).

Besondere Schwierigkeiten bietet dabei die Analyse von Schwingrasentorfen (weiteres in KAUL, in Vorb., sowie nach LANFRANCHI, mdl. und nach Gutachten zH. Kt. Zürich).

In Abbildung 1 ist die Analyse von Nährstoffgradienten entlang von Transsekten vom Kulturland zum Moor und Seeufer schematisch dargestellt. In Anwendung eines solchen Vorgehens zeigen die Beispiele in KLÖTZLI (1975) zunächst die vegetationskundliche Bestimmung von Uebergangszonen ("Pufferzonen") von oligo- zu eutroph mit dem Ziel, Richtlinien für den Düngungsabstand zu vermitteln. Dabei kann als Pufferzone der Bereich gelten, wo einesteils oligotrophente Arten in eutrophe und eutraphente Arten ins oligotrophe Milieu eindringen (NIEMANN und WEGENER 1976, KLÖTZLI 1978, 1979). Bei der Erfassung von Nährstoff-Gradienten kommt man bei Gleichgewichtszuständen zu ähnlichen Bildern (siehe Verlauf der

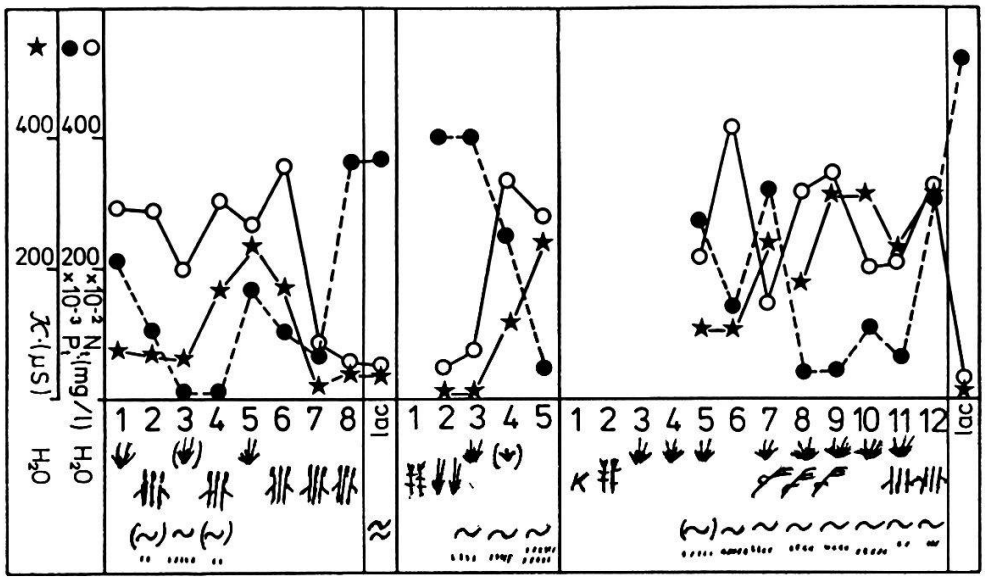

Abb. 2. Nährstoffkonzentrationen entlang der Transsekten von Kulturland oder See zum Schwingrasen (unterstrichene Nummern)

Fig. 2. Nutrient concentrations along transects from cultivated fields or lakes to quaking mats (accentuated by bars)

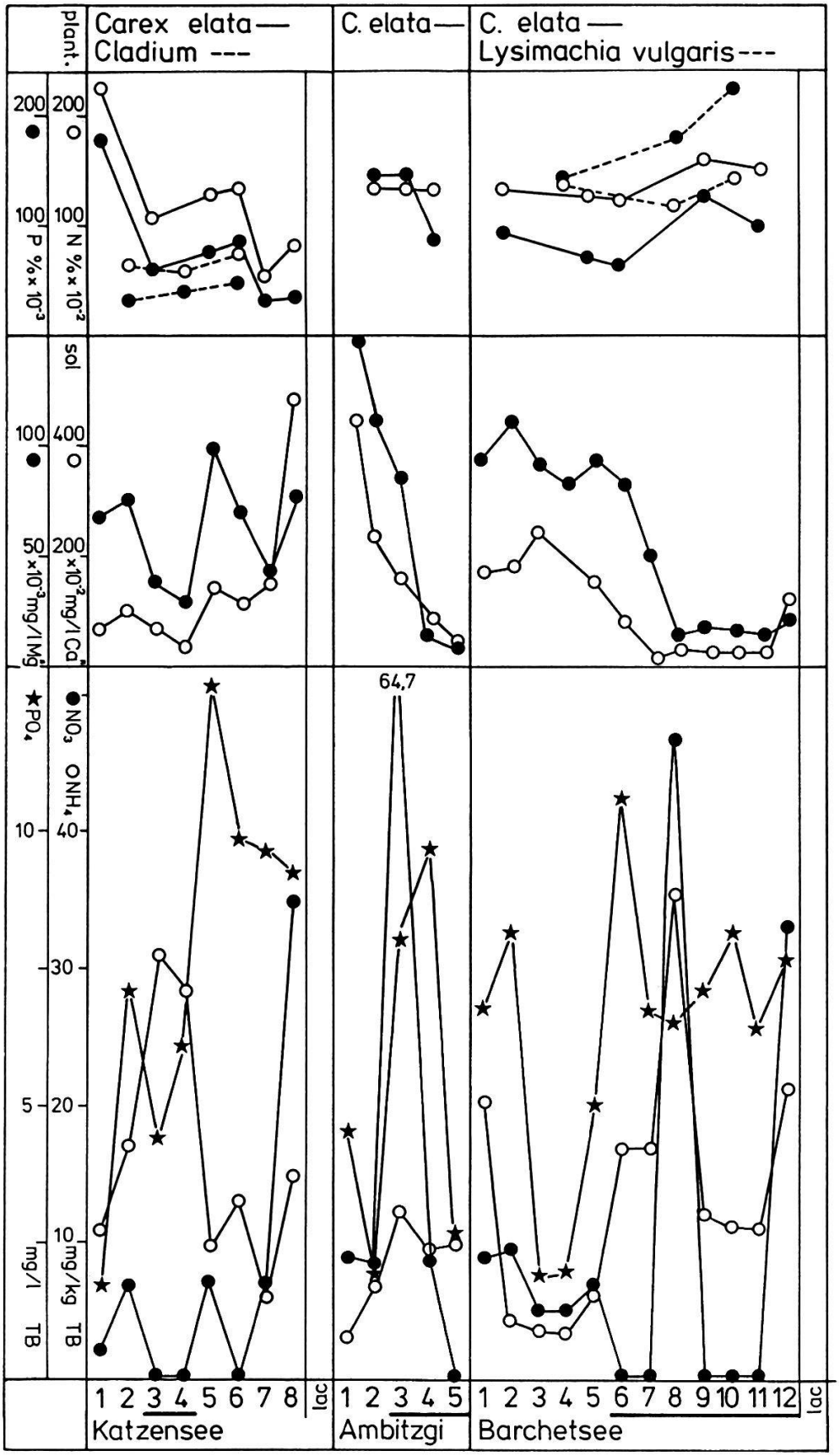
plant.
Carex elata —
Cladium ---
C. elata —
C. elata —
Lysimachia vulgaris ---
200
100
P % x 10⁻³
N % x 10⁻²
sol
400
50
x10⁻³ mg/l Mg
x10⁻² mg/l Ca
PO₄
NO₃
NH₄
40
30
20
10
mg/l
mg/kg
TB
64,7
1 2 3 4 5 6 7 8 lac
Katzensee
1 2 3 4 5
Ambitzgi
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 lac
Barchetsee

Abb. 2 (Forts.)

N-Kurven [nach BOLLER-ELMER 1977, Klötzli 1979] sowie Absorptionsfähigkeit von Torfen, Zusammenfassung in z.B. RINGLER 1981). Ein Ungleichgewicht erhellt sich aus der Diskrepanz von Vegetations- und Nährstoffgrenze (z.B. durch neuerdings einsickernde N/P-Verbindungen).

Aehnlich kann vorgegangen werden, wenn es gilt, die Situation empfindlicher oligotropher Vegetation zu erfassen, z.B. von Schwingrasen, die in Niedermoore eingebettet sind. Ziel ist in einem solchen Fall die Ueberlebensmöglichkeit empfindlicher Moorteile zu überprüfen, bzw. festzustellen, ob gefährdende Nährstoff-Fronten im Anzug sind. Die Situation ist auf Abbildung 2 für drei Beispiele festgehalten. Auf der Abszisse sind dabei die Vegetationseinheiten angegeben und vor allem die Schwingrasen mit dicken Balken betont worden (über Chemismus der Torfe siehe z.B. in GOOD et al. 1978, GÖTTLICH 1980).

In allen Fällen zeigte sich tatsächlich ein singuläres Verhalten mehrerer Faktoren auf den Schwingrasen, so z.B. beim Fall Katzensee bei den Probeflächen Nr. 3 und 4, im Ambitzgi bei Nr. 3-5 und am Barchetsee bei Nr. 6, 7, 9-11. Pflanzensubstanz erweist sich in allen Fällen als ungenügender Indikator, sehr wohl aber eignet sich Boden-Nitrat, Boden-Ca^{2+} (pflanzenverfügbar) und die Konduktivität des Moorwassers (bestätigt bei weiteren Arbeiten im Robenhauser Riet nach KAUL, unveröff., und zum Teil nach LANFRANCHI, unveröff.). Diese Faktoren zeigen eine deutliche Depression im oligotrophen Schwingrasenanteil, in eutropheren steigt der Wert, so dass sie zur Charakterisierung der Umweltsituation eines Schwingrasens beigezogen werden können. Einige Schwingrasenteile weisen deutliche Zeichen von Nährstoffimport auf, was sich teilweise bereits auf die Vegetation auswirkt ("Verhochstaudung").

Im Fall Barchetsee dürfte die "Front" vom See her mitbestimmend sein, in den anderen Fällen ist es das eutrophere Hinterland (Futtergrünland, Aecker).

Aehnliche Zusammenhänge konnte bereits GOBAT (1984) für jurassische Hochmoorkomplexe darstellen. Auch hier können die Singularitäten einiger Standortsfaktoren zur Charakterisierung des Zustandes oligotropher Moorteile beigezogen werden (gute hydrodynamische Darstellungen in GROOTJANS 1985).

6. AUSBLICK

Für eine sichere Interpretation des Nährstoffzustandes von gefährdeten oligotrophen Standorten muss eine solche Analyse natürlich mehrfach pro Jahr während einiger Jahre in vergleichender Art gemacht werden können. Immerhin hat sich mit den bisherigen Resultaten (KAUL, unveröff.) gezeigt, dass die Bestimmung von Nährstoff-Fronten und somit die Bedrohung von seltenen oligotrophen Feuchtgebieten aufzudecken ist.
Aufgrund solcher Befunde können dann die nötigen Absicherungsmassnahmen eingeleitet werden. Diese können in der Errichtung von grösseren strikte ungedüngten Pufferzonen oder in einem allgemeinen Düngeverbot in der Umgebung bestehen. Voraussetzung für die Erhaltung der oligotrophen Feuchtgebiete ist aber zunächst immer die Kenntnis des "normalen" (definierbaren) Nährstoffzustandes in floristisch-standörtlich umschreibbaren Vegetationseinheiten (Pflanzengesellschaften), die Wirkung von natürlichen oder künstlichen Pufferzonen (vgl. auch die hohe KUK in Torfen) sowie die Organisation der richtigen Pflege- und Ueberwachungsmassnahmen im oligotrophen Bereich und seiner Umgebung. Diese werden indessen mitbestimmt von der Lage und der Dynamik solcher "Nährstoff-Fronten".
Mit diesem methodischen Vorgehen wäre eine Sicherung bedrohter oligotropher Vegetationseinheiten in einer eutrophierten Landschaft noch nicht voll gewährleistet, aber wenigstens in die Wege geleitet. Letzlich hängt aber das Ueberleben gefährdeter Oekosysteme von unserer Grundhaltung gegenüber der Umwelt ab.

ZUSAMMENFASSUNG

Ausgelenkte Nährstoffkreisläufe führen zu neuen Zuständen in Feuchtgebieten und damit zur Umwandlung der Vegetation vom Infra- bis zum Supralitoral, einschliesslich der oligo-/dystropheren Moore. Zur Sicherung der verschwindenden seltenen Pflanzengesellschaften wurden Methoden entwickelt um vordringende Nährstoff-Fronten zu erfassen.

SUMMARY

Disturbed nutrient cycles lead to new conditions in wetlands and hence to the transformation of wetland plant communities in the whole littoral including the more oligotroph mires. To ensure the existence of endangered plant communities methods have been developed to assess invading nutrient fronts.

LITERATUR

AMBÜHL H., 1975: Forschung am Vierwaldstättersee und die jüngste Entwicklung schweizerischer Seen. Gas-Wasser-Abwasser **55**, 5-15

AMBÜHL H., 1980: Eutrophication of alpine lakes. Progr.Water Technol. **12**, 89-101.

BINZ H.R. und KLÖTZLI F., 1978: Mechanische Wirkungen auf Röhrichte im eutrophen Milieu - Versuch eines Modells. Beitr.chem.Kommunikation in Bio-u.Oekosystemen. (Festschr. R. Kickuth). 193-215.

BOLLER-ELMER K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorwiesen. Veröff.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel, Zürich **63**, 103 S.

BOORMAN L.A. und FULLER R.M., 1981: The changing status of reedswamp in the Norfolk Broads. J.appl.Ecol. **18**, 241-269.

CARBIENER R., 1977: Etude d'une séquence phytosociologique de végétaux supérieurs bioindicateurs d'eutrophisation progessive dans les cours d'eaux phréatiques du "Ried" d'Alsace. Comm.Congr.Limnol., Metz. 2 S.

DIETRICH K.R., 1973a: Die Abwehr der Eutrophierung der Gewässer als Umweltschutzmassnahme. 1. Bericht: Die Ursachen der Eutrophierung. Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung **14**, 1-20.

DIETRICH K.R., 1973b: Die Abwehr der Eutrophierung der Gewässer als Umweltschutzmassnahme. 2. Bericht: Wege zur endgültigen Sanierung von Oberflächengewässern. Z.f.Kulturtechnik u.Flurbereinigung **14**, 112-126.

DYKYJOVA D. und KVET J., 1978: Pond littoral ecosystems. Structure und functioning. Ecol.Stud. **28**, 257-272.

ELSTER H.J., 1974: Wechselwirkungen zwischen Chemie und Biologie bei der Eutrophierung des Bodensees. Vom Wasser **43**, 1-14.

GOBAT J.-M., 1984: Ecologie des contacts entre tourbière acides et marais alcalins dans le Haut-Jura suisse. Thèse Univ. Neuchâtel. 255 S.

GOOD R.E., WHIGHAM D.R., SIMPSON R.L. und JACKSON C.G. (Hrsg.), 1978: Freshwater wetlands. Ecological processes and management potential. Proc.Symp.Freshwater Marshes: Present status, future needs. II/77, Rutgers Univ., New Brunswick NJ, 378 S.

GÖTTLICH H.K. (Hrsg.), 1980: Moor- und Torfkunde. (2. Aufl., überarb.u. erweitert). Schweizerbart, Stuttgart. 338 S. (vor allem 179-182).

GROOTJANS A.P., 1985: Changes of groundwater regime in wet meadows. Thesis Univ. Groningen. 146 S.

HASLAM S., KLÖTZLI F., SUKOPP H. und SZCZEPANSKI A. (im Druck): Conservation. In: IBP-wetland synthesis book (prov. title). Blackwell, London/Cambridge.

JAAG O., 1946: Untersuchungen zur Abklärung hydrobiologischer Fragen der Bodenseeregulierung. Gutachten z.H. Eidg.Amt f.Wasserwirtsch. 256 S. (Manuskript).

JAAG O., 1968: Bodenseeregulierung. Abklärung hydrobiologischer Fragen. Erg.ber.Gutachten 1946 z.H. Eidg.Amt f.Wasserwirtsch. 495 S. (+ Tab. u. Beil.). (Manuskript).

JESCHKE L., 1976: Veränderung der Röhrichtgürtel unserer Seen und unserer Naturschutzgebiete. Natursch.arb.in Mecklenburg. **19**, 49-52.

KARPATI I. und KARPATI V., 1981: Die Wirkung der Eutrophierung auf den Gaswechsel der Makrophyten im Balaton. In: SCHWABE-BRAUN A. (Hrsg)., Gefährdete Vegetation und ihre Erhaltung. Sympos.Ber.IVV 1972, Rinteln. Cramer, Vaduz. 617-624.

KLÖTZLI F., 1967: Umwandlung von Moor- und Sumpfgesellschaften durch Abwässer im Gebiet des Neeracher Riets. Ber.Geobot.Inst.ETH,Stiftung Rübel,Zürich **37**, 104-112.

KLÖTZLI F., 1978a: Wertung, Sicherung und Erhaltung von Naturschutzgebieten. Einige rechtliche und technische Probleme. Ber.Schwyz.Naturf. Ges. **7**, 23-32.

KLÖTZLI F., 1978b: Ufersicherung - eine Kontaktzone zwischen Naturschutz und Wasserbau. Ber.ANL **2**, 81-89.

KLÖTZLI F., 1978c: Zur Bewaldungsfähigkeit von Mooren der Schweiz. Telma **8**, 183-192.

KLÖTZLI F., 1979: Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von Molinion-Gesellschaften in der Schweiz. In: WILMANNS O. und TüXEN R. (Hrsg.), Werden und Vergehen der Pflanzengesellschaften. Sympos.Ber.-IVV 1978, Rinteln. Cramer, Vaduz. 451-467.

KLÖTZLI F. und GRüNIG A, 1976: Seeufervegetation als Bioindikator. Daten u.Dokum.z.Umweltschutz **19**, 109-131.

KOHLER A., 1978: Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Bh.Veröff.Natursch. u.Landsch.pfl.Baden-Württemberg **11**, 259-281.

KOHLER A., 1982: Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. Dechen. **26**, 31-42.

KOHLER A. und LABUS B.L., 1983: Eutrophication processes and pollution of freshwater ecosystems including waste heat. In: LANGE O.L., NOBEL P.S., OSMOND C.B. und ZIEGLER H. (Hrsg.), Encycl.Pl.Physiol., N.S. **12**D, Physiol.Pl.Ecol. IV, 413-464. Springer, Berlin/Heidelberg.

KOVACS M., PRECSENYI I. und PODANI J., 1978: Anhäufung von Elementen im Balatoner Schilfrohr (Phragmites communis). Acta Bot.Ac.Sci.Hung. **24**, 99-111.

KRAUSE W., 1981: Characeen als Bioindikatoren für den Gewässerzustand. Limnol.(Berlin) **13**, 399-418.

LACHAVANNE J.-B., 1977: Evolution de la flore et de la végétation aquatique du Léman. Candollea **32**, 121-132.

LACHAVANNE J.-B., 1980: Les manifestations de l'eutrophisation des eaux dans un grand lac profond: le Léman (Suisse). Schweiz.Z.Hydrol. **42**, 127-154.

LACHAVANNE J.-B., 1982: Influence de l'eutrophisation des eaux sur les macrophytes des lacs suisses: Résultats préliminaires. In: SYMOENS J.J., HOOPER S.S. und COMPERE P. (Hrsg.), Studies on aquatic vascular plants. 333-339.

LACHAVANNE J.-B. und WATTENHOFER R., 1975: Evolution du couvert végétal de la Rade de Genève. Saussurea **6**, 217-230.

LANG G., 1968: Vegetationsveränderungen am Bodenseeufer in den letzten 100 Jahren. Schr.Ver.Gesch.Bodensee u.s.Umg. **86**, 295-319.

LANG G., 1969: Die Ufervegetation des Bodensees im farbigen Luftbild. Landeskult.Luftbildausw.mitteleurop.Raum **8**, 1-34.

LANG G., 1973: Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees, unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Ber.Intern.Gewässerschutz.Kommiss.Bodensee **12**, 67 S.

LANG G., 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees 1978 im Vergleich zu 1967. Ber.Intern.Gewässerschutz.Kommiss.Bodensee **26**, 64 S.

LEHN H., 1975: Entwicklung des Bodensee-Pelegials seit 1920. gwf-Wasser-/Abwasser **116**, 170-175.

LIVINGSTONE R.J. und LOUCKS O.L., 1978: Production, trophic interactions and food-web relationships in wetlands and associated systems. In: GREESON Ph.E., CLARK J.P. and CLARK J.E. (Hrsg.), Wetland functions and values: The state of our understanding. Proc.Nat.Sympos.Wetlands.

LUND J.W.G., 1971: Eutrophication. In: DUFFEY E. und WATT A.S. (Hrsg.), The scientific management of animal and plant communities for conservation. 11th Sympos.Brit.Ecol.Soc. Blackwell,Oxford/London/Edinburgh/Melbourne. 225-240.

MELZER A., 1976: Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen, dargestellt im Rahmen limnologischer Untersuchungen an den Osterseen und den Eggstätt-Hemhofer Seen (Oberbayern). Diss.Bot. **34**, 195 S.

MERIAUX J.-L., 1978: Etude analytique et comparative de la végétation aquatique d'étangs et marais du Nord de la France (Vallée de la Sensée et Bassin houiller du Nord-Pas de Calais). Docum.Phytosociol. **3**, 1-244.

MERIAUX J.-L. und GEHU J.-M., 1980: Réactions des groupements aquatiques et subaquatiques aux changements de l'environnement. In: WILMANNS O. und TüXEN R. (Hrsg.), Sympos.Ber.IVV 1972, Rinteln. Cramer, Vaduz. 121-142.

MORET J.-L., 1982: Evolution des roselières lacustres de la région des Grangettes entre 1976 et 1982. Bull.Soc.Vaud.Sci.Nat. No.362, **76**, 185-195.

NIEMANN E. und WEGENER U., 1976: Verminderung des Stickstoff- und Phosphateintrages in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden- und Verlandungsvegetation ("Nitrophyten-Methode"). Acta hydrochim.hydrobiol. **4**, 269-275.

PLEISCH P., 1970: Die Herkunft eutrophierender Stoffe beim Pfäffiker- und Greifensee. Vjschr.Naturf.Ges.Zürich **115**, 127-229.

POTT R., 1983: Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwest-Deutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. Phytocoen. **11**, 407-430.

RAGHI-ATRI F., 1976: Oekologische Untersuchungen an Phragmites communis Trinius in Berlin unter Berücksichtigung des Eutrophierungseinflusses. Diss.FB 14, TU Berlin, 151 S.

RAGHI-ATRI F. und BORNKAMM R., 1980: Ueber die Halmfestigkeit von Schilf (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.) bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung. Arch.Hydrobiol. **90**, 10-105.

RINGLER A., 1981: Moore als Oekosysteme. Bar.ANL **6**, 6-14.

RODEWALD-RUDESCU L., 1974: Das Schilfrohr, Phragmites communis Trinius. In: ELSTER H.J. und OHLE W. (Hrsg.), Die Binnengewässer. Schweizerbart, Stuttgart. **27**, 302 S.

SCHRÖDER R., 1981: Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978. Ber.Intern.Gewässerschutz.Kommiss.Bodensee **26**, 116 S.

SCHRÖDER R. und SCHRÖDER H., 1978: Ein Versuch der Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. Arch.Hydrobiol. **82**, 240-262.

SCHRÖDER R. und SCHRÖDER H., 1982: Changes in the composition of the submerged macrophyte community in Lake Constance. A multi-parameter-analysis with various environmental factors. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. "Dott.Marco de Marchi", Pallanza. **40**, 25-53.

SUCCOW M., 1982: Topische und chorische Naturrraumtypen der Moore. In: KOPP D. at al. (Hrsg.), Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung am Beispiel des Tieflandes der DDR. Berlin.

SUCCOW M., 1985: Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geogr.Mitt. **3**, 161-170.

SUKOPP H., MARKSTEIN S. und TREPL L., 1975: Röhrichte unter intensivem Grossstadteinfluss. Beitr.Naturk.Forschg.SW-Deutschl. **34**, 371-385.

VOLLENWEIDER R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. **33**, 53-83.

WATTENHOFER R., GAGNAIRE J. und LAURENT Ph., 1977: Les roselières du Lac d'Annecy. Saussurea **8**, 151-158.

WIEGLEB G., 1978: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydro-

chemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch.Hydrobiol. **83**, 443-484.

Adresse des Autors: Prof. Dr. F. Klötzli
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstrasse 38
CH-8044 Zürich