

Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate

von H.-P. Blume, R. Bornkamm, Th. Kempf, R. Lăcătușu,
S. Muljadi und F. Raghi-Atri
unter Mitwirkung von K. F. Andres, D. Overdieck, H. Ritter
und H.-P. Röper

aus dem Institut für Ökologie
der Technischen Universität Berlin
und dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes

Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern (Wasserwirtschaft)
Forschungsbericht 5/74 (II A 126)



Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

48

Herausgegeben von Prof. Dr. A. Heller

Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate

von H.-P. Blume, R. Bornkamm, Th. Kempf, R. Lăcătușu,
S. Muljadi und F. Raghi-Atri
unter Mitwirkung von K. F. Andres, D. Overdieck, H. Ritter
und H.-P. Röper

aus dem Institut für Ökologie
der Technischen Universität Berlin
und dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes

Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern (Wasserwirtschaft)
Forschungsbericht 5/74 (II A 126)

ISBN 3-437-30297-3



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1979

Der Schutz von Flüssen und Seen ist seit jeher ein Schwerpunkt der Forschung des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes; denn die Reinhaltung der Gewässer ist Voraussetzung für eine zuverlässige und hygienisch einwandfreie Trinkwasserversorgung, zumal immer mehr Oberflächenwasser direkt oder indirekt zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung herangezogen werden muß.

Eine ähnlich große Bedeutung hat die Erhaltung einer ausgewogenen Gewässerökologie aber auch für den Freizeitwert der Gewässer und darüber hinaus in besonderem Maß auch für den Landschafts- und Naturschutz, soweit Oberflächengewässer betroffen sind. Deren Eutrophierung durch überhöhte, ganz überwiegend zivilisatorisch bedingte Nährstoffzufuhr stellt eine besorgniserregende Gefährdung unserer Gewässer dar.

Es war daher naheliegend, daß ein größeres Forschungsvorhaben des mit solchen Fragen befaßten Instituts für Ökologie der Technischen Universität Berlin zu Fragen der chemisch-ökologischen Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate gemeinsam mit dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene bearbeitet wurde. Der gemeinsame Bericht wird hiermit der Öffentlichkeit vorgelegt.

Dem Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. sei dafür gedankt, daß er die Publikation des Berichts in seiner Schriftenreihe in bewährter Weise tatkräftig unterstützt hat und so diesen Bericht über Forschungen, die im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums des Innern dankenswerterweise durchgeführt werden konnten, einer breiteren interessierten Öffentlichkeit zugänglich gemacht hat.

Die Autoren

Inhalt

1.	Problemstellung	1
2.	Aufbau und Funktion der Gewässer	3
3.	Gewässersedimente	5
3.1.	Allgemeine Charakterisierung	6
3.2.	P-Status	9
3.3.	B-Status	16
4.	Chemie der Gewässer	19
4.1.	Allgemeiner Zustand	19
4.2.	P- und B-Dynamik	29
4.3.	Statistische Beziehungen	42
4.4.	P-Sorptionsversuche	50
4.5.	B-Sorptionsversuche	54
4.6.	Plankton-Messungen	69
5.	Gewässerufer	77
5.1.	Eigenschaften der Biotope	77
5.2.	Eigenschaften der Biozönosen	84
5.3.	Schilfexperimente	99
6.	Stoffbilanzen des Tegeler Sees	123
6.1.	Phosphor	123
6.2.	Bor	124
7.	Schlußfolgerungen	133
8.	Zusammenfassung	137
9.	Literatur	140
10.	Tabellenanhang	153

1. Problemstellung (Blume, Bornkamm, Kempf)

Die Berliner Gewässer dienen einschließlich ihrer Uferzonen vor allem der Erholung. Gleichzeitig sind sie Landschaftsschutzgebiete und mittelbar Trinkwasserreservoir, weil insbesondere über Uferfiltrate das Grundwasser erneuert wird. Da sie außerdem der Schifffahrt dienen und in sie Abwässer eingeleitet werden, ist es in den letzten Jahrzehnten zu starken Veränderungen gekommen, die die erstgenannten Funktionen gefährden (Gewässerkundl. Jahresberichte 1962-1976, Bringmann, 1959, Hässelbarth, 1974). So haben Salzkonzentrationen und Verschmutzung der Seen stark zugenommen, denen erhebliche Veränderungen der Biozöosen und beginnende Veränderungen des u.a. der Trinkwasserversorgung dienenden Grundwassers gegenüberstehen.

Besondere Sorgen bereitet ein starker Rückgang des Röhrichts an Gewässerufeln (SUKOPP u. MARKSTEIN, im Druck). Dem Schilf kommen wesentliche Funktionen beim Uferschutz, bei der Gewässerreinigung sowie als Habitat für Tiere zu, so daß sein Fehlen erhebliche Folgen für die Gewässerökosysteme hat.

Sehr wesentlich sind an diesen Veränderungen Phosphate und Stickstoffverbindungen beteiligt, möglicherweise auch (aus Waschmitteln stammende) Borate. Daher wurde versucht, deren

Verhalten in west-berliner Gewässern unterschiedlicher Belastung zu klären, und zwar deren Bewegung in die und in den Gewässern sowie zum Grundwasser, deren chemische und biologische Bindung sowie Remobilisierung in Abhängigkeit O_2 -Konzentration und Temperatur, pH, Eh und Konzentration der Ionenpartner mit ihren Auswirkungen auf die Lebewelt sowie auf die erholungs- und wasserwirtschaftlichen Funktionen der Gewässer. Im einzelnen wurden dabei in mehrwöchigen Abständen Wasser- und Porenwasserproben unterschiedlicher Tiefe chemisch und physikalisch untersucht, um daraus die jahreszeitliche Stoffdynamik abzuleiten. Eine Klärung der P- und B-Bindungsformen in den Gewässersedimenten sollte dem Verständnis ablaufender Fällungsreaktionen dienen. An Schilf-Sprossen verschieden stark verschmutzter Uferbereiche wurden neben den Phosphor-, Stickstoff- und Borgehalten, Gesamt-Lipid und Asche, an den unterirdischen Organen auch Kohlenhydrate und Lignin bestimmt, um die Folgen hoher Nährstoffkonzentrationen zu erfassen. Gleichzeitig wurden die Nährelementverhältnisse im Wurzelraum des Röhrichts aufgeklärt. Um Aussagen über die Wirkung kontrollierter Nährstoffgaben machen zu können, wurden Gefäßversuche mit Schilf durchgeführt. Sie sollten außerdem klären, wie sich eine einseitige Phosphatelimination (im Zuge einer dritten Reinigungsstufe) unter Erhalten hoher Stickstoff- und Borkonzentrationen auf Wachstum und Konstitution auswirken. Biomasse und Inhaltsstoffe des Planktons wurden stichprobenartig untersucht. Über Fällungs- und Löslichkeits-Experimente unter Laborbedingungen wurde gleichzeitig versucht, den Ablauf von Mobilisierungs- und Immobilisierungsvorgängen im Kontaktbereich Hypolimnion-Benthal zu klären, um damit das Selbstreinigungsvermögen der Gewässer besser zu verstehen.

Im folgenden soll über diese Untersuchungen berichtet werden, die vom Bundesinnenminister finanziell unterstützt werden. Als Untersuchungsobjekte dienten dabei vor allem der Tegeler See mit seinen Vorflutern, der Heiligensee und der Pechsee.

2. Aufbau und Funktion der Gewässer (Blume)

Als Untersuchungsobjekte wurden der durch seine Haupt-Vorfluter Tegeler Fließ und Nordgraben stark belastete Tegeler See, der weniger belastete Heiligensee sowie der inmitten des Grunewaldes gelegene, kaum belastete Pechsee gewählt.

Tegeler See und Heiligensee befinden sich im Bereich des Berliner Urstromtales (Abb. 1) und werden als weichselzeitliche Toteisbildungen gedeutet (ASSMANN 1957).

Der Tegeler See stellt sich heute als seenartige Ausbuchtung der Havel im Bereich der Talsandebene des Berliner Urstromtales mit 408 ha Wasserfläche, 53 ha Inseln, 8 m mittlerer und 16 m maximaler Tiefe, 32 Mill. m³ Wasservolumen, 12 km Uferlänge am Festland und 9 km auf den Inseln dar. Hauptzuflüsse sind das Tegeler Fließ mit 24 Mill. m³/a und der Nordgraben mit 46 Mill. m³/a; hinzu kommen etwa 110 weitere, kleine Einläufe häuslicher und gewerblicher Kläranlagen sowie der Oberflächenentwässerung ausgedehnter Bereiche des Bezirks, die auf etwa 6.5 Mill. m³/a geschätzt werden^{x)}, von denen 95 % auf Kühlwasser entfallen. Mit den Niederschlägen gelangen 2.4 Mill. m³/a direkt in den See; der Abfluß in die Havel wird auf etwa 1 m³/sek. geschätzt. Der Tegeler See ist heute das wichtigste Erholungsgebiet des Berliner Nordens, gleichzeitig aber als Gewässer erster Ordnung für den allgemeinen Gebrauch freigegeben und seit 1882 Vorfluter für die Rieselfelder im Norden Berlins.

Auch der Heiligensee stellt eine seenartige Ausbuchtung der Havel mit 32 ha Wasserfläche, 5 m mittlerer und 9 m größter Wassertiefe, 25 Mill. m³ Wasservolumen sowie 2,3 km Uferlänge dar. Heute befindet sich die einzige Verbindung zur Havel im Südwesten des Sees, während eine nördliche Verbindung heute vermoort ist. Entwässerungsgräben nördlich gelegener Moore sowie kleinere häusliche Einleitungen und Sickerwässer ge-

^{x)} 1969 n. SUKOPP 1971

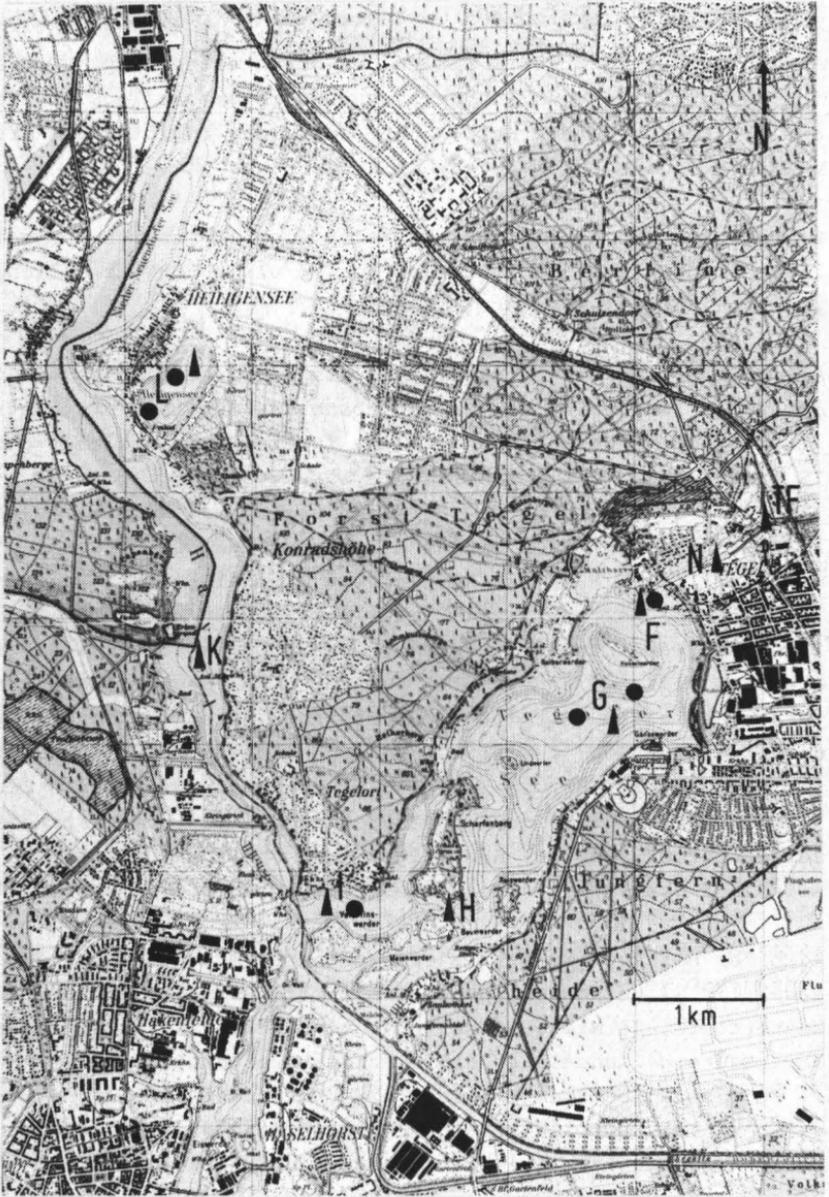


Abb.1 Tegeler See, Havel und Heiligensee

- ▲ Meßstellen
- Bohrkerne

düngter und beregneter Kleingärten im Uferbereich führen mit Nährstoffen belastetes Wasser zu. Trotzdem hält sich seine Eutrophierung bisher in Grenzen, wozu seine Schutzstellung sowie nur mäßiger Bade- und Bootsbetrieb beigetragen haben.

Der Pechsee liegt in einer den Grunewald-Kames schneidenden Schmelzwasserrinne. Er weist heute eine nur nach Norden offene Kessellage mit steilen Hängen auf und ist vollständig von Forsten umgeben (MIELKE 1971). Seine Ufer sind besonders im Norden vermoort. Grundwasserabsenkungen in der Umgebung haben seinen Wasserspiegel seit 30 Jahren um 5 m sinken lassen (SUKOPP u.a. 1970), so daß die Wasserfläche heute kaum noch 1 ha, seine Tiefe 1,5-2 m betragen. Zu- und Abflüsse, auch künstliche Einleitungen fehlen, so daß neben dem Niederschlag nur Oberflächenwasser benachbarter Hänge zugeführt werden. Der Pechsee ist heute als Naturschutzgebiet vor menschlichen Eingriffen scheinbar sicher: die starken Grundwasserabsenkungen haben aber doch in den letzten Jahren zu deutlichen Veränderungen der Biozönose geführt (BLUME u.a. 1977).

3. Eigenschaften der Gewässersedimente

Zur Charakterisierung frischer Sedimente wurden dem Tegeler See (N: Nordhafen, F: Nähe Hafenausgang, G: Größte Seetiefe, H: Nähe Scharfenberg, I: Nähe Valentinswerder), dem Heiligensee (L: Seemitte), der Havel bei Konradshöhe (K: Flußmitte) und dem Pechsee im Grunewald (P: Seemitte) im Mai 1975 Greiferproben der oberen 10 cm entnommen. Tiefere Sedimentlagen wurden an den Stationen F und G des Tegeler See sowie der Mitte (L) und dem Rand (L_I) des Heiligensee als 80-140 cm lange Kerne mit einem Rammkolbenlot (n. ZÜLLIG 1969) gezogen; außerdem standen uns im Tegeler See 1972 von PACHUR gezogene 4 m lange Bohrkerne (G_A und I_A) zur Verfügung. Die Lage der Entnahmestellen ist Abb. 1 zu entnehmen. Die Kernproben wurden nach ihrer Morphie geteilt, alle Proben dann homogenisiert, von

Aliquoten des Porenwasser unter N-Atmosphäre im Druckfilterapparat bei 2 atü (n. SARTORIUS) gewonnen, die Sedimente getrocknet und teilweise gemahlen (Scheibenschwingmühle).

3.1 Allgemeine Charakterisierung (Lacatusu, Blume)

Die Gehalte an org. Substanz und an CaCO_3 wurden als Gesamtkohlenstoff nach Verbrennen bei 1100°C und anorganischer Kohlenstoff nach CO_2 -Entbindung mit heißer Phosphorsäure konduktometrisch mit einem Gasanalysegerät (Wösthof) bestimmt. Die Stickstoffbestimmung erfolgte nach Kjeldahlaufschluß mit Büchi-Apparat. Zur Erfassung des nichtsilikatisch gebundenen Al, Fe und Mn erfolgte eine Oxalateextraktion nach SCHWERTMANN. Die Körnung der Silikate wurde nach H_2O_2 - und HCl (bei pH 2)-Behandlung durch Siebung und mit Kettenaräometer (n. DE LEENHEER) bestimmt; der Ton wurde anschließend teilweise fraktioniert und röntgenographisch auf seinen Tonmineralbestand analysiert. Methodische Einzelheiten sind SCHLICHTING und BLUME (1966) zu entnehmen; die Charakterisierung des Porenwassers siehe 4.1. Die Klassifikation der Sedimente erfolgte nach MERKT u.a. (1971).

Die Sedimente des Tegeler See bestehen nach STAUDACHER (1977) aus Kalkmudde; lediglich im flachen Uferbereich dominiert Seesand. Auch im Heiligensee wurde eine siltreiche Kalkmudde festgestellt (Abb. 2). Die jüngste Sedimentlage bildet ein schluffreiches Sapropel, bei größerer Wassertiefe ein Kalksapropel. Diese Lage ist im Heiligensee nur wenige cm mächtig, im Tegeler See hingegen über 10 cm. Flachwasserbereiche des Tegeler See werden stellenweise von Seeschill (s. Station H in Tab. 1), in Stillwasserzonen auch von Niedermoortorf (STAUDACHER 1977) eingenommen. Im Pechsee liegt eine Feindetritusmudde vor.

In der Tonfraktion des klastischen Sedimentteils dominiert

Tab. 1: Sedimenteigenschaften Berliner Gewässer
(Probenahme der oberen 10 cm am 26.5.1975, P am 19.6.1975)

a) Allgemeine Charakterisierung

Probe	m Tiefe	pH	%	i. % T.S.		i. Ø/oo T.S. x)		
				T.S.	org.S. Kalk	Fe _o	Al _o	Mn _o
N(Sapropel)	2	6.8	18.8	25.9	6.5	37	3	2
F(Sapropel)	2	6.9	34.1	15.8	7.8	13	1	0.2
G(Kalksapro.)	16	7.7	15.4	19.7	29.3	27	2	3
H(Seeschill)	2	7.4	22.5	12.3	62.1	6	1	0.3
I(Kalksapr.)	6	7.3	19.4	20.6	34.8	27	1	1
K(Sapropel)	4	7.0	13.7	23.1	11.3	56	2	2
L(Fkp/Fkm)	8	6.8	14.2	17.0	41.8	6	1	1
P(Fd-Mudde)	2	6.2	4.3	67.1	0.4	3		0.4

x) oxalatlösli. Fe, Al und Mn

b) Körnung in % der silikat. Feinerde

Probe	µm	Sand		Silt		Ton			
		>600	200	60	20	2	0.6	0.2	
N	1	6	9	30	25	13	7	5	3
G	2	5	3	25	15	17	14	13	6
L	3	5	4	25	15	19	12	12	6
P	20	20	19	19	8	7	2	2	3

c) Mineralbestand der Tonfraktion

Probe	µ Ø	Kaolinit	Illit	Smectit	Chlorit	Wechselagerung	
						10-14Å	14-17Å
N	< 0.2	++	++++	++	+	+	+
	0.6-0.2	+++	++++	+	++	+	s
	2.0-0.6	++	++++	+	++	s	s
G	< 0.2	++	+++	+	++	+	+
	0.6-0.2	++	++++	+	++		s
	2.0-0.6	++	+++	+	++	s	
L	< 0.2	++	++++	++		+	
	0.6-0.2	++	++++	++		+	
	2.0-0.6	++	+++	++			
P	< 0.2	++	++++		+	+	
	0.6-0.2	+++	++++	s	++	s	
	2.0-0.6	++	++++		+	s	

++++ > 50 %; +++ 26-50 %; ++ 11-25 %; + 5 %; s Spuren

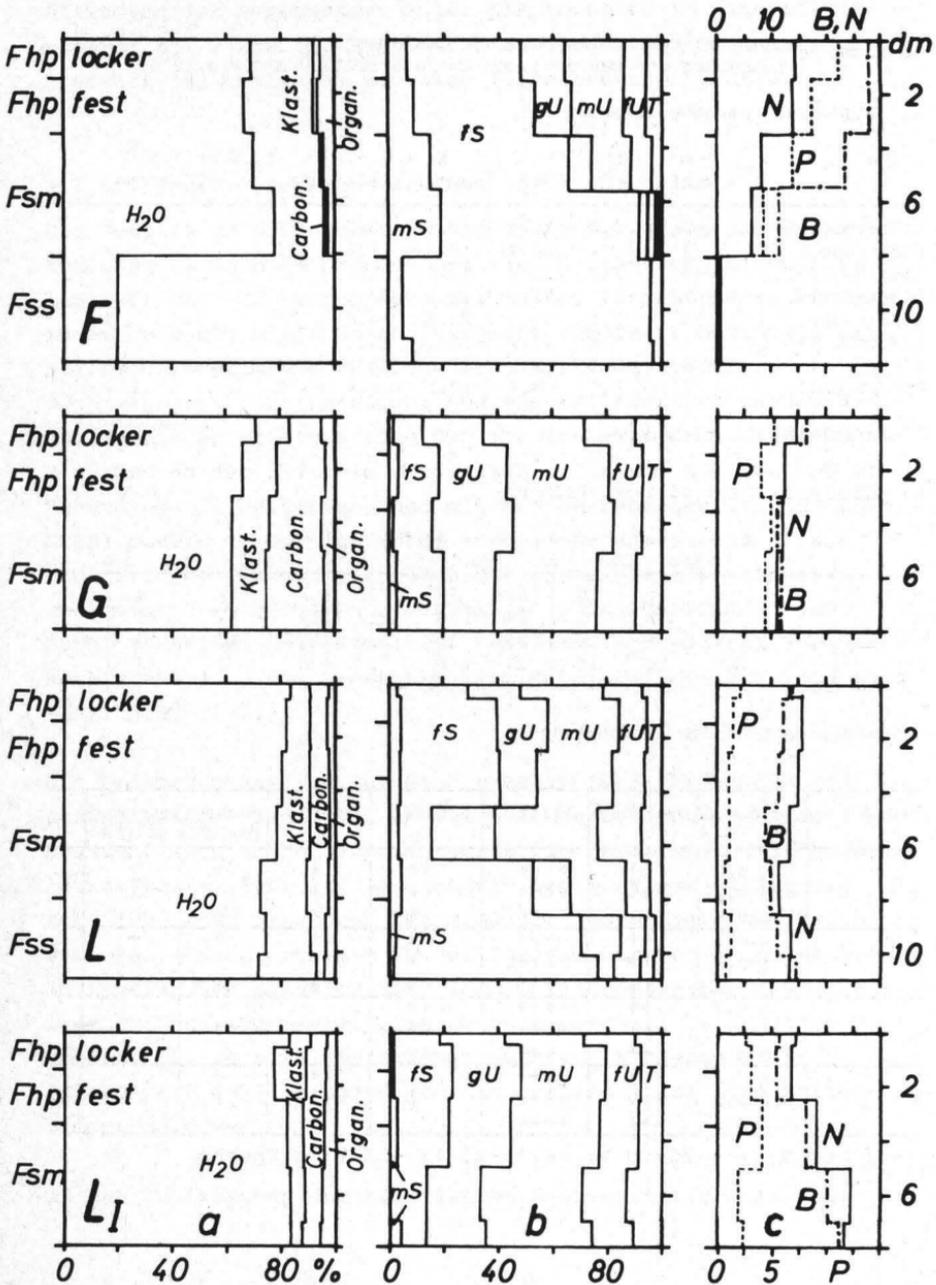


Abb. 2: Sedimenteigenschaften des Tegeler See (F,G) und des Heiligensee (L, L_I); a: Wasser, klast., carb. und org. Sedimente in % des Bodenvolumens, b: Körnung der klastischen Sedimente in Gew.-% (S = Sand, U = Silt, T = Ton, f = fein, m = mittel, g = grob), c: Gesamt-P und N in mg, B in µg/g T.S.; Fhp: Sapropel, Fsm: Sandmudde, Fss: Seesand; Lage der Stationen s. Abb. 1.

allgemein Illit; außerdem sind Kaolinit, Smectit und Chlorit (vermutlich als Mg-Chlorit) in wechselnden Anteilen vorhanden (Tab. 1). Oxalatlösliches Eisen ist mit 0.6-6 o/oo der Trockensubstanz vertreten und dürfte vorrangig in organischer und carbonatischer Form vorliegen, daneben in Form wasserreicher Mischhydroxide zwei- und dreiwertigen Eisens.

In den Sapropelen treten negative Redoxpotentiale auf; die darunter folgenden Sedimente sind durch positive Potentiale charakterisiert (Abb. 3). Die pH-Werte liegen bei 7, lediglich in der carbonatfreien Feindetritusmudde des Pechsee bei 6 (Tab. 1).

3.2 Phosphor-Status der Sedimente (Lacatusu, Blume, Kempf)

Die Phosphatgehalte wurden im HF/HClO_4 -Aufschluß nach MURPHY und RILEY (1962) 105° trockener und gemahlener Proben bestimmt. Die Ergebnisse sind den Abb.2u.4 sowie Tab. 4 zu entnehmen. Die P-Gehalte schluffreicher Kalkmudden (L_I , G, I_A) liegen bei 2-3 o/oo, diejenigen sandreicher Kalkmudden (L) bei 0.5-1 o/oo, die einer Feindetritusmudde (L) bei 0.5 o/oo (Abb. 2). Die jüngsten Sedimente bzw. Sapropel sind demgegenüber stark angereichert, und zwar insbesondere im Nordhafen (N) mit 19 o/oo (Tab. 2). Neben dem Grad menschlichen Einflusses bestimmen aber auch bei ihnen die Sedimenteigenschaften die P-Gehalte. So enthält ein Kalk- und siltreiches Sapropel des Tegeler See mit 7 o/oo (G) wesentlich mehr P als ein vergleichbares Sapropel des weniger belasteten Heiligensee mit 1.9 o/oo (L). Noch geringere Gehalte wurden aber im sandreichen Sapropel (F) sowie im Seeschill (H) des Tegeler See gefunden, während die Gehalte in der humusreichen Feindetritusmudde des Pechsee (P) bei 1.9 o/oo liegen, obwohl dieser See praktisch nicht belastet ist. Relativ hohe P-Gehalte korrespondieren also mit hohen Humus- und Tongehalten.

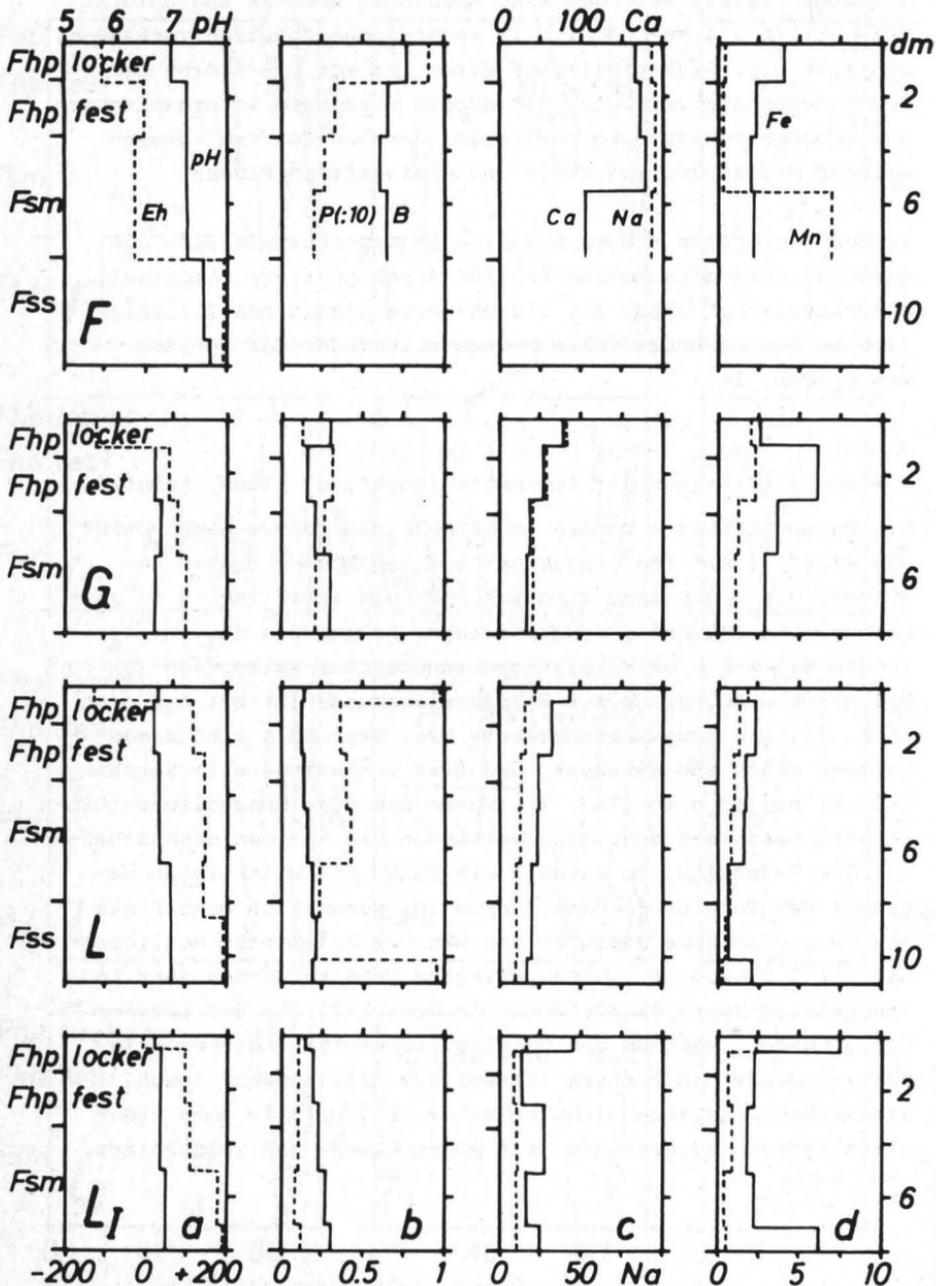


Abb. 3: Porenwassereigenschaften von Sedimenten des Tegeler See (F, G und des Heiligensee (L, L₁); a: Eh (in mV) und pH, b: B und P in ppm; c: Ca und Na in ppm, d: Fe und Mn in ppm; Abkürz. s. Abb. 2.

Tab. 2.: Phosphatfraktionierung nach CHANG und JACKSON (Angaben in mg/g Trockensubstanz)

¹⁾ Korrektur n. WILLIAMS u.a. (1971)

	nNH ₄ Cl (Aust.-P)	0.5nNH ₄ F (Al-P) ¹⁾	0.1nNaOH (Fe-P) ¹⁾	0.5nH ₂ SO ₄ (Ca-P)	Dith. citrat (okkl.-P)	0.5nNH ₄ F (Al _{II} -P)	0.1nNaOH (Fe _{II} -P)	Rest - silic.-P)	Veraschen (org.-P.)	Σ Gesamt-P
N	0.12	1.97	11.95	4.39	0.16	0.01	0.02	0.09	0.02	18.71
F	0.04	0.31	0.17	0.94	0.07	0.01	0.01	0.03	0.02	1.62
G	0.04	0.15	2.61	3.20	0.25	0.01	0.02	0.07	0.01	6.36
H	0.03	0.03	0.02	0.58	0.01	0.00	0.02	0.03	0.06	0.79
I	0.03	0.10	0.40	2.77	0.20	0.01	0.02	0.04	0.02	3.59
K	0.03	0.58	3.94	2.96	0.13	0.01	0.02	0.06	0.04	7.77
L	0.05	0.09	0.03	1.31	0.09	0.01	0.02	0.05	0.00	1.65
P	0.01	0.28	1.52	0.04	0.01	0.01	0.03	0.15	0.00	2.05

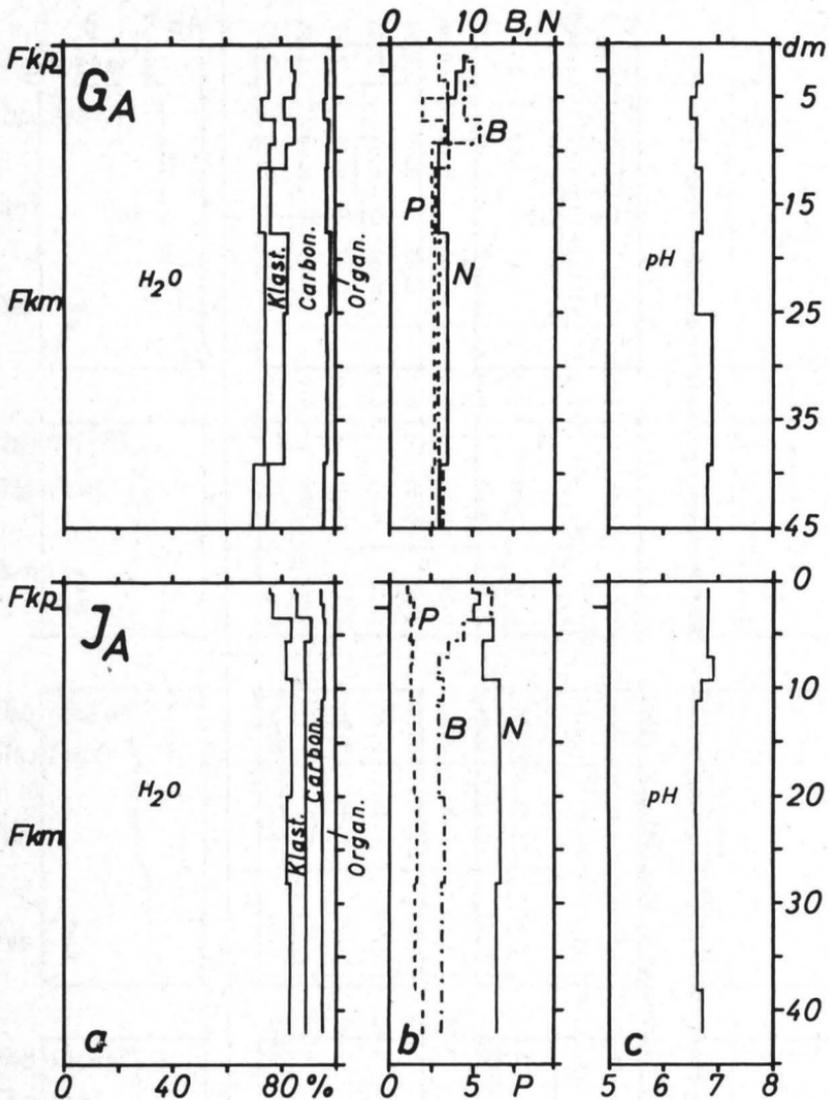


Abb. 4: Sedimenteigenschaften des Tegeler See (Lage von G_A und I_A analog G und A in Abb. 1); a: Wasser, klast., carb. und org. Sedimente in % des Bodenvolumens; b: Gesamt-P und N in mg, B in $\mu\text{g/g}$ T.S.; c: pH des Porenwassers; FkP: Sapropel, Fkm: Kalkmudde.

Zur Klärung der Bindungsformen wurde eine Fraktionierung der jüngsten Sedimente nach CHANG und JACKSON (1957) vorgenommen, bei der aufgrund unterschiedlicher Löslichkeiten gegenüber Salzlösungen, Reduktionsmitteln, Säuren und Laugen zwischen Austausch-, Eisen-, Aluminium- und Calcium-Bindung zu unterscheiden versucht wird. Da es bei der NH_4 -Fluorid-Extraktion in Ca-reichem Milieu zur Fällung von Fluorapatit kommen kann, der bei der folgenden Laugeextraktion wieder gelöst wird, wurde eine Korrektur nach P-Zusatz im Parallelansatz vorgenommen (WILLIAMS 1971). Die Ergebnisse sind Tab. 2 zu entnehmen und lassen erkennen, daß relativ viel Phosphat mit NaOH und/oder H_2SO_4 extrahierbar war. Da bei der NH_4F -Extraktion bereits etwas Ca-Phosphat gelöst werden kann (KURMIES 1972), müßte die H_2SO_4 -Fraktion gegebenenfalls sogar noch etwas höher sein als angegeben. Der Einsatz eines Reduktionsmittels und nachfolgende Laugeextraktion (womit in konkretionsreichen und in lateritischen Böden viel P in Lösung geht) erbrachten nur noch wenig Phosphat. Außerdem wurde nach verschiedenen Methoden das organisch gebundene Phosphat zu erfassen versucht (s. Tab. 3). Es ist davon auszugehen, daß bei Anwendung des Trennungsganges von CHANG und JACKSON (1957) organisches Phosphat bei der NH_4F - und der NaOH-Extraktion mit in Lösung geht. Um eine bessere Vorstellung über mögliche Bindungsformen zu bekommen, wurde organisches Phosphat nach MEHTA u.a. (1954) von der Summe des mit Fluorid und Lauge Extrahierbaren subtrahiert. Tabelle 4 vermag dann bei aller Problematik unzureichender Selektivität der angewandten Extraktionsmittel eine grobe Vorstellung der vorliegenden Bindungsformen zu geben. Dabei ergaben sich deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Sedimenten. Beim Heiligensee dominiert Ca-Phosphat, was mit dem hohen Kalkgehalt dieses Kalksapropels (über Kalkmudde) recht gut im Einklang steht. Auch das kalkreiche Sapropel des Tegeler See (G) und vor allem der Seeschill (H) zeigen einen hohen Anteil an Ca-Phosphaten. In der carbonatfreien Feindetritusmudde des Pech-

Tab. 3: Methodenvergleich zur Bestimmung des organisch gebundenen Phosphates in jungen Seesedimenten Berlins
(Angaben in mg/g T.S.)

	als Differenz n. SAUNDERS u. WILLIAMS (1955)			Nach LEGG u. BLACK (1955)	Nach MEHTA u. Mitarb. (1954)
	P-Gesamt	P-anorg.	P-org.		
N	19.05	18.80	0.25	0.30	0.41
F	1.51	1.50	0.01	0.80	0.20
G	7.07	6.50	0.57	0.39	0.49
H	0.79	0.72	0.07	0.11	0.18
I	3.60	3.47	0.13	0.21	0.24
K	7.74	7.56	0.18	0.30	0.37
L	1.80	1.54	0.26	0.32	0.29
P	1.90			0.65	0.68

Tab. 4: Mögliche Phosphat-Bindungsformen jüngster Sedimente Berliner Gewässer (Fraktionierung n. CHANG und JACKSON, org. P nach MEHTA u.a.)

a) mg/g T.S.		aust.	org.	Al+Fe	Ca	Si1.	Σ	Ges.
Tegel Hafen	N	0.12	0.43	13.8	4.39	0.09	18.7	19.0
Tegel See	F	0.04	0.22	0.37	0.94	0.03	1.6	1.6
	G	0.04	0.50	2.55	3.20	0.07	6.4	6.7
	H	0.03	0.24	0	0.58	0.03	0.88	0.79
	I	0.03	0.26	0.48	2.77	0.04	3.6	3.6
Havel	K	0.03	0.41	4.31	2.96	0.06	7.8	7.8
Heiligensee	L	0.05	0.26	0	1.31	0.05	1.7	1.8
Pechsee	P	0.01	0.68	1.17	0.04	0.15	2.1	1.9

b) i. % der Fraktionssumme

N (Sapropel)	0.6	2.3	74	23	0.5
F (Sapropel)	2.5	14	23	59	1.9
G (Kalksap.)	0.6	7.8	40	50	1.1
H (Seeschill)	3.4	27	0	66	3.4
I (Sapropel)	0.8	7.2	13	77	1.1
K (Sapropel)	0.4	5.3	55	38	0.8
L (Kalksap.)	3.0	16	0	78	3.0
O (Feindetr.-Mudde)	0.5	33	57	2.0	7.3

see ist Phosphat hingegen offensichtlich überwiegend an Eisen bzw. Aluminium gebunden. Gleiches gilt für die Havel (K), bei der als Fließgewässer bessere Sauerstoffverhältnisse am Gewässergrund offensichtlich eine Bildung von Eisenphosphat begünstigen. Eine nennenswerte organische Bindung liegt nur beim (von Moor umgebenen) Pechsee vor. Im hypertrophen Tegeler Hafen scheint Phosphat demgegenüber stark als Fe(II)Phosphat bzw. Vivianit gebunden zu werden. Insgesamt bestimmen die Sedimenteigenschaften in starkem Maße die Bindungsform.

3.3 Bor-Status der Sedimente (Muljadi, Blume)

Für die Borbindung und den Stoffaustausch mit dem freien Wasser spielen die oberen Seesedimente eine wichtige Rolle. Um die ortsspezifische Borbelastung der oberen Sedimente zu ermitteln, wurden die Gesamt(mobilisierbare) Bormenge der verschiedenen Meßstellen des Tegeler Sees, der Havel, des Heiligensees und des Pechsees bestimmt.

In Tab. 5 sind die Borkonzentrationen des Hypolimnions, die des Porenwassers und der Gesamtborgehalt des obersten Sediments eingetragen.

Daraus ist zu erkennen, daß Porenwasser und Sedimente von Nordhafen (N) und Tegeler See (F) höhere Borgehalte als andere Meßstationen besaßen. Auffallend hoch ist der Borgehalt des Porenwassers von F im Vergleich zu dem Borgehalt des Hypolimnions.

Ein Vergleich der ersten drei Meßstellen (N,F,G) ergab, daß zwischen dem Borgehalt des Porenwassers und dem Borgehalt der Sedimente eine Beziehung besteht. Dabei ist zu berücksichtigen, daß F einen doppelt so hohen Feststoffanteil wie N und G, und G den vierfachen Carbonatgehalt von N und F haben (s. Tab. 1). Von den restlichen Meßstationen im Tegeler See, Havel und Hei-

Tab. 5: Borbindungsformen Berliner Gewässer
(Probenahme Mai 1975)

	B _{Hyp.} (ppm)	B _{PW} (ppm)	B _{PWTS} (µg/gTS)	B _{ges} (µg/gTS)	B _{O.K.} (µg/gTS)	B _{mob.} *) (µg/gTS)
N	0.42	0.82	3.5	23.5	25.1	17.6
F	0.27	0.72	1.4	14.5	15.7	8.4
G	0.30	0.40	2.2	10.5	14.9	5.3
H	0.20	0.27	1.0	6.4	16.9	3.5
I	0.17	0.26	0.7	8.9	13.7	5.1
K	0.07	0.14	0.9	8.8	9.9	4.6
L	0.06	0.11	0.7	6.7	11.5	3.0
P	0.06	0.11	2.5	7.4	7.4	4.4

B_{Hyp.} = Borkonzentration im Hypolimnion

B_{PW} = Borkonzentration im Porenwasser

B_{PWTS} = Porenwasser-Bor auf g Trockensubstanz bezogen

B_{ges} = Gesamt(mobilisierbares)-Bor auf g Trockensubstanz bezogen⁺)

B_{O.K.} = Gesamtborgehalt auf g TS ohne CaCO₃ gerechnet

+) Gesamt(mobilisierbares)-Bor: 2,5 g TS wurden 4 Std. bei 500° C verascht, anschließend mit 15 ml verdünnter Schwefelsäure bis auf pH 1,5 gebracht und dann 1 Std. geschüttelt.

*) Mobiles Bor nach BERGER u. TRUOG (1944): 2,5 g TS wurden unter Rückflußkühlen 5 min lang mit H₂O bei Siedetemperatur gekocht.

ligensee hob sich die Meßstelle an der Insel Scharfenberg (H) ab, da das Sediment einen viel höheren Carbonatgehalt bedingt durch die vielen Muschelschalen aufwies.

Die Analyse der Bohrkerne ergab neben einer Boranreicherung im obersten Sediment eine deutliche Beziehung zum Gehalt an organischer Substanz (Abb. 2 und 4). Auch Korrelationsrechnungen zeigten, daß die Menge des Gesamtbors mit dem Gehalt der Sedimente an org. Substanz und Stickstoff gut korrelierte. Für $B_{ges} = f(C_{org})$ wurde ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,73$ ($r > 0,65$, signifikant) ermittelt und für $B_{ges} = f(N_{ges})$ $r = 0,75$ (siehe Tab. 6).

Tab. 6: Korrelationen zwischen Bor-Gesamtgehalten und anderen Eigenschaften Berliner Gewässersedimente

x=f(y)	Station	N	r	Sicherungsgrenze 0,01 %
$B_{ges} = f(C_{org})$	Bohrkern F,G,L,L _I	22	0,73	$r > 0,65$, signifikant
$B_{ges} = f(N_{ges})$	"	22	0,75	$r > 0,65$, signifikant
$B_{ges} = f(B_{PW})$	"	22	0,26	$r < 0,65$, nicht signifikant
$B_{ges} = f(CaCO_3)$	"	22	0,02	$r < 0,65$, nicht signifikant
$B_{ges} = f(B_{PW}, WG)$	"	20	0,71	$r = 0,72$, signifikant

Keine Beziehung wurde dagegen zwischen Bor- und Carbonatgehalt festgestellt. Zwischen Gesamt-Bor und Porenwasserbor ergab sich zunächst keine signifikante Beziehung, über eine partielle Korrelationsrechnung unter Berücksichtigung des Porenwassergehaltes (WG) ließ sich aber eine signifikante Beziehung zwischen Gesamt- und Porenwasser-Bor feststellen (s. Tab. 6).

Aufgrund der nicht signifikanten Korrelation zwischen Gesamt-Bor und CaCO_3 wurde der Bor-Gehalt auf die carbonatfreie Trockensubstanz bezogen, um eine Verdünnung durch Carbonat zu eliminieren. Daraus ergab sich, daß der Gesamtgehalt des Tegeler Sees an den Stellen, wo die Borkonzentration des Hypolimnions etwa in der Größenordnung (0,2-0,3 ppm) liegt (Sektion F,G,H und I), ungefähr gleich groß (14-17 $\mu\text{g/gTS}$) war (s. Tab. 5).

4. Chemie der Gewässer

4.1 Allgemeine chemische und physikalische Eigenschaften (Kempf, Muljadi)

Zur vergleichenden Charakterisierung der Gewässer wurden von Dezember 1974 bis Dezember 1976 in mehrwöchigem Abstand Untersuchungen an denjenigen Entnahmestellen vorgenommen, die unter 3. benannt wurden und deren Lage Abb. 1 zu entnehmen sind.

Mehreren Wassertiefen und dem obersten Sedimentbereich (ca. 10 cm) wurden vom Forschungsboot des Fischereiamtes^{x)} aus mit einem Wasserschöpfer (3,5 l-Gerät von Hydrobios, Kiel) bzw. einem Bodengreifer (n. VEEN) Proben entnommen und unmittelbar die Temperatur, der O_2 -Gehalt (physikalisch n. GRASSHOFF), das Redoxpotential (Pt- und Kalomelektrode, Bezug auf Normalwasserstoffelektrode) und das pH (Glaselektrode) gemessen. Die in dunklen Plastikbehältern kühl transportierten Wasserproben wurden durch Membranfilter (\emptyset 0.2 μm SM 11307) gesaugt und der Filterrückstand als Feststoffgehalt (SS) nach Trocknung bei 105°C bestimmt. Unmittelbar darauf wurden Orthophosphat (nach MURPHY und RILEY, 1962, mit Ammoniummolybdat,

^{x)} Herrn Dr. Grosch danken wir für die tatkräftige Unterstützung unserer Arbeiten.

Ascorbins. und Antimon) und Hydrogencarbonat (HCl-Titration auf pH 4) bestimmt. Nach Ansäuern mit Salpetersäure wurden Ca und Na mit Flammenfotometer, Mg, Fe und Mn mit AAS, Cl (potentiometrisch nach AgNO_3 -Zusatz), B mit Azomethin H (CAPELLE 1961), NH_4 fotometrisch als Indophenol (DEVES), nephelometrisch als BaSO_4 n. ASTM, NO_3 fotometrisch (Nitrierungsreaktion (DEV-D 9) und Sauerstoffzehrung (n. DEV) bestimmt. Das Porenwasser der Sedimente wurde durch Zentrifugation und Filtration gewonnen: Analysen erfolgten dann analog, B allerdings mit Kar^minsäure.

Der Mitte des Pechsees wurden einmalig im Juni 1975 Proben entnommen und entsprechend analysiert.

Im folgenden werden einige der Ergebnisse exemplarisch dargestellt. Der Tegeler See und der Heiligensee sind dimiktische Seen. Sie weisen in der Regel eine ausgedehnte Sommerstagnation auf, während die Winterstagnation von kürzerer Dauer ist. Beide Seen zeigten während der ausgedehnten Sommerstagnation eine ausgeprägte Sprungschicht der Sauerstoffgehalte und der Temperaturen. Auch bei der Havel konnte im Sommer eine Stagnationsphase beobachtet werden (s. Abb. 5).

Während der Winterstagnation nahmen der Sauerstoffgehalt des Tegeler Sees (G) z.B. von 60 % im Epilimnion bis auf 8 % im Hypolimnion und der des Heiligensees von 94 % auf 64 % ab. Der Sauerstoffgehalt der Havel betrug dagegen von der Oberfläche bis zur Tiefe gleichmäßig 95 %. Gleichzeitig betrug die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion des Tegeler See (G) 100 % und die des Heiligensee 43 %. Im Sommer stiegen z.B. während der Stagnationsphase die Sauerstoffgehalte im Epilimnion der drei Gewässer über 100 % an. Diese Sauerstoffübersättigung kam durch starke Primärproduktion der Gewässer zustande und weist darauf hin, daß die Gewässer nährstoffreich sind. Im Hypolimnion des Tegeler See und des Heiligensee war dagegen fast kein Sauer-

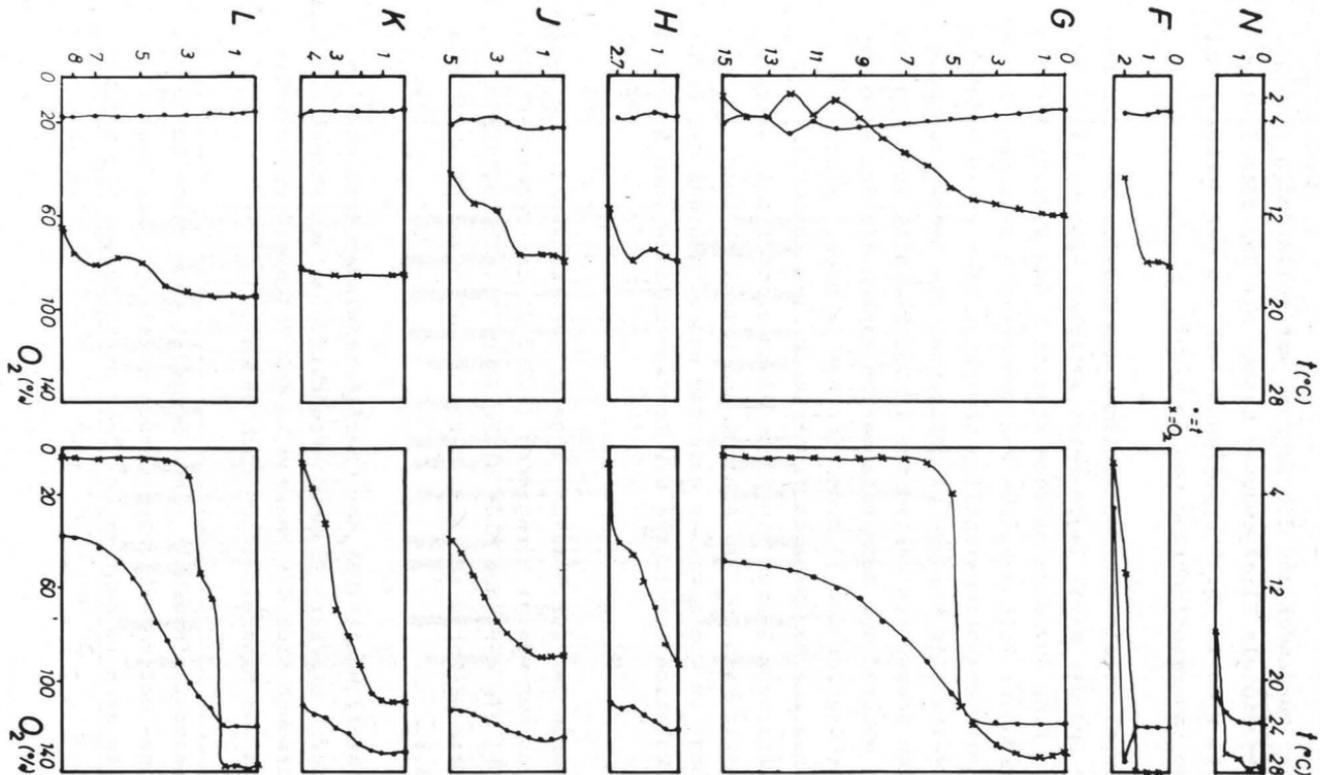


Abb. 5: Sauerstoff- und Temperaturtiefenfunktion
 Berliner Gewässer (links: Winterstagnation am 12.2.1975,
 rechts: Sommerstagnation am 15.7.1975; N: Tegeler Hafen,
 F-I: Tegeler See, K: Havel, L: Heiligensee)

stoff mehr vorhanden und die Zehrung war vollständig (100 %). Die Havel, die als Fließgewässer besser mit Sauerstoff versorgt ist, wies in ihrem Hypolimnion während der Sommerstagnation eine Sauerstoffzehrung von 50 % auf.

Die Redoxpotentiale der Faulschlämme des Tegeler See, des Heiligensee und der Havel lagen meist zwischen -150 bis -240 mV (Abb. 6). Eine Ausnahme bildete Station H des Tegeler See, die im Frühjahr 1975 positive Redoxpotentiale zwischen +30 und +130 mV aufwies: offensichtlich bewirkten hier viele Muschelschalen zeitweilig bessere Durchlüftung. Die Redoxpotentiale des freien Seewassers variierten im Durchschnitt von +200 bis +460 mV; während der Sommerstagnation sanken die des Hypolimnions des Tegeler See (14 m) und des Heiligensee (7 m) bedingt durch einen starken Sauerstoffverbrauch, bis -80 mV ab. Das Wasser wies dann Spuren von Schwefelwasserstoff auf, während gleichzeitig kaum SO_4 (s. Anhang) und praktisch kein NO_3 (s. Anhang) im Tiefenwasser gefunden wurde. Während der Frühjahrszirkulation erreichten die Redoxpotentiale ihre höchsten Werte.

Die pH-Werte der Zuflüsse des Tegeler Sees schwankten im Laufe des Jahres nur wenig: Nordgraben (7,2-7,7) und Tegeler Fließ (7,3-8,0), die der Seen aber stark (Abb. 7). Im Epilimnion stiegen die pH-Werte zur Zeit der Algenblüte von pH = 7,6 bis auf pH 8,8.

Der Feststoffgehalt (SS) der Oberflächenwässer erreichte im Sommer durch stärkere Plankton-Produktion seinen Höchstwert (s. Anhang). Dabei verschob sich das Maximum in der Folgezeit durch Sedimentation und Mineralisation nach unten.

An dem Sauerstoffhaushalt eines Sees ist eine ganze Reihe von Oxydations- und Reduktionsprozessen beteiligt, die sowohl im Wasser als auch im Schlamm des Sees stattfinden. Die Reduk-

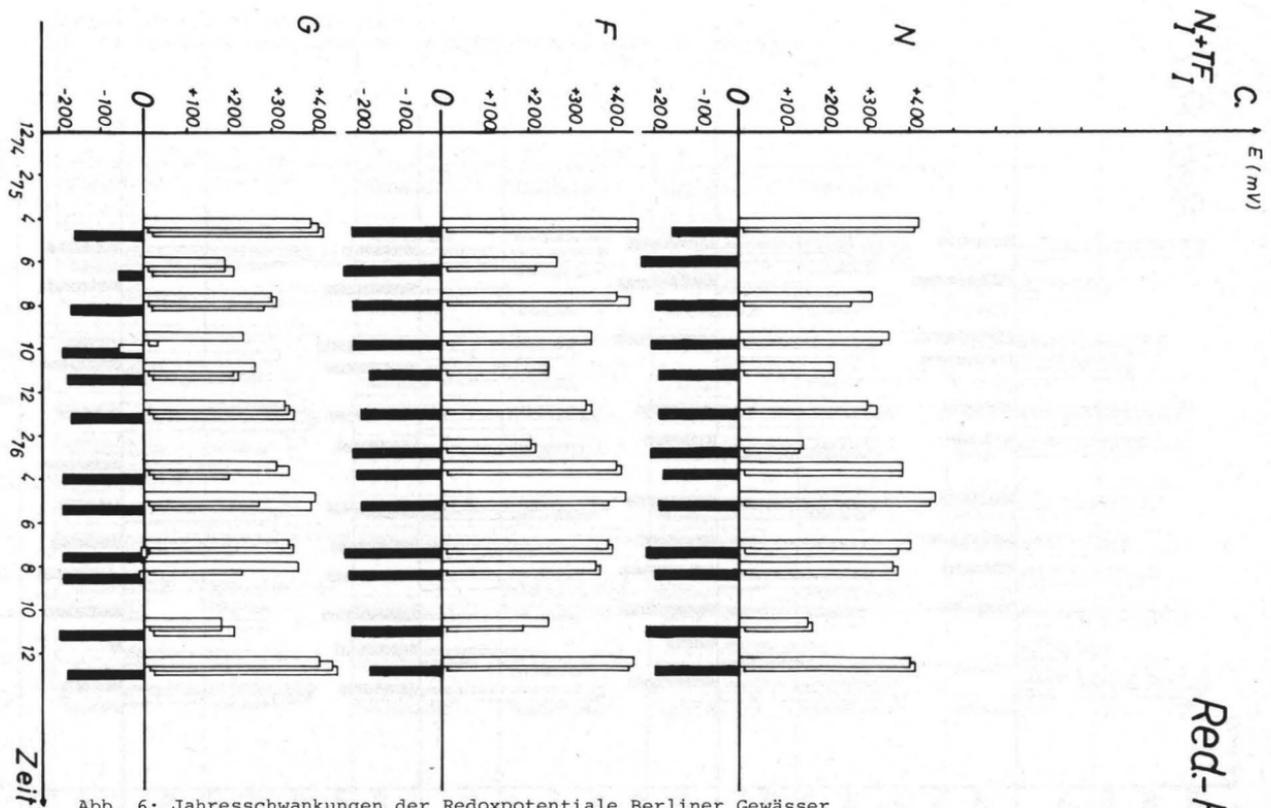


Abb. 6: Jahreschwankungen der Redoxpotentiale Berliner Gewässer
 freies Wasser Sediment
 Angaben der Tiefen in m von links nach rechts: N (Nordhafen o u. 1.5, F (Tegeler See NO) o u. 1.0, G (Tegeler See Mitte) o u. 7 u. 14, H (Nähe Scharfenberg) o u. 1, I (Nähe Valentinswerder) o u. 2 u. 3, K (Havel) o u. 3, L (Heiligensee) o u. 4 u. 7.

Red-Pot.

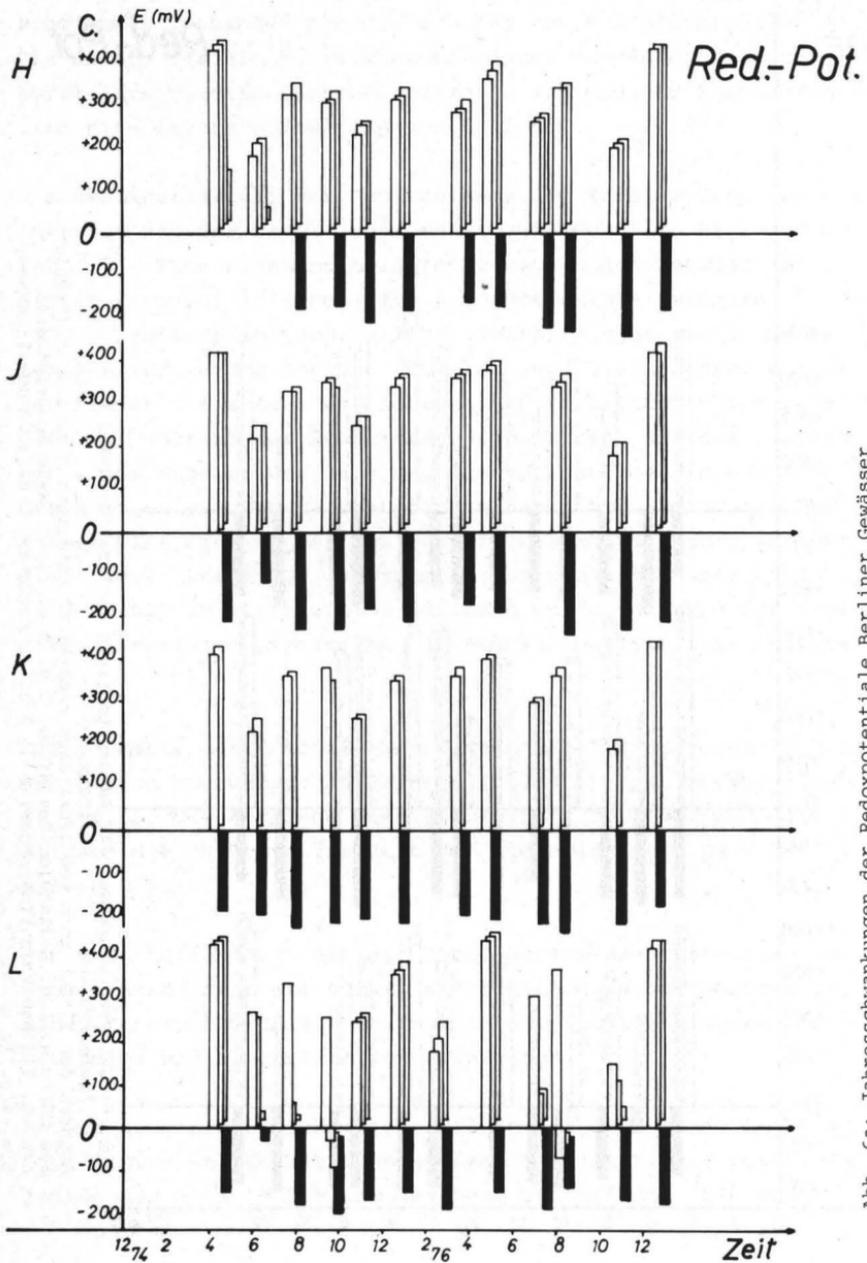
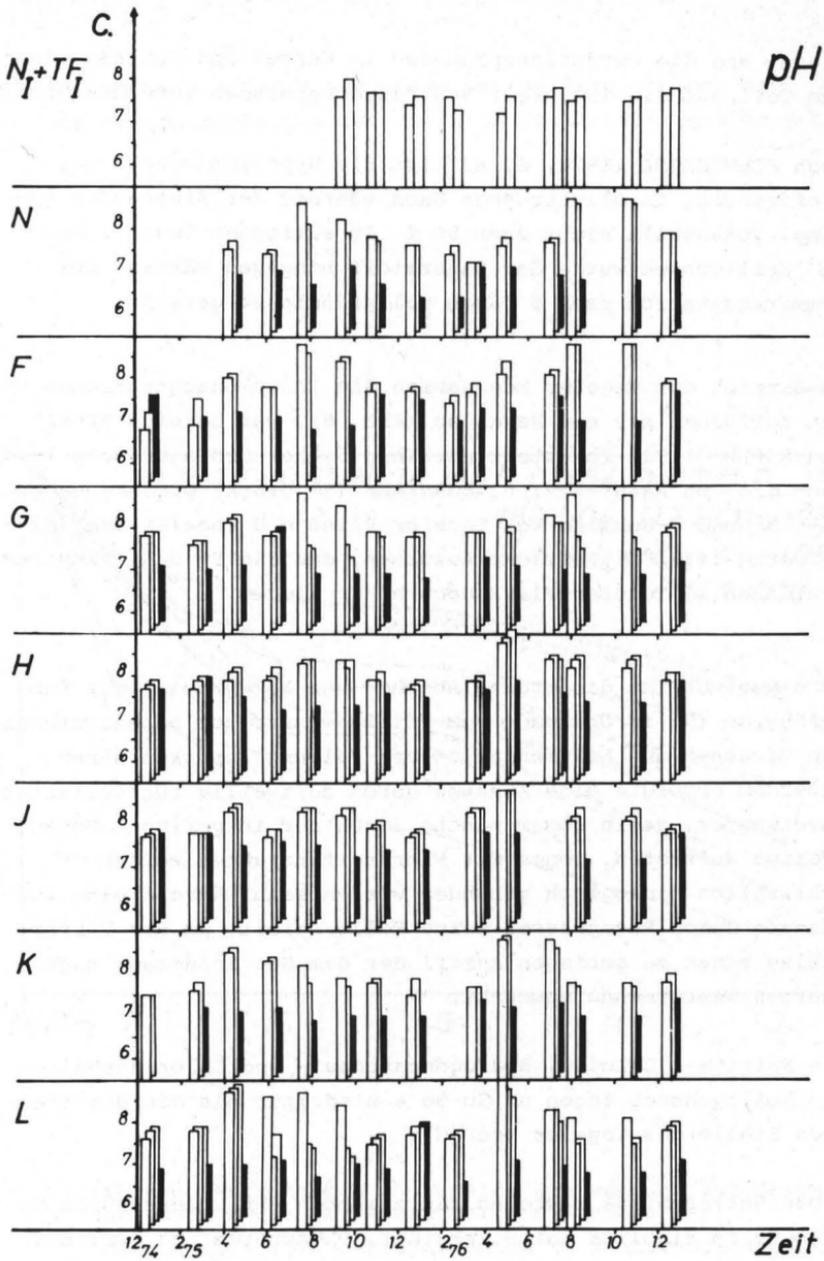


Abb. 6a: Jahreschwankungen der Redoxpotentiale Berliner Gewässer (Tiefen und Abkürzungen s. Abb. 6)



tions- und die Oxydationsprozesse im Wasser und Schlamm sind zum Teil auf die Tätigkeit von Mikroorganismen zurückzuführen.

Nach SCHWOERBEL (1974, S. 63) ist die hypolimnische Sauerstoffzehrung in oligotrophen Seen während der Stagnation gering, jedenfalls nicht über 50 %. Im eutrophen Tegeler See und Heiligensee wurde der Sauerstoff hingegen während der Sommerstagnation nach 5 Tagen vollständig aufgezehrt.

Im Bereich des Tegeler See nahmen die Ionenkonzentrationen von den Zuflüssen bis zur Havel ab (Abb. 8), was bereits BLUME und RÖPER (1972) feststellten. In gleicher Größenordnung liegen auch die von RAGHI-ATRI u. BORNKAMM (im Druck) wiedergegebenen Cl-, N- und P-Gehalte vom Tegeler Fließ und Tegeler See (Mittelwerte 1973/74), mit der Ausnahme, daß die P- und N-Konzentrationen im Tegeler Fließ noch höher liegen.

Im einzelnen ist die starke Abnahme vom Nordgraben (N_I) zum Nordhafen (N) im Übergang vom Fließgewässer zum nahezu stehenden Gewässer auf Sedimentation und Fällung zurückzuführen. Außerdem erfolgte eine Abnahme durch zeitweilig rückgestautes Havelwasser, da in diesem manche Ionen nur in geringer Konzentration auftreten. Ionen mit Nährstoffcharakter werden schließlich biologisch gebunden worden sein, während eine Verdünnung durch Regenwasser keine Rolle spielt, da der Niederschlag einen zu geringen Anteil der dem See insgesamt zugeführten Wassermenge ausmacht.

Die Natrium-, Calcium, Hydrogencarbonat- und Chloridgehalte des Heiligensees lagen um 30-50 % niedriger als die der tiefsten Stelle des Tegeler See (G).

Große Unterschiede bestehen nun zwischen den untersuchten Gewässern im Hinblick auf Stickstoff, Phosphaten und Bor: der Tegeler See und vor allem seine Vorfluter weisen sehr hohe Gehalte an N, P und auch B auf (Abb. 9). Auch bei diesen Elementen besteht eine deutliche Abnahme zur Havel (Abb. 8).

Der Phosphorgehalt des Heiligensee betrug demgegenüber nur 10 % des Phosphorgehaltes der tiefsten Stelle des Tegeler Sees

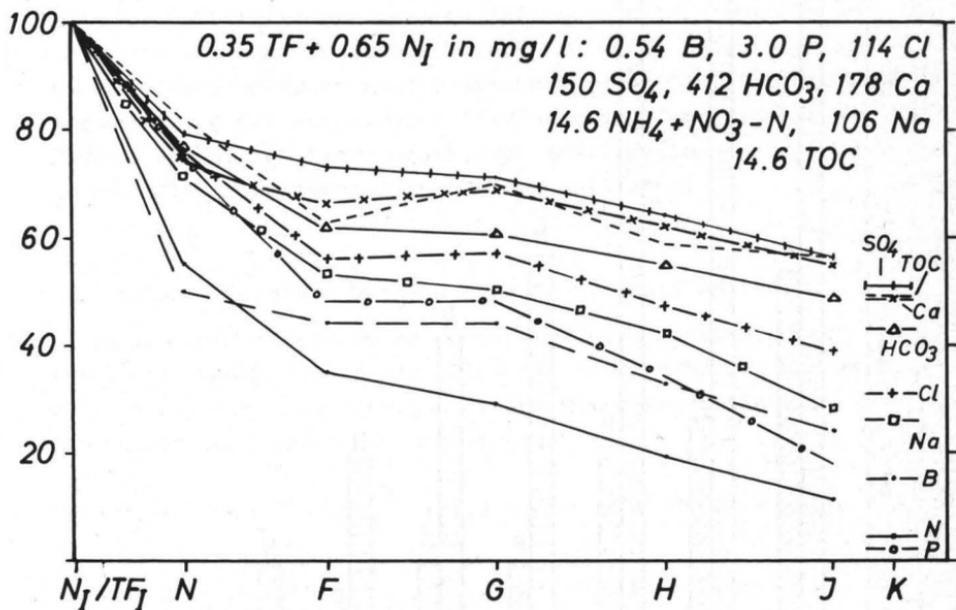
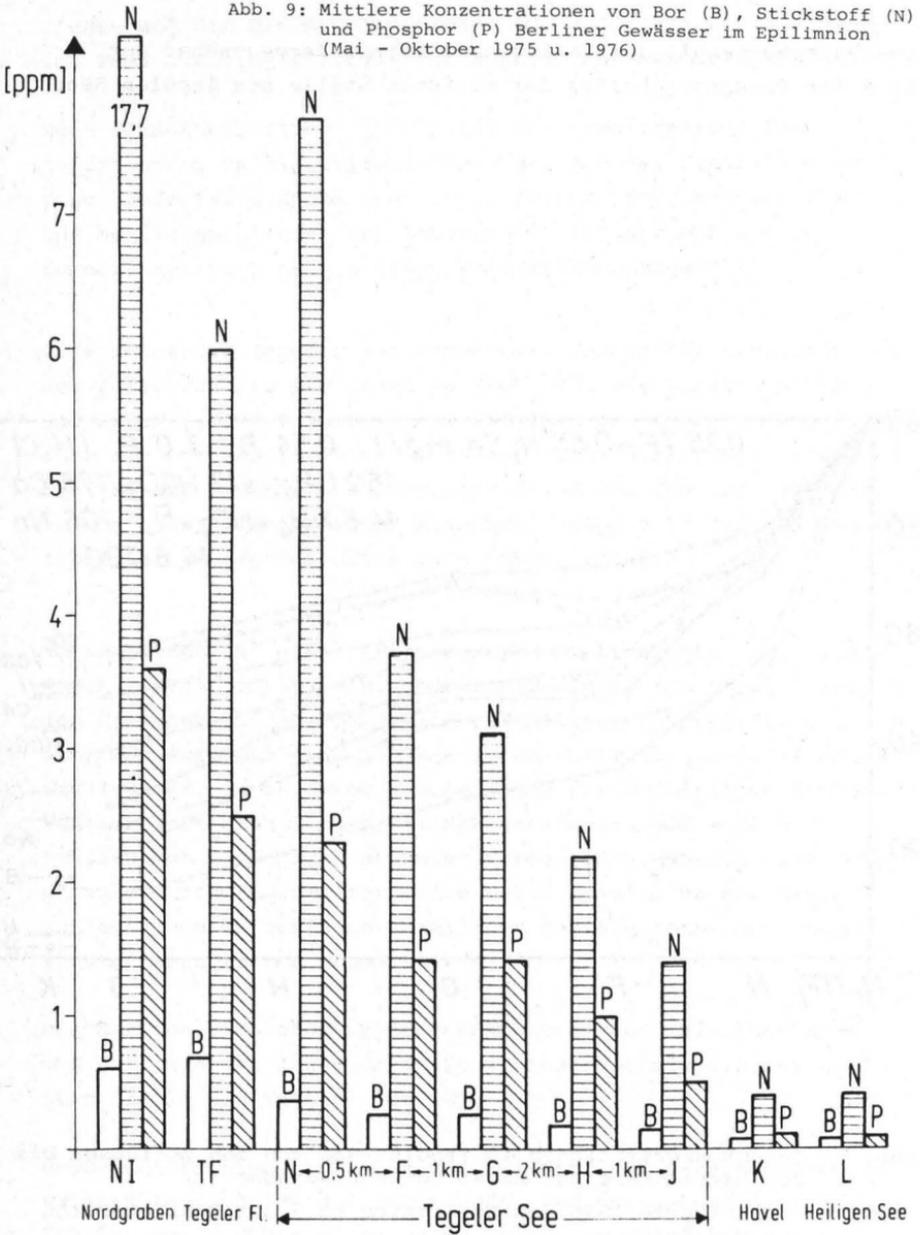


Abb. 8: Ionenkonzentrationen im Tegeler See von den Zuflüssen bis zur Havel sowie der Havel bei Konradshöhe (K)
(Mittelwerte 1976 des Epilimnion in % der Konzentration der Zuflüsse)

Abb. 9: Mittlere Konzentrationen von Bor (B), Stickstoff (N) und Phosphor (P) Berliner Gewässer im Epilimnion (Mai - Oktober 1975 u. 1976)



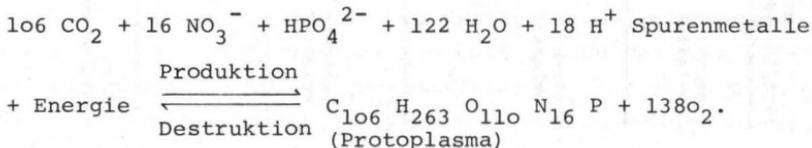
und der Stickstoffgehalt 20 ‰. In Bezug auf den Phosphorgehalt war die Havel noch weniger verunreinigt als der Heiligensee. Die Konzentrationen der anderen Elemente lagen etwa in derselben Größenordnung.

Die Nährstoffkonzentrationen des Pechsees liegen noch wesentlich niedriger (ein Zwanzigstel bis ein Zehntel) als die des Heiligensees (Tab. 7). Der Pechsee ist ein wenig beeinflusster See: die Nährstoffzufuhr erfolgt offenbar nur durch den Niederschlag.

Nach der Nährstoffkonzentration läßt sich mithin bei den untersuchten Gewässern zwischen stark und wenig belastetem sowie wenig beeinflusstem Wasser unterscheiden (Tab. 7). Die Zusammensetzung der Porenwässer läßt eine ähnliche Tendenz erkennen, wieweil hier zusätzliche Modifikationen durch unterschiedliche Sedimenteigenschaften auftreten.

4.2 Phosphor- und Bor-Dynamik (Kempf, Muljadi, Andres)

Phosphat- und Nitratgehalte eines Gewässers bestimmen nach STUMM und MORGAN (1970) vor allem die Produktion der Biomasse. Somit dient die Konzentration dieser Makronährstoffe als Gradmesser der Gewässereutrophierung:



Nach dieser Gleichung gilt dann Phosphor als Minimumfaktor, wenn das N/P-Verhältnis größer als 16 ist. Ist das N/P-Verhältnis aber kleiner als 16, so wird Stickstoff als limitierender Faktor gelten.

Tab. 7: Ionenkonzentrationen Berliner Gewässer (Mittelwerte verschiedener Wassertiefen und des Porenwassers (S) sowie verschiedener Meßtermine, Pechsee nur vom 26.5.1975)

1975/76	Mittelwerte	ppm	Cl	P	N	B	HCO ₃	Na	Ca
stark belastet	Nordgraben	N _I	124	3,4	18	0,6	449	115	163
	Tegeler Fließ	TF _I	97	2,1	7,4	0,6	335	88	167
stark belastet	Nordhafen	N	96	2,7	11	0,5	347	85	131
		N _S	104	46	196	0,7	1094	105	297
	Tegeler See	F	69	1,5	5,8	0,3	263	57	119
		F _S	100	20	34	0,7	616	96	164
Tegeler See	G	71	2,2	6,3	0,4	277	56	126	
	G _S	72	7,6	51	0,4	898	60	198	
weniger belastet	Tegeler See	H	57	1,1	3,5	0,2	229	46	108
		H _S	59	2,9	8,8	0,3	380	48	106
	Tegeler See	I	49	0,7	2,3	0,2	211	38	100
		I _S	60	3,4	8,4	0,3	339	46	99
	Havel	K	37	0,1	0,8	0,1	177	27	83
		K _S	35	0,4	32	0,1	563	29	124
Heiligensee	L	37	0,2	1,4	0,1	156	26	73	
	L _S	34	2,3	35	0,1	520	25	116	
kaum beeinflusst	Pechsee	P	17	0,2	< 0,1	0,1	7	3	3
		P _S	17	0,3	1,3	0,1	83	2	2,3

Tab. 8: N/P-Verhältnis in Berliner Gewässern
(Positionen s. Abb. 1)
Mittelwerte der Jahre 1975 und 1976)

Gewässer	N_I	TF_I	Tegeler See (G)			Havel		Heiligensee		
Tiefe (m)	0.1	0.1	0.1	7	14	0.1	3	0.1	4	7
N:P	12	8	8	7	6	25	17	13	23	15

Aus Tab. 8 ist deutlich zu erkennen, daß im Nordgraben (N_I), Tegeler Fließ (TF_I), Tegeler See sowie im Epilimnion des Heiligensees Stickstoff gegenüber Phosphor der limitierende Nährstoff ist. Anders ist es bei der Havel.

Den Abbildungen 10 und 11 sind jahreszeitliche Unterschiede im Phosphorgehalt des Wassers unterschiedlicher Tiefe und des Porenwassers zu entnehmen.

Der Nordgrabenmündung (N_I) und dem Tegeler Fließ (TF) wurden nur Schöpfproben entnommen. Die Gehalte an Gesamtphosphat liegen für N_I im Mittel bei 3,5 mg/l P, für das Tegeler Fließ im Sommer bei 2,4 mg/l P und im Winter bei 1,8 mg/l P. In der Nähe des Tegeler Hafens (N) wurden an der Oberfläche (N_1), in einer Tiefe von 1,5 m (N_2) und aus dem Sediment (N_G) Proben entnommen. Die Werte liegen hier im allgemeinen etwas niedriger als bei den Zuläufen, nehmen aber mit der Entnahmetiefe geringfügig zu.

Die bei F - etwa 100 m südlich von der Mündung des Tegeler Fließes und des Nordgrabens in den Tegeler See - entnommenen Proben weisen generell niedrigere Konzentrationen als bei N auf. Sie liegen zwischen 1 und 2 mg/l P je nach Entnahmetiefe

und Jahreszeit. Die Entnahmetiefen betragen 0,1 m, 1 m und für das Sediment 2,3 m.

Die Entnahmestelle G, etwa in der oberen Seemitte gelegen, ist mit 15 m die tiefste Stelle des Tegeler Sees. Hier wurden Proben von der Oberfläche, aus 7 m, aus 14 m und vom Sediment genommen. Wie aus Abb. 10 und 11 ersichtlich, nehmen die P-Gehalte mit steigender Tiefe meistens zu, insbesondere in den Monaten der Sommerstagnation, andererseits zeigte sich in den Frühjahrs- und Herbstmonaten bei Vollzirkulation eine gleichmäßige P-Verteilung. Diese Unterschiede sind aus Tab. 9 klar zu erkennen ebenso wie Korrelationen zu anderen Parametern.

Für die bei H im ruhigen Wasser zwischen den Inseln Scharfenberg und Baumwerder entnommenen Proben aus 0,1 m (H 1), 1 m (H 2), 2 m (H 3) und 2,7 m (H S) und J (am Seeausgang zur Havel nördlich Valentinswerder) mit Entnahmetiefen (J 1) 0,1 m, (J 2) 2 m, (I 3) 4 m und (I S) 5 m sind ähnliche Zusammenhänge wie bei G zu finden. Dagegen ist an den sehr niedrigen P-Gehalten in Wasserproben des Entnahmepunktes K der Einfluß der schneller fließenden Havel erkennbar.

Im Heiligensee als Vergleichsgewässer, das weniger belastet (relativ nährstoffarm) ist, weisen die filtrierte Wasserproben ebenfalls P-Gehalte unterhalb 1 mg/l P während des gesamten Untersuchungszeitraumes auf.

Auf die Abnahme der Nährstoffgehalte vom Norden des Tegeler Sees in Richtung Havel wurde bereits verwiesen (vgl. Abb. 8). Diese, auf die fortlaufende Verdünnung bzw. Vermischung der Zuflüsse mit dem See- und Flußwasser zurückzuführende Abnahme gilt für Zirkulationsphasen uneingeschränkt, für die Stagnationsphasen nur in Bezug auf das Oberflächenwasser (Epilimnion). Für die Anreicherung in den tieferen Schichten ist folgender Vorgang denkbar. Das nährstoffreiche Wasser der Zu-

Gesamtphosphor

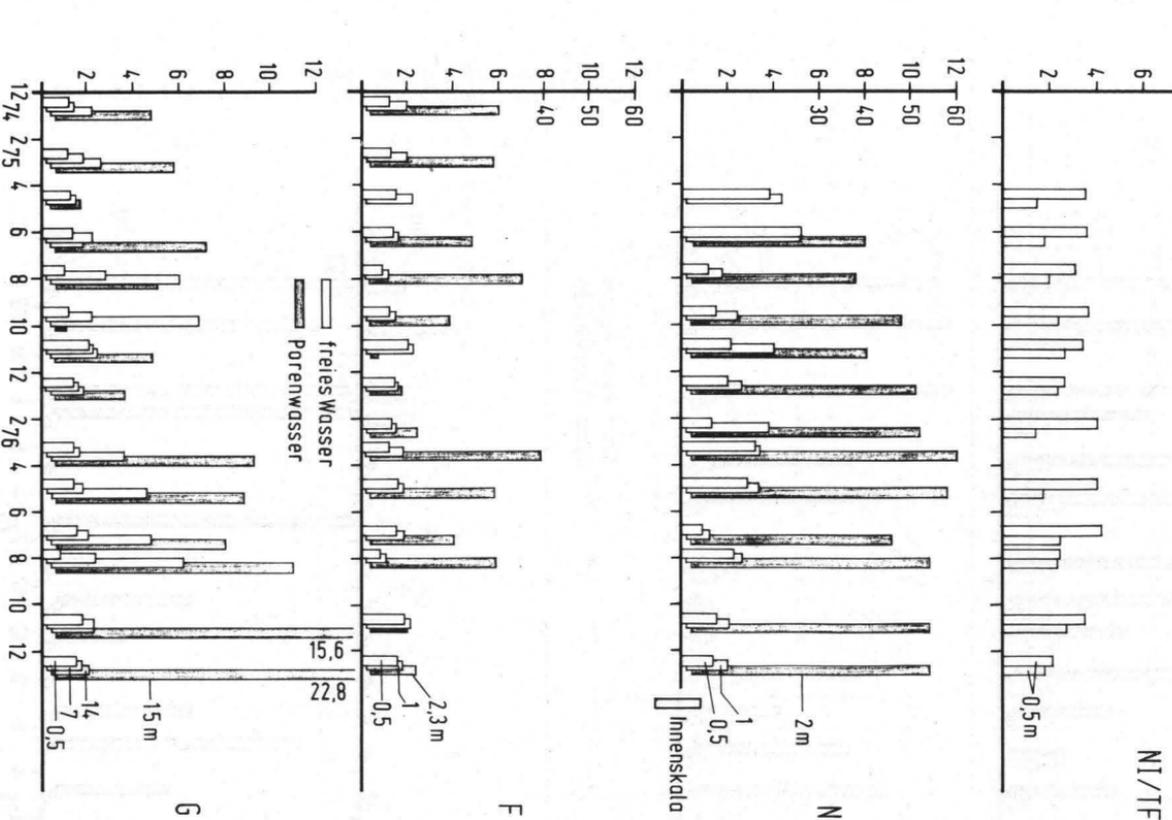
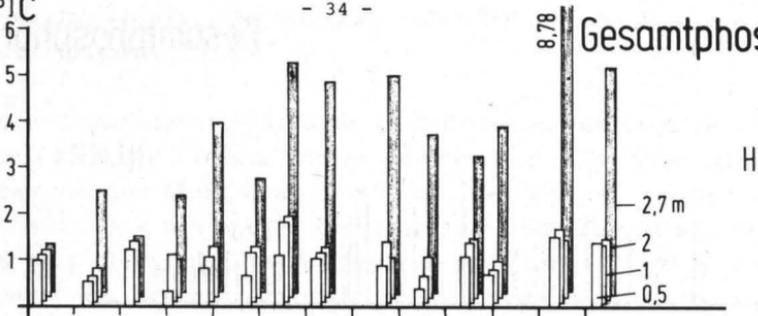


Abb. 10: Jahresgang der Phosphorgehalte im oberen Tegeler See und seinen Zuflüssen (Erläuterungen der Abkürzungen und Tiefenangaben s. Abb. 6)

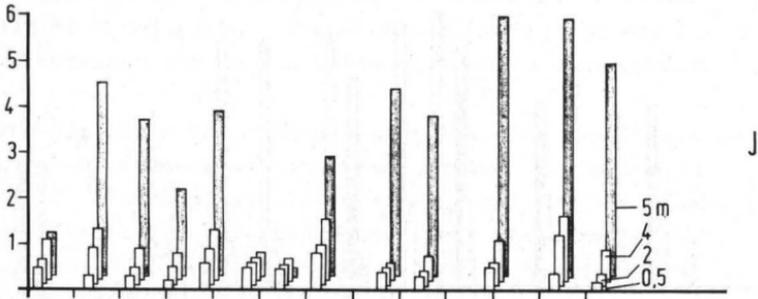
[ppm P]C

- 34 -

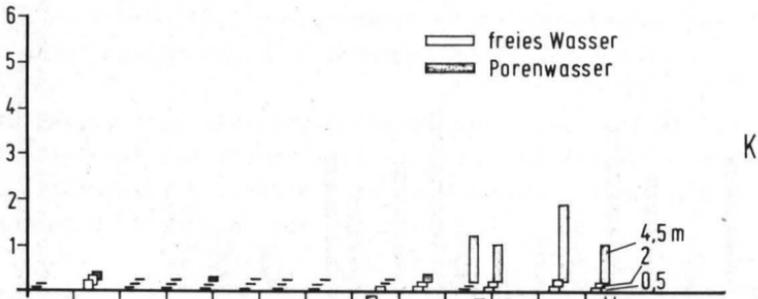
8,78 Gesamtphosphor



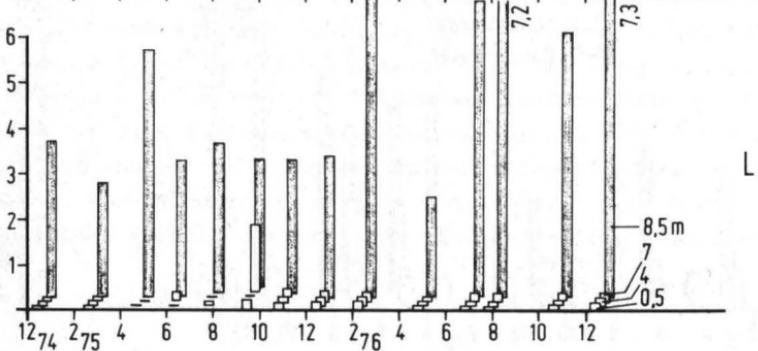
H



J



K



L

Abb. 11: Jahresgang der Phosphorgehalte im unteren Tegeler See (H, I), der Havel (K) und dem Heiligensee (L)

Tab. 9: Eigenschaften des Tegeler See (G) in unterschiedlicher Wassertiefe
(O₂ i. % der Sättigung, Eh in mV, Übrige in mg/l)

m	o _C	O ₂	Eh	P	B	NO ₃	NH ₄	Cl
23.6.76 (Stagnation)								
0.1	19.6	113	340	1.6	0.22	7.9	3.2	65
7.0	16.1	12	340	1.8	0.22	6.9	4.7	60
14.0	9.0	5	0	4.4	0.23	<0.1	14	66
15.0 ^{x)}	8.8		-190	7.4	0.34	<0.1	66	71
9.12.75 (Vollzirkulation)								
0.1	3.5	75	330	1.5	0.23	4.2	3.3	66
7.0	3.5	81	330	1.4	0.23	4.2	3.3	67
14.0	3.5	81	330	1.5	0.23	4.3	3.3	66
15.0 ^{x)}	3.6		-170	3.1	0.30	<0.1	51	71

x)
Porenwasser im oberen Sapropel

flüsse hat vorwiegend eine höhere Temperatur und wird langsam durch Wärmeaustausch mit darunterliegenden Wasserschichten abgekühlt. Hat die nährstoffreiche Wasserschicht die gleiche Temperatur erreicht wie die darunterliegende, so sinkt sie aufgrund der höheren Dichte ab. Dieser Vorgang wiederholt sich auch mit den darunterliegenden Schichten, bis die nährstoffreiche Schicht im Hypolimnion angelangt ist. Wellenbewegung, Regen, Temperaturänderungen, Schiffsschrauben u.ä. verursachen Konvektionsströmungen und vergrößern dadurch den Vermischungseffekt. Durch das Absinken des nährstoffreichen Wassers wird Wasser geringerer Dichte - also das bereits gereinigte Wasser - nach oben verdrängt und dieses nährstoffarme Wasser fließt nun in Richtung Seeausgang ab, während das nährstoffbeladene Wasser in der Wanne des Tegeler Sees bis zur Zirkulationsphase zurückbleibt. Darüber hinaus kommen noch die Vorgänge der Remobilisierung in Stagnationsphasen zum Zuge (vgl. Tab. 9).

Neben dem durch Säureaufschluß ermittelten Gesamtphosphat wurde auch Orthophosphat gesondert bestimmt. Die Differenz zwischen Gesamtphosphat und Orthophosphat ergab die Menge der Poly- und organisch gebundenen Phosphate.

Wie aus Tabelle 10 ersichtlich, ist eine Differenzierung der Polyphosphate möglich, erfordert aber einschließlich Probenvorbereitung und Stabilisierung erheblichen Aufwand. Im Membranfiltrat wird vorwiegend Orthophosphat neben Di-, Tri- und Metaphosphat gefunden; außerdem wurde auch nicht ionogenes Phosphat identifiziert. In den Zuflüssen Tegeler Fließ und Nordgraben war der Anteil an ungelöstem P mit etwa 10-25 % P erheblich (Membranfilter $< 0,45 \mu\text{m}$).

Im Durchschnitt beträgt der Polyphosphatanteil etwa 5 % vom Gesamtphosphat. Für die Entnahmepunkte J, K und L ist der P-Gehalt des Wassers zu gering ($< 1 \text{ mg/l P}$), um eine genaue Polyphosphatbestimmung durchzuführen.

Tab. 10: Verschiedene P-Bindungsarten in Wasserproben

Bezeichnung	Ort 3.6.1976	Gesamt-P /ug/l Membran- Filtrat	Ungelöst-P /ug/l > 0,45 /um	Aufteilung der gelösten Phosphate nach Filtration d. Membranf. < 0,45 /um				
				Monophosph. /ug/l	Diphosphat /ug/l	Triphosphat /ug/l	Tri- + Metaphosph. /ug/l	Nicht ionoger Phosph /ug/l
TF	Tegeler Fl.	2500	< 20	2490	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
NI	Nordgraben	4270	930	4210	10	5	9	50
N1	"	2530	280	2490	30	5	9	60
N2	"	2890	260	2810	9	5	9	50
F1	Tegeler See	1490	70	1410	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
F2	"	1650	< 20	1640	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
G1	"	1480	< 20	1380	30	5	9	60
G2	"	1860	30	1740	60	9	5	50
G3	"	4450	110	4410	10	9	5	20
L1	Heiligensee	70	< 20	40	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Die Proben wurden in "gejoteten" Flaschen gesammelt und aufbewahrt.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß während der Sommerperiode (überwiegend Stagnationsphase) der P-Gehalt des Epilimnions erheblich abnimmt und der des Hypolimnions zu. P als ein wichtiger Nährstoff des Phytoplanktons wird stark verbraucht, gleichzeitig sedimentiert aber P-haltiges Phytoplankton und wird mineralisiert, worauf die starke Zunahme der P-Konzentration im Hypolimnion zurückzuführen ist. Dieses Phänomen ist gut bei den Entnahmepunkten G 3 und L 3 zu beobachten (vgl. Abb. 10 und 11).

Die Porenwässer werden aus den Sedimenten durch Zentrifugation gewonnen. Hier ist zu beobachten, daß Porenwasserwerte mit Fehlern unterschiedlicher Herkunft behaftet werden könnten. So kann bereits ein kurzer Luftkontakt bei der Probenaufbereitung hydrochemische Veränderungen hervorrufen (vgl. BROECKER 1973). SIEVER u.a. (1961) beschreiben pH-Verschiebungen von 0,4-0,8 in den alkalischen Bereich durch Ausgleich des unterschiedlichen CO_2 -Partialdrucks. Weitere pH-Verschiebungen der verschiedensten Ursache sind von BERNER u.a. (1970), BISCHOFF und KU (1971), NISSENBAUM (1972) sowie HAMMOND (1973) festgestellt worden.

Temperaturänderungen bewirken Anreicherungen bzw. Abnahmen bestimmter Inhaltsstoffe (vgl. MANGELSDORF u.a. 1963; BISCHOFF und KU 1970; SAYLES u.a. 1973 und MATTHES 1973).

Bei den Sedimenten, die meist aus reduzierendem Milieu stammen, wird das Porenwasser durch Luftkontakt oft zu niedrige Eisen (II)- und Orthophosphatwerte zeigen, da eine Oxidation zu dreiwertigem Eisen stattgefunden hat und dann Eisen(III)phosphat ausgefällt wird (vgl. BRAY u.a. 1973 und TROUP u.a. 1974).

Um das Porenwasser für die Analyse zu gewinnen, wurden die Schlämme bei 9000 V/min 20 min lang zentrifugiert und die Zentrifugate wurden in Meßkolben überführt. Anschließend

wurde das Zentrifugat unter Stickstoffatmosphäre (2 atü) mit Membranfilter (0,2 μ) und Glasfilter filtriert; das Filtrat wurde dann mit 1-Gew.-% HNO_3 angesäuert, somit wurden jegliche chemische Ausfällungen vermieden.

Im Vergleich zu den P-Gehalten in den filtrierten Wasserproben liegen die Porenwässer durchschnittlich um 2-15-fach höher (vgl. Abb. 10 und 11); der höhere P-Gehalt des Porenwassers wurde durch das niedrigere Redoxpotential des Sediments bewirkt (siehe Laborexperimente der P-Dynamik). Durch eine Erhöhung des Redoxpotentials während der Vollzirkulation sind die Porenwasserwerte für G und I deutlich niedriger als die des freien Wassers.

Die höchsten Borgehalte im freien Wasser haben von den untersuchten Gewässern der Nordgraben und das Tegeler Fließ mit 0,5-0,6 ppm. Der Tegeler See besitzt eine mittlere Borkonzentration von 0,2-0,3 ppm (s. Abb. 12,13). Die Havel, der Heiligensee und der Pechsee weisen eine noch niedrigere Borkonzentration (<0,08 ppm) auf.

Die mittlere Borkonzentration nahm von N_I zu L ab, so daß der Nordgraben als ein Gewässer mit starker Borbelastung gilt und die Havel, der Heiligensee und der Pechsee als nicht borbelastete Gewässer anzusehen sind. Der Tegeler See nimmt eine Mittelstellung ein.

Die Borzufuhr in die Gewässer erfolgt durch Abwassereinleitungen und Niederschläge. In den Tegeler See gelangt das Bor überwiegend durch den Nordgraben und das Tegeler Fließ; in den Pechsee und Heiligensee hingegen durch Niederschläge, wobei beim Heiligensee nicht auszuschließen ist, daß ein Wasseraustausch mit der Havel stattfinden kann, noch daß seit einiger Zeit kleine Abwassereinleitungen in den See eingeleitet werden.

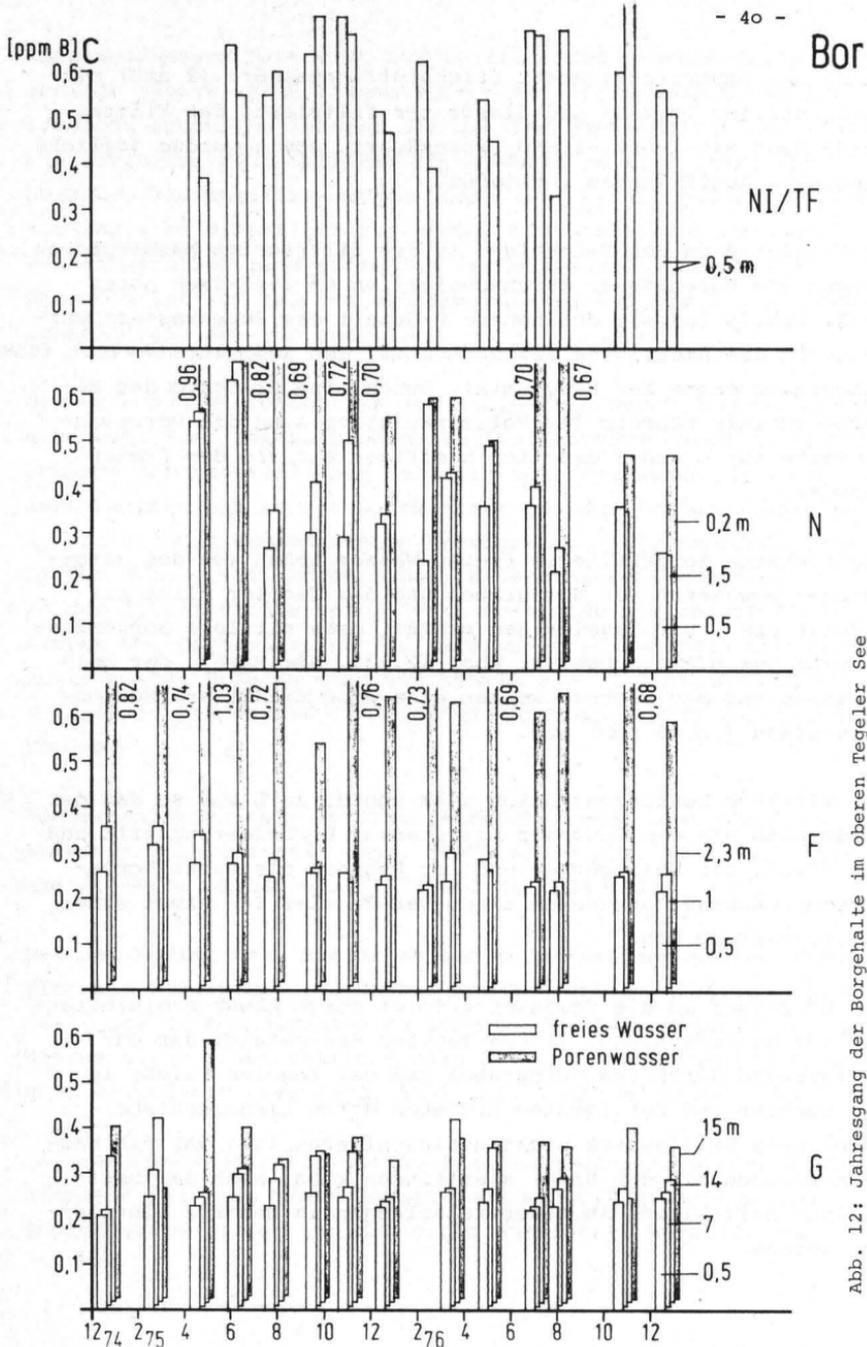
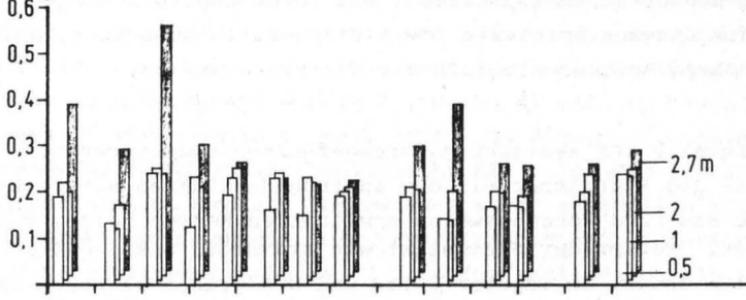


Abb. 12: Jahresgang der Borgehalte im oberen Tegeler See (F, G) und seinen Zuflüssen (N, TF)

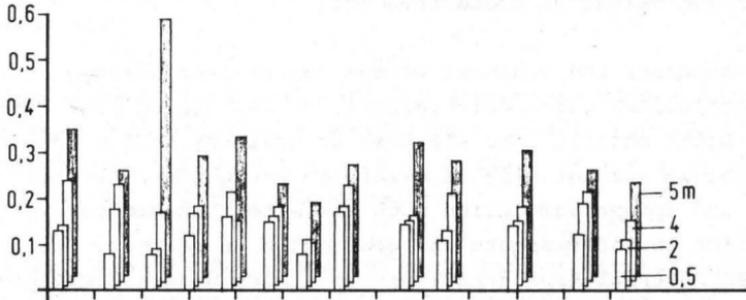
צמק' C

Bor

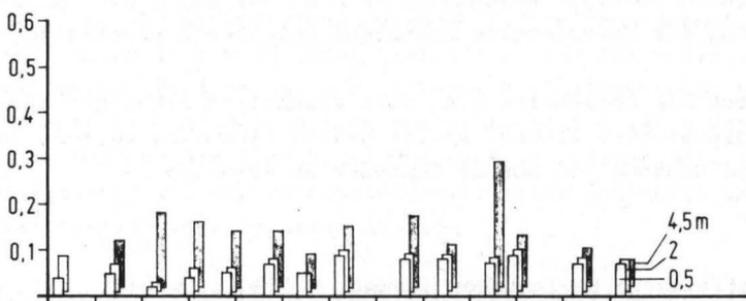
H



J



K



L

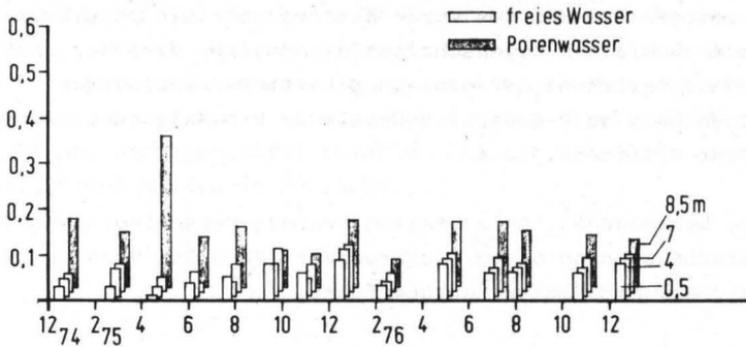


Abb. 13: Jahresgang der Borgehalte im unteren Tegeler See (H, J), der Havel (K) und im Heiligensee (L)

freies Wasser
Porenwasser

Eine Abhängigkeit der Borkonzentration vom Jahreslauf ist im Tegeler See nicht festzustellen. Das Porenwasser, bedingt durch die Austauschprozesse sowie die Sorptionsvorgänge, enthielt höhere Borkonzentration als das freie Wasser.

Ein Vergleich der zweijährig durchgeführten Untersuchungen der See- und Flußwässer mit dem in früheren Jahren vom Senator für Bau- und Wohnungswesen ermittelten Werten zeigt, daß seit 1962 (Beginn der Statistik) ein ständiger Anstieg der P-Gehalte sowohl im Tegeler Fließ und Nordgraben als auch im Tegeler See selbst zu beobachten ist.

Für Porenwässer und Sediment wurden solche langjährigen Untersuchungen bisher nicht durchgeführt, so daß ein solcher Vergleich nicht möglich ist. Wie aber an späterer Stelle bei der Bilanzierung gezeigt wird, ist infolge steigender Nährstoffzufuhr und Bodenakkumulation auch mit einer Zunahme der P-Konzentration in Porenwässern und Sedimenten zu rechnen. Die gefundenen Phosphat-Konzentrationen im freien Wasser übersteigen jedoch nach heutiger Anschauung um mehr als 100 x die für die Erhaltung der Gewässergüte höchstens duldbare Konzentration.

Wenn auch die Borgehalte z.B. noch wesentlich niedriger als die Phosphatwerte liegen, so ist gerade hier eine weitere Zufuhr und Zunahme von Bor im Gewässer zu erwarten.

4.3 Statistische Beziehungen (Kempf, Muljadi, Ritter)

In den vorigen Abschnitten wurde bereits über die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Tegeler Sees berichtet; eine genaue Beziehung der einzelnen Parameter zueinander (z.B. O_2 -Gehalt zu P-Gehalt, P-Gehalt zu B-Gehalt usw.) wurde aber nicht ermittelt.

Um diese Beziehungen festzustellen, wurden verschiedene Korrelationsrechnungen an einem Tischrechner (HP 9830, Version 6 k-Speicher) mit Plotter durchgeführt.

Bei den Berechnungen wurde zwischen tiefster Stelle des Tege-
ler See und dem Gesamtsee, sowie bezüglich der Nährstoffdynamik und Ionenkonzentration zwischen Epilimnion, Hypolimnion, Gesamttiefe und Porenwasser unterschieden. Als Leitfunktionen für das Rechenprogramm wurden O_2 , P, B, Cl und NH_4 gewählt. Sauerstoff wurde gewählt, weil davon die Redox-, die Abbauprozesse sowie die ganze biologische Aktivität des Gewässers abhängen. Im (O_2 -freien) Porenwasser wurde zusätzlich NH_4 als Leitelement herangezogen. Das Verhältnis NH_4/NO_3 ist stark vom Sauerstoffgehalt abhängig. Cl wurde schließlich als Leitelement gewählt, weil es weder biologisch noch abiotisch gebunden wird.

In den Tabellen 11 bis 15 sind die Ergebnisse dieses Rechenprogramms (die Anzahl der Wertepaare N und die Korrelationskoeffizienten von $O_2 = f(x_i)$; $P_{ges} = f(x_i)$; $B = f(x_i)$; $Cl = f(x_i)$ und $NH_4 = f(x_i)$) wiedergegeben.

Eine signifikante Beziehung zwischen Sauerstoffgehalt und Redoxpotential war grundsätzlich zu erwarten (s. Tab. 11). Die nicht signifikante Beziehung zwischen O_2 und Redoxpotential im Epilimnion läßt sich dadurch erklären, daß durch die ständige Sauerstoffzufuhr aus der Luft das Epilimnion neuen Sauerstoff enthält und somit dessen Redoxpotential relativ konstant bleibt. Während der Algenblüte entstand im Epilimnion O_2 -Übersättigung und der Sauerstoffgehalt stieg gegenüber dem Redoxpotential überproportional an.

Signifikante Beziehungen wurden auch zwischen Phosphorgehalt und Redoxpotential festgestellt (s. Tab. 12); sie kommen dadurch zustande, daß der P-Gehalt mit der Tiefe zunahm und das Redoxpotential abnahm. Im Epilimnion schwankt der P-Gehalt bedingt durch die Biomassenproduktion stark; dagegen bleibt das Redoxpotential relativ konstant, so daß hier keine signifikante Beziehung herrscht.

Eine Abhängigkeit der Sauerstofflöslichkeit von der Temperatur konnte infolge von Gassättigungseffekten nicht beobachtet werden.

Auch zwischen P und Temperatur hätte man im Epilimnion eine Beziehung erwarten können. Beides ergab sich nicht, weil in einem eutrophen Gewässer der Sauerstoff mit abnehmender Temperatur, d.h. mit zunehmender Tiefe abnimmt und während der Algenblüte die Sauerstoffsättigung mit steigender Temperatur (verstärkte Assimilation) zunimmt. der Verdünnungseffekt des Havelwassers (s. Kap. 6) hat verursacht, daß der P-Gehalt und auch die Konzentration der anderen Ionen vom Nordhafen in Richtung Havel abnimmt. Hierdurch wurde die Abhängigkeit der P-Gehalte des Epilimnions vom Jahreslauf wohl überdeckt.

Die Borkonzentration ist offensichtlich nicht von der Jahreszeit abhängig (s. $B = f(t)$ in Tab. 13). Die Beziehungen zwischen Phosphor und Bor zu Sauerstoff sind hingegen signifikant, weil der Sauerstoffgehalt mit der Tiefe abnimmt und der Phosphor- und Borgehalt mit der Tiefe zunehmen.

Tab. 11: Beziehungen zwischen Sauerstoffgehalt und anderen Parametern des Tegeler See
 Mit 0.01 % Sicherungsgrenze / (+) = signifikant / (-) = nicht signifikant

y = f(x)	I			II			III			IV		
	G aus allen Tiefen			N,F,G,H,I aus allen Tiefen			N, F, G, H, I Epilimnion			N,F,G,H,I Hypolimnion		
	N	r	Bez.	N	r	Bez.	N	r	Bez.	N	r	Bez.
= f(Eh)	34	0.73	+	150	0.54	+	60	0.36	-	59	0.55	+
= f(pH)	32	0.56	+	150	0.44	+	65	0.27	-	65	0.53	+
= f(t)	35	0.11	-	165	0.08	-	65	0.06	-	63	0.01	-
= f(NO ₃)	35	0.22	-	168	0.07	-	65	0.03	-	65	0.18	-
= f(NH ₄)	39	0.55	+	167	0.49	+	65	0.51	+	65	0.52	+
= f(N _{ges})	38	0.44	-	168	0.44	+	65	0.45	+	65	0.47	+
= f(B _{ges})	36	0.57	+	166	0.50	+	65	0.46	+	65	0.51	+
= f(SO ₄)	36	0.08	-	168	0.34	+	65	0.29	-	65	0.35	-
= f(HCO ₃)	37	0.67	+	168	0.58	+	65	0.53	+	66	0.62	+
= f(Cl ³)	37	0.35	-	168	0.45	+	65	0.41	+	63	0.51	+
= f(Po)	36	0.66	+	168	0.65	+	-	-	-	65	0.71	+
= f(P _{ges})	37	0.66	+	165	0.66	+	64	0.59	+	64	0.71	+
= f(NB)	35	0.22	-	168	0.42	+	65	0.46	+	65	0.43	+
= f(Ca)	35	0.25	-	168	0.39	+	65	0.30	-	65	0.41	+
= f(Mg)	37	0.39	-	168	0.46	+	65	0.43	+	62	0.45	+
= f(SS)	35	0.23	-	163	0.07	-	63	0.05	-	63	0.11	-
= f(COD)				153	0.19	-						
= f(TOC)				168	0.35	+						

Tab. 12: Beziehungen zwischen Phosphor und anderen Parametern des Tegeler See
 Mit 0,01 % Sicherungsgrenze / (+) = signifikant / (-) = nicht signifikant

y=f(x)	I			II			III			IV			V		
	G aus allen Tiefen			N,F,G,H,I aus allen Tiefen			N,F,G,H,I Epilimnion			N,F,G,H,I Hypolimnion			N,F,G,H,I PW		
	N	Ψ	Bez.	N	Ψ	Bez.	N	Ψ	Bez.	N	Ψ	Bez.	N	Ψ	Bez.
P = f(Eh)	37	0.61	+	165	0.32	+	58	0.16	-	59	0.49	+	56	0.22	-
P = f(pH)	37	0.54	+	165	0.52	+	64	0.33	-	64	0.43	+	60	0.44	+
P = f(t)	35	0.02	-	165	0.13	-	65	0.18	-	64	0.11	-	-	-	-
P = f(O ₂)	35	0.66	+	165	0.66	+	64	0.61	+	64	0.72	+	-	-	-
P = f(NO ₃)	39	0.34	-	165	0.32	+	64	0.24	-	64	0.21	-	60	0.35	-
P = f(NH ₄ ³)	37	0.70	+	165	0.77	+	64	0.09	-	64	0.75	+	60	0.94	+
P = f(N _{ges})	37	0.64	+	165	0.75	+	64	0.87	+	64	0.67	+	59	0.88	+
P = f(B ₇)	38	0.43	+	164	0.78	+	64	0.87	+	64	0.66	+	59	0.64	+
P = f(SO ₄)	38	0.33	+	-	-	-	63	0.64	+	64	0.32	-	19	0.33	-
P = f(HCO ₃)	35	0.91	+	163	0.89	+	62	0.97	+	64	0.84	+	60	0.86	+
P = f(Cl)	39	0.31	-	162	0.72	+	64	0.88	+	64	0.67	+	60	0.66	+
P = f(Na)	40	0.20	-	163	0.71	+	-	-	-	64	0.63	+	59	0.81	+
P = f(Ca)	36	0.34	-	162	0.74	+	64	0.64	+	63	0.55	+	60	0.79	+
P = f(Mg)	36	0.48	-	164	0.67	+	64	0.78	+	64	0.64	+	60	0.83	+
P = f(Fe)	36	0.08	-	164	0.18	-	64	0.14	-	64	0.14	-	60	0.17	-
P = f(SS)	36	0.60	+	159	0.23	-	62	0.34	-	62	0.19	-	-	-	-
P = f(Po)	34	0.99	+	-	-	-	-	-	-	64	0.96	+	60	1.0	+

Tab. 13: Beziehungen zwischen Bor und anderen Parametern des Tegeler See
 Mit 0.01 % Sicherungsgrenze / (+) = signifikant / (-) = nicht signifikant

y = f(x)	I			II			III			IV			V		
	G aus allen Tiefen			N,F,G,H,I aus allen Tiefen			N,F,G,H,I Epilimnion			N,F,G,H,I Hypolimnion			N,F,G,H,I PW		
	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.
B = f(Eh)	34	0.40	-	176	0.06	-	60	0.17	-	59	0.12	-	61	0.003	-
B = f(pH)	32	0.45	-	177	0.37	+	69	0.27	-	69	0.42	+	69	0.23	-
B = f(t)	37	0.15	-	170	0.11	-	66	0.10	-	65	0.14	-	-	-	-
B = f(O ₂)	36	0.57	+	166	0.50	+	65	0.46	+	65	0.51	+	-	-	-
B = f(NO ₃)	42	0.05	-	177	0.18	-	69	0.29	-	69	0.06	+	65	0.22	-
B = f(NH ₄)	45	0.40	-	177	0.83	+	69	0.87	+	69	0.81	+	65	0.35	-
B = f(N ^{ges})	35	0.58	+	175	0.81	+	69	0.85	+	69	0.78	+	65	0.35	-
B = f(S ₄ ^{ges})	40	0.48	+	174	0.76	+	69	0.77	+	69	0.77	+	19	0.48	-
B = f(HCO ₃)	33	0.62	+	176	0.91	+	69	0.92	+	69	0.90	+	69	0.34	-
B = f(Cl)	39	0.61	+	177	0.90	+	neg	-	-	69	0.92	+	68	0.68	+
B = f(Po)	35	0.45	-	176	0.77	+	69	0.92	+	69	0.67	+	69	0.48	+
B = f(P)	36	0.42	-	180	0.77	+	64	0.91	+	64	0.67	+	59	0.49	+
B = f(Na ^{ges})	40	0.62	+	180	0.92	+	69	0.92	+	69	0.92	+	69	0.78	+
B = f(Ca)	40	0.42	-	175	0.65	+	69	0.63	+	67	0.62	+	69	0.35	-
B = f(Mg)	35	0.39	-	168	0.79	+	65	0.86	+	63	0.76	+	69	0.45	+
B = f(Fe)	21	0.14	-	168	0.32	+	65	0.22	-	65	0.41	+	55	0.009	-
B = f(SS)	38	0.11	-	172	0.44	+	68	0.40	+	67	0.53	+	-	-	-

Tab. 14: Beziehungen zwischen Chlorid und anderen Parametern des Tegeler See
 Mit 0.01 % Sicherungsgrenze / (+) signifikant / (-) nicht signifikant

y = f(x)	I			II			III			IV			V		
	G aus allen Tiefen			N,F,G,H,I aus allen Tiefen			N,F,G,H,I Epilimnion			N,F,G,H,I Hypolimnion			N,F,G,H,I PW		
	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.	N	ψ	Bez.
Cl = f(Eh)	34	0.15	-	165	0.01	-	60	0.29	-	60	0.08	-	61	0.33	-
Cl = f(pH)	39	0.27	-	165	0.34	+	69	0.21	-	69	0.43	+	69	0.52	+
Cl = f(t)	38	0.18	-	165	0.08	-	59	0.01	-	66	0.08	-	44	0.04	-
Cl = f(O ₂)	37	0.35	-	168	0.45	+	65	0.41	+	63	0.51	+	-	-	-
Cl = f(NO ₃)	41	0.11	-	165	0.16	-	69	0.26	-	69	0.59	+	65	0.20	-
Cl = f(NH ₄)	41	0.43	-	160	0.81	+	69	0.82	+	69	0.83	+	65	0.54	+
Cl = f(N _{ges})	40	0.37	-	160	0.77	+	69	0.79	+	69	0.77	+	65	0.52	+
Cl = f(SB ₄)	43	0.27	-	165	0.71	+	69	0.72	+	69	0.70	+	19	0.28	-
Cl = f(HCO ₃)	40	0.50	-	165	0.88	+	69	0.90	+	69	0.90	+	69	0.56	+
Cl = f(Po)	39	0.33	-	150	0.76	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl = f(P _{ges})	39	0.31	-	165	0.74	+	64	0.88	+	64	0.67	+	60	0.67	+
Cl = f(N _{ges})	41	0.53	+	179	0.89	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl = f(Ca)	41	0.42	-	179	0.66	+	70	0.57	+	69	0.64	+	69	0.65	+
Cl = f(Mg)	37	0.11	-	166	0.76	+	64	0.84	+	65	0.78	+	65	0.61	+
Cl = f(Fe)	38	0.07	-	168	0.25	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cl = f(SS)	41	0.16	-	172	0.39	+	67	0.43	+	67	0.42	+	-	-	-
Cl = f(B)	40	0.61	+	160	0.90	+	69	0.90	+	69	0.92	+	69	0.75	+

Tab. 15: Beziehungen zwischen Ammonium und anderen Parametern des Tegeler See - Porenwassers

y = f(x)	N,F,G,H,I PW		
	N	ψ	Bez.
NH ₄ = f(Eh)	61	0.12	-
NH ₄ = f(pH)	65	0.53	+
NH ₄ = f(t)	60	0.03	-
NH ₄ = f(NO ₃)	65	0.32	-
NH ₄ = f(N ^{ges})	65	1.00	+
NH ₄ = f(B)	65	0.47	+
NH ₄ = f(SO ₄)	19	0.28	-
NH ₄ = f(HCO ₃)	65	0.86	+
NH ₄ = f(Cl)	65	0.54	+
NH ₄ = f(Po)	-	-	-
NH ₄ = f(P ^{ges})	60	0.84	+
NH ₄ = f(CB)	65	0.79	+
NH ₄ = f(Mg)	65	0.83	-

Nicht signifikant sind die Beziehungen zwischen O_2 , P, B und Cl zu NO_3 , wohl aber die zwischen O_2 zu NH_4 und N_{ges} ; gleiches gilt für die Beziehung zwischen P, B und Cl zu NH_4 und N_{ges} . Es besteht hier eine deutliche proportionale Abhängigkeit. Die P-, B-, Cl-, NH_4 und N_{ges} -Konzentrationen nehmen vom Epilimnion zum Hypolimnion zu und vom Nordgraben zur Havel ab (s. auch Abb. 8). Auch andere Ionen, die im Tegeler See diese Tendenz aufweisen, wie z.B. HCO_3 , Na, Ca, Mg usw., korrelieren mit Phosphor, Bor und Chlorid.

Neben dieser Tendenz eines verminderten Nährstoffangebotes in Richtung Seeausgang spielen im Porenwasser (Seemitte) die Auswaschvorgänge und Sorptionsprozesse eine große Rolle. Daher waren signifikante Beziehungen zwischen P bzw. B und Eh bzw. pH erwartet worden. Daß das nicht der Fall war, dürfte darin liegen, daß sowohl das pH als auch das Redoxpotential im Sediment im Jahreslauf nur wenig schwanken, womit das verminderte Nährstoffangebot in Richtung Havel sich stärker als Eh- und pH-Effekte auswirkte.

Insgesamt läßt sich sagen, daß zum großen Teil die signifikanten Korrelationen auf dem Grad der Belastung der Gewässer (Spalte II, III, IV und V) beruhen. Außerdem war eine zunehmende Ionenkonzentration mit der Tiefe (Spalte I und II) sowie ein Wechsel zwischen Stagnations- und Zirkulationsphasen von Bedeutung.

4.4 Phosphor-Sorptionsversuche (Blume, Lacatusu)

Zwecks Erhellung der Vorgänge im Grenzbereich Wasserkörper-Sediment wurden Schüttelversuche mit frischem Schlamm der oberen 10 cm, variiertem P-Angebot sowie variiertem pH-Wert und Redoxpotential durchgeführt.

10 g frischer (zuvor unter Luftabschluß bei 4°C gehaltener) Schlamm wurden mit 20 ml abgekochtem aqua dest. und 5 ml einer P-haltigen Lösung (0 - 0,15 - 0,25 - 1,25 - 2,5 - 5 - 10 mg P als KH_2PO_4) nach 5 min Perkolatation mit N_2 -Gas 4 Std. geschüttelt, 15 min bei 15000 Umdrehungen zentrifugiert. Im klaren Zentrifugat wurden pH, Eh, P und z.T. Ca, Fe und Mn gemessen. Bei einem Teil der Proben wurde vor dem Schütteln das pH mit NaCO_3 auf 8,5 bzw. mit HCl auf 5,5 eingestellt, außerdem das Redoxpotential durch $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ erniedrigt bzw. vor dem Schütteln im O_2 -Strom erhöht. Unzureichende Gleichgewichtseinstellung infolge mikrobieller Tätigkeit wurde gegenüber sterilem Arbeiten in Kauf genommen, um unter standortgemäßen Bedingungen experimentieren zu können.

Abb. 14 ist der Einfluß des Redoxpotential auf das stark belastete Sapropel des Tegeler Hafens zu entnehmen. Die P-Konzentration der Gleichgewichtslösung ohne P-Zusatz ergab die erwartete, starke Abhängigkeit vom Eh-Wert. Die Gleichgewichtslösung enthielt nämlich im belüfteten Zustand nur 0,6 mg/l P, im stark reduzierten Zustand (-320 mV) hingegen 500 mg. Für ein Redoxpotential von -200 mV, das am Standort dominiert, können 50 mg/l P dem Kurvenverlauf entnommen werden: eine solche Konzentration wurde wiederholt im Porenwasser dieses Schlammes ermittelt (s. N in Abb. 10). Die Unterschiede korrespondieren mit entsprechenden Differenzen im Eisen-Gehalt der Gleichgewichtslösung, was die Vermutung starker Fe-Bindung stützt. Eine P-Zugabe von 3,8 mg/l, die in etwa der gegenwärtigen P-Konzentration des Nordgrabens entspricht, wurde vom belüfteten Schlamm vollständig gebunden, bei Eh \pm 0 noch zu 60 %, bei -320 mV hingegen überhaupt nicht. Selbst extrem hohe Zugaben von 300 mg/l blieben bei -320 mV vollständig in Lösung, während sie bei -40 mV, einem im Übergangsbereich Hypolimnion - Sediment dieses Gewässers wohl vorherrschenden Eh-Wert, zu über 90 % gebunden wurden. Das Selbstreinigungsvermögen dieses belasteten Gewässers hängt also sehr stark von den Sauerstoffverhältnissen ab.

Die Experimente mit variiertem pH ergaben sowohl nach pH-Erniedrigung durch HCl-Zusatz als auch nach pH-Erhöhung durch

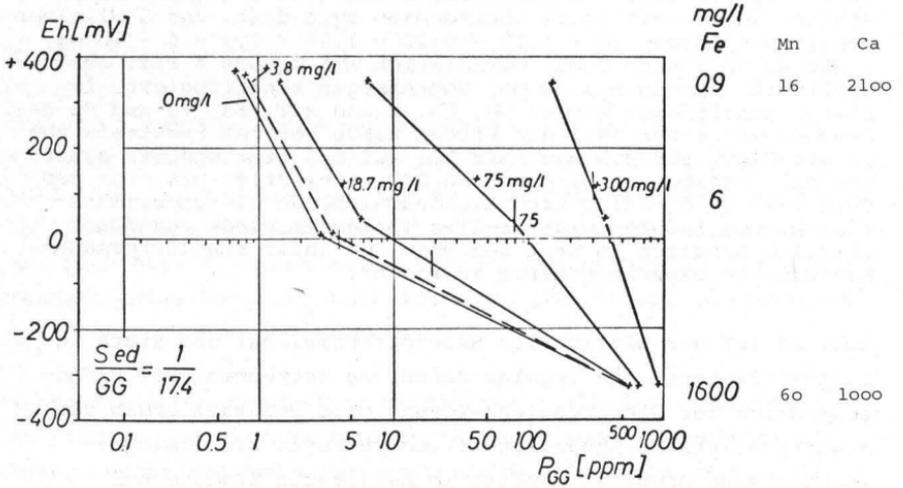


Abb. 14: P-Gehalte und Fe-Gehalte der Gleichgewichtslösung eines frischen Schlammes (10 g + 25 ml H₂O) des Tegeler Hafens nach 4-stünd. Schütteln mit 0-300 mg/l P-Zusatz als KH₂PO₄ bei pH 6,2 und variiertem Eh (-330 mV durch Na₂S₂O₄ + N₂, + 20 mV durch N₂-Atm., + 380 mV durch O₂-Atm.; Angabe des P-Zusatzes in mg/l Gleichgewichtslösung)

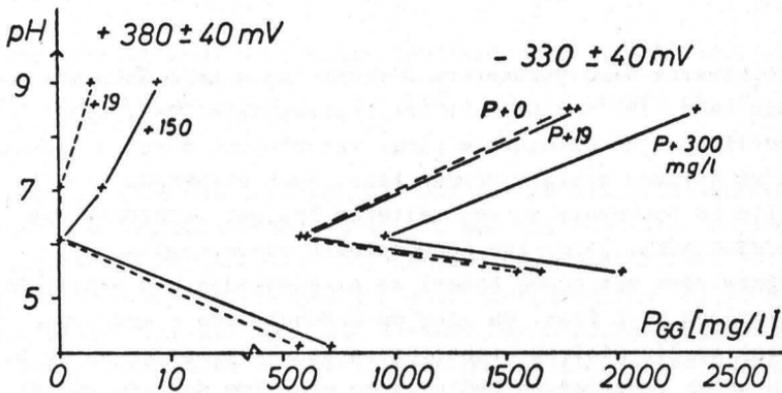


Abb. 15: P-Gehalte der Gleichgewichtslösung eines frischen Schlammes des Tegeler Hafen (Eigenschaften s. Tab.1) bei variiertem P-Angebot, Redoxpotential und pH (Erhöhung durch NaOH-, Senkung durch HCl-Zusatz; Messung der P-Gehalte, pH- und Eh-Werte n. 4-stünd. Schütteln)

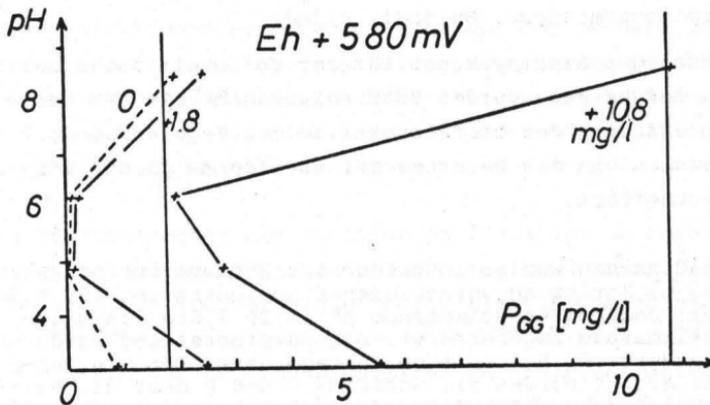


Abb. 16: P-Gehalte der Gleichgewichtslösung eines frischen Schlammes des Pechsee (Eigenschaften s. Tab.1) unter belüfteten Verhältnissen bei variiertem pH und P-Angebot (Versuchsansatz analog Abb.14)

Na_2CO_3 -Zusatz eine verstärkte P-Freisetzung beim Sapropel Tegels (Abb. 15) und beim Dy des Pechsee (Abb. 16), was sicherlich nicht allein mit einer Verdrängung durch die zugesetzten Anionen erklärt werden kann. Auch PEINEMANN (1975) stellte im Gegensatz zu verbreiteter Ansicht (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1976) für Schwebstoffe südwestdeutscher Fließgewässer mit hohem Anteil an Al/Fe-Oxiden ein Mobilitätsminimum bei pH 6 fest. Da eine pH-Erhöhung von 6 auf 8 die Fe-Gehalte der Gleichgewichtslösung stark verminderten (z.B. bei N unter reduzierten Bedingungen von 1700 mg/l Fe auf 8), weil sich Fe II-hydroxide bzw. Siderit bildete, nehmen wir an, daß die pH-Erhöhung eine Umformung von Vivianit bewirkte, wobei P freigesetzt wurde. Eine pH-Erniedrigung von 6 auf 5 löste hingegen offensichtlich Ca-Phosphat, dem Vivianitbildung kaum entgegen wirkte, weil es bei einem pH um 5 bereits stärker löslich ist.

4.5 Bor-Sorptionsversuche (Muljadi, Blume)

Zwecks Klärung der Bindungskapazität der Sedimente sowie des Mechanismus der Bindung wurden Schüttelversuche mit dem Sediment des Nordhafens, der tiefsten Stelle des Tegeler Sees, des Heiligensees und des Pechsees bei variiertem pH und Borangebot durchgeführt.

In 50 ml PÄ-Flaschen wurden 10 g feuchter Schlamm der oberen 10 cm mit 25 ml Borlösung verschiedener Konzentration (0; 0,5; 1,0; 2,0 ppm) und bei verschiedenem pH (5-8) 2 Std. lang geschüttelt (Klimaraum 20,5 Grad C). Die pH-Einstellung wurde mittels Salzsäure und Natronlauge durchgeführt. Für die Darstellung der Abb. 2 wurden die Schlämme G und P erst mit Salzsäure auf pH 1,5 gebracht und über Nacht gelassen. Zwecks Prüfung eines großen pH-Intervalles mußten zunächst die Carbonate zerstört werden, da bei niedrigeren pH-Werten während des Versuches ständige pH-Verschiebungen hatten in Kauf genommen werden müssen. Anschließend wurden die Schlämme auf den gewünschten pH (2-11) gebracht und geschüttelt. Nach 2 Std. Schütteln wurden die Suspensionen zentrifugiert (15 min lang, 9000 U/min) und B im Zentrifugat mit Karminsäure bestimmt.

In Vorversuchen mit variiertem Schütteldauer (1-192 Std.) ergaben sich Änderungen der Gleichgewichtsbedingungen mit der Zeit, die aber zwischen 1 und 3 Std. relativ gering waren (Näheres hierzu s. MULJADI 1978).

An Abb. 17 sind die Borbindungs- und Bormobilisierungskurven bei konstantem Borangebot ($G = 0,75$ ppm und $P = 0,72$ ppm) und variiertem pH dargestellt. Der Schlamm des Tegeler Sees (G) und des Pechsees (P) zeigen ein Borbindungsmaximum bei pH 9,5 und P zeigt auch bei pH 5 ein kleines Maximum. Die Ergebnisse der Schüttelversuche bei variiertem pH und variiertem Borangebot sind in Abb. 18-21 dargestellt.

Aus den Abbildungen ist zu erkennen, daß die Sedimente des Nordhafens (N), der tiefsten Stelle des Tegeler Sees (G) und des Heiligensees (L) ein ähnliches Verhalten zeigten: Die Borbindung nahm mit steigendem pH (5-8) zu. Das Sediment des Pechsees (P) bildet eine Ausnahme. Seine Borbindungsfähigkeit nimmt von pH 5-6 ab und erst ab pH 6 wieder bis zum Maximum zu.

Unter natürlichen Bedingungen schwankt der pH-Wert des Schlammes von Nordhafen, Tegeler See und Heiligensee zwischen pH 6,4 bis pH 6,9, so daß die Borbindungskurven des Schlammes N bei pH 6,9, G bei pH 6,3, L bei pH 6,5 und P bei pH 6,0 den Standortbedingungen am nächsten kamen.

Aus den Isothermen der Abbildungen 18-21 ist zu erkennen, daß unter standortgemäßen Bedingungen der Nordhafenschlamm Bor erst ab einer Konzentration größer als 0,6 ppm zu binden vermag, der Tegeler Seeschlamm ab einer Konzentration größer als 0,3 ppm der Heiligenseeschlamm ab einer Konzentration größer als 0,15 ppm und der Pechseeschlamm ab einer Konzentration größer als 0,05 ppm. Diese Borkonzentrationen entsprechen dem Borgehalt des Porenwassers im jeweiligen Schlamm.

Eine Borbindung findet nur statt, wenn das Borangebot größer ist als die Borkonzentration des Porenwassers. Im Gewässer

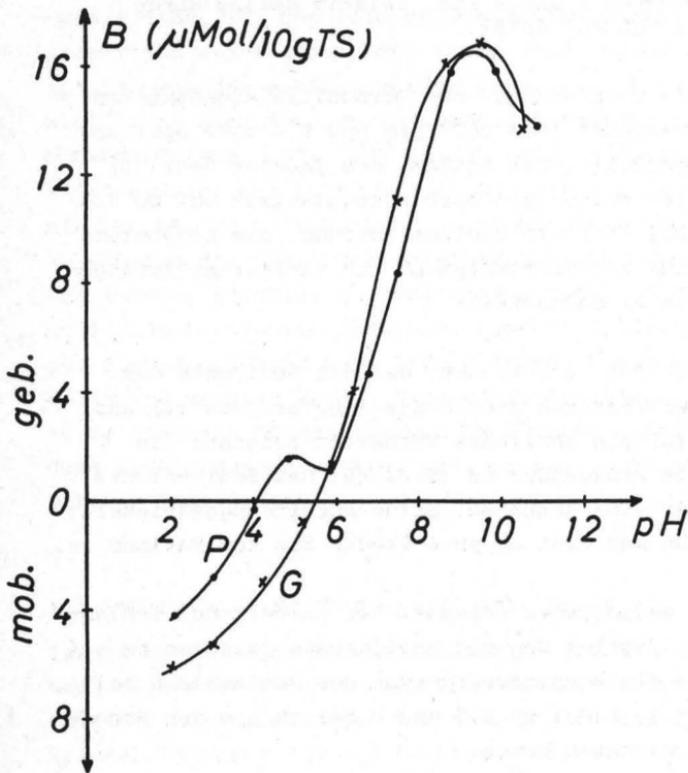
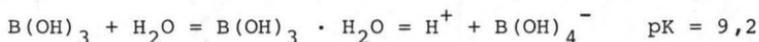


Abb. 17: Gebundene (geb.) und mobilisierte (mob.) Bormenge als Funktion des pH nach 2-stündigem Schütteln von Tegeler See-Schlamm (G) und einem B-Angebot von 0,75 ppm sowie Pechsee-Schlamm (P) mit einem B-Angebot von 0,72 ppm in der Schüttellösung (Methodik s. Text)

würde also eine Borbindung erst stattfinden, wenn die Borkonzentration in der Kontaktzone größer als die des Porenwassers ist. Anderenfalls würde Bor mobilisiert.

Bei gleichem Borangebot und gleichem pH ergibt die Trockensubstanzberechnung, daß von Schlamm P mehr Bor gebunden wird als von Schlamm N, G und L.

Weiterhin sind folgende Eigenschaften der Schlämme aus den Abbildungen abzuklären: Zunahme der Borbindung mit steigendem pH (5-9) und bei steigendem Borangebot. Um die Borbindungseigenschaften der Seesedimente abzuklären, müßte zunächst einiges über die chemischen Eigenschaften des Bors sowie über die Anionenadsorption erläutert werden. Orthoborsäure ist eine Ansolvosäure (Lewis-Säure); in wässrigen Lösungen dissoziiert sie nicht, sondern reagiert mit der Lewis-Base Wasser zur schwach dissoziierenden Tetrahydroxoborsäure nach



In Lösungen mit Borkonzentrationen $> 0,025$ M oder 270 ppm bilden sich aus Orthoborsäuremolekülen $\text{B}_3\text{O}_3(\text{OH})_4^-$, die beim Verdünnen wieder in Orthoborsäure und Monoborate zerfallen (INGRI et al 1957).

In Abb. 22 ist die pH-Abhängigkeit der verschiedenen Formen der Borkomplexe in wässriger Lösung deutlich zu erkennen; in Lösungen mit Borkonzentration $> 0,025$ m existiert allerdings hauptsächlich nur das Gleichgewicht zwischen B(OH)_3 und B(OH)_4^- (INGRI 1963).

HINGSTON et al (1967) stellten fest, daß die spezifische Adsorption der korrespondierenden Basen (Anion) von monobasi-

schen schwachen Säuren ein Adsorptionsmaximum bei dem $\text{pH}=\text{pK}$ -Wert zeigt. Dieselbe Tendenz wurde für Borat von SIMS und BINGHAM (1968) festgestellt. Die undissoziierte Säure per se wird nicht adsorbiert, da sonst die Adsorption im ganzen pH-Bereich gleich wäre. Außerdem ist eine Adsorption von undissoziierten ungeladenen Säuremolekülen kaum möglich, weil sie mit den Wassermolekülen, die im Überschuß vorhanden sind, direkt konkurrieren müssen.

Die Borbindungs-/Bormobilisierungskurven (die gebundene Bormenge als Funktion vom pH) der Schlämme G (Tegeler See) und P (Pechsee) haben ein Maximum bei $\text{pH} = 9,5$ oder bei dem Punkt, bei dem der pH-Wert dem pK-Wert entspricht (s. Abb. 17).

Im stark alkalischen Bereich ($\text{pH} > 10$) nimmt das Borbindungsvermögen der Schlämme wieder ab. Diese Tendenz kann auch für die anderen Schlämme (N und L) vermutet werden, weil sie in dem Bereich von pH 6 bis 8 (Abb. 18-21) ein ähnliches Borbindungsverhalten aufweisen.

Die Zunahme des Borbindungsvermögens der Schlämme mit steigendem pH (bis pH 9,5) könnte damit erklärt werden, daß Bor als Boration gebunden wird. Das Gleichgewicht (Orthoborsäuremolekül - Boration) verschiebt sich nämlich mit zunehmendem pH zugunsten des energetisch günstigeren Borations. Da für die Adsorption die Anwesenheit sowohl des Moleküls als auch des Ions notwendig ist, was auch durch das Auftauchen des Adsorptionsmaximums bei einem bestimmten pH-Wert ($\text{pH}=\text{pK}$) zum Ausdruck kommt (HINGSTON et al 1967; 1970; 1972), dürfte die Verringerung der Borsäuremoleküle die Ursache für die Abnahme des Borbindungsvermögens der Schlämme oberhalb pH 9,5 sein. Bor dürfte aber als Boration gebunden werden, dabei werden Protonen zur Bildung aktiver Stellen, die mit Hydroxylgruppen unter Wasserabspaltung reagieren können, benötigt. Diese Protonen werden durch die Reaktion von Orthoborsäuremolekülen mit Wasser geliefert.

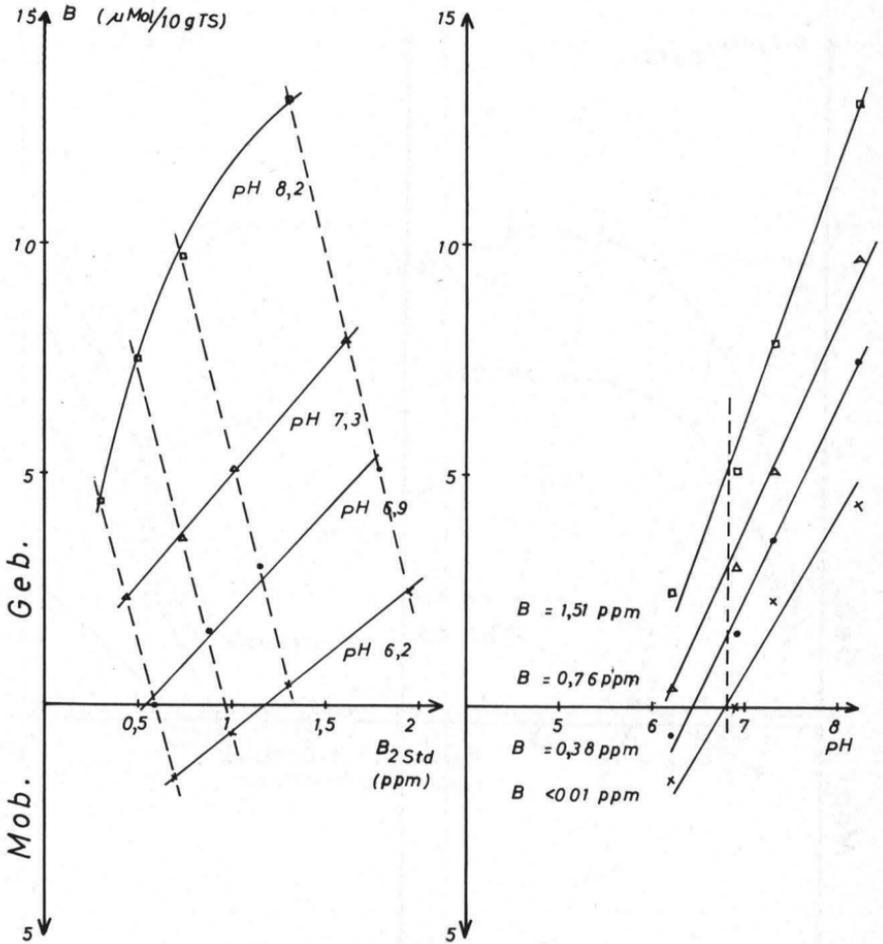


Abb. 18: Gebundene (Geb.) und mobilisierte (Mob.) Bormenge als Funktion der Borkonzentration in der Suspension des Nordhafen-Schlammes nach 2-stündigem Schütteln (Methodik s. Text).

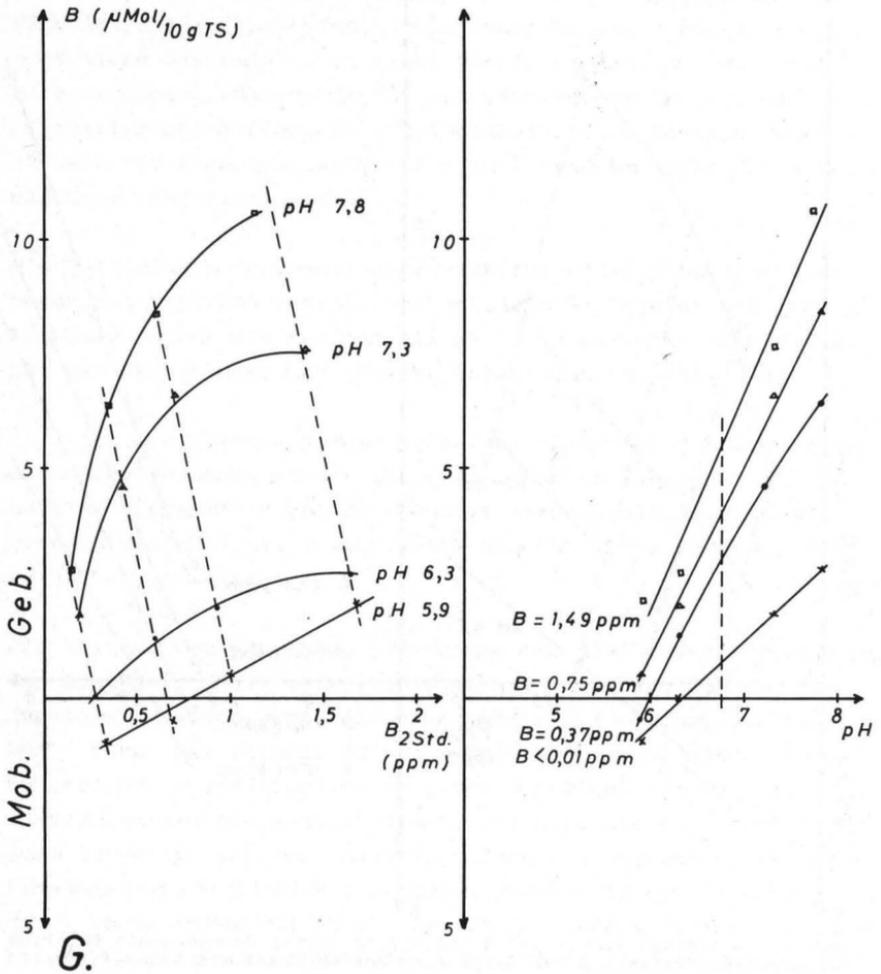


Abb. 19: Gebundene (Geb.) und mobilisierte (Mob.) Bormenge als Funktion der Borkonzentration in der Suspension des Tegeler See-Schlamm nach 2-stündigem Schütteln (Methodik s. Text)

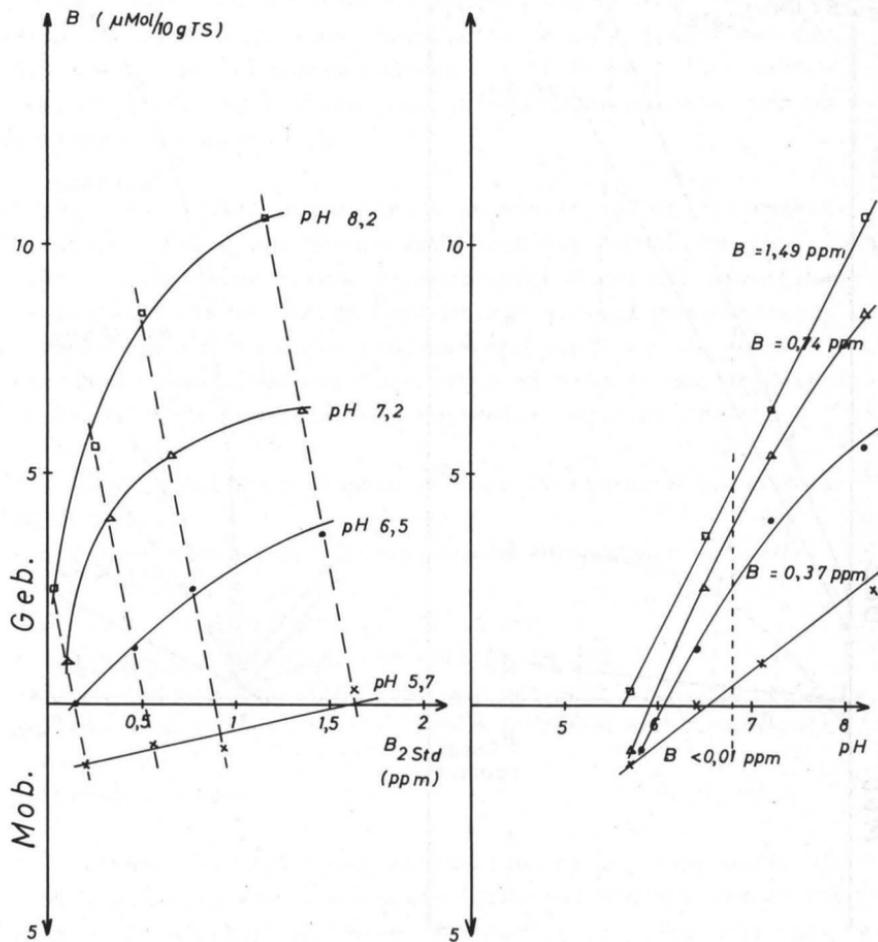


Abb. 20: Gebundene (Geb.) und mobilisierte (Mob.) Bormenge als Funktion der Borkonzentration in der Suspension des Heiligensee-Schlamm nach 2-stündigem Schütteln (Methodik s. Text)

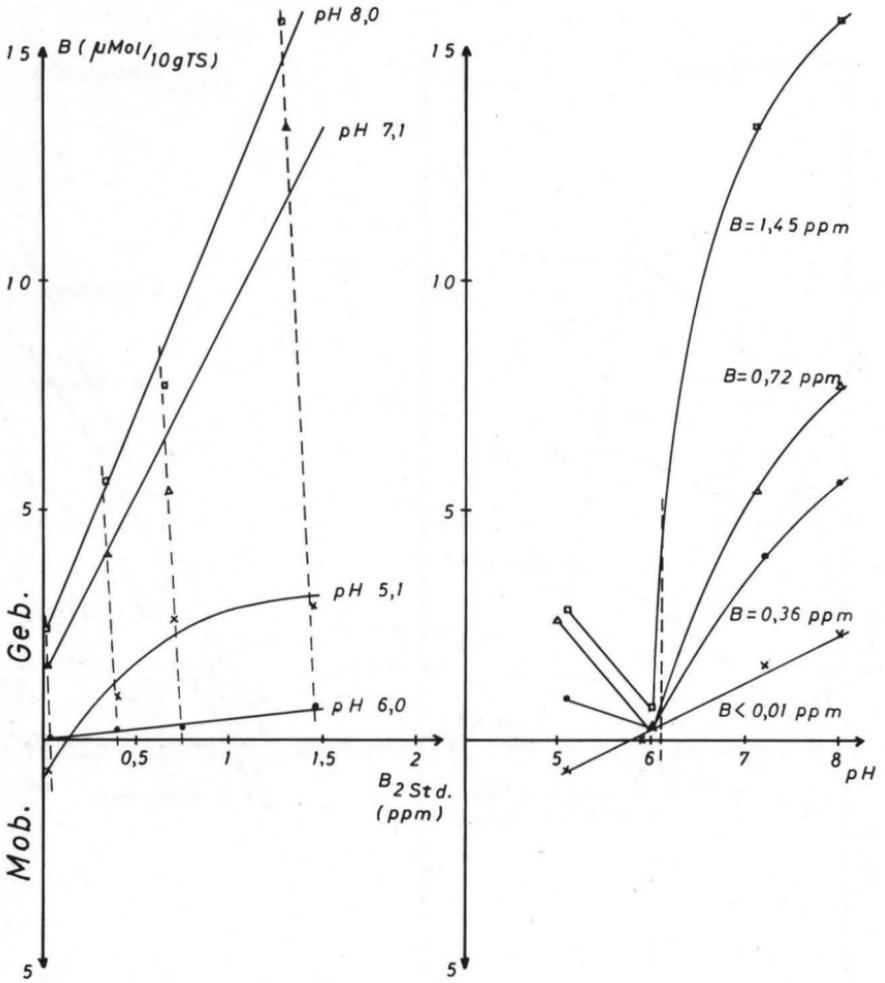


Abb. 21: Gebundene (Geb.) und mobilisierte (Mob.) Bormenge als Funktion der Borkonzentration in der Suspension des Pechsee-Schlamm nach 2-stündigem Schütteln (Methodik s. Text)

Also werden Orthoborsäuremoleküle nicht von den Schlämmen gebunden, aber ihre Anwesenheit in genügender Menge ist für die Bindung des Borations unentbehrlich. Deshalb findet man das Maximum des Borbindungsvermögens der Schlämme in dem pH-Bereich ($\text{pH}=\text{pK}$), in dem genügend Orthoborsäuremoleküle und Borationen vorhanden sind.

Für die Borbindung an Seesedimente spielen neben den Metallatomen der Oxide und Tonminerale auch die organischen Substanzen eine Rolle. Diese Annahme wurde durch die signifikante Beziehung zwischen dem Gesamtborgehalt und dem Gehalt an organischer Substanz der Seesedimente bestätigt (s. Kap. 3.3). Über den Mechanismus der Borbindung an Metalle und organische Substanz im Gewässersediment berichtete MULJADI (1978).

Die Abnahme des Borbindungsvermögens oberhalb pH 9,5 dürfte somit durch:

- die Verringerung der in der Lösung vorhandenen Orthoborsäuremoleküle
- die Konkurrenzreaktion der OH^- -Ionen
- die negative Aufladung der Oberfläche und
- die Auflösung von einem Teil der aktiven Oberfläche (die organische Substanz wie auch die Al-Atome der Tonminerale und Oxide)

verursacht werden.

Die Zunahme der Borbindung mit steigendem pH (6-9) wurde von HINGSTON (1964) für Tonminerale, SIMS und BINGHAM (1968) für Eisen- und Aluminiumhydroxid, BINGHAM et al (1973) für vulkanische Böden festgestellt. Unsere Versuche zeigen, daß diese Tendenz auch bei den Gewässersedimenten festzustellen ist.

Das Auftreten eines kleinen Bindungsmaximums des Pechseeschlammes bei $\text{pH} = 5$ könnte durch die chemischen Eigenschaften des Sedimentes oder dem ersten Auftritt der Borationen oder

auch durch eine beginnende Auflösung der organischen Substanz verursacht worden sein. Laborversuche von PARKS und SHAW (1941) mit reinen Chemikalien als Absorbenten (Ca + Al; Ca + Si + P + Al) zeigten auch kleine Maxima zwischen pH 6 und 5.

Die Abbildungen 18-21 zeigen, daß bei dem pH, der den Standortbedingungen am nächsten kam, Pechseeschlamm Bor ab einer Konzentration von 0,03 ppm, Heiligenseeschlamm erst ab 0,15 ppm, Tegeler Seeschlamm (G) ab 0,25 ppm und Nordhafenschlamm ab 0,6 ppm zu binden vermag. Ein Vergleich der Ionenkonzentrationen des Porenwassers ergibt, daß die Ionenkonzentration des Nordhafenschlammes viel höher als die der anderen ist (s. Tab. 16). Die Ursache für das geringere Borbindungsvermögen des Nordhafenschlammes unter den oben genannten Bedingungen wäre erstens der bereits höhere Gehalt an mobilem Bor des Schlammes (s. auch Tab. 7) und zweitens die stärkere Konkurrenz mit H_2PO_4^- -Ionen sowie mit anderen Ionen (s. MULJADI 1978).

Eine Steigerung des Borangebotes bis ca. 300 ppm ergab den interessanten Befund, daß die Borbindungsfähigkeit des Schlammes bei höherem Borangebot abnahm (Tab. 16).

Die Schlämme G, L und P vermögen ab einem Borangebot von etwa 150 ppm kein Bor mehr zu binden.

Prozentual wurde bei einem Borangebot von 1,5 ppm das meiste Bor gebunden. Bei diesem Borangebot band Schlamm N am wenigsten und Schlamm P am meisten Bor.

Dieser überraschende Effekt, daß bei höherem Borangebot Bor von dem Schlamm G, L und P nicht gebunden wird, muß auf den Chemismus des Bors zurückgeführt werden. In höheren Konzentrationen (≥ 270 ppm) bildet Bor nämlich Polymere $\text{B}_3\text{O}_3(\text{OH})_4^-$, $\text{B}_5\text{O}_6(\text{OH})_4^-$, $\text{B}_3\text{O}_3(\text{OH})_5^{2-}$ und $\text{B}_4\text{O}_5(\text{OH})_4^{2-}$ (INGRI 1963).

Tab. 16: Borbindung bzw. -mobilisierung (-) bei steigenden Borkonzentrationen der Gleichgewichtslösung mit Sedimenten Berliner Gewässer

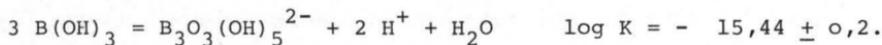
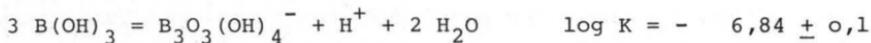
pH		B _{geb,mob}										
		a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	
N		7.4	0.56	9.3	8.75	7.5	12.75	5.6	12.05	2.6	33.17	3.6
G		7.2	0.58	11.0	1.88	1.6	8.31	3.6	0.06	0.01	-0.01	<0.01
L		7.2	0.55	11.1	1.98	1.7	3.88	1.7	-0.06	0.01	-0.13	<0.01
P		7.1	1.16	24.9	24.95	21.6	3.09	1.3	-0.16	0.04	-0.16	0.04

a = B_{geb,mob} in µm/gTS

b = B_{geb,mob}/B_{Angebot} in %

(+) = Borangebot in 35 g Schlammwassermischung (10 g Schlamm + 25 g Lösung)

(++) = genaue Konzentrationsangabe siehe Tab. 15



Die Bildung dieser Polymere hat eine freie Enthalpie von $\Delta G^{\circ} = - RT \ln K$.

Im Falle einer schwachen Säure findet eine Anionenadsorption statt, wenn die Adsorptionsenergie (die durch Adsorption freiwerdende Energie) größer als die Dissoziationsenergie der Säure ist (HINGSTON et al 1970).

In Bereichen höherer Konzentration (ab ~150 ppm) bevorzugt Bor die Polymerbildung, weil die Assoziationsenergie, d.h. die durch Bildung von Polymeren freiwerdende Energie, größer als die Adsorptionsenergie ist. Durch Polymerbildung wird dann ein Energiegewinn erzielt. Für die Borbindung spielt außerdem der sterische Effekt eine Rolle. Durch die Polymerbildung ist das Bormolekül größer und kann nicht mehr zu der aktiven Oberfläche gelangen.

Ein Laborversuch mit einem reinen System (Ionenaustauscher IV der Fa. Merck; mit Carbonylgruppen belegt) ergab das gleiche Ergebnis, daß Bor bei höherer Konzentration (>180 ppm) von dem Ionenaustauscher weniger als bei niedriger Konzentration festgehalten wurde.

Die Grenzkonzentration von 270 ppm für die Polymerbildung wurde von INGRI et al (1957) durch elektrische pH-Bestimmung der Borsäure in 3 M Natriumchloratlösung bestimmt. In einem 2 Phasen-System wie z.B. einer Sedimentsuspension und unter anderen chemischen und physikalischen Bedingungen würden selbstverständlich andere Gleichgewichtszustände herrschen und andere Reaktionen ablaufen, so daß auch andere Grenzkonzentrationen auftreten könnten.

Schlamm N bindet nun aber bei hohem Borangebot sogar noch Bor, obwohl wegen der höheren Ionenstärke des Porenwassers zu erwarten wäre, daß bei N die Bildung der Polymere bevorzugt wird. Es ist deshalb anzunehmen, daß in diesem Fall eine andere chemische Reaktion abläuft. Hier bestünde die Möglichkeit, daß sich Borphosphat (BPO_4) gebildet hat, bedingt durch den hohen Phosphatgehalt des Nordhafenschlammes sowie das hohe Borangebot (RAY 1972; VOL'KOVICH et al 1972; SOMICH 1972; KUBASOV und KITAEV 1973; WASSON 1975).

Borphosphat wird durch äquimolare Mischung von Borsäure und Phosphorsäure gebildet.

Da im Bereich niedrigerer Borkonzentration ($<1,5$ ppm) Bor von den Schlämmen mobilisiert wird und bei einem Borangebot von 1,5 ppm das Borbindungsvermögen der Schlämme etwa gleich ist, könnte angenommen werden, daß dieses Borphosphat erst bei höherer Bor- und Phosphatkonzentration gebildet würde. Aus diesen Versuchen kann dann gefolgert werden, daß das Borbindungsvermögen des Schlammes des stark belasteten Nordhafens und des Schlammes der weniger belasteten Gewässer (Tegeler See, Heiligensee und Pechsee) bei steigendem Borangebot verschieden ist. Die Schlämme der weniger belasteten Gewässer (G, L und P) mobilisieren bei höherem Borangebot Bor, weil die Assoziationsenergie größer als die Adsorptionsenergie ist. Hingegen bindet der Schlamm des stark belasteten Nordhafens Bor, da bedingt durch den hohen Phosphatgehalt Bor als Borphosphat gebunden werden kann. In diesem Fall wäre die Bindungsenergie des Borphosphates größer als die Assoziationsenergie des Bors.

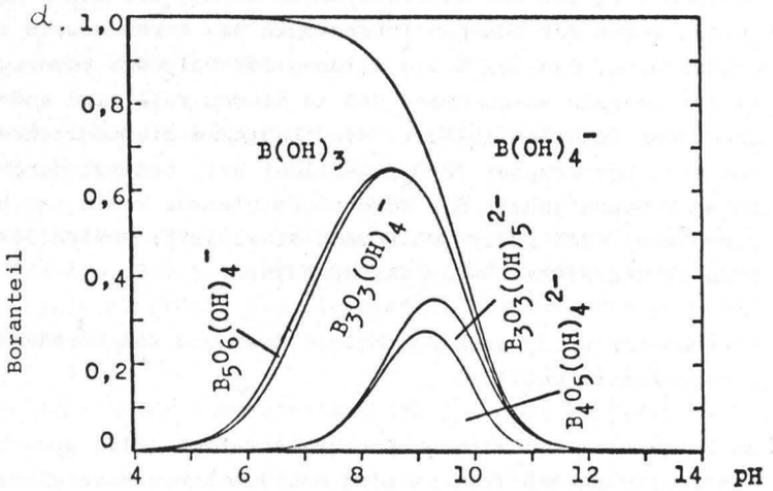


Abb. 22: Verteilung des Bors auf die verschiedenen Borationen als Funktion des pH-Wertes (0, M B in 3M $NaClO_4$ -Lösung nach INGRI 1963)

4.6 Plankton (Bornkamm, Raghi-Atri)

Plankton-Untersuchungen liegen vorwiegend aus dem Tegeler See vor, vereinzelte Proben vom Heiligen See. Die Planktongehalte des offenen Wassers erwiesen sich als ausgesprochen gering. Dies mußte überraschen, wenn man berücksichtigt, daß im Tegeler See hin und wieder Algenblüten zu beobachten sind (vgl. auch SUKOPP 1963). Zu den Meßzeitpunkten jedoch fanden sich Werte, die im Sommer nur um 1 mg Trochensubstanz/l, im Winter um 0,5 mg TS/l lagen. Um dennoch für Analysen ausreichendes Material zu erhalten, wurde ein Pumpgerät konstruiert, das es gestattete, größere Mengen von Wasser (bis 3000 l je Meßstation) durch ein Planktonnetz zu fördern, ohne daß das Wasser durch die Pumpe selbst laufen muß und das Plankton zerstört wird. Die Maschenweite des Netzes betrug 20 μ ; das Nanoplankton wurde also nicht erfaßt. Zur Bestimmung der Planktonmenge wurde anfangs nur die Methode der Filtration durch ein Planktongefäß verwendet (RAGHI-ATRI 1977), später auch die durch Glaswasserfilter (s. LENZ 1971).

In Tab. 17 ist die Liste der Arten, die in den 8 Routineproben von LINK¹⁾ und zwei von uns genommenen Proben identifiziert wurden. Es überwiegen eindeutig die Anzeiger der β -mesosaproben Stufe, jedoch ist eine Tendenz zur α -mesosaproben Stufe angedeutet.

Da die Probennahme relativ zeitaufwendig war, konnte sie nur an ausgewählten Meßpunkten und Terminen vorgenommen werden. Die Ergebnisse sind in den Tab. 18-21 dargestellt. Unmittelbar gemessen wurden Trockensubstanz, Asche und Chlorophyll a-Gehalt der Proben. Die organische Substanz wurde als Differenz zwischen Trockensubstanz und Asche ermittelt; sie machte im Mittel 70 % der Gesamtmasse aus, wenn die Trockenmasse den Wert von 1 mg/l nicht wesentlich unterschritt (Abb. 23). An den Proben des Jahres 1975 wurde der N-Gehalt zu 8,6 % TS bestimmt, während SCHWOERBEL 1971 7 % als Durchschnittswert angibt. Hieraus, und aus dem durch-

1) Herrn Dr. LINK, Senator für Gesundheit und Umweltschutz Abt. V, danken wir für die Ausführung der Bestimmungen und die Überlassung der Daten.

schnittlichen P-Gehalt von 2,9 % (SCHWOERBEL 1971) wurden die in der organischen Substanz befindlichen N- und P-Gehalte errechnet. Die Werte für 1976 (Sommer) sind in Tab. 18 zusammengestellt. Sie zeigen in den Tiefenklassen A und B sehr ähnliche Werte, geringere Werte in Klasse C (6m). Die Werte für den Heiligen See (L) liegen in der gleichen Größenordnung, jedoch nahm hier die Menge schon in Tiefenklasse B (2-5 m) deutlich ab. Im Jahre 1975 wurden nur relativ wenige Proben genommen, hier lagen die Werte im Ganzen etwas niedriger als 1976, besonders im Heiligensee (Tab 19). An einigen dieser Proben wurde (von Herrn Dr. Kempf) auch der B-Gehalt bestimmt, der sich relativ gleichmäßig zu $9,9 \pm 2,4 \mu\text{g/g}$ TS ergab. Die im Winter gefundenen Planktonmengen waren naturgemäß noch geringer (Tab. 20) und der Anteil von organischer Substanz an der Trockensubstanz war in Übereinstimmung mit Abb. erniedrigt. Um wenigstens näherungsweise abschätzen zu können, ob der Plankton-Umsatz Schwankungen im Gehalt des Seewassers an N und P erklären kann, wurden mittlere Verdopplungszeiten nach den Werten von LENZ (1976) angenommen, die Mittelwerte über ein sehr breites Untersuchungsmaterial darstellen. Hieraus ergab sich (Tab. 21), daß das Plankton maximal in 10 (20) Tagen 0,9 (21,5) ppm N und 0,3 (7,5) ppm Phosphat inkorporieren kann, während sich der Wert für Bor auf 0,1 (2,5) ppb berechnet. Da die Raten für Phytoplankton und für Zooplankton sehr verschieden sind, wurde als zusätzliche Annahme getroffen, daß von der organischen Substanz (nach LENZ 1976) im Mittel 36 % Detritus (Dt) darstellt, sodaß sich die Menge des Zooplanktons (ZP) näherungsweise als $ZP = OS - PhP - Dt$ berechnet. Es ist dies nur eine grobe Abschätzung, die aber eine Größenordnung der Inkorporationsraten anzugeben gestattet. Für den Umsatz im See bedeutet dies, daß sich Abnahmen von einigen wenigen ppm N und 1 - 2 ppm P durch Aufnahme in das Plankton erklären lassen, während der B-Gehalt durch den Planktonwuchs kaum beeinflußt werden dürfte (vgl. auch Stoffbilanzen S.116)

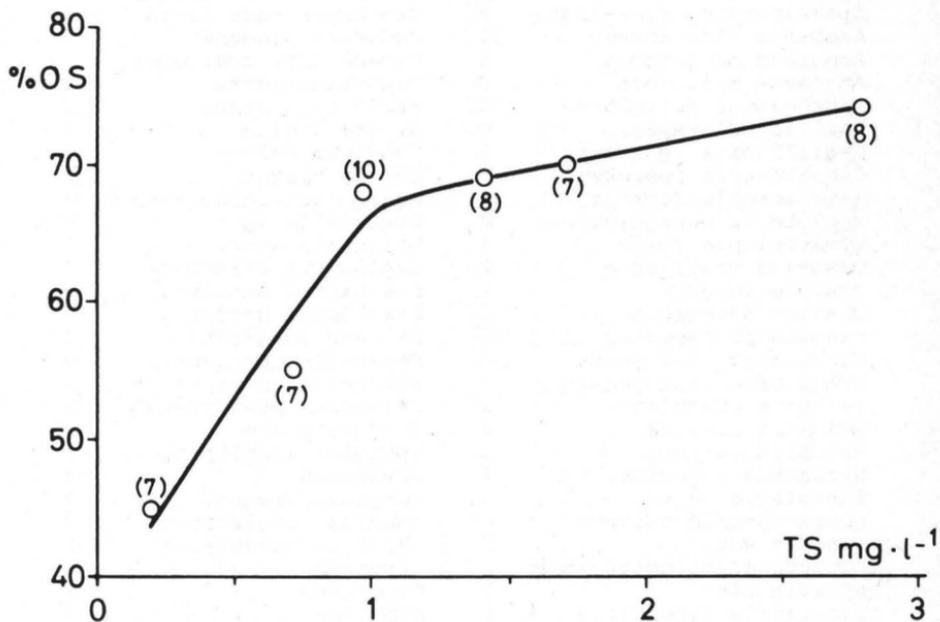


Abb. 23. Organische Substanz in % der Trockensubstanz der Planktonproben (in Klammern Zahl der Werte)

Tab. 17 Planktonorganismen des Tegeler Sees, 1976

Apodya lactea	3	Ceratium hirundinella	2
Aphanizomenon flos-aquae	2	Dinobryon sertularia	2
Anabaena flos-aquae	2	Eudorina elegans	2
Anabaena macrospora	2	Gloeococcus schroeteri	2
Anabaena spiroides	2	Pandorina morum	2
Microcystis aeruginosa	2	Peridinium spec.	2
Oscillatoria spec.	0	Synura uvella	2
Oscillatoria aghardii	2	Uroglena volvox	2
Oscillatoria redeckei	2	Coleps hirtus	2
Asterionella formosa	2	Opercularia coarctata	3
Cyclotella meneghiniana	2	Vorticella spec.	3
Cymatopleura solea	2	Epistylis spec.	3
Cymbella ventricosa	2	Asplanchna priodonta	2
Diatoma vulgare	2	Brachionus angularis	2
Diatoma elongatum	2	Brachionus urceus	2
Fragilaria capucina	2	Filinia longiseta	2
Fragilaria construens	2	Keratella cochlearis	2
Fragilaria crotonensis	2	Keratella quadrata	2
Melosira granulata	2	Polyathra platyptera	2
Melosira italica	2	Synchaeta spec.	2
Melosira varians	2	Notholca longispina	1
Nitzschia sigmoidea	2	Nematoden	3
Pinnularia major	2	Bosmina coregoni	2
Rhoicosphenia curvata	2	Bosmina longirostris	2
Synedra acus	2	Chydorus sphaericus	2
Nitzschia actinastroides	2	Daphnien	2
Synedra ulna	2	Copepoden	2
Tabellaria fenestrata	2	Nauplien	2
Stephanodiscus hantzschii	3		
Closterium acerosum	3		
Staurastrum spec.	2		
Mougeotia spec.	2		
Aktinastrum hantzschii	2		
Ankistrodesmus falcatus	2		
Tetraedon spec.	2		
Coelastrum microporum	2		
Pediastrum biradiatum	2		
Pediastrum boryanum	2		
Pediastrum clathratum	2		
Pediastrum duplex	2		
Pediastrum simplex	2		
Pediastrum tetras	2		
Richterella botryoides	2		
Scenedesmus acuminatus	2		
Scenedesmus obliquus	2		
Scenedesmus opoliensis	2		
Scenedesmus quadricauda	2		
Selenastrum bibraianum	2		
Selenastrum gracile	2		
Stigeoclonium tenue	3		
Arcella vulgaris	2		

Tab. 18: Messung und Berechnung des Planktons und seiner Inhaltsstoffe, Sommer 1976, in µg/l

Tiefe Probe m Tkl.	23. 6. 1976				21. 7. 1976				13. 10. 1976				Mittelwerte					
	TS	A	OS	PhP	TS	A	OS	PhP	TS	A	OS	PhP	TS	A	OS	PhP	N	P
F1 0 A	2475	200	2275	342	965	40	925	330	860	380	480	16	1433	207	1227	229	105	36
F2 2 B	2875	550	2325	291	2070	570	1500	410	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N1 0 A	-	-	-	-	1675	245	1430	546	823	342	481	25	-	-	-	-	-	-
G1 0 A	1705	364	1341	242	1210	130	1080	365	1207	493	714	42	1374	329	1045	216	90	30
G2 7 C	1567	217	1350	134	158	43	115	18	1480	33	1447	88	1068	98	970	80	83	28
G3 14 C	130	57	73	11	128	48	80	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H1 0 A	1225	550	675	247	1760	445	1315	110	1065	306	759	145	1350	434	916	167	79	27
H2 1 B	1025	450	575	193	1520	505	1015	89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H3 2 B	700	167	533	141	-	-	-	-	1915	750	1165	461	-	-	-	-	-	-
I1 0 A	-	-	-	-	1495	545	950	99	1149	208	941	13	-	-	-	-	-	-
I2 2,5 B	-	-	-	-	1655	615	1040	131	805	210	595	64	-	-	-	-	-	-
I3 4-5 B	-	-	-	-	1625	585	1040	134	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
K1 0 A	750	425	325	254	1650	665	985	166	654	144	510	54	1018	411	607	158	52	18
K2 2,5 B	850	475	375	79	895	705	190	188	336	204	132	18	694	461	233	95	20	7
K3 4 B	-	-	-	-	1170	565	605	468	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
m _A	1539	385	1154	228	1459	345	1114	203	960	312	648	49	1292	343	949	152	82	28
m _B	1363	411	952	152	1489	591	898	237	1019	388	631	89	1290	463	827	159	71	24
m _C	849	137	712	51	143	46	97	15	1480	33	1447	88	693	80	613	44	53	18
m _{total}	1330	346	984	162	1213	408	805	190	1029	307	722	65	1191	354	837	139	72	24
L1 0 A	1013	125	888	55	735	130	605	149	1580	845	735	65	1109	367	742	90	64	22
L2 2-4 B	550	188	363	55	400	273	127	-	750	314	436	77	567	258	309	66	27	9
L3 6-8 C	85	55	30	8	165	139	26	18	2120	944	1176	250	790	379	411	92	35	12
m _L	549	123	426	39	433	181	253	-	1483	701	782	131	822	335	487	83	42	14

Erläuterungen der Proben-Nummern s. Abb.

TS = Trockensubstanz

A = Asche

OS = organische Substanz = TS - A

PhP = Phytoplankton = Chlorophyll a x 80 (nach LENZ 1976)

 N = Stickstoff = OS x 0,086 (nach eigener
Messung 1975)

P = Phosphor = OS x 0,029 (nach SCHWOERBEL 1971)

75

Tab. 19: Messung und Berechnung des Planktons und seiner Inhaltsstoffe, Sommer 1975, in $\mu\text{g}/\text{l}$

Pro- be	15.7.1975					9.8.1975					20.10.1975				Mittelwerte					
	TS	A	OS	PhP	B ^{x)}	TS	A	OS	PhP	B ^{x)}	TS	A	OS	PhP	TS	A	OS	PhP	N	P
F2	1056	317	739	121	8	1052	316	736	121	13	775	232	543	89	961	288	673	110	58	20
G2	665	199	466	76	9	1644	493	1151	189	9	571	171	400	66	960	288	672	110	58	19
L2	263	79	164	30	13	696	209	487	80	8	294	88	206	34	418	125	293	48	25	8
m	661	198	463	76	10	1131	339	792	130	10	547	164	383	63	780	234	546	889	47	16

B^{x)} = Borgehalt in $\mu\text{g}/\text{g}$ (Bestimmung Dr. Kempf); übrige Abk. s. Tab. 1

Tab. 20: Messung und Berechnung des Planktons
und seiner Inhaltsstoffe,
Winter 1976,
Gehalte in $\mu\text{g}/\text{l}$

Probe	TS	A	OS	PhP	N	P
F1	610	320	290	5	25	8
N1	400	110	290	7	25	8
G1	270	100	170	6	15	5
J1	560	370	190	41	16	6
K1	560	330	230	32	20	7
L1	400	310	90	10	8	3
^m (ohne L)						
	480	246	234	18	20	7

Tab. 21: Maximale Inkorporations-Raten
berechnet unter Verwendung der bei LENZ
(1976) angegebenen Faktoren

	PhP	ZP	
Verdopplungszeit ($T = 20^{\circ}$)	2	4	Tage
Biomasse	0,230	0,540	ppm
Produktion in 10 Tagen	7	3	ppm
Produktion in 20 Tagen	236	17	ppm
Umsatz N in 10 Tagen	0,6	0,3	ppm
Umsatz N in 20 Tagen	20	1,5	ppm
Umsatz P in 10 Tagen	0,2	0,1	ppm
Umsatz P in 20 Tagen	7	0,5	ppm
Umsatz B in 10 Tagen	0,7	0,3	ppb
Umsatz B in 20 Tagen	2,36	0,17	ppb

5. Gewässerufer

5.1 Eigenschaften der Biotope (Blume, Röper)

Die Flachwasserbereiche (1 m mittlerer Wasserspiegel) des Tegeler See wurden früher von Übergangsformen zwischen Sandmudde und Anmooren eingenommen und waren mit Röhricht bestockt: nur Stillwasserzonen zwischen manchen Inseln (z.B. Valentinswerder - Marienwerder) weisen Niedermoore auf (STAUDACHER 1977). Heute ist das Röhrichtweithin zerstört und damit die Sandmudden erodiert, so daß mittelkörnige Seesande die Oberfläche bilden. Landseitig folgen dann Moorgleye oder Naßgleye, die beim Winterhochwasser überflutet sind, und zwar teilweise mit starker Kalkakkumulation (DÜMMLER u.a. 1976), die mit ansteigendem Relief über Braunerde-Gleye in Rostbraunerden aus Tal- bzw. Flugsand übergehen. Der Grundwasserstand der Gleye ist heute vielfach durch starke Wasserentnahme aus Tiefbrunnen stark abgesenkt.

Beim Heiligensee ist nur das Nordufer flach und geht in ein ausgedehntes, mit Röhricht bestandenes Niedermoor über; die übrigen Ufer des pleistozänen Toteises fallen mit etwa 1 m Niveauunterschied steil ein: hier folgen landseitige Gleye, und zwar teilweise als Wiesenkalkgleye.

Auch die Ufer des Tegeler Fließ sind streckenweise vermoort, weil eine geringe Fließgeschwindigkeit des Flußwassers keine Auenbodendynamik zuließ.

Zur Untersuchung der Veränderung der Uferböden durch Überflutung bzw. Uferinfiltration wurde 1 Jahr hindurch in 2-monatigem Abstand im Tegeler See und auf der Insel Scharfenberg (Südwestecke) sowie im Tegeler Fließ und seinem vermoorten Ufer (Nähe Brücke Seebadstraße) Gewässerwasser und Porenwasser der Böden auf ihre chemische Beschaffenheit untersucht.

Dabei wurde (zwecks direkter Vergleichbarkeit mit den Wasseranalysen) die Bodenlösung aller oberhalb des Grundwassers entnommenen Bodenproben vor der Gewinnung mit einer aqua dest.-Menge ergänzt, die der Füllung des gesamten Porenwassers entsprechen würde. Nach Gewinnung der Bodenlösung durch Zentrifugieren und Filternutsche wurden teilweise die sorbierten Kationen nach $\text{NH}_4\text{-Cl}$ -Austausch atomabsorptionsspektrometrisch bestimmt.

Auf der Insel Scharfenberg unterscheiden sich die Böden im Uferbereich in manchen Eigenschaften der Bodenlösung deutlich von denen der zum Vergleich herangezogenen, grundwasserfern gelegenen Rostbraunerde (Lage der Untersuchungsobjekte s. Abb. 24), wie ein Vergleich der pH-Werte sowie der Menge und Art gelöster Stoffe erkennen läßt (Tab. 22). Zur Klärung der Frage, inwieweit hierfür natürliche, inwieweit anthropogene Ursachen in Betracht kommen, wären Vergleiche mit unbelasteten bzw. kaum veränderten Gewässern nützlich gewesen, die aber im Berliner Raum nicht mehr existieren. Schließlich wird auch die Vergleichs-Braunerde bereits in manchen Eigenschaften verändert sein. So sind deren Gehalte an wasser- und laktatlöslichem P wesentlich höher, als für Waldstandorte auf Dünen-sand erwartet werden kann. wahrscheinlich verursacht durch menschliche und tierische Exkreme-nte dieser Erholungsland-schaft.

Die höheren pH-Werte der Grundwasserböden haben wohl überwiegend anthropogene Ursachen, da diese Standorte ebenso tiefgründig carbonatfrei sind wie die Landböden, und die holozänen Sedimente der Sandmudde in den oberen 20 cm biogenen, d.h. rezenten Kalk enthalten. Die Na- und Cl-Gehalte der Bodenlösung sind in den überfluteten Böden deutlich höher, nicht jedoch in den nur grundwasserbeeinflussten Horizonten des Gleyes. Hieraus wäre eine starke Veränderung durch Überflutung mit verschmutztem Seewasser abzuleiten, während die geringe laterale Einwirkung seebürtigen Grundwassers für eine starke Fil-

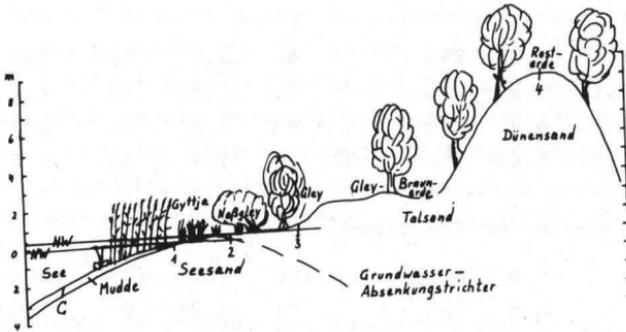


Abb. 24: Idealisierter Landschaftsschnitt der Insel Scharfenberg mit Lage der Meßpunkte (1-3 Südufer der Insel, 4 höchster Punkt)

Tab.22: Ionenkonzentrationen des Tegeler See
(Angabe in mg/l als Mittelwerte 7 Entnahme-Termine
März 1972 - Februar 1973)

	pH	P	HCO ₃	B ^{x)}	Cl	No ₃ -N	Na	Ca
a) Epilimnion								
N	7,5	3.1	360		96	2.5	85	130
G	7.4	1.9	290		71	2.0	62	116
H	(C) 7.2	0.9	240		60	1.8	51	104
Schilf	(1) 7.8	0.43	170	0.31	60	1.2	32	79
b) Porenwasser der Böden (0-10 bzw. 30 cm)								
N		5.0	2600		180	1.1	140	260
G		1.5	780		71	0.21	60	140
H	(C)	1.8	340		64	0.08	53	106
Schilf	(1) 7.9	1.2	260	0.45	50	0.07	32	75
Naßgley	(2) 7.6	0.6	300	0.41	43	0.28	32	92
Gley	(3) 4.7	1.5	12	0.25	11	8.4	4.6	24
Rosterde	(4) 4.2	2.2	2.4	0.32	11	13	2.3	15
c) Porenwasser der Böden (50-80 cm)								
Naßgley	(2) 7.8	0.25	120	0.10	35	0.14	23	62
Gley	(3) 6.8	0.15	120	0.12	14	5.6	4.6	66
Rosterde	(4) 5.1	0.5	4.9	0.14	11	4.2	2.3	1.5

x) Mittelwert zweier Termine

terung im vorgelagerten Moorgleybereich spräche. Dieser für sandige Böden überraschende Befund läßt sich aber nicht verallgemeinern, weil er im vorliegenden Fall durch Grundwasserabsenkung im Bereich eines Tiefbrunnens beeinflußt sein wird, was für die Uferzonen Berliner Gewässer häufig gilt.

Die P-Konzentrationen haben bereits im See selbst und seinen Sedimenten vom Zufluß bis in den Schilfgürtel der Insel Scharfenberg hinein stark abgenommen (Tab.22). Der Trend abnehmende P-Konzentration der Porenwässer setzt sich bis in die (mit ersteren vom Milieu her noch am ehesten vergleichbaren) A-Horizonte der Böden bis hin zum Moorgley fort. Die Sulfatgehalte der Bodenlösungen unterscheiden sich relativ wenig. Hier ist aber zu vermuten, daß in den seewasserbeeinflußten Bodenhorizonten infolge niedriger Redoxpotentiale eine teilweise Reduktion erfolgte, was verstärkt für das Nitrat gelten dürfte.

Die Na-Verunreinigung des Seewassers ist bisher gegenüber der mit Ca zu gering, um eine nennenswerte Verschiebung im Verhältnis der basischen Austausch-Kationen zueinander in den Böden zu bewirken (s. Tab.23). Lediglich K scheint in den seewasserbeeinflußten Bodenhorizonten von Na zurückgedrängt worden zu sein.

Beim Tegeler Fließ kann es zu einer Kontamination des benachbarten Moores bei Hochwasser durch Überflutung kommen. Uferinfiltration ist wegen geringer Wasserleitfähigkeit des stark zersetzten Torfs demgegenüber unwahrscheinlich. Die Ergebnisse in Tabelle 24 lassen erkennen, daß eine hierauf zurückzuführende Eutrophierung der Bodenlösung für die einzelnen Elemente unterschiedlich weit reicht. Eine Kontamination mit Na und Cl liegt offensichtlich selbst in 80 m Entfernung noch vor, während P und N nicht einmal in 1 m Abstand angereichert erschei-

Tab. 23: Eigenschaften typischer Böden der Insel Scharffenberg (oben: Kalk und Humus in % d. Feinerde, PV = Porenvolumen, Austausch-, org.- und H_2SO_4 -P in ppm der Feinerde, unten: Kationen-Austauschkapazität (AK) und Austausch-Ionen sowie elektr. Leitfähigkeit)¹⁾

Typ	Nr.	Hor.	cm	Kör.	% Kalk	% Hu.	Vol.% PV	ppm P			pH
								P _a	P _{org}	P _s	CaCl ₂
Sand	11	F	20-40		1.8	18	80	64	300	450	6.7
mudde	12	Gr	40-75	mS	0	0.5		2			5.1
Moor-	21	T	0-15		0	32	79	84	880	1500	6.4
Gley	22	Gor	15-30	g'mS	0	1.4	38	23	100	130	6.0
	23	Gr	50-80	g'mS	0	0.3	40	27	85	150	6.2
Gley	31	Ah	0-15	fS	0	8.4	55	34	110	200	3.6
	32	Ah/Gr	15-30	mS	0	0.4	45	15	40	100	4.4
	33	Gro	50-80	fS	0	0.4	40	18	30	130	5.7
Ro-	41	Aeh	0-17	fS	0	4.8	53	57	160	250	3.3
Be	42	Bv	25-45	fS	0	0.1	46				4.0
	43	B(t)v	50-80	fS	0	0.1	46	33	50	120	4.3

Nr.	AK	H	mval/1000 g ²⁾				Ca	Mg	mmhos je cm
			Al	K	Na				
11	370	11	0.1	1.2	2.7	340	15	0.60	
21	270	21	0.2	2.6	2.6	220	24	0.74	
22	36	7	0.1	0.4	0.5	25	2.5	0.52	
23	22	4	0.1	0.3	0.6	15	1.7	0.52	
31	160	110	7.0	0.9	0.1	40	3.8	0.18	
32	27	17	1.0	0.3	0.3	8.0	0.8	0.25	
33	17	4	0.1	0.2	0.2	11	1.0	0.34	
41	92	75	11.3	0.5	0.2	3.9	1.0	0.26	
42		20							
43	27	17	5.0	0.2	0.1	4.0	0.4	0.14	

1) Abkürzungen u. Analysenmethoden s. Bodenkundl. Praktikum von E. SCHLICHTING und H.-P. BLUME, 1966

2) Mittelwerte mehrerer Entnahme-Termine 1972/73

nen und B eine Mittelstellung einnimmt (bei 10 m noch erhöht). Elemente mit Nährstoffcharakter werden demnach rasch biogen gebunden, während die Konzentration der Bodenlösung an Na und Cl im Oberboden des flußnahen Standortes (1 m Abstand) sogar gegenüber der im Fließ durch Wasserverdunstung erhöht wurde.

Tab.24 : Ionenkonzentrationen im und am Tegeler Fließ (östl. Wickhofgraben; Angaben in mg/l als Mittelwerte
7 Entnahmetermine März 1972 - Feb. 1973;

m ¹⁾	dm Tiefe	pH	HCO ₃	B ²⁾	Cl	N ²⁾		P	Na	Ca
						NO ₃	NH ₄			
o	Wasser	7.8	260	1.2	78	6.7	3.9	1.6	56	110
1	Torf									
	o-2	7.5	380	0.57	140	0.8	0.6	0.31	76	180
	6-10	7.4	250	0.38	75	0.07	1.0	0.18	39	72
10	Torf									
	o-2	7.3	150	0.50	46	0.17	0.9	0.22	28	66
	6-10	7.5	170	0.36	60	0.08	2.1	0.22	32	68
80	Wasser	7.7	290	0.07	50	0.09	0.9	0.37	30	78
	Torf									
	o-2	7.5	210	0.10	50	0.11	1.1	0.25	27	62
	6-10	7.6	220	0.09	35	0.04	0.6	0.19	17	64
Niederschlag		3.3		0.04	3.5	0.11	0.5	0.10	0.9	6

1) Abstand vom Fließ

2) Mittelwert zweier Wintertermine

3) n. KRZYSCH Jahresmittel 1970/72 Berlin-Dahlem

Die durch Überflutung und teilweise auch Uferinfiltration hervorgerufenen Veränderungen sind denen einer Mineraldüngung und Kalkung von Ackerstandorten vergleichbar. Bodengenetisch wirken diese Einflüsse der Mineralverwitterung entgegen; bei tonreicheren Böden sind überdies Veränderungen des Bodengefüges zu erwarten. Ökologisch führen sie zu einer Verschiebung im Artenbestand der Biozöosen nicht nur im See, sondern auch in der Uferregion.

5.2. Eigenschaften der Biozönose (Vegetation) (Raghi-Atri, Bornkamm)

5.2.1. Zustand der Ufervegetation

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Entstehung und bisherigen Entwicklung (s. Kap.2) ist die Ufervegetation der drei Untersuchungsgebiete recht verschieden.

Der Pechsee wird von einem Carici - Agrostietum caninae (Grauseggenmoor auf Niedermoor) umsäumt. An der noch heute deutlich sichtbaren Abbruchkante, die durch den früheren Wasserstand des Sees vor der Absenkung entstanden ist, leitet eine nur wenige Meter breite Molinia-Zone zum Querceto roboris - Betuletum molinietosum über (s. BLUME et al. im Druck).

Der Heiligensee wird größtenteils von einem stellenweise auch heute noch gutwüchsigen Schilf-Röhricht (Phragmitetum australis) umgeben. Dies gilt insbesondere für die südliche Seehälfte mit Ausnahme des Freibades, während der Röhrichtgürtel im nördlichen Teil meist nur schmal ist und als dominierende Arten neben Schilf in stärkerem Maß Schmalblättrigen Rohrkolben (Typha angustifolia) und zum Dorf Heiligensee hin Kalmus (Acorus calamus) enthält.

Am Tegeler See ist die Ufervegetation wie im gesamten Bereich der Berliner Havel seit Jahrzehnten in starkem Rückgang begriffen (SUKOPP 1963; SUKOPP & KUNICK 1969 a,b; SUKOPP et al. 1975; SUKOPP & MARKSTEIN im Druck). Bestand früher ein bis zur mittleren Wassertiefe von mindestens 1,5 m (SUKOPP 1963) tiefgestaffeltes von Schilf beherrschtes Röhricht, so besteht jetzt nur noch ein oft unterbrochener, nur wenige Meter breiter Röhrichtstreifen, in dem das Schilf stellenweise durch stärker resistente Arten ersetzt ist. Der Zustand dieser Vegetation kurz vor Beginn unserer Untersuchungen ist in einer Karte von STACHE (1972) detailliert festgehalten worden. Danach befanden sich zu diesem Zeitpunkt am Ufer des Tegeler Sees einschließlich der Inseln 16236 m² Röhricht, von denen 66,3 % Schilf (Phragmites australis). 26,3 % Schmalblättrigen Rohrkolben (Typha latifolia) als beherrschende Pflanze enthielten. Es ist davon auszugehen, daß der Bestand in den Folgejahren

weiter reduziert worden ist (SUKOPP & MARKSTEIN im Druck). Wir legen unseren Berechnungen jedoch die Werte von 1972 zu Grunde, da aus den späteren Jahren so genaue Angaben nicht vorliegen.

5.2.2. Ausbildung von Schilf bei unterschiedlicher Gewässerbelastung

Um zu erfahren, in welchen Mengen Stickstoff, Phosphor und Bor in die Ufervegetation eingehen, wurden mehrere Versuchsflächen eingerichtet, und zwar zwei am Tegeler See (T1, T2) sowie je zwei Vergleichsflächen an der Oberhavel (OH1, OH2) und an der Unterhavel (UH1, UH2). Die Ausbildung der Bestände war außer von anderen Faktoren auch vom Eutrophierungsgrad des Gewässers abhängig, der durch zahlreiche Parameter der Zusammensetzung von Oberflächenwasser, Sediment und Porenwasser im Jahresverlauf von März 1973 bis April 1974 bestimmt wurde. Schilfproben wurden im Juli (je $6 \times 1 \text{ m}^2$) und Oktober (je $9 \times 1 \text{ m}^2$) als oberirdische Sprosse mit den jeder Fläche zugehörigen Rhizomen und Wurzeln entnommen. An den Sprossen wurden folgende Parameter erfaßt: Länge, Gewicht, Durchmesser, Internodienzahl und Blattzahl der Halme; Länge, Breite und Fläche vergleichbarer Blätter und aus diesen berechnet Trockensubstanz pro Bodenfläche und Blattflächenindex. Die Schilfproben wurden in die verschiedenen Pflanzenorgane, nämlich Blätter, Blattscheiden, Halm über Wasser, Halm unter Wasser und Rhizome + Wurzeln getrennt und auf Asche, Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Phosphor, Stickstoff, Gesamtlipid sowie (nur in den unterirdischen Organen) Zucker und Zellwandsubstanzen untersucht. Außerdem wurde in den Versuchsflächen Ende Juni, im August und im Oktober die Halmdichte (Zahl der Halme je m^2) bestimmt. Von den Versuchsstandorten erwies sich T2 als am stärksten belastet; die Eutrophierung nahm im Zuge von Verdünnungs- und Selbstreinigungseffekten über T1 nach OH1 ab. Durch den Zufluß der Spree ergab sich eine erneute Konzentrationserhöhung nach UH2, ein erneuter Rückgang nach UH1. Der Standort OH2, der weder von den Zuflüssen des Tegeler Sees noch von der Spree erreicht wird, erwies sich als relativ wenig belastet. Ein Teil der am Schilf gemessenen

Größen folgte dieser Eutrophierungsreihe oder ließ wenigstens zwischen den höchst belasteten Standorten (Tegeler See) und den weniger belasteten Standorten (Havel) einen signifikanten Unterschied erkennen (Abb. 25). Dies waren : 1. größere Blattflächen, 2. höherer Gehalt an Calcium und Asche verbunden mit einer Verringerung des Verhältnisses K/Ca, 3. allgemein höherer Gehalt an löslichem Stickstoff, an den Halmen größerer Gehalt an Gesamt-Stickstoff, 4. höherer Gehalt an Kohlenstoff, 5. höherer Gehalt an Bor (Bestimmung Dr. T. Kempf), 6. ein stärkerer Rückgang der Halmdichte von Juli zu Oktober. Auch der Schädlingsbefall war an den belasteten Standorten höher. Diese Ergebnisse sind bei RAGHI-ATRI & BORNKAMM (im Druck a) ausführlicher zusammengestellt und diskutiert (vgl. auch RAGHI-ATRI & BORNKAMM im Druck b sowie BORNKAMM & RAGHI-ATRI im Druck b).

Interessante Vergleichswerte liefert KOVACS (1976), die festgestellt hat, daß an drei verschiedenen Standorten des Balaton der Gehalt an N, P und anderen Inhaltsstoffe in Schilf mit dem Eutrophierungsgrad ansteigt.

5.2.3. Vorkommen von N, P und B in den Schilfpflanzen

Im vorliegenden Zusammenhang interessiert vornehmlich das Verhalten von Stickstoff, Phosphor und Bor, auf die daher näher eingegangen werden soll. Bestimmt wurde Stickstoff mittels der Kjeldahl-Methode, getrennt in (trichloressigsäure-) löslichen und unlöslichen Stickstoff, der als Protein-Stickstoff angesehen wurde. Phosphor wurde kolorimetrisch gemessen, Bor von Dr. Kempf nach der aus 3. angeführten Methode.

Der Gehalt an löslichem Stickstoff (Tab. 25) schwankt zwischen 0,08 und 1,08 % der Trockensubstanz. Die höchsten Werte finden sich in den unterirdischen Organen; sie unterscheiden sich im Mittel der beiden Termine signifikant von den Werten in Blattscheiden. Von Juli zu Oktober wird der Gehalt an löslichem Stickstoff insbesondere in den Halmen geringer, während er in den Blattspreiten leicht und in den unterirdischen Pflanzenorganen im Mittel stärker ansteigt. Dadurch liegt der Wert in den letzteren im Oktober signifikant höher als in allen anderen Pflanzenorganen und in den

Blattspreiten höher als in Blattscheiden und Halmen. Beim Vergleich der Standorte fällt auf, daß T1 und T2 besonders hohe Werte zeigen.

Der Gehalt an Protein-N (Tab. 26) schwankt zwischen 0,26 und 3,80 % der Trockensubstanz entsprechend 1,6 bzw. 23,8 % Protein. Die mit Abstand höchsten Gehalte (mit im Mittel 2,4 %) besitzen die Blattspreiten, gefolgt von den Blattscheiden, während die Werte in den Halmen und Rhizomen gleichmäßig niedriger liegen. Diese Unterschiede sind besonders deutlich im Juli und werden etwas geringer im Oktober, da von Juli zu Oktober der Protein-N-Gehalt in den Blattspreiten (schwach gesichert) und in den Blattscheiden (gut gesichert) stark abfällt, bei den Halmen über Wasser nur geringfügig zurückgeht und bei den übrigen Organen etwa gleich bleibt.

Die Gesamt-N-Gehalte (Tab. 27) setzen sich nun aus beiden Größen zusammen, wobei der Einfluß des Protein-N meist vorherrscht, da er mengenmäßig überwiegt. Die Anteile der beiden Stickstoff-Fraktionen am Gesamt-N (Tab. 28) sind allerdings in den einzelnen Pflanzenorganen sehr verschieden und hängen auch vom Erntetermin ab. In den Blättern sind 13 % des Stickstoffs löslich, sodaß diese Organe als Orte hohen N-Gehalts und damit N-Verbrauchs mit nur geringen ungenutzten Reserven ausgewiesen sind. In abgeschwächter Form läßt sich das auch für die Blattscheiden sagen. Ein völlig anderes Bild bieten die Halme, bei denen die Transportvorgänge überwiegen: Der Stickstoff liegt im Juli zu über 50 % in löslicher Form vor; seine Reduktion zum Herbst hin erfaßt dann überproportional diesen löslichen Anteil, der auf wenig über 30 % zurückgeht. Auch in den unterirdischen Organen liegt der Anteil des löslichen N bei über 50 %, bleibt aber im Herbst in gleicher Höhe erhalten oder nimmt sogar in einigen Fällen noch zu, was Ausdruck von Speichervorgängen sein dürfte. Der Einfluß der Gewässereutrophierung ist im Anteil des löslichen Stickstoffs erkennbar, da er im belasteten Tegeler See im Mittel aller Organe über 40 % liegt, im Havelbereich jedoch nur bei 35,6 - 37,5 %. In den Halmen drückt sich dieser Einfluß auch im Gesamt-N aus, aber nirgends im Protein-N.

Die Phosphorgehalte (Tab. 29) schwanken zwischen 0,02 und 0,09 % der Trockensubstanz. Im Juli bestehen bei Werten um 0,2 % keine signifikanten Unterschiede zwischen den Pflanzenorganen, wohl aber im Oktober, wo die unterirdischen Pflanzenorgane weiterhin hohe Gehalte aufweisen, während Blattspreiten und insbesondere Blattscheiden und Halme drastisch reduzierte Werte aufweisen. Auch hier kommt der Speichercharakter der Rhizome zum Ausdruck, während über die möglichen Verlagerungsprozesse in den anderen Organen Näheres nicht ausgesagt werden kann. Unterschiede zwischen den Standorten sind nicht zu erkennen.

Der Borgehalt (Tab. 30) wies sowohl zwischen den Pflanzenorganen als auch standörtlich Unterschiede auf. Am höchsten lagen die Gehalte in den Blättern, gefolgt von den Blattscheiden und den Rhizomen, während sie in den Halmen über und unter Wasser gleichmäßig niedrig lagen. Die Blätter zeigten eine deutliche Bor-Ansammlung zum Herbst hin, während bei den anderen Organen keine Unterschiede zwischen den Terminen bestanden. Von den Standorten fallen T1, T2 aber auch OH2 mehrfach durch hohe Werte auf. Mittelt man alle Pflanzenorgane, so folgen die Werte sehr genau der Eutrophierungsreihe. Die Bor-Gehalte an einigen Vergleichsstandorten (Tab. 31) liegen in der gleichen Größenordnung, wobei wegen der unterschiedlichen Standortverhältnisse keine unmittelbare Vergleichbarkeit gegeben ist.

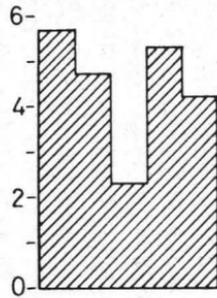
Da Schilf vielerorts als Rohstoff von Interesse ist, sind schon sehr zahlreiche Analysen von mineralischen Inhaltsstoffen dieser Pflanzen vorgenommen worden, so auch Bestimmungen des N- und P-Gehaltes. Die in der Literatur wiedergegebenen Werte (s. ZELDER 1963; KREJCI 1974; RODEWALD-RUDESCU 1974, dort weitere Literatur) schwanken in weitem Rahmen. Unsere Werte fügen sich in diesen Rahmen ein, liegen aber niedriger als die Werte von KOVACS (1976) und die Mittelwerte bei SZCZEPANSKI (1977), wo allerdings die Pflanzenorgane nicht genannt werden. Wesentlich weniger zahlreich sind Angaben über den Bor-Gehalt. SEIDEL (1966) hat in Schilfpflanzen nicht genannter Herkunft 8,2 mg B/kg TS gefunden, entsprechend 37 mg B pro m² Bestandsfläche, bei anderen Arten (besonders *Acorus calamus* und *Sparganium*

erectum) weitaus höhere Gehalte. Diese Werte sind als relativ hoch anzusehen sowohl im Vergleich mit unseren Befunden als auch für Wasserpflanzen (BOYD & WALLEY 1972) bzw. für Gramineen generell (SCHROPP 1940). SCHROPP hat dargelegt, daß Gräser und Porree als weitere monokotyle Pflanzen mit 1-5 mg B/kg TS meist viel geringere Bor-Gehalte besitzen als dikotyle. Bezüglich der Verteilung in der Pflanze fanden schon HUDIG & LEHR (1938) bei Maispflanzen in den Wurzeln viel geringere Gehalte als in den Sprossen. Die Anreicherung in den Blättern, die wir auch an unseren Schilfpflanzen beobachtet haben, erklärt sich zwanglos als Ablagerung infolge der Transpiration (s. KEHL 1976, dort weitere Literatur). Die feinere Verteilung in der Pflanze ist von weiteren Faktoren abhängig, insbesondere dem Wechselspiel zwischen Xylem- und Phloem-Transport.

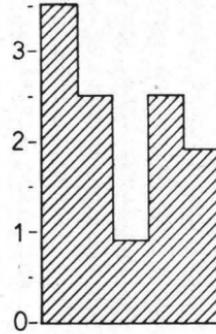
Im Zusammenhang mit den Biomasse-Bestimmungen in den Schilfbeständen läßt sich der Gehalt der untersuchten Inhaltsstoffe auch bezogen auf die Bestandesfläche angeben. Unmittelbar gemessen (als Mittel von T1 und T2) wurde die oberirdische Biomasse, sowie der Anteil der Blätter einerseits und der Halme. Die Aufgliederung der Halme und Sproßachsen und Blattscheiden wurde nicht bestimmt. Daher wurden zur Ermittlung der Halmkonzentration die Konzentration der Inhaltsstoffe (im Juli) in Halmen über Wasser, Halmen unter Wasser und Blattscheiden gemittelt, was einer Verteilung von 2/3 Sproßachse zu 1/3 Blattscheiden entsprechen würde. Bei dieser Annahme entsteht naturgemäß ein gewisser Fehler, der jedoch gering sein dürfte im Verhältnis zu dem Fehler, den die Ermittlung der Bestandesfläche aufweist. Für die Rhizome + Wurzeln kann nach SZCZEPANSKI (1969) davon ausgegangen werden, daß das Verhältnis oberirdische : unterirdische Biomasse meist nahe bei 1 : 2 liegt. Für die Bestandesfläche wurden die bereits erwähnten Angaben von STACHE (1972) zugrunde gelegt. Es ist davon auszugehen, daß seither (s. SUKOPP & MARKSTEIN im Druck) die Fläche mindestens um 30 %, vielleicht um 50 % zurückgegangen ist - es wurde daher ein Rückgang von 40 % angenommen. Die Ergebnisse dieser Messungen, Berechnungen und Abschätzungen sind in Tab. 32 zusammengestellt. Die Biomassewerte, die annähernd der

Oberflächenwasser

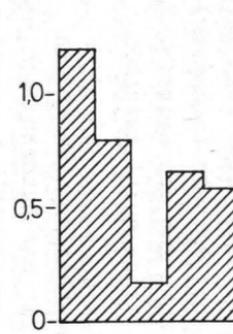
mg/l Gesamt - N



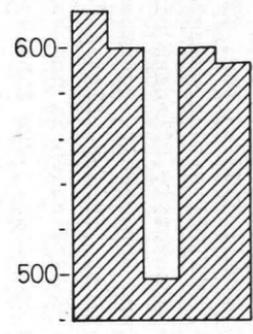
mg/l NO - N



mg/l PO³⁻ - P

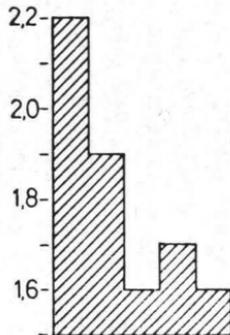


µS/cm Leitfähigkeit

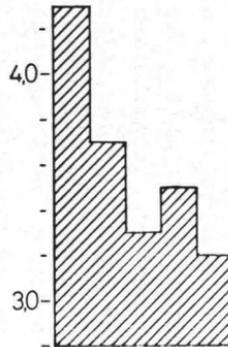


Porenwasser

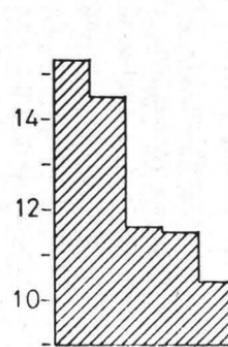
mval/l Na⁺



mval/l Ca⁺⁺

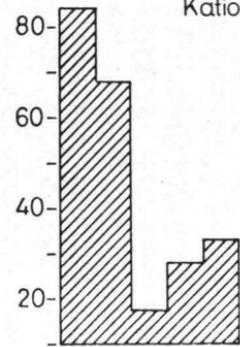


mval/l Anionen



Sediment

val/100g austauschb. Kationen



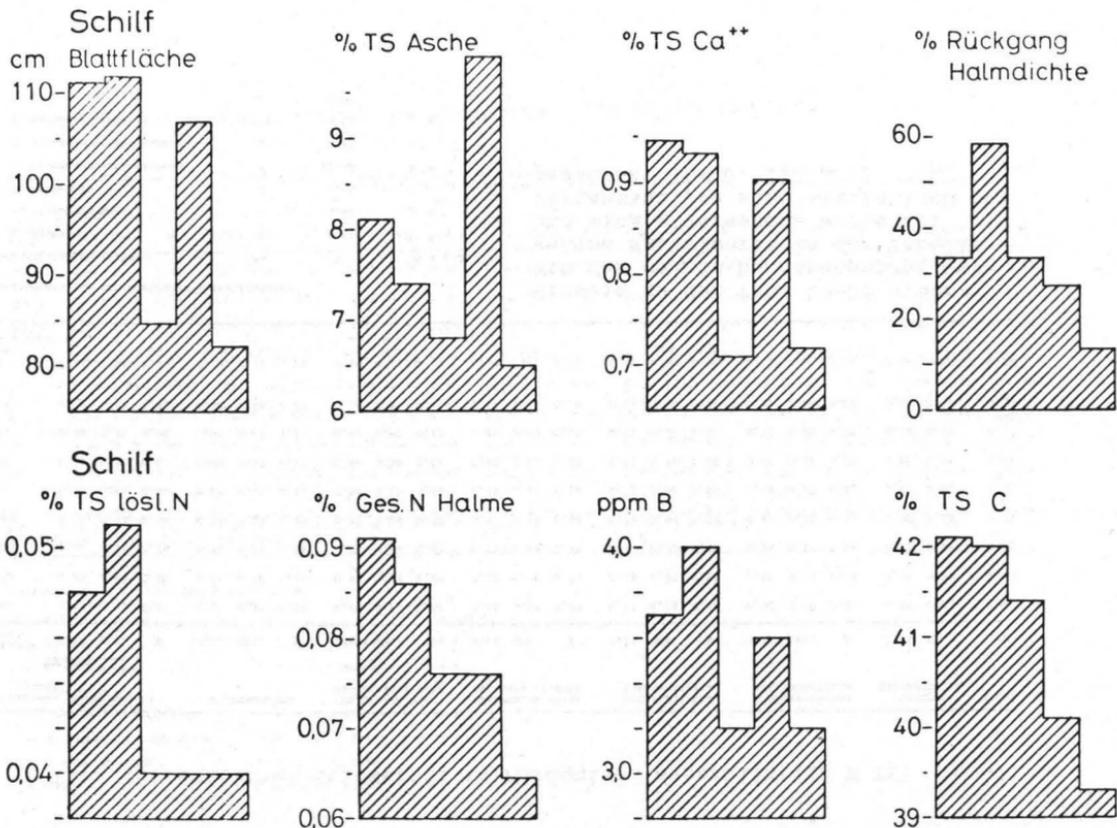


Abb. 25: Eigenschaften des Oberflächenwassers, Porenwassers und der Schilfpflanzen an unterschiedlich stark belasteten Standorten. Säulen von l. nach r.: T2, T1, OH1, UH2, UH1 (Erläuterung s. Text).

Tab. 25: Löslicher Stickstoff in Phragmites australis (in % TS)

Standorte	Pflanzen-Blattspreiteorgane			Blattscheide			Halnteile Über der Wasserfläche			Halnteile unter der Wasserfläche			Untereirdische Pflanzenorgane			Oberirdische Pflanzenorgane			Gesamt-Durchschnitt		Total	
	July	Okt.	§	July	Okt.	§	July	Okt.	§	July	Okt.	§	July	Okt.	§	July	Okt.	§	July	Okt.		§
UH1	0,31	0,43	0,37	0,19	0,37	0,28	0,45	0,14	0,30	0,41	0,16	0,29	0,47	1,05	0,76	0,34	0,28	0,31	0,37	0,43	0,40	
UH2	0,30	0,45	0,38	0,45	0,16	0,31	0,59	0,13	0,36	0,50	0,19	0,35	0,25	0,90	0,58	0,46	0,23	0,35	0,42	0,37	0,40	
OH1	0,32	0,43	0,38	0,46	0,25	0,36	0,70	0,14	0,42	0,51	0,24	0,38	0,60	0,31	0,46	0,50	0,27	0,39	0,52	0,27	0,40	
OH2	0,31	0,33	0,32	0,38	0,19	0,29	0,53	0,14	0,34	0,57	0,34	0,43	0,19	0,98	0,59	0,43	0,25	0,34	0,38	0,40	0,39	
T1	0,32	0,45	0,39	0,49	0,23	0,36	0,74	0,15	0,45	0,75	0,17	0,46	0,75	1,05	0,90	0,58	0,25	0,42	0,61	0,41	0,51	
T2	0,35	0,38	0,37	0,35	0,23	0,29	0,84	0,18	0,51	0,83	0,23	0,53	0,62	0,71	0,67	0,59	0,26	0,43	0,60	0,35	0,48	
TS	0,38	0,31	0,35	0,22	0,15	0,19	0,45	0,08	0,27	0,29	0,09	0,19	0,39	0,31	0,35	0,34	0,16	0,25	0,35	0,19	0,37	
TF	0,32	0,28	0,25	0,16	0,33	0,25	0,16	0,15	0,16	0,11	0,26	0,19	0,55	1,08	0,82	0,16	0,26	0,21	0,24	0,42	0,33	
§	0,31	0,38	0,35	0,34	0,24	0,29	0,56	0,14	0,35	0,49	0,21	0,35	0,48	0,80	0,64	0,43	0,25	0,34	0,44	0,36	0,40	
**	f	h	i	a	g	h	k	b	f	g	i	k	j	n	i	m	a	b				
A = 0,01		j			l				o					n								

Varianzanalyse für dreifache Klassifikation

Variabilitätsursachen:	FG	F	A = 0,01
1. Terzine	1	6,57	**
2. Pflanzenorgane	4	15,43	**
3. Standorte	7	2,85	
4. Terzine/Pflanzenorgane	4	16,88	**
5. Pflanzenorgane/Standorte	28	0,97	
6. Terzine/Standorte	7	3,11	**
7. Rest	28	1,00	

Hinweis zu den Tab. 24-26 u.28:
 Mit dem selben Buchstabenpaar ver-
 sehene Mittelwerte in der Tabelle
 und mit** versehene Werte der
 Varianzanalyse sind statistisch gut
 gesichert ($p < 0,01$)

Tab. 26: Proteinstickstoff in *Phragmites australis* (in % TS)

Stand- orte	Pflanzen- organe		Blattscheide		Halmeile über der Wasseroberfläche		Halmeile unter der Wasseroberfläche		Untereirdische Pflanzenorgane		Oberirdische Pflanzenorgane		Gesamt- Durchschnitt								
	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.							
UM1	2,65	2,40	2,54	1,29	0,94	1,12	0,42	0,36	0,39	0,34	0,29	0,32	0,32	0,48	0,40	1,18	1,00	1,09	1,01	0,89	0,95
UM2	2,43	1,87	2,05	1,41	0,66	1,04	0,53	0,27	0,40	0,43	0,40	0,41	0,32	0,40	0,36	1,20	0,75	0,98	1,03	0,68	0,85
OM1	2,78	1,96	2,37	1,82	0,91	1,37	0,37	0,35	0,36	0,32	0,37	0,35	0,31	0,95	0,63	1,32	0,90	1,11	1,12	0,91	1,02
CE2	3,48	1,61	2,55	1,98	0,76	1,37	0,45	0,26	0,36	0,31	0,35	0,33	0,31	0,32	0,32	1,56	0,75	1,16	1,31	0,66	0,99
T1	2,78	1,75	2,27	1,77	0,86	1,32	0,48	0,32	0,40	0,38	0,43	0,41	0,31	0,38	0,35	1,35	0,84	1,10	1,14	0,75	0,95
T2	2,13	2,28	2,21	1,66	0,86	1,26	0,41	0,30	0,36	0,38	0,44	0,42	0,36	0,35	0,31	1,15	0,87	1,06	0,87	0,85	0,91
TS	3,60	1,69	2,85	1,29	0,89	1,09	0,71	0,27	0,49	0,41	0,27	0,34	0,46	0,28	0,37	1,55	0,83	1,19	1,33	0,72	1,03
ST	2,78	2,47	2,63	1,14	1,14	1,14	0,51	0,32	0,42	0,37	0,31	0,34	0,30	0,47	0,38	1,20	1,06	1,13	1,03	0,94	0,98
Σ	2,86	2,00	2,43	1,55	0,88	1,21	0,49	0,31	0,40	0,37	0,36	0,36	0,32	0,45	0,38	1,31	0,89	1,10	1,12	0,80	0,96
σ	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Varianzanalyse für dreifache Klassifikation

Variablen	PG	F	α = 0,01
1. Fernlie	1	30,42	**
2. Pflanzenorgane	4	186,68	**
3. Standorte	7	0,50	
4. Fernlie/Pflanzenorgane	4	11,03	**
5. Pflanzenorgane/Standorte	28	0,62	
6. Fernlie/Standorte	7	1,90	
7. Rest	28	1,00	

Tab.27: Gesamt-Stickstoff in Phragmites australis (in % TS)

Pflanzen- organe	Blattspreite			Blattscheide			Halbteile über der Wasserfläche			Halbteile unter der Wasserfläche			Unterirdische Pflanzenorgane			Oberirdische Pflanzenorgane			Gesamt- Durchschnitt		Total
	Stand- orte	Termine	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	
UH1	2,99	2,83	2,91	1,48	1,31	1,40	0,87	0,50	0,69	0,75	0,45	0,60	0,79	1,53	1,16	1,52	1,27	1,40	1,38	1,32	1,35
UH2	2,73	2,12	2,43	1,86	0,82	1,34	1,12	0,40	0,76	0,92	0,59	0,76	0,57	1,30	0,94	1,66	0,98	1,32	1,44	1,05	1,25 ^h
OH1	3,10	2,39	2,75	2,28	1,16	1,72	1,07	0,49	0,78	0,83	0,61	0,72	0,91	1,26	1,09	1,82	1,16	1,49	1,64	1,18	1,41
OH2	3,79	1,94	2,87	2,36	0,95	1,66	0,98	0,40	0,69	0,82	0,69	0,76	0,50	1,30	0,90	1,99	1,00	1,50	1,69	1,06	1,38
T1	3,10	2,20	2,65	2,26	1,09	1,68	1,22	0,47	0,85	1,13	0,60	0,87	1,06	1,43	1,25	1,93	1,09	1,51	1,75	1,16	1,46 ^h
T2	2,48	2,66	2,57	2,01	1,09	1,55	1,23	0,48	0,87	1,22	0,67	0,95	0,88	1,06	0,97	1,74	1,23	1,49	1,57	1,19	1,38
TS	4,18	2,20	3,19	1,51	1,04	1,28	1,16	0,35	0,76	0,70	0,36	0,53	0,85	0,59	0,72	1,89	0,99	1,44	1,68	0,91	1,30
TF	3,00	2,75	2,88	1,30	1,47	1,39	0,67	0,47	0,57	0,48	0,57	0,53	0,85	1,55	1,20	1,36	1,32	1,34	1,26	1,36	1,31
g	3,17	2,39	2,78	1,88	1,12	1,30	1,04	0,45	0,74	0,86	0,57	0,71	0,80	1,25	1,03	1,74	1,13	1,43	1,55	1,15	1,35
a = 0,01				b d	c e	i		e f	c g		d g			a					a	a	

Variationsanalyse für dreifache Klassifikation

Variabilitätsursachen:	FG	F	$\alpha = 0,01$
1. Termine	1	36,31	***
2. Pflanzenorgane	4	135,42	***
3. Standorte	7	0,53	
4. Termine/Pflanzenorgane	4	1,06	
5. Pflanzenorgane/Standorte	28	0,72	
6. Termine/Standorte	7	2,50	
7. Rest	28	1,00	

- 106 -

46

Tab. 28: Anteil des löslichen Stickstoffs am Gesamt-Stickstoff
in Phragmites australis (in %)

Pflanzen- organe	Blattspreite			Blattscheide			Halnteile über der Wasserfläche			Halnteile unter der Wasserfläche			Unterirdische Pflanzenorgane			§ Oberirdische Pflanzenorgane			Gesamt- Durchschnitt		Total
	Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine		Stand- orte	Termine	
	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§	Juli	Okt.	§
UH1	10,4	15,2	12,8	12,8	28,2	20,5	51,7	28,0	39,9	54,7	35,6	45,2	59,5	68,6	64,1	32,4	26,8	29,6	37,8	35,1	36,5
UH2	11,0	21,2	16,1	24,2	19,5	21,9	52,7	32,5	42,6	54,4	32,2	43,3	43,9	69,2	56,6	35,6	26,4	31,0	37,2	34,9	36,1
OH1	10,3	18,0	14,2	20,2	21,6	20,9	65,4	28,6	47,0	61,5	39,3	50,4	65,9	24,6	45,3	39,4	26,9	33,2	44,7	26,4	35,6
OH2	8,2	17,0	12,6	16,1	20,0	18,1	54,1	35,0	44,6	62,2	49,3	55,8	38,0	75,4	56,7	35,2	30,3	32,8	35,7	39,3	37,5
T1	10,3	20,5	15,4	21,7	21,1	21,4	60,7	31,9	46,3	66,4	28,3	47,4	70,8	73,4	72,1	39,8	25,5	32,7	46,0	35,0	40,5
T2	14,1	14,3	14,2	17,4	21,1	19,3	67,2	37,5	52,4	68,0	34,3	51,2	70,5	67,0	68,8	41,7	26,8	34,3	47,4	34,8	41,1
TB	9,1	14,1	11,6	14,6	14,4	14,5	38,8	22,9	30,9	41,4	25,0	33,2	45,9	52,5	49,2	26,0	19,1	22,6	30,0	25,8	27,9
TF	7,3	10,2	8,8	12,3	22,5	17,4	23,9	31,9	27,9	22,9	45,6	34,3	64,7	69,7	67,2	16,6	27,6	22,1	26,2	36,0	31,1
§	10,1	16,3	13,2	17,4	21,1	19,2	51,8	31,0	41,4	53,9	36,2	45,1	57,4	62,6	60,0	33,3	26,2	29,8	38,1	33,4	35,8

Tab.29: Phosphor in Phragmites australis (in % TS)

Tab.17 Phosphorgehalt der einzelnen Pflanzensorgane in mg/g TS Phragmites communis Trif.

Stand- orte	Blattspreite		Blattscheide		Häutchen über die Wurzelsche		Häutchen unter der Wurzelsche		Unterrirdische Pflanzensorgane		Oberirdische Pflanzensorgane		Gesamt- Pflanzensorgane Durchschnitt		Total						
	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.	Jul	Okt.							
UW1	2.46	1.95	2.01	1.38	0.47	0.93	1.84	0.52	1.18	1.62	0.43	1.03	1.54	2.27	1.91	1.83	0.74	1.29	1.77	1.05	1.41
UW2	2.21	1.32	1.77	2.00	0.63	1.32	2.10	0.43	1.27	2.13	0.46	1.30	2.19	1.98	2.09	2.11	0.71	1.41	2.13	0.96	1.55
OW1	2.32	1.38	1.85	2.59	0.56	1.58	2.27	0.44	1.36	2.30	0.43	1.37	2.04	1.74	2.29	2.37	0.70	1.54	2.46	0.91	1.69
OW2	2.13	1.32	1.73	2.10	0.78	1.44	2.92	0.45	1.69	2.62	0.60	1.61	2.32	2.77	2.55	2.44	0.79	1.62	2.42	1.18	1.80
T1	2.27	1.40	1.84	1.58	0.74	1.16	1.76	0.64	1.20	2.03	0.68	1.36	1.92	2.61	2.27	1.91	0.87	1.39	1.91	1.21	1.56
T2	2.30	1.22	1.76	2.32	0.63	1.48	2.19	1.51	1.85	2.19	0.31	1.25	1.87	2.48	2.18	2.25	0.92	1.59	2.17	1.23	1.70
T3	2.18	1.87	2.03	0.99	1.08	1.04	0.47	0.75	0.61	0.44	0.64	0.54	0.70	0.24	0.47	1.02	1.09	1.06	0.96	0.92	0.94
TF	2.60	1.96	2.28	1.19	1.39	1.29	1.76	0.86	1.31	1.04	1.02	1.03	1.91	2.57	2.24	1.65	1.31	1.48	1.70	1.56	1.63
\bar{x}	2.31	1.90	1.91	1.77	0.79	1.28	1.91	0.70	1.31	1.80	0.57	1.18	1.91	2.08	2.00	1.95	0.89	1.42	1.94	1.13	1.53
s^2	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
s	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

Varianzanalyse für dreifache Klassifikation

Variabilitätsursachen	FG	F	$\alpha = 0.01$
1. Termini	1	4,31	0.01
2. Pflanzensorgane	4	5,74	0.01
3. Standorte	7	2,62	0.01
4. Termini/Pflanzensorgane	4	18,50	0.01
5. Pflanzensorgane/Standorte	28	0,72	
6. Termini/Standorte	7	0,52	
7. Rest	28	1,00	

Tab. 30: Bor in Phragmites australis (in ppm TS)

Blätter	Juli	1973	3,4	4,8	3,25	4,0	6,9	4,25	4,43 ± 1,22
	Oktober	1973	5,1	6,7	6,75	8,1	8,6	5,4	6,78 ± 1,28
	Juli	1974	3,9	3,25	5,5	-	4,8	5,6	4,61 ± 0,91
	Mittel	Juli	3,65	4,0	4,4	4,0	5,85	4,9	4,51 ± 1,09
Blattscheiden									
	Oktober	1973	2,0	2,4	2,8	4,2	3,4	9,5	4,05 ± 2,54
	Juli	1974	2,9	3,9	5,3	5,3	4,3	2,5	4,0 ± 1,07
Halme über Wasser									
	Juli	1973	2,8	4,0	1,1	2,2	4,6	2,4	2,85 ± 1,16
	Oktober	1973	3,4	3,2	2,3	4,2	2,0	1,3	2,73 ± 0,97
Halme unter Wasser									
	Juli	1973	3,3	3,2	1,0	3,3	4,1	1,9	2,80 ± 1,03
	Oktober	1973	4,7	2,0	2,2	3,45	2,5	-	2,97 ± 1,00
Rhizome + Wurzeln									
	Juli	1973	2,8	4,2	3,3	6,3	3,7	3,3	3,93 ± 1,14
	Oktober	1973	1,5	3,7	3,45	4,05	2,2	3,9	3,13 ± 0,95

Mittel	Blätter		4,1	4,9	5,2	6,1	6,8	5,1	5,31 ± 1,59
	Blattscheiden		2,	3,2	4,1	4,8	3,9	6,0	4,04 ± 1,95
	Halme über Wasser		3,1	3,6	1,7	3,2	3,3	1,9	2,79 ± 1,07
	Halme unter Wasser		4,0	2,6	1,6	3,4	3,3	1,9	2,88 ± 1,02
	Rhizome und Wurzeln		2,2	4,0	3,4	5,2	3,0	3,6	3,53 ± 1,12

Gesamt			3,2	3,6	3,2	4,5	4,0	3,7	3,7

Tab. 31: Bor in *Phragmites australis* am Tegeler Fließ (TF),
im Teufelsbruch (TB) und am Heiligensee (HS) in TS.
Proben von 1974.

Blätter	Juli	-	4,0	-) 7,5
	Oktober	9,3	10,8	5,9	
Blattscheiden	Juli	2,5	3,25	-) 2,9
	Oktober	1,95	-	3,9	
Halme über Wasser	Juli	2,6	9,8	-) 4,3
	Oktober	2,85	3,4	2,85	
Halme unter Wasser	Juli	2,1	2,9	-) 2,8
	Oktober	2,8	3,3	3,1	
Rhizome + Wurzeln	Juli	2,4	6,7	-) 4,8
	Oktober	2,85	7,4	4,7	

Mittel		3,3	5,4	4,1	4,3

maximalen Biomasse entsprechen, zeigen, daß unsere Bestände locker sind und keine optimale Produktion aufweisen, während SZCZEPANSKI (1977) 2,2 bis 3,0 kg TG/m² angibt. Unberücksichtigt mußte bleiben, daß das Röhricht am Tegeler See nicht nur aus Schilf besteht, sondern auch aus einer Reihe von anderen Arten, z.B. *Typha angustifolia*. In der Literatur wiedergegebene Ergebnisse von Pflanzenanalysen zeigen, daß sich in *Typha angustifolia* etwas höhere Konzentrationen von Stickstoff, Phosphor und Bor finden als in *Phragmites* (SEIDEL 1966, ZEDLER 1963). Das Ergebnis der Abschätzung ist, daß in der Ufervegetation am Tegeler See 1972 bzw. 1977 etwa 170 bzw. 100 kg Stickstoff, 250 bzw. 150 kg Phosphor und 0,05 bzw. 0,03 kg Bor inkorporiert waren (Tab. 32).

5.3. Verhalten von Schilf unter kontrollierten Nährstoffbedingungen (Bornkamm, Overdieck, Raghi-Atri)

5.3.1. Problemstellung und Methodik

Seit TOBLER (1943) feststellte, daß mit Stickstoff gedüngte Schilfpflanzen einen wesentlich geringeren Verholzungsgrad aufwiesen, stellte sich die Frage, ob und in welchem Maße die Eutrophierung des Wassers und die nachfolgende Veränderung des Sediments an dem Schilfrückgang ursächlich beteiligt sein kann. Zwar kommt es bei erhöhtem Nährstoffangebot zunächst zu einer Erhöhung der Biomasse (vgl. HÜRLIMANN 1951; BJÖRK 1967; HASLAM 1971), jedoch ist die Ausbildung des Sklerenchyms und damit die Festigkeit der Halme verrindert (KLÖTZLI 1971; SUKOPP, MARKSTEIN & TREPL 1975). Treten dann mechanische Belastungen durch Wellenschlag allein oder verstärkt in Verbindung mit Getreibeiseln auf (KLÖTZLI 1973), so werden die Schilfhalme geknickt und die Biomasse ist nicht erhöht, sondern geht zurück. Dieser von KLÖTZLI & GRÜNIG (1976) dargestellte Wirkungszusammenhang wird durch unsere Freilanduntersuchungen bestätigt: Einerseits zeigt das Schilf an den stärker eutrophierten Standorten dem Wachstum günstige Eigenschaften (höhere Gehalte einiger Inhaltsstoffe, besonders Stickstoff sowie größere Blattflächen), andererseits geht die Halmdichte vom Sommer zum Herbst stärker zurück als in den weniger belasteten Standorten. Durch Experimente mit unter kontrollierten kultivierten Schilf-

Tab. 32: Stickstoff-, Phosphor- und Borgehalte in den Schilfbeständen am Tegeler See (Erläuterungen der Berechnung s. Text)

	Blätter	Halme	Rhizome + Wurzeln	Summe	Tegeler See 1972	See 1977
Biomasse	112	114	552	778 g/m ²	12630	7580 kg
löslicher N	0,38	0,76	3,78	4,92	79,9	47,9
Protein - N	2,75	0,97	1,57	5,29	85,9	51,5
Gesamt - N	3,13	1,73	5,35	10,21	165,8	99,4
P	2,56	2,29	10,46	15,31	248,6	149,1
B	0,0006	0,0004	0,0019	0,0029	0,047	0,028

pflanzen sollte nun geprüft werden, in welchem Ausmaß die von uns untersuchten Elemente Stickstoff, Phosphor und Bor für die Eutrophierungswirkungen verantwortlich sind. Hierzu wurde im Frühjahr 1975 eine Schilfkulturanlage aufgebaut, die mit PVC-Gitterfolie in 3-4 m Höhe überdacht wurde, um Einwirkungen des Niederschlags auszuschließen. Erste Ergebnisse wurden bei OVERDIECK & RAGHI-ATRI (1976) und BORNKAMM & RAGHI-ATRI (im Druck a) wiedergegeben (vgl. auch OVERDIECK im Druck und BORNKAMM & RAGHI-ATRI im Druck b).

Die Schilfpflanzen wurden im Herbst 1974 aus dem Freiland (Gräben bei Berlin-Gatow) entnommen, in Quarzsand vorkultiviert und am 25.4. 1975 in Kunststoffgefäße von 75 l Rauminhalt (Müllkübel Typ 430 der Firma Gespo) umgepflanzt. Die Gefäße wurden mit einem Abflußschlauch versehen, der in eine Sammelstelle in einem Graben führte, und am Boden mit ca. 10 cm Styromoll (Korngröße 2-20 mm) gefüllt, das mit einem 10 mm starken Kunststoffvlies bedeckt wurde. Der Hauptraum enthielt Quarzsand (geglüht und gewaschen), der mit 14 g Weißtorf je kg Sand vermischt wurde.

Die im ersten Jahr gegebene Standard-Nährlösung und die wichtigsten Abwandlungen sind in Tab. 33 zusammengestellt. Die Standardkultur (St) enthielt 60,5 mg/l (4,32 mM/l) Stickstoff und 44,25 mg/l (1,43 mM/l) Phosphor. Die Phosphor-Mangelkulturen (P^-) enthielten 4,4 mg/l (0,14 mM/l) P, die Phosphor-Überschußkulturen (P^+) 514,8 mg/l (16,62 mM/l) P, die Stickstoff-Mangelkulturen (N^-) 42,4 mg/l (3,03 mM/l) N, die Stickstoff-Überschußkulturen (N^+) 146,9 mg/l (17,6 mM/l) N. Um eine bessere Abstufung der N-Gehalte zu erreichen, wurde in den Folgejahren N^- mit 0,14 mM/l Stickstoff versehen. Die Hälfte der Gefäße wurde mit 0,032 mM/l B versehen (B^+), während die anderen Gefäße nur Spuren von Bor enthielten (B^-). Alle Nährlösungen wurden wegen der benötigten großen Mengen mit Leitungswasser angesetzt, das maximal 0,01 mM/l N und 0,002 mM/l P enthielt (Auskunft von Dr. H. Kowalski, Berliner Wasserwerke). Von den acht möglichen Kombinationen aus B^+ oder B^- , P^+ oder P^- und N^+ oder N^- wurden je drei Parallelen angesetzt, zwei Gefäße enthielten die Standardnährlösung (St); zwei Gefäße (Po) wurden im Jahre 1975 mit nahezu phosphatfreiem Wasser versetzt,

Tab. 33: Nährlösung 1975 für Schilf in Standardkultur (St), bei Phosphor- (P^+) und Stickstoff-Überschuß (N^+) und gleichzeitigem Mangel des jeweils anderen Elements (N^- bzw. P^-) in mg/l

	P^+N	St	N^+P^-
$Ca(NO_3)_2$	11,82	118,2	-
KNO_3	291,2	291,2	291,2
NH_4NO_3	-	-	590,1
$Ca(H_2PO_4)_2$	1945,0	-	-
KH_2PO_4	-	194,5	19,45
$CaSO_4$	-	-	118,2
H_3BO_3	Spuren	0,2	Spuren

ferner in allen Gleichmäßig: $MgSO_4$ 86,7; $CuSO_4$ 0,05; $MnSO_4$ 0,1; $ZnSO_4$ 0,05; $(NH_4)_2MoO_4$ 0,05; Fe-EDTA 3,0

wie es sich bei Einsatz einer Phosphateliminierungsanlage an Gewässern ergeben würde¹, und 1976 und 1977 mit Leitungswasser beschickt (L). Die Nährlösung wurde Ende April 1975 erstmalig zugegeben; in der Folgezeit wurde jeweils im Hochsommer bzw. Frühjahr der Rest abgelassen, dreimal mit Leitungswasser gewaschen und die Nährlösung erneuert. Der Transpirationsverlust wurde in regelmäßigen Abständen mit Leitungswasser ausgeglichen.

Im Juli 1976 wurden je Gefäß fünf repräsentative Halme entnommen und zur Bestimmung der Biomasse und der Mineralstoffe verwendet. Halmzahl und Höhenwachstum wurde 1977 verfolgt, Halmdicke (Durchmesser des jeweils 3. Internodiums von unten der fünf höchsten Halme) und Blattgrößen (jeweils 4. Blatt von oben) am 9.8. 1977 einmalig ermittelt. Entsprechend dem oberen Gefäßdurchmesser von 47 cm bedeutet 1 Halm/Gefäß 5,7 Halme/m².

Zur Bestimmung der mechanischen Eigenschaften und der Gewebeanteile dienten ebenfalls Proben repräsentativer Halme von Oktober 1975, 1976 und 1977 am jeweils 3. Internodium von unten die Gewebeanteile anatomisch untersucht wurden, wurde 1977 an den 3. Internodien der Rohfaser- und Lignin-gehalt und an den 4. Internodien die Zugfestigkeit bestimmt.

Da sich zwischen den B⁺ - und B⁻ -Kulturen keine signifikanten Unterschiede ergaben, konnten sie bei der Auswertung der N- und P-Wirkungen zusammengefaßt werden. Dadurch ergaben sich für die vier verbleibenden Kombinationen aus N⁺, N⁻, P⁺ je 6 Parallelen mit der Ausnahme von N⁺P⁺, wo 1977 drei Gefäße wegen mechanischer Schäden ausfielen.

1) Herrn Prof. Dr. HÄSSELBARTH, Inst. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene danken wir für Herstellung und Übermittlung dieser Lösung

5.3.2. Ergebnisse

5.3.2.1. Größenentwicklung und Biomasse

In der ersten Zeit der Kulturversuche war die Wirkung der P-Überdosierung von überragender Bedeutung. Sowohl bei der Bonitierung der Entwicklung der Pflanzen als auch bei den Werten der Biomasse, des Halmgewichts und der Halmzahl 1976 (Tab. 34) zeigen sich deutlich zwei Gruppen: Alle Kombinationen mit P^+ zeigen niedrige, alle Kombinationen mit P^- sowie St hohe Werte; Leitungswasser nimmt eine mittlere Stellung ein. Später traten die Stickstoffwirkungen deutlicher in den Vordergrund. Bei der Höhenentwicklung 1977 (Abb. 25) wirkt P^+ hemmend, N^+ deutlich fördernd; St verhält sich wie N^+ , L wie N^-P^+ . Das Maximum wird in allen Fällen im August erreicht (Einzelwert 253 cm bei N^+P^-), während die Höhen zum September durch Absterben einiger Spitzen und Halmneigung im Mittel wieder geringfügig abnehmen. 1975 und 1976 wurden keine Blütenstände entwickelt; 1977 erschienen an zwei relativ kräftigen Halmen (je einer bei L und St) junge Rispen, die jedoch keine vollständigen Blüten bildeten. Die stärkere Ausbildung der Schilfpflanzen mit zunehmender Versuchsdauer zeigt sich auch daran, daß die Anzahl der Halme je Gefäß (Abb. 26) 1977 deutlich höher lag als 1976. Auch auf die Halmzahl wirkt N^+ deutlich fördernd, P^+ erniedrigend und St verhält sich wie N^+P^+ , L wie N^-P^+ . Das Maximum liegt wie bei der Halmhöhe im August. Zum Herbst hin sterben einige - zumeist kleine Halme - ab, sodaß sich die Halmzahl zum September hin verringert, zum Oktober hin aber wieder ansteigt, da zahlreiche junge Halme neu erscheinen.

In Tab. 35 sind die Mittelwerte des Halmzustandes am 9.8. 1977 aufgetragen. Die meisten von ihnen sind mit der Stickstoff-Konzentration in der Nährlösung sehr gut gesichert korreliert. Wie weit auch Einzelwerte statistisch gesichert sind, ist Tab. 35 zu entnehmen. N^+ führt nicht nur zu höheren, sondern auch zu dickeren Halmen. Die Zahl der Blätter scheint nicht von der Stickstoff- und Phosphatzugabe abzuhängen, jedoch sind die Blätter bei N^+ länger, breiter und dadurch viel flächengrößer als bei N^- . Eine deutliche Wirkung von P^+ ist nicht zu erkennen. L zeigt für

Tab. 34: Bonität, Trockensubstanz (TS) und Halmzahl 1976 von Schilf bei unterschiedlichen Zugaben von Stickstoff, Phosphat und Bor

Kombination B N P	Bonität	TS/Gefäß (g)	TS/Halm (g)	Halme/Gefäß
+ - +	6	6,9	0,8	9
+ + +	6	7,5	0,6	12
- + +	6	7,9	0,7	12
- - +	6	9,8	0,5	19
L L L	4	41,2	1,6	26
- - -	2-3	77,0	1,9	40
+ + -	2-3	101,0	2,9	35
- St St	2	103,3	2,0	52
+ - -	2	121,7	2,5	49
- + -	1-2	157,7	2,6	60

Erläuterungen der Abkürzungen s. S. 101

Bonitätsklassen am 28.6. 1976:

1 gut

2 normal

3 normal bis schwach
4 schwach

5 schwach + Vergilbung
6 sehr schwach + Vergilbung

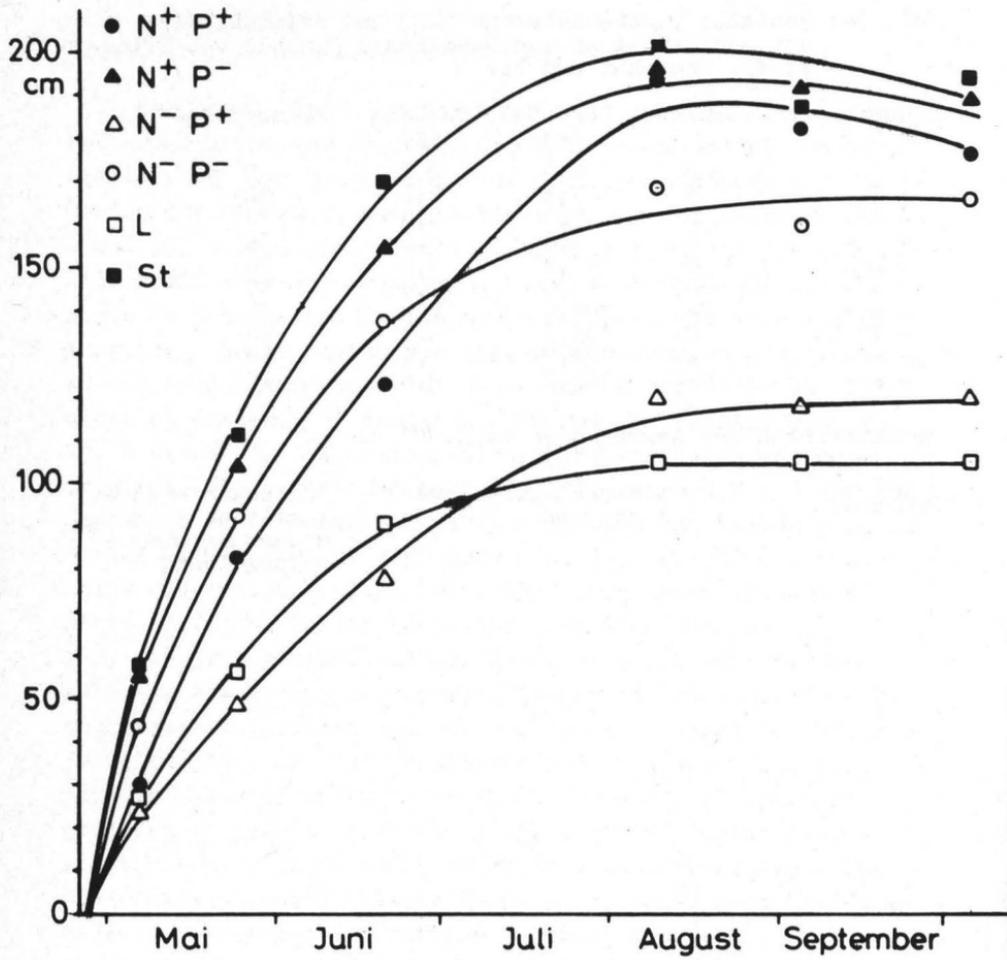


Abb. 25. Höhenentwicklung von Schilfhalmen bei unterschiedlichen Nährstoffgaben

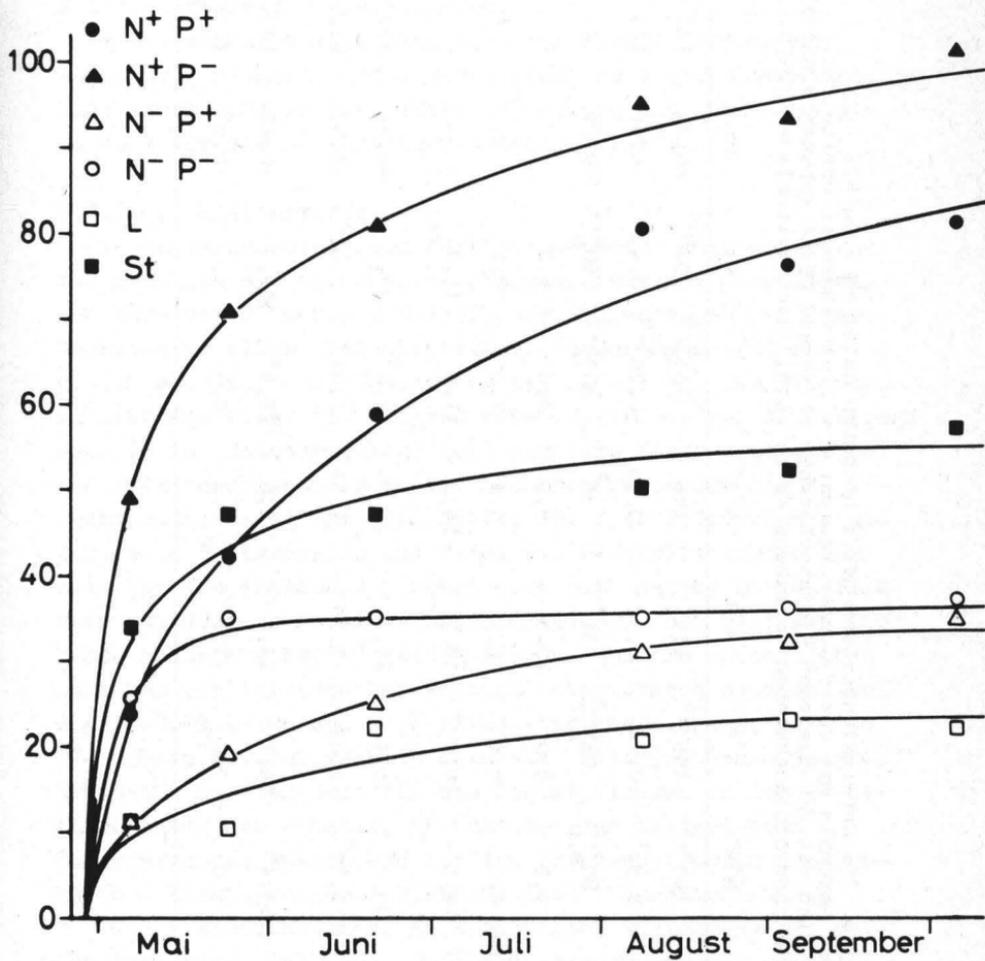


Abb. 26. Anzahl der Schilfhalme je Gefäß bei unterschiedlichen Nährstoffgaben

Tab. 35: Entwicklungsstand der 5 höchsten Halme am 9.8.1977

Korr. = Korrelation des Merkmals mit der N-Konzentration; F = Freiheitsgrade; übrige Abk.
 Innerhalb einer Zeile sind mit den gleichen Kleinbuchstaben versehene Werte schwach signifikant
 ($p < 0,05$), mit den gleichen Großbuchstaben versehene Werte signifikant verschieden ($p < 0,01$).

	N ⁺ P ⁺	N ⁺ P ⁻	N ⁻ P ⁺	N ⁻ P ⁻	L	St	Korr.	F
Halmhöhe (cm)	193 ^{a,b}	195 ^{c,d}	119 ^{a,c} _e	168	105 ^{b,d} _f	202 ^{e,f}	+0,74	123
Halmdurchmesser (cm)	0,52 ^a	0,44 ^b	0,32	0,35	0,28 ^{a,b} _c	0,42 ^c	+0,66	123
Halme/Gefäß	80 ^{a,A} _{B,b}	95 ^{c,D} _{E,F}	31 ^{a,C}	35 ^{A,D}	23 ^{B,E} _G	50 ^{b,F} _G	+0,89	23
Anzahl grüner Blätter	9,8	9,0	10,9	9,5	4,8	5,8		
Anzahl abgestorb.Blätter	4,3	9,4	6,2	5,4	7,0	9,9		
Gesamtzahl der Blätter	14,1	18,4	17,1	14,9	11,8	15,7		
Blattlänge (cm)	39,9 ^a	36,4	26,3	28,7	22,9 ^a	35,7	+0,66	123
Blattbreite (cm)	2,73 ^A	2,02	1,55	1,66	1,21 ^A	2,02	+0,53	123
Fläche = Länge x Breite x 0,6	65,4 ^a	44,1	24,4	28,6	16,6 ^a	43,3	+0,62	123
Leghalme/Gefäß (5.9.)	4,0	3,0	1,5	0,3	0,5	4,0	+0,61	123

fast alle Parameter sehr niedrige Werte, die am ehesten mit N^-P^+ vergleichbar sind; St zeigt sehr hohe Werte, die mit N^+P^- vollständig übereinstimmen.

Im Spätsommer zeigte sich eine zunehmende Tendenz zur Ausbildung liegender oder nur schwach aufsteigender Halme. Eine Auszählung am 5.9. (Tab. 35) ergab, daß auch dies besonders für die N^+ -Kulturen (und St) zutraf.

5.3.2.2. Inhaltsstoffe

Die Zusammensetzung der Nährlösung wirkte sich naturgemäß deutlich auf die chemische Zusammensetzung der Pflanzen aus. Bei N^+ waren TES-löslicher N, Protein-N und damit Gesamt-N in allen Pflanzenteilen erhöht (Tab. 36) zugleich aber auch die Gehalte an Na, Ca und Mg. Die Pflanzen im Leitungswasser (L) zeigten meist Werte wie bei N^- , während sich in der Standardkultur (St) mittlere Werte ergaben. Bei den Pflanzenorganen lagen die höchsten Werte für die N-Fraktionen, Ca Mg und P im Blatt, für K in Blattscheide und für Na in Blattscheide und Halm. Die B-Gehalte wurden für zwei Termine ermittelt¹, wobei sich ein Anstieg in den Blättern von Juli zu November ergab (Tab. 37). Bei B^+ lagen die Werte höher als bei B^- , jedoch ließen sich die Unterschiede nach den vorliegenden Werten nicht statistisch sichern. Bei den P^- -Gefäßen wurden alle Pflanzenorgane einzeln, bei den P^+ -Gefäßen nur der gesamte Halm als Mischprobe analysiert. Ermittelt man den Wert für die Gesamtpflanzen in den P^- -Gefäßen unter der Annahme, daß man bei den kultivierten Schilfpflanzen ebenso wie bei den Freilandpflanzen das Verhältnis Blattspreiten : Blattscheiden : Sproßachsen mit 3 : 1 : 2 ansetzen kann, so ergibt sich wenigstens ein grober Vergleich (Tab. 38). Er zeigt erwartungsgemäß, daß die P^+ -Pflanzen viel höhere P-Gehalte besitzen als die übrigen Kulturen - auch der Aschegehalt ist erhöht. Der Stickstoff-

1) Herrn Dr. T. KEMPF, Bundesgesundheitsamt, danken wir für die Ausführung der Analysen.

Tab. 36: Gehalt des Schilfs an Inhaltsstoffen (in ‰ des Trockengewichts) bei unterschiedlichen Stickstoffgaben.

Abkürzungen s. Tab. 1.

S = Signifikanz der Differenz (n = 6) : x x x p < 0,1%;
 x x 0,1% < p < 1%; x 1% < p < 5%; o 5% < p.

Blatt	lös.	N	2,5	±0,3	4,7	±0,7	x x	3,7	2,8
	Prot.-N	-N	18,0	±0,5	22,4	±0,6	x x x	22,0	16,8
	Ges.	-N	20,5	±0,4	27,1	±0,4	x x x	25,7	19,6
Blatt- scheide	lös.	N	1,1	±0,1	3,2	±0,5	x x	2,6	0,8
	Prot.-N	-N	6,2	±0,4	12,8	±2,4	x	9,6	6,2
	Ges.	-N	7,3	±0,5	16,0	±2,3	x x	12,2	7,0
Halm	lös.	N	1,0	±0,1	5,0	±0,3	x x x	3,5	0,8
	Prot.-N	-N	3,4	±0,2	5,8	±0,9	x	6,1	4,6
	Ges.	-N	4,4	±0,3	10,8	±1,0	x x x	9,6	5,4
Blatt	Na		0,45	±0,04	1,01	±0,12	x x	0,73	0,5
	K		17,7	±1,3	14,4	±0,9	o	19,7	16,7
	Ca		4,83	±0,40	7,37	±0,85	x	6,26	4,3
	Mg		1,75	±0,09	2,16	±0,25	x	2,42	1,3
	P		1,65	±0,07	1,42	±0,15	x	1,82	1,6
	Asche		78,8	±5,3	83,3	±5,3	o	87,9	94,8
Blatt- scheide	Na		0,77	±0,02	3,19	±0,55	x x	1,00	1,0
	K		19,7	±1,6	22,2	±1,5	o	22,4	15,5
	Ca		2,49	±0,27	6,88	±0,48	x x x	4,82	3,2
	Mg		0,94	±0,06	2,97	±0,31	x x x	1,45	0,8
	P		0,80	±0,10	1,04	±0,11	o	1,65	0,8
	Asche		116,2	±9,0	135,8	±11,5	o	133,3	129,3
Halm	Na		0,74	±0,08	3,41	±0,64	x x	0,99	1,3
	K		13,2	±1,7	12,1	±1,1	o	20,3	8,0
	Ca		1,15	±0,19	1,99	±0,25	x	1,64	0,8
	Mg		0,53	±0,03	1,31	±0,08	x x x	1,19	0,4
	P		1,28	±0,17	1,04	±0,14	o	2,43	1,3
	Asche		50,3	±5,5	60,0	±5,3	o	78,7	54,1

Tab. 37: Borgehalt von Schilf (ppm = $\mu\text{g B/g}$ Trockengewicht in einer Nährlösung mit (B^+) und ohne (B^-) Zugabe von Bor unter Verwendung von Leitungswasser (Jeder Einzelwert stellt das mittlere Ergebnis von 6 Proben dar)

	B^-			B^+			M.		M.
	Juli	Nov.	M.	Juli	Nov.	M.	Juli	Nov.	Ges.
Blatt	5,1	13,3	9,2	5,9	16,3	11,1	5,5 ¹⁾	14,8 ¹⁾	10,2
Blatt- scheide	3,2	2,3	2,8	4,0	6,2	5,1	3,6	4,3	3,9
Halm	2,5	1,8	2,2	1,4	1,4	1,4	2,0	1,6	1,8

1) Differenz schwach gesichert ($p < 0,05$)

Tab. 38: Gehalte des Schilfs an Inhaltsstoffen (in % oder TS)
 bei unterschiedlichen Gaben von Phosphor
 P⁺ Mischproben aus den gesamten oberirdischen Teilen
 P⁻, L, St berechnet aus (Blätter x 3 + Blattscheiden
 x 1 + Halme x 2) : 6
 Angaben

	P ⁺	P ⁻	St	L
löslicher N	5,4	3,1	4,0	1,9
Protein-N	13,4	13,3	15,3	10,7
Gesamt-N	18,8	16,4	19,3	12,6
Phosphor	2,74	1,11	2,00	1,40
Asche	137,3	79,3	92,5	87,0
Bor Juli	0,0052	0,0040	0,0052	0,0032
Bor November	0,0058	0,0037	0,0118	0,0042

gehalt ist nicht beeinflusst, ebenso wenig der B-Gehalt Juli. Es fällt aber auf, daß bei den P^+ -Kulturen der herbstliche Anstieg des B-Gehaltes nicht stattfindet, wobei sich die Kulturen B^-P^+ (mit 0,0056 % TS) von den Kulturen B^+P^+ (mit 0,0060 % TS) nicht unterscheiden. Daß Bor die P-Aufnahme von Pflanzen herabsetzen kann, ist mehrfach beschrieben worden (KATALYMOW 1969); hier bei Phragmites liegt möglicherweise der gegensinnige Fall vor.

5.3.2.3 Photosyntheseleistung

Anhand von Gaswechsellmessungen an Blattspreiten zeigten OVERDIECK & RAGHI-ATRI (1976) sowie OVERDIECK (im Druck), daß ein enger Zusammenhang besteht zwischen dem Nährstoffangebot und der CO_2 -Netto-Assimilation. N^+ -Pflanzen nehmen flächenbezogen wie gewichtsbezogen fast doppelt soviel CO_2 auf wie die N^-P^+ -Pflanzen, wobei N-Überdosierung die Werte erniedrigt. Bezüglich der Einzelheiten sei auf die beiden genannten Arbeiten verwiesen.

5.3.2.4 Schädlingsbefall

Die Versuchspflanzen sind seit 1975 durch Blattläuse befallen (Mehlige Pflaumenblattlaus, *Hyalopterus pruni* GEOFFER), seit 1977 auch durch Dipteren-Larven (*Lipara similis* SCHINER)¹⁾. Die Befallsstärke wurde am 19.9. 1977 protokolliert und zeigt sehr deutlich den höheren Besatz bei den N^+ -Kulturen (Tab. 38). Dies entspricht der Tatsache, daß auch im Freiland Schilf am Ufer stärker verunreinigter Gewässer einen stärkeren Befall zeigt (RAGHI-ATRI 1976; RAGHI-ATRI im Druck).

5.3.2.5 Anatomie und Festigkeit des Halms

Im Herbst 1975 und 1976 wurden Proben fünf repräsentativer Halme aus jeweils dem 3. Internodium von unten zur anatomischen Untersuchung entnommen. Der Halmradius war bei den

1) Den Herren Dr. H.-M. BORCHERT und DR. D. JUNG, Inst. f. Allg. Zool. FU Berlin, danken wir für die Bestimmung der Art.

P⁺-Pflanzen sowohl 1975 als auch 1976 niedriger als bei den P⁻-Pflanzen (Abb. 28). Diese Beziehung war bei den im August 1977 gemessenen Pflanzen (Tab. 35) nicht zu erkennen. Im Jahre 1976, jedoch nicht im Jahre 1975, wiesen die N⁺-Pflanzen dickere Halme auf als die N⁻-Pflanzen, was mit den in Tab. 34 wiedergegebenen Befunden übereinstimmt. Offenbar reichen bereits geringere N-Konzentrationen aus, um diese Wirkungen zu erzielen, da die St-Kulturen sich wie die N⁺-Kulturen verhielten, während die L-Kulturen den N⁻-Kulturen entsprachen. Der Anteil der einzelnen Gewebe an der Querschnittsfläche erwies sich als sehr konstant. Die Epidermis nahm im Mittel 1,4 %, der Sklerenchymring 7,2 %, der parenchymatische Bereich mitsamt den Leitbündeln 30,7 % und die zentrale Markhöhle 60,7 % der Gesamtfläche ein. Es ergab sich nur ein signifikanter Unterschied: Der Anteil des Sklerenchymringes betrug bei N⁻ 7,8 %, bei N⁺ jedoch nur 6,3 %, war also um etwa 1/5 reduziert. Es sieht also so aus, als ob P-Überdosierung zu dünneren Halmen mit normaler Sklerenchym-Entwicklung, N-Überdosierung zu dickeren Halmen mit verringertem Sklerenchymanteil führte. Um zusätzliche Aussagen über die Festigkeit zu erhalten, wurden an den Proben von 1977 weitere Bestimmungen vorgenommen: Sie wurden auf ihren Ligningehalt, ihren Rohfasergehalt und ihre Zugfestigkeit untersucht. Der Ligningehalt wurde als Rückstand nach Extraktion mit 72 %iger H₂SO₄, Rohfaser nach Steubing (1965) bestimmt. Die Zugfestigkeit wurde mit einer Universalprüfmaschine der Firma Roell & Korthaus bestimmt¹⁾. Hierzu wurden die Proben horizontal in die Klammern der Apparatur eingespannt und von beiden Seiten gleichmäßig auseinandergezogen. Welche Zugspannung dabei im Schilfhalm selbst auftritt, hängt dabei natürlich von der Querschnittsfläche des Halmes ab.

Die Ergebnisse sind in Tab. 40 wiedergegeben. Sie zeigen, daß bei allen untersuchten Parametern, mit Ausnahme des Ligningehaltes, deutliche Unterschiede zwischen den Kulturen

1) Herrn Prof. Dr. KÄUFER und Herrn D. MÄHLER, Institut für nichtmetall. Werkstoffe TU Berlin, danken wir für ihre Unterstützung.

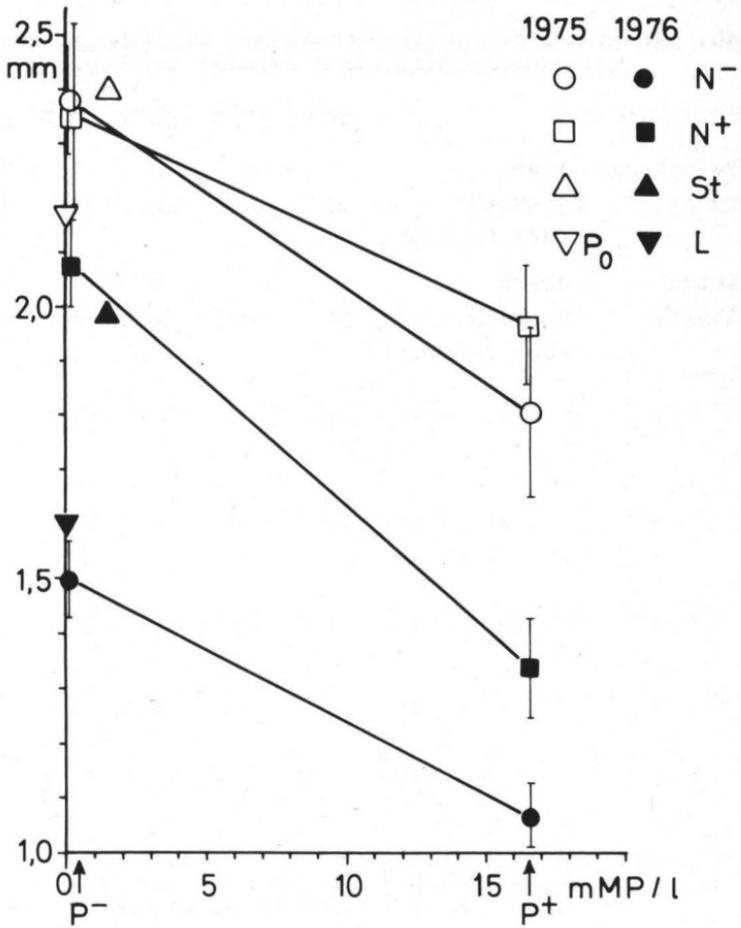


Abb. 28. Radius von Schilfhalmen bei unterschiedlichen Nährstoffgaben

Tab. 39: Befall der Schilfpflanzen mit Schädlingen (angegeben ist die Anzahl der Gefäße) am 19.9. 1977

		N ⁺ P ⁺	N ⁺ P ⁻	N ⁻ P ⁺	N ⁻ P ⁻	L	St
Hyalopterus	stark	5	6	3	1	1	0
pruni	schwach	0	0	3	5	1	2
	oder fehlend						
Lipara	stark	4	4	1	1	0	0
similis	schwach	1	2	5	5	2	2
	oder fehlend						

Tab. 40: Parameter der Festigkeit trockener Schilfhalme nach Kultur in unterschiedlichen Nährlösungen.

	N ⁺ P ⁺	N ⁺ P ⁻	N ⁻ P ⁺	N ⁻ P ⁻	St	L	Varianzanalyse		
							n	F	p
Angelegtes Zuggewicht (kp)	59,8	63,2	26,4	56,2	74,6	47,1	106	13,3	< 1%
Freie Internodienlänge (mm) ¹⁾	70,5	69,6	43,5	77,9	74,6	70,4	106	9,9	< 1%
Halmdurchmesser (mm)	4,64	4,18	3,18	3,53	3,95	2,63	94	10,2	< 1%
Gewebe fläche des Halms (mm ²)	6,81	5,63	3,48	3,99	4,83	2,19	94	9,9	< 1%
Zugspannung (kp/mm ²)	8,8	11,9	8,5	14,3	17,3	22,2	94	14,5	< 1%
Rohligingehalt (RTS)	23,6	24,5	23,7	24,0	23,3	24,9	41	1,1	n.s.
Rohfasergehalt (RTS)	46,1	47,9	45,7	49,3	48,8	48,8	42	11,6	< 1%

1) Da 50 mm der Internodienlänge in die Apparatur eingespannt waren, ist die Gesamt-Internodienlänge um 50 mm größer.

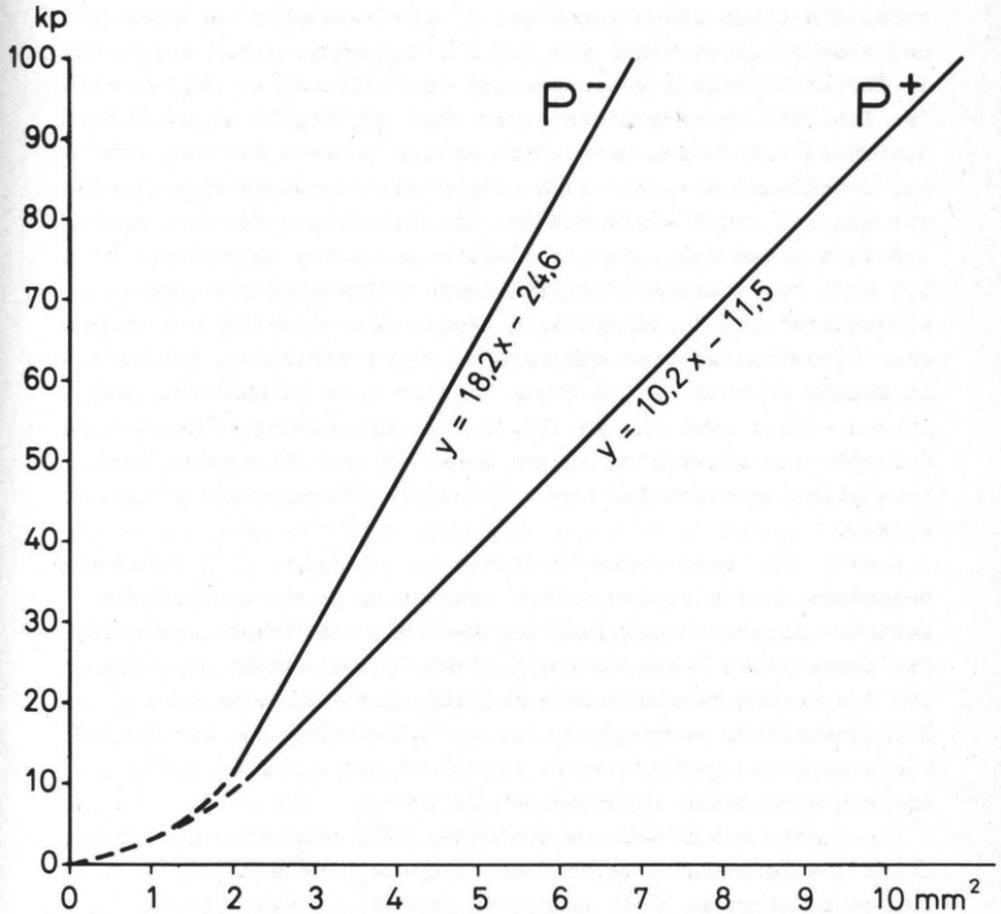
bestehen. Hierbei sind zwei Gruppen von Werten zu beobachten: Die zum Zerreißen führende Zugspannung, die Internodienlänge und der Rohfasergehalt zeigen niedrigere Werte bei P^+ ; das angelegte Zuggewicht und der Durchmesser sowie die Gewebefläche des Halmes zeigen erhöhte Werte bei den höheren Stickstoffgaben, also bei N^+ und St. Die beiden Merkmalsgruppen sind allerdings nicht unabhängig zu sehen, sondern zwischen ihnen bestehen in mehreren Fällen statistisch gesicherte ($p < 0,01$) positive Korrelationen, so zwischen angelegter Zuggewicht und Gewebefläche ($r = + 0,62$, $n = 90$) oder zwischen Durchmesser und Länge der Internodien ($r = + 0,46$, $n = 93$). Der Einfluß der Nährstoffgabe macht sich dann insofern bemerkbar, als etwa bei der Korrelation zwischen Zuggewicht und Gewebefläche, die hier besonders interessiert, die Koeffizienten bei den P^+ -Kulturen (mit $r = + 0,72$; $n = 47$) und den P^- -Kulturen (mit $r = + 0,080$; $n = 36$) und insbesondere die Regressionsgraden unterschiedlich sind (s. Abb. 29). Diese Beziehung ist tatsächlich linear. Die Tatsache, daß beide Regressionsgeraden bei Extrapolation auf Null die Ordinate unterhalb der Null-Linie schneiden würden, deutet darauf hin, daß diese Linearität im untersten Flächenbereich nicht mehr gilt.

Während man bei den anatomischen Untersuchungen mehr eine Wirkung des Stickstoffs zu erkennen war, ist bei den Festigkeitsversuchen mehr eine Wirkung des Phosphors zu beobachten. Es ist also festzuhalten, daß beide Elemente wirksam sind. Eine Analyse der Einzelwirkungen kann nach diesen ersten Messungen noch nicht gegeben werden. Das ist schon deswegen nicht möglich, weil bisher nur trockene Halme untersucht wurden und weil die Form des Zerreißen nicht standardisierbar ist. Zu unterscheiden waren drei Formen:

- I) Longitudinales Aufspalten
- II) Longitudinales Aufspalten mit starker Faserung
- III) \pm glatter Querriß.

Nur relativ selten traten Mischformen auf. Dabei zeigten sich III dann, wenn der Halm bei niedrigeren Zugspannungen zerriß ($7,7 \pm 3,0$ kp/mm^2 ; $n = 13$), I und II dann, wenn dies bei höheren Spannungen geschah (I $12,0 \pm 5,8$ kp/mm^2 ; $n = 52$, und II $14,5 \pm 4,7$ kp/mm^2 ; $n = 24$). Dieses Ergebnis ist je-

Abb. 29: Beziehung zwischen dem zum Zerreißen von Schilfhalmem führenden Gewicht und der Halm-Querschnittsfläche bei Anzucht mit geringen Phosphatgaben (P^-) und bei Phosphat-Überschuß (P^+)



doch nur als Tendenz zu werten, da eine statistische Sicherung nicht möglich ist.

5.3.2.6 Diskussion.

Zwischen den Kulturen mit Borzugabe und denjenigen ohne Borzufuhr ergaben sich keine statistisch signifikanten Unterschiede. Zwei Tendenzen sind jedoch zu erkennen und sollen wenigstens als solche erwähnt werden, da sie relativ plausibel sind. Zum einen lagen bei B^+ die B-Gehalte der Blätter und Blattscheiden höher als bei B^- . Insgesamt waren die Werte in der Kulturanlage höher als bei den Pflanzen im Freiland (s. Tab. 31) und erreichten mit $16,3 \mu\text{g B/g TS}$ einen für Gramineen sehr hohen Wert. Die andere Tendenz ist die, daß bei den B^+ -Kulturen die Substanzproduktion meistens geringer ist als bei den B^- -Kulturen (s. Tab. 33). Diese Tendenz ist insofern plausibel, als die B^+ -Gabe mit schon an der bei $0,7 \text{ mg/l}$ angenommenen Toxizitätsgrenze des Bors für landwirtschaftliche Kulturpflanzen liegt, die allerdings in solcher Situation weitaus höhere Bor-Mengen aufnehmen. Da Werte in dieser Höhe im Sediment des Tegeler Sees tatsächlich gefunden worden sind (s. Tab. 5), ist es nicht ausgeschlossen, daß sich die derzeit in diesem Gewässer vorzufindenden Bor-Konzentrationen bereits negativ auf die Ufervegetation auswirken.

Zugabe von hohen Konzentrationen von Phosphat (P^+) führten besonders in den ersten beiden Sommern zu niedrigeren und weniger dichten Beständen. Der P-Gehalt war erhöht, während die herbstliche B-Anreicherung nicht zu beobachten war. Bei der Auswertung repräsentativer (mittlerer) Halme war der Halmdurchmesser verringert, bei der Auswertung nur der fünf höchsten Halme jedoch nicht. Auf Blattzahl und Blattgröße ergaben sich keine erkennbaren Einflüsse.

Die Zugabe hoher N-Konzentrationen (N^+) erbrachte im Verlaufe des Versuchs zunehmend deutlichere Wirkungen, N^+ führte zu höheren, viel dichteren Beständen, die dickere Halme mit einem geringerem Sklerenchymanteil und längere, breitere und somit größere Blätter aufwiesen und höhere Photosyntheseleistungen zeigten als die Bestände in den N^- -Gefäßen. Die Gehalte an löslichem N, Protein-N und Gesamt-

N sowie an Na, Ca, Mg und Asche waren erhöht, die K-Gehalte jedoch nicht. Auch der Anteil des löslichen N am Gesamt-N war erhöht und erreichte mit 46 % in den N^+ -Sproßachsen einen besonders hohen Wert. Die N^+ -Kulturen waren weitaus stärker von Schädlingen befallen (*Hyalopterus pruni*, *Lipara similis*) als die N^- -Kulturen. In der Anfangszeit des Versuchs traten deutliche Wirkungen der Phosphatüberdüngung auf. Diese Wirkungen sind schwer zu interpretieren, da in der Regel P-Überschuß nicht zu Schäden an Makrophyten führt (BAUMEISTER 1958), wenn auch SCHÖNAMMSGRUBER (1955) Schädigungen an in Wasserkultur gezogenen Pappelstecklingen feststellte. Allerdings kann sich sehr starke P-Überdosierung auf den Schwermetall-Haushalt auswirken (FINK 1969), sodaß trotz Zugabe als EDTA ein sekundärer Eisenmangel induziert worden sein könnte. Dieser Effekt läßt sich nicht mehr aufklären, da sich das Versuchssystem offensichtlich an die hohen P-Konzentrationen adaptiert hat. Auch bei den Unterschieden zwischen den Kulturen St (mäßig N-reich) und L (N-arm) scheinen vor allem die unterschiedlichen Stickstoffgehalte maßgebend zu sein, da sich St wie N^+ , L aber wie N^- verhielt. Bei einem Teil der untersuchten Größen zeigten N^+ und P^+ gegensinnige Effekte. Es ist daher nicht verwunderlich, daß Freilanduntersuchungen zu un-deutlichen oder widersprüchlichen Ergebnissen führen können.

Ein Vergleich der Wirkung von Nährstoffen in Gefäßversuchen mit der Wirkung in Freilandgewässern ist sicher nur begrenzt möglich. Zumal zwar die N-Gabe bei N^+ wenigstens in der Größenordnung kurzfristiger maximaler Belastung im Freiland liegt, während die P-Konzentration bei P^+ unrealistisch hoch ist. Dem Freiland-P-Gehalt entspricht etwa die Kultur St, die die bei P^+ zu verzeichnenden Wirkungen noch nicht zeigt. Es fällt jedenfalls auf, daß die wichtigsten Charakteristika der stark belasteten Standorte, nämlich die größeren Blattflächen und die höheren Gehalte an Stickstoff und Calcium im Gefäßversuch in den N^+ -Kulturen wiederkehren. Die geringere Sklerenchymentwicklung der N^+ -Pflanzen ist plausibel mit der an den Freilandstandorten gemachten Beobachtung des Rückgangs der Halmdichte, die

vorrangig auf mechanische Belastungen zurückzuführen sein dürfte. Daß im Freiland keine Wirkung auf die Halmdicke nachweisbar war, ist dann verständlich, wenn N-Eutrophierung zu dickeren, P-Eutrophierung aber zu dünneren Halmen führt. Die Ergebnisse des Kulturversuchs lassen den Schluß zu, daß die im Freiland beobachteten Wirkungen der Gewässer-Eutrophierung auf das Schilf ausschließlich oder ganz überwiegend auf die Erhöhung der Stickstoff-Konzentration zurückzuführen sind.

6. Stoffbilanzen (Kempf, Muljadi, Bornkamm, Blume)

6.1 Allgemeine Problematik

Für den Tegeler See wurde eine Bilanzierung des Wassers und der Elemente Phosphor und Bor für die Jahre 1975 und 1976 versucht. Eine solche Bilanzierung ist nur näherungsweise durchführbar. Die Erstellung eines genaueren Modells ist zur Zeit deshalb schwierig, da viele Parameter wie kleine Einleitungen, Strömungsgeschwindigkeiten, Vermischung des Seewassers mit Havelwasser nicht bekannt sind und nur als Schätzungen eingesetzt werden können.

Daher wurden für die Bilanzierung folgende Annahmen gemacht:

1. Der Seegrund hat die gleiche Ausdehnung wie die Wasseroberfläche des Sommer-Niedrigwassers.
2. Die Filtratmenge im sandigen Uferbereich wird mit $1 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ je km Uferlänge angesetzt.
3. Das durch Verdunstung entstehende Wasserdefizit wird durch Niederschläge etwa ausgeglichen.
4. Ein zeitweiliger Rückstau von im Mittel $1 \text{ m}^3/\text{s}$ der wenig belasteten Havel in den Tegeler See bewirkt eine Verdünnung.
5. Kleine Einleitungen betragen etwa $10 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ mit einem mittleren P-Gehalt von 1 mg/l .
6. Auf Baumwerden und Saatwinkel werden jährlich etwa 10 Mill. m^3 Seewasser zwecks Grundwasserneubildung versickert.

Diesen Annahmen liegen folgende Überlegungen zugrunde:

Die Angaben über die Uferfiltratmenge je km Uferlänge sind Erfahrungswerte der Berliner Wasserwerke. Hierdurch werden Konzentrationsunterschiede, die sich von der Seemitte zum Seeufer hin ergeben könnten, mit berücksichtigt.

Wie durch frühere Untersuchungen von BLUME und RÖPER (1972) festgestellt wurde, bestehen im Winter Temperatur- und Elektrolytgehaltunterschiede zwischen dem Havel- und Tegeler Seewasser. Hieraus wurde gefolgert, daß Havelwasser durch Stau der Spandauer Schleusen in den Tegeler See hineinfließt, und zwar etwa bis zur Insel Scharfenberg. Die Erwärmung des Havelwassers wird durch die Kühlwässer des Kraftwerks Oberhavel verursacht. Der niedrigere Elektrolytgehalt des Havelwassers dagegen verdünnt die Ionenkonzentrationen des Tegeler Sees. Für die z.Z. vorliegenden wasserwirtschaftlichen Bedingungen wurde als Rückstau etwa $1 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $30 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ Havelwasser zu Grunde gelegt. MULJADI (1978) kommt anhand von Vergleichen der Chloridgehalte von See- und Havelwasser zu einem größeren Rückstau (70 Mill. m^3 für das Jahr 1975). Die nur schwierig quantitativ erfaßbaren Vermischungseffekte und dadurch bedingte Konzentrationsunterschiede sind aber u.E. weitgehend durch die am Entnahmepunkt J - Mündung des Tegeler Sees in die Havel - verschiedentlich gemessenen B- und P-Konzentrationen berücksichtigt. Außerdem sind Verdünnungseffekte für P nicht so gravierend, da bereits vorher eine starke P-Immobilisierung im See stattgefunden hat.

Bor konnte für die Bilanzierung nicht berücksichtigt werden, da keine Werte vorlagen.

Bei den Berechnungen wurde von folgenden Kenndaten für den Tegeler See ausgegangen:

Wasservolumen	32	$\cdot 10^6$	m^3
Wasserfläche	4.08	$\cdot 10^6$	m^2
Uferlänge	21	$\cdot 10^3$	m

6.2 Phosphor-Haushalt

In Tabelle 41 sind für die Jahre 1975 und 1976 die Wasserzufuhr, der Wasserabfluß und die entsprechenden P-Frachtmengen sowie die prozentuale Verteilung zusammengestellt. Der mittlere Phosphorgehalt betrug im freien Wasser im Abflußjahr 1975 etwa 55. Von den Zuflußgrößen ist die des Nordgrabens mit Abstand die bedeutendste, gefolgt vom Tegeler Fließ. Die kleinen Einleitungen, die in den nächsten Jahren saniert werden sollen, sind mit etwa 4 % P-Zufuhr jährlich veranschlagt.

Tab. 41: Geschätzte Wasser-, Phosphor- und Borbilanz des Tegeler Sees für die Abflußjahre 1975 und 1976

(S = Sommer, W = Winter)

	1975						1976					
	Wasser in		Phosphor in		Bor in		Wasser in		Phosphor in		Bor in	
	10 ⁶ m ³	%	t	%	kg	%	10 ⁶ m ³	%	t	%	kg	%
Wasserkörper												
Anfang	32		52		7 300		32		55		7 700	
Ende	32		55		7 700		32		60		8 100	
Differenz	+ 0		+ 3	+ 6	+ 400	+ 5	+ 0		+ 5	+ 10	+ 400	+ 5
davon im												
Plankton			S 0,8		S 0,26				S 0,8		S 0,26	
			W 0,4		W 0,13				W 0,4		W 0,13	
in Fischen			0,34		?				0,34 ?			
im Röhricht			S 0,25		S 0,05				S 0,25		S 0,05	
			W 0,15		W 0,03				W 0,15		W 0,03	
Zufuhr												
Nordgraben	61,3	63	209	79	36 800	73	32	54	115,9	72	17 300	65
Tegeler Fließ	23,5	24	43,9	17	13 400	27	17	29	35,4	22	9 400	35
Kl. Einleitungen	~10	~10	~10	~4	?		8	14	8	5	?	
Niederschlag	2,4	3	0,2	0,1	100	0,2	1,6	3			100	0,2
Laubfall			~ 0,4	~ 0,2	~ 0,05	~ 0					~ 0,05	~ 0
Exkremete			~ 0,2	~ 0,1	?				0,9	0,6	?	
Bade-, Bootsbetr.			~ 0,1	< 0,1	?						?	
Abfuhr												
Havel	50,5	52	44	17	31 700	63	13	22	12	8	8 200	31
Sedimentbindung			181	69	12 900	26			104	69	12 900	49
Seegrundsicker.	13,0	13	20	8	2 800	6	13	22	20	13	2 750	10
Ufersversicker.	21	22					21	36				
Inselversicker.	10,4	11	15	6	2 500	5	10	17	15	10	2 500	10
Verdunstung	2,4	2	0	-	50	0,1	2	3			50	0,2
Fischfang			0,12	< 0,1	?				0,12	< 0,1	?	
Röhricht			0,25	0,1	0,05	~ 0			0,25	0,1	0,05	~ 0

STAUDACHER (1977) rechnet für den Tegeler See mit Filtergeschwindigkeiten von 10^{-7} m/sec für die Kalkmulde. Daraus ergibt sich eine Versickerungsgeschwindigkeit von 3,2 m/a bzw. eine Versickerung für den Seegrund von $13 \cdot 10^6$ m³/a.

Da auch der Phosphor der Wasserversickerung auf den Inseln sorbiert werden dürfte, werden insgesamt 75 % des Phosphoreintrags im Sediment gebunden, was in guter Übereinstimmung mit Angaben von KOZERSKI (1977) steht, der Werte von 65 - 85 % angibt. Der Anteil von organisch gebundenem Phosphor im neugebildeten Sediment beträgt dabei rund 2 t, also nur etwa 10 %, während 90 % abiotisch an Al, Fe und Ca gebunden werden (Kapitel 4.3).

Der Differenzbetrag von ca. 3 t (1975) bzw. 5 t (1976) P zwischen Eintrag und Austrag aus dem See erhöht den Anteil an Phosphor im freien Wasser und kann in Einklang gebracht werden mit den Angaben des Berliner Senats, die von einer Verdoppelung der P-Konzentration in den letzten 10 Jahren ausgehen.

Im Jahre 1976 hat sich gegenüber 1975 die gesamte Wasserzufuhr um nahezu ein Drittel verringert. Das ist einerseits auf eine um 30 % vermehrte Ableitung von Nordgrabenwasser durch Druckrohrleitungen zum Klärwerk Ruhleben und in den Teltowkanal und andererseits auf ein relativ trockenes Jahr (388 mm Niederschläge gegenüber 623 mm im Jahr 1975) zurückzuführen.

Durch die Ableitung ist auch eine deutliche Verschiebung in dem Verhältnis der Einleitungsmenge eingetreten. Für 1976 trägt der Nordgraben mit dem am stärksten verschmutzten Wasser nur noch 54 % gegenüber 63 % im Jahr 1975 ein und der Anteil vom Tegeler Fließ steigt um etwa 5 % gegenüber 1975 an. Der Phosphoreintrag in den Tegeler See beträgt 160 t und liegt somit etwa 100 t niedriger als 1975.

Die P-Menge im freien Wasser des Tegeler Sees betrug Ende 1976 5 t mehr als am Anfang. Dieser Wert ist keine statische Größe, sondern unterliegt während des Jahresablaufes ständigen Änderungen. Diese Schwankungen werden durch die Stagna-

tions- und Zirkulationsphasen hervorgerufen, die zur Mobilisierung aus bzw. Immobilisierung im obersten Sedimentkörper führen.

Eine Betrachtung der Unterschiede zwischen Stagnations- und Zirkulationsphase sollte zumindest eine Abschätzung der Remobilisierungs- bzw. Bindungsrate ermöglichen. Für die XII. Befahrung im Juni 1976 zeigt sich eine deutliche Stagnation, während für die XIV. Befahrung im Oktober 1976 eine Zirkulationsphase zu verzeichnen ist. Die Monatswerte der Zuflüsse und die Abflußraten für beide Phasen sind im einzelnen in den Tabellen 42 und 43 aufgelistet.

Die Wasserinhalte an Phosphor wurden für Juni 1976 mit ca. 70 t und für Oktober 1976 mit ca. 58 t P bestimmt.

Es zeigt sich, daß während der Stagnationsphase im Juni trotz der geringeren Phosphorzufuhr als in der Zirkulationsphase (6 t P gegenüber 9 t P) praktisch kein Phosphor im Sediment gebunden wird, sondern sogar noch etwa 9 t P aus dem Sediment remobilisiert werden. In der Zirkulationsphase dagegen werden nicht nur die zugeführten 9 t P gebunden, sondern sogar noch die remobilisierten 9 t aus dem freien Wasser wieder gebunden. Daraus läßt sich ein maximaler Phosphataustausch von etwa 82 mg P/m^2 , d errechnen; dieser Wert stimmt gut mit den Angaben von IMBODEN (1973) überein. Die mittlere Freisetzungsrates ergibt sich damit zu ca. 3 mg P/m^2 , d; sie liegt damit über den von BANOUB (1974) gefundenen Werten, andererseits über an der Untergrenze der von IMBODEN zitierten Werte.

Welche Anteile des Phosphors vorübergehend in die Biozönosen eingehen oder durch diese aus dem See eliminiert werden, ist nur näherungsweise zu ermitteln. Die geringen Mengen an Plankton in unseren Versuchsproben und die Tatsache, daß die Makrophytenvegetation am Gewässerufer weitgehend zerstört ist, lassen von vornherein vermuten, daß die Organismen die P-Bilanz des Tegeler Sees nur geringfügig beeinflussen. Es ist daher nicht möglich, die Jahre 1975 und 1976 getrennt zu betrachten, jedoch ist es sinnvoll zwischen Sommer- und Winterzustand zu unterscheiden.

Tab. 42: Stagnationsphase: (XII. Befahrung, Juni 1976)

Wasserzufuhr	10^6 m^3	Proz. %	P-Zufuhr, t	Proz. %
Tegeler Fließ	0,98	36	2,42	33
Nordgraben	0,95	35	4,12	57
Niederschlag	0,1	4	< 0,1	< 1
Kl. Einleiter	0,7	25	0,7	10
	2,73	100	7,34	100

Tab. 43: Zirkulationsphase (XIV. Befahrung, Oktober 1976)

Wasserzufuhr	10^6 m^3	Proz. %	P-Zufuhr, t	Proz. %
Tegeler Fließ	1,2	32	3,31	33
Nordgraben	1,7	46	5,97	60
Niederschlag	~ 0,1	3	< 0,01	< 1
Kl. Einleiter	0,7	19	0,7	7
	3,7	100	10	100
Wasserabfluß	10^6 m^3	Proz. %	P-Austrag, t	Proz. %
Seegrundver- sickerung	1,08	22	1,25	42
Uferfiltrat	1,75	35		
Grundwasser- anreicherung	0,83	17	0,3	10
Verdunstung	0,2	4		
Havelabfluß	1,08	22	1,33	44
	4,94	100		
	Verschmutzung, Fischfang		0,1	4
			3	100

Nach der Tiefenfunktion des Planktons, die in Tab. 20 erkennbar ist, ergibt sich im Sommer eine Plankton-Trockenmasse von 26600 kg. Im Winter errechnen sich, wenn man annimmt, daß sich die Tiefenfunktion nicht wesentlich ändert, 13300 kg. Dies bedeutet gemäß S. , daß das Plankton des Tegeler Sees im Mittel 770 kg P, also 1,5 % des Gesamt-P enthält., im Winter nur die Hälfte dieser Menge. Keine Daten liegen vor über den Anteil des Planktons, das in die biologischen Nahrungsketten eingeht, sodaß selbst eine grobe Abschätzung der Sedimentation kaum möglich ist. Der Fischbestand des Tegeler Sees wird auf 85 t geschätzt (GROSCH, im Druck), während der Bestand an Knebsen unbedeutend, der der Mollusken unbekannt ist. Nach den Angaben von KITCHELL, KOONCE & TENNIS (1975) liegt der P-Gehalt verschiedener Fischarten um 4 % des Trockengewichts, entsprechend 0,4 % des Frischgewichts (BULL & MACKAY 1976), sodaß sich im Fischbestand etwa 0,34 t P befinden. Durch die Berufsfischerei werden jährlich etwa 31 kg/ha entsprechend 1240 kg/Seefläche mit etwa 50 kg P entnommen, während die Sportfischer im Mittel 5 kg Fische x 8,6 Angler/ha = 43 kg Fische/ha = 1720 kg Fische/Seefläche mit etwa 70 kg P erbeuten (beide Angaben GROSCH im Druck). Diese Schätzung stimmt gut mit der Angabe überein, daß der Fischfang weit weniger als 1 % der P-Zufuhr aus Seen unterschiedlicher Art entfernt (BULL & MACKAY 1976).

Als Verzehrer lebender Fische kommen vor allem Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) in Frage. Nach neueren Zählungen (KRAUSS mündl.) befinden sich im Sommer etwa 150, im Winter etwa 30 (10-50) Tiere auf dem See. Nimmt man mit HEINROTH (1928) an, daß die Vögel täglich 200 g Fisch verzehren, so ergibt sich ein Gesamtverzehr im Sommerhalbjahr von 5400 kg/Halbjahr, im Winter von 1000 kg/Halbjahr, entsprechend 20 bzw. 4 kg P, die durch weitere Fischverzehrer nur geringfügig zu erhöhen wären. Ein Teil dieses Phosphors geht natürlich durch Faeces und Dekompositionsprozesse in das Seewasser zurück, zusätzlich die entsprechenden Substanzen von Pflanzenfressern. Es ist nicht anzunehmen, daß dieser Betrag die Fischfang-Größe wesentlich überschreitet, sodaß er mit 0,2 t P angesetzt wurde. Die

vom Menschen direkt eingebrachten Mengen im Bade- und Bootsbetrieb dürften vernachlässigbar klein sein.

Die Abschätzung der biologischen P-Bilanz gibt nur die Größenordnung an, zeigt aber, daß der biologische P-Umsatz im Tegeler See nur eine sehr kleine Teilgröße ist.

Auf S. wurde dargelegt, daß im Sommer in den Makrophyten der Ufervegetation (Zahlen von 1972) 250 kg P inkorporiert waren. Im Winter wären nur die unterirdischen Organe (Oktoberwerte) zu berücksichtigen, sodaß sich 145 kg P ergeben. Diese Werte sind wegen des fortschreitenden Schilfrückgangs als Maximalwerte anzusehen. Ein viel diskutiertes Problem ist es, in welchem Umfang die von den Röhrlichpflanzen aufgenommenen Substanzen in das Seewasser zurückwandern. KICKUTH (1969, 1970 und im Druck) weist darauf hin, daß in einem fließenden Gewässer, das voll mit einem Makrophytenbestand ausgekleidet ist, Schilf auf Grund seiner hohen Transpiration die Konzentration der im Wasser gelösten Stoffe sogar erhöht. Wesentlich für die Gewässer-Reinigung, z.B. im Sinne einer Stickstoff-Eliminierung, ist die Rhizosphäre, nicht der Makrophyt selbst. Eine Entfernung aus dem Gesamtsystem See wird nur dann stattfinden, wenn die Makrophytenvegetation selbst entfernt wird und ist auch dann quantitativ von nur sehr geringer Bedeutung. Eine wichtige Verschiebung zwischen den Ökosystemteilen kann darin liegen, daß Schilf aus dem hochkonzentrierten Porenwasser des Sediments P entnimmt und in das Oberflächenwasser entläßt, wo es durch temperaturbedingte Wasserbewegungen dem pelagischen Wasser zugeführt wird (SCHRÖDER 1975). In diesem Falle ist die P-Konzentration im Wasser zwischen den Schilfhalmen höher als im freien Seewasser. Es sind aber auch immer wieder Beobachtungen mitgeteilt worden, nach denen die Konzentrationen im Röhrlichbestand erniedrigt sind (LOHAMMAR 1960; SEIDEL 1966; BANOUB 1975; WATTENHOFER in KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, vgl. SEIDEL 1978) und damit der Rhizosphäreneffekt überwiegt. Für den Tegeler See können wir davon ausgehen, daß die Makrophyten-Biomasse nahezu vollständig in den See zurückkehrt. Hinzu kommt eine gewisse Nährstoff-Zufuhr durch die Streu der ufernahen terrestrischen Vegetation, die die Zufuhr aus dem Röhrlichgürtel aber wohl nicht übersteigt.

6.3 Bor-Haushalt

Bor unterscheidet sich in seinem chemisch-ökologischen Verhalten wesentlich von Phosphor. Das Element ist infolge geringeren Bindungsvermögens viel mobiler und seine Verteilung im Gewässer von den Jahreszyklen weitgehend unabhängig.

An Bor wurden dem See im Jahre 1975 ca. 50 t zugeführt, die zu 63 % in die Havel, zu etwa 10 % über Uferfiltration und Versickerung am Seegrund ins Grundwasser gelangen, während 25 % in den subhydrischen Böden akkumuliert wurden. Damit erhöhte sich die Borkonzentration des Seewassers um 5 %. Ein geringer Borverlust durch Verdunstung ist bei pH-Werten < 7 der Wässer vorhanden (vgl. MULJADI, 1978). 1976 hat sich die gesamte Wasserzufuhr um fast ein Drittel infolge geringerer Niederschläge und vermehrter Ableitung von Nordgrabenwasser zum Klärwerk Ruhleben und Teltowkanal vermindert. Daher beträgt die Borzufuhr in den Tegeler See nur 26,8 t B/a (1975: 50,3 t B). Die Sedimentakkumulation ist prozentual auf 48 % gestiegen, der Anteil des vom Havelwasser abgeführten Bor auf 31 % gesunken.

Für die Berechnung von B-Gehalt und B-Umsatz der Biozöosen gelten dieselben Annahmen wie für den P-Umsatz. Danach ergibt sich daß das Plankton im Mittel $0,26 \text{ kg}^{(1)} \text{ B}$ enthält, im Winter nur $0,13 \text{ kg B}$. Für die Fische und deren Verbleib sind keine Angaben möglich. Im Röhrichtgürtel sind im Sommer $0,05 \text{ kg B}$, im Winter $0,03 \text{ kg B}$ enthalten. Das bedeutet, daß der Anteil der Organismen am B-Umsatz auch prozentual gesehen noch viel geringer ist als ihr Anteil am P-Umsatz, was sich daraus erklärt, daß das B:P - Verhältnis in Organismen viel niedriger liegt als im Wasser. Eventuelle Maßnahmen zur Reinigung des Sees können daher nicht an den Biozöosen ansetzen.

6.4 Zusammenfassende Diskussion

Die Bor- und Phosphordynamik des Tegeler Sees, eines hypertrophierten Gewässers, wurde für die Jahre 1975/76 bilanzmäßig zu erfassen versucht. Hierbei zeigte sich, daß eine Reihe von Parametern, wie z.B. Stoffzufuhr durch kleine Einleitungen, zeitweiliger Havelrückstau, Bindung durch Plankton, Fischfang einerseits nicht genau erfaßbar, andererseits auch verhältnismäßig unbedeutend sind. Von wesentlichem Einfluß dagegen erwiesen sich die Niederschlagsmengen und Änderungen in den Zuläufen. So betrug 1975 die Zufuhr 264 t P, 1976 dagegen nur 160 t P. Die niedrigere Frachtmenge ergab sich durch Drosselung der Nordgraben-Zuleitung um etwa 30 % und durch geringere Niederschlagsmengen. Auch wurden jahreszyklische Unterschiede besonders für P-Verbindungen an tiefen Stellen im Gewässer ermittelt (Stagnations- u. Zirkulationsphasen). Die jährliche Zunahme an löslichem Phosphat im Tegeler See belief sich auf etwa 3 t. Etwa 70 % des P-Gehaltes wurde im Sediment akkumuliert.

Ein ähnliches Bild zeigte sich auch für den Eintrag von Bor-Verbindungen in den See, der 1975 ca. 50 t betrug und 1976 auf etwa die Hälfte zurückging. Jahreszyklische Unterschiede der Borgehalte im Gewässer waren im Vergleich zu den P-Verbindungen dagegen nicht festzustellen.

An dieser aufgezeigten chemisch-ökologischen Entwicklung Berliner Gewässer sind in besonderem Maße phosphat- und borhaltige Waschmittel beteiligt, deren Herstellung in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen hat. Der Anstieg der Borkonzentrationen im Tegeler See ist vorwiegend auf Waschmittel zurückzuführen. So hat sich der Waschmittelverbrauch allein in der Bundesrepublik von 280 000 t (1950) auf 875 000 t (1973) erhöht. Sollte dieser Trend weiter anhalten, so würde mit einer Verdoppelung der Nährstoffe Phosphor und Bor in etwa zehn Jahren zu rechnen sein (s. MULJADI, Diss. 1978).

Wie stichprobenartige Untersuchungen des Wassers vom Tiefbrunnen auf der Insel Scharfenberg zeigen, werden z.Z. nur geringe Gehalte an Bor- und Phosphor-Verbindungen ($< 0,1$ mg/l) im Grundwasser gefunden.

7. Schlußfolgerungen

Ursprünglich waren die Berliner Gewässer oligotrophe bis mesotrophe Gewässer. Der Tegeler See ist seit dem 13. Jahrhundert sowohl durch Gründung des Dorfes Tegel als auch durch Anlage des Spandauer Staues menschlich beeinflußt. Aber erst seit dem 19. Jahrhundert hat eine starke Eutrophierung eingesetzt, an der Rieselfeldabläufe wesentlich beteiligt sind. In den letzten Jahrzehnten ist zudem ein starker Röhrichtrückgang zu verzeichnen.

Unsere Gewässer- und Sedimentanalysen haben gezeigt, daß der Tegeler See mit Stickstoff und Phosphat aber auch Bor stark belastet ist. Zwar ist im Mittel der Planktongehalt gering, jedoch treten hin und wieder Algenblüten auf, die zu starken Perioden des Sauerstoff-Schwundes im Hypolimnion führen. Zu einem großen Fischsterben ist es glücklicherweise noch nicht gekommen. Das geringe Ausmaß, in dem N, P und B in die biologischen Nahrungsketten eingeht, das möglicherweise mit der extrem unregelmäßigen Art der Nährstoffzufuhr zusammenhängt, weist auf eine nur mäßige Selbstreinigungskraft dieses Flußsees hin. Im Röhrichtgürtel scheint die Selbstreinigung wirksamer zu sein. Da aber die natürliche Ufervegetation stark zerstört ist, fällt auch dieser Bereich weitgehend aus. Am Verschwinden des Röhrichts ist außer den zahlreichen mechanischen Faktoren (SUKOPP und KUNICK, 1969 a,b; SUKOPP u. MARKSTEIN, im Druck) die Gewässereutrophierung ursächlich beteiligt (vgl. auch SUKOPP, MARKSTEIN u. TREPL, 1975). Unsere Kulturversuche haben ergeben, daß die nachlassende Standfestigkeit des Schilfs- ähnlich der des Getreides bei Überdüngung (SCHARRER, 1954) - bereits bei 60 mg/l N beeinträchtigt ist, also bei Konzentrationen, wie sie zeitweilig an der Sedimentoberfläche des Tegeler Sees und damit im Wurzelraum von Phragmites durchaus auftreten können. Die Wirkung des Phosphats auf Schilf scheint hingegen wesentlich geringer zu sein. Es ist daher fraglich, ob es für die Makro-

phyten ein wesentlicher Vorteil ist, wenn nur das Phosphat aus einem Gewässerzulauf entfernt wird. Die Schilfpflanzen, die 1975 in einer Nährlösung kultiviert worden sind, die dem Auslauf einer Phosphat-Eliminierungsanlage entsprechen würde, zeigten ein sehr schlechtes Wachstum.

Die derzeit herrschenden B-Konzentrationen dürften für submerse Wasserpflanzen von geringer Bedeutung sein, da sie eine hohe Bortoleranz zeigen (LABUS et al., 1977). Fische und eine Reihe weiterer makroskopischer Wassertiere wurden von Konzentrationen ab 250 mg/l Na-Perborat bzw. 5000 mg/l Borsäure entsprechend 17 mg/l bzw. 875 mg/l Bor geschädigt (MANN, 1973; weitere Literatur bei KEHL, 1976). Etwas empfindlicher sind zumeist die Algen, zumal Algen oft Bor speichern und dann Borgehalte von 200 ppm erreichen (EICHHORN u. AUGSTEIN, 1975). Nach BOWEN et al. (1965) liegt die kritische Grenze bei 100 mg/l. Chlorella zeigt Wachstumsverminderungen bereits bei 30 mg/l (GEIGEL, 1935) und eine reduzierte Vermehrung bei 1-5 mg/l Bor (McILRATH u. SKOK, 1958). BRINGMANN und KÜHN (1978) stellten als Grenzwerte einer Schädigung im Zellverminderungshemmtest für Blaualgen (*Microcystis aeruginosa*) 21 mg für Grünalgen (*Scenedesmus quadricauda*) hingegen nur 0,16 mg/l Bor (als $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7$ gegeben) fest. Besonders empfindlich scheinen Daphnien zu sein, die schon bei 0,10 mg/l Bor (Na-Perborat) bzw. 13,5 mg/l Bor (Borax) bewegungslos wurden (BRENDLE-NEHER, 1972). Mögliche Wirkungen auf das Röhricht konnten nicht mit letzter Sicherheit geklärt werden. Immerhin führte in unseren Gefäßversuchen mit Phragmites eine Steigerung der B-Konzentration von unter 0,1 mg/l auf 0,35 mg/l Nährlösung zu einer Minderung des Trockensubstanzertrages um 30 %. Für viele Kulturpflanzen gelten 0,7 mg B je Liter Bodenlösung als toxische Grenzkonzentration (FINCK, 1969). Da im Porenwasser der Sedimente des Tegeler Sees und auch in den Zuläufen teilweise 0,7 mg/l Bor auftreten, wäre denkbar, daß auch hohe Borkonzentrationen wesentlich am Röhrichtrückgang beteiligt sind und daher vermindert werden sollten.

Zwecks Sanierung des Tegeler Sees ist eine Phosphat-Eliminierungsanlage im Bau. Vorversuche hatten ergeben, daß sich die P-Konzentration des Nordgrabens über eine kombinierte Fällung

mit FeCl_3 und den Flockungsmitteln Sedipu und Catfloc unter $0,03 \text{ mg/l}$ drücken läßt (HÄSSELBARTH, 1974, 1977). Eine solche Maßnahme würde für sich aber zunächst noch keine durchgreifende Verminderung der P-Konzentrationen im Tegeler See zum Minimumfaktor ergeben, da für längere Zeit mit einer P-Mobilisierung aus dem oberen Sedimentkörper zu rechnen wäre. Als weitere flankierende Maßnahmen kämen grundsätzlich Entschlammung, Belüftung oder Sedimentüberdeckung in Betracht. Eine Entschlammung würde einen kaum vertretbaren Eingriff in das empfindliche Ökosystem darstellen. Geringere Folgewirkungen wären von einer Sauerstoffeinleitung in das Hypolimnion oder einer Abdeckung des Seegrundes mit Schluff (z.B. Löß) zu erwarten. Ersteres hieße aber an Symptomen kurieren, ohne die Ursache zu beseitigen; eine Belüftung müßte nämlich für lange Zeit fortgesetzt werden und wäre damit sehr kostenaufwendig. Eine Abdeckung wäre aus ökologischer Sicht zu verantworten, da die im Hypolimnion und Benthos gestörte Lebewelt sich rasch regenerieren würde. Eine solche Maßnahme müßte aber auf die tieferen Seebereiche bzw. die der Kalkmudden beschränkt bleiben, während die sandigen Uferbereiche auszusparen wären, um die Ufervegetation nicht zu schädigen (und damit u.a. den Uferschutz zu gefährden) und um die Grundwasserneubildung durch Uferfiltration nicht zu vermindern. Sie bräuchte die Uferbereiche auch nicht einzubeziehen, weil diese noch relativ weniger stark belastet sind. Durch die Fe-Fällung ließe sich dann eine P-Konzentration im Tegeler See erreichen, die im wesentlichen nur noch durch den Rückstau von Havelwasser bestimmt würde (etwa $0,1 \text{ mg/l P}$).

Bor wird bei einer Phosphatfällung mit Eisenchlorid nicht entfernt. Eine deutliche Verminderung der Borkonzentrationen ließe sich aufgrund unserer Adsorptionsversuche durch eine pH-Erhöhung auf 9,5 erreichen. Eine derartige Alkalisierung wäre technisch und ökologisch vertretbar durch Einleiten von Kalkmilch bei der Abwasserklärung vor deren Einleiten in ein Gewässer (Aufwandsmenge nach KLAGES und MEYER, 1975, $100\text{-}150 \text{ g Kalkhydrat je m}^3$

Abwasser). Dadurch würde gleichzeitig die P-Konzentration unter 0,8 g/l (KLAGES und MEYER, 1975) sinken und es würden auch viele im Abwasser vorkommende Schwermetalle wie Cd, Cu, Hg, Pb und Zn weitgehend ausgefällt (BERNHOFF, 1975). Eine kombinierte Anwendung von Kalk und Eisenchlorid würde auch bei diesem Verfahren die P-Konzentrationen erheblich senken lassen (BISCHOF-SBERGER und RUF, 1978). Diese Technik könnte im Vergleich zur reinen Eisensalz-Anwendung mithin neben Phosphat auch Bor im starken Maße eliminieren. Zweckmäßig wäre dabei, die Kalk/FeII-Salz-Behandlung einer biologischen Reinigung voranzustellen, weil dann auch organische Stoffe gefällt werden und zu einer Entlastung der biologischen Reinigung führen (BISCHOF-SBERGER und RUF, 1978).

8. Zusammenfassung.

Die Mehrfachnutzung von Gewässern als Landschaftsschutzgebiete, Trinkwasserreservoir, als Wassersportgelände u.a. berücksichtigt den dringenden Bedarf der Bevölkerung dicht besiedelter und industrialisierter Gebiete nach Erholungsmöglichkeiten.

Demnach ist die Frage nach dem Erhalt der chemisch-ökologischen Qualität der Biotope Berliner Gewässer einschließlich ihrer Ufervegetation ebenso bedeutsam. Daher wurden in vier Berliner Gewässern mit unterschiedlicher anthropogener Belastung (Tegeler See, Oberhavel, Heiligensee, Pechsee) auf Bor, Phosphor und Stickstoff-Verbindungen sowie andere korrelierende Parameter untersucht. Diese Freiland-Untersuchungen erstreckten sich auf die Wasserprofile, Sedimente, Porenwässer, Schilf (*Phragmites australis*) als wichtigster Uferpflanze und einige Planktonproben. Laboratoriumsversuche mit Frischschlamm sollten den Einfluß von pH, Redoxpotential und Ionenkonzentrationen auf Adsorption und Mobilisation von Bor und Phosphor erfassen. Kulturversuche mit Schilf unter kontrollierten Nährstoffbedingungen sollten die Wirkung von Bor, Phosphor und Stickstoff auf Wachstum und Zusammensetzung von Schilfpflanzen klären.

Wie die Wasseruntersuchungen zeigten, weisen der Tegeler See und vor allem seine Zuflüsse hohe Gehalte an N, P und auch B auf. Die ständige Zufuhr dieser Stoffe während vieler Jahrzehnte führte zu einer Eutrophierung des Sees und damit zu einer laufenden Verschlechterung der Wassereigenschaften. Auch an der in Berlin besonders gravierenden Vernichtung der Röhrichtbestände ist die Eutrophierung wenigstens mittelbar ursächlich beteiligt, da sie, wie unsere Versuche deutlich zeigen, die mechanische Festigkeit der Schilfhalme verringert. Stoffbilanzen, die näherungsweise durchgeführt werden konnten, ergaben, daß jährlich etwa 5 t P gelöst im See verbleiben. Somit ist auch nach Angaben des Senats von Berlin z.Z. mit einer Verdoppelung der P-Konzentration innerhalb von 10 Jahren zu rechnen. Etwa 75 % des Phosphor-Eintrages werden im Seesediment gebunden. Im Vergleich dazu ist die Bor-Zufuhr sehr viel geringer, nimmt aber ständig zu -

und das Element ist wesentlich mobiler. Bor wird nämlich schwächer gebunden als Phosphor und geht bereits bei geringer pH-Erniedrigung wieder in Lösung. Stark beeinflusst werden die Frachtmengen auch von einer mehr oder weniger großen Drosselung von Nordgrabenwasser (Ab-
leitung zum Klärwerk Ruhleben) und den jährlich schwankenden Niederschlagsmengen. Außerdem besteht ein Konzentrationsgefälle von den Zuläufen in Richtung Havel, die teilweise noch das Seewasser verdünnt.

Die P-Bindungsformen waren je nach Sedimenttyp unterschiedlich. Im Heiligensee dominiert Ca-Phosphat, auch das kalkreiche Sapropel des Tegeler Sees zeigt einen hohen Anteil an Ca-Phosphaten. Im schwach sauren Milieu des Pechsees ist Phosphat hingegen überwiegend an Eisen bzw. Aluminium gebunden. Schüttelversuche mit frischem Schlamm bei variiertem P-Angebot sowie pH-Wert und Redoxpotential-Änderungen zeigten, daß die Gleichgewichte und damit das Selbstreinigungsvermögen dieser belasteten Gewässer sehr stark von den Sauerstoffverhältnissen abhängt.

Der Anteil der Biozöosen an den Stickstoff-, Phosphor- und Bor-Umsätzen ist gering. Nach den Untersuchungen im Freiland wie auch nach den Kulturversuchen nehmen zwar Schilfpflanzen relativ große Mengen aller drei Elemente auf. Da aber die Ufervegetation weitestgehend zerstört ist, spielen diese Mengen im Rahmen des Gesamtumsatzes keine große Rolle. Dies gilt in verstärktem Maß für Bor, da die Verhältnisse B:N bzw. B:P in Pflanzen viel niedriger liegen als im freien Wasser. Außerdem ist damit zu rechnen, daß die in der Ufervegetation gebundenen Substanzen nahezu vollständig in den See und seine Sedimente zurückkehren. Auch die in das Plankton inkorporierten Stoffe können nur während der Hauptwachstumszeit der Plankton-Organismen kleinere Schwankungen der Konzentrationen im Seewasser erklären, fallen aber im Verhältnis zu der im gesamten See umgesetzten Menge nicht ins Gewicht. Versuche zur Gewässerreinigung können daher nicht an den Biozöosen ansetzen.

Das Selbstreinigungsvermögen durch Bindung im Sediment sowohl der wenig belasteten als auch der hypertrophem Berliner Gewässer ist für Phosphate bei den üblichen pH-Werten von 6-8 recht hoch, dabei aber in besonderem Maße vom Redoxpotential abhängig. Daraus ergibt sich besonders im tiefen Tegeler See (max. 16 m) die Möglichkeit starker Phosphor-Mobilisierung in Stagnationsphasen.

Trotz einer vom Land Berlin eingeleiteten Sanierung durch Einschalten einer Phosphat-Eliminierungsanlage werden daher hohe Phosphor-Konzentrationen noch für längere Zeit im Wasserkörper vorherrschen.

Diesem ließe sich ggf. durch Abdecken des Schlammes der tieferen Seeregionen mit Schluff begegnen.

Inwieweit höhere Borkonzentrationen ein Gewässerökosystem negativ beeinflussen, läßt sich derzeit nicht genau sagen. Immerhin lassen unsere Experimente mit Phragmites vermuten, daß im Tegeler See Borkonzentrationen erreicht werden, die das Wachstum der Uferpflanzen bereits schädigen können, und es gibt Literaturhinweise, nach denen bestimmte Gruppen des Zooplanktons ebenfalls betroffen sind. Daher sollten Überlegungen mit dem Ziel angestellt werden, die Borbelastung der Berliner Gewässer zu verringern. Möglich wäre das z.B. durch eine kombinierte Anwendung von Kalk und Eisenchlorid bei der Abwasserreinigung, wobei neben Bor und Phosphor auch Schwermetalle eliminiert werden könnten.

Danksagung

Wir danken unseren Mitarbeitern, u.a. Frau Bartel, Frau Fuchs und Frau Walzer für ihre Mitwirkung an den Analysen, Herrn Dr. Grosch und dem Fischereiamt für die Bereitstellung eines Bootes sowie Hilfen und gute Ratschläge, sowie dem Bundesinnenminister für die finanzielle Unterstützung der Arbeit.

9. Literatur

- ASSMANN, P.: Der geologische Aufbau der Gegend von Berlin. ·
Zugleich als Erläuterung zur geologischen Karte und Bau-
grundkarte von Berlin (West) im Maßstab 1:10 000.
Hrsg. Senator für Bau- und Wohnungswesen. Berlin 1957.
- AUBERT, J.-F.: Les ichneumonides quest-paléarctiques et leurs
hôtes. 1. Pimplinae, Xoridinae, Acaenitinae. Ouvrage
publié avec le concours du Centre National de la Re-
cherche Scientifique. 1969.
- BANOUB, M.W.: The Effect of Reeds on the Water Chemistry of
Gnadensee (Bodensee). Arch. Hydrobiol. 75, 500-521 (1975).
- BAUMEISTER, W.: Hauptnährstoffe. Handbuch der Pflanzenphysio-
logie, Bd. 4, 482-557. Berlin 1958.
- BERGER, K.C. and E. TRUOG (1944): Boron tests and determina-
tion for soils and plants, Soil Sci. 57, 25-36.
- BERNER, R., M. SCOTT u. C. TROMLINSON: Carbonate alkalinity in
the pore waters of anoxic marine sediments. Limnol.
Oceanogr. 15, 544-549, 1970.
- BERNHARDT, H. (1978): Wege und Verbleib des Phosphors in der
Bundesrepublik Deutschland (im Druck).
- BERNHOFF, R. (1975): Die Rolle von Kalk und Dolomit bei der
Reinigung häuslicher Abwässer. Abwassertechnik 4, 1-12.
- BIGGAR, J.W. and M. FIREMAN (1960): Boron adsorption and re-
lease in soils and crops, Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 24,
115-119.

- BINGHAM, F.T. (1973): Boron in cultivated soils and irrigation waters. *Advances in Chemistry Series* 123, 130-138.
- BISCHOFF, I. und T. KU (1971): Pore fluids of modern marine sediments. *J. Sed. Petrology* 41, 1008-1017.
- BISCHOFFSBERGER, W. und M. RUF: Anwendung von Fällungsverfahren zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit biologischer Anlagen (Teil II: Fe(II)-Salz u. Kalk). *Ber. Wassergüterwirtsch. u. Gesundheitsing.wesen*, H. 22, TU München.
- BJÖRK, S.: Ecologic Investigations of *Phragmites communis*. *Studies in Theoretic and Applied Limnology. Folia Limnologica Scandinavica* No. 14. Lund 1967.
- BLUME, H.-P. und H.-P. RÖPER (1972): Veränderung hydromorpher Böden durch Überflutung und Uferinfiltration verschmutzter Gewässer. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 16, 272-279.
- BORNKAMM, R. und F. RAGHI-ATRI: Wachstum und Inhaltsstoffe von Schilf bei abgestuften Gaben von N, P und B. *Verh. Ges. Ökologie*, Kiel 1977 (im Druck).
- BORNKAMM, R. und F. RAGHI-ATRI: Einfluß der Gewässereutrophierung auf *Phragmites australis*. Jahrestagung des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V. in Berlin, 1.-4. Februar 1978 (im Druck).
- BOWEN, J.E., H.G. GAUCH, R.W. KRAUSS und R.A. GALLOWAY: The nonessentiality of boron for *Chlorella*. *J. Phycol.* 1, 151-154 (1965).

BRAY, I., O. BRICKER u. B. TROUP (1973): P in interstitial waters of anoxic sediments: oxidation effects during sampling procedure. *Science* 180, 1362-1364.

BRENDLE-NEHER, T.: Natriumperborat. Herstellung, Verwendung und Umweltbeeinflussung. Mels (Schweiz) 1972.

BRINGMANN, G. (1959): Die Abhängigkeit der Algenproduktion von der Steigerung des Düngesalzgehaltes in Wasserproben aus Berliner Gewässern. Schriftenreihe Wasser-Abwasser H. 7: 69-85: R. Oldenburg, München.

BRINGMANN, G. und R. KÜHN (1978): Grenzwerte der Schädwirkung wassergefährdender Stoffe gegen Blaualgen und Grünalgen im Zellvermehrungshemmtest. Vom Wasser 50, 45-60.

BROECKER, W. (1973): Interstitial water studies, Leg 15 - Introduction and summary. Initial Rep. Deep Sea Drill. Proj. 20, 751-755.

CAPELLE, R. (1961): Microdosage colorimétrique du bore dans les aciers par l'emploi du réactif à l'Azométhine H, *Anal. Chim. Acta* 25, 59-68.

CHANG, S.C. und M.L. JACKSON (1957): Fractionation of Soil Phosphorus. *Soil Sci.* 84, 133-144.

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- u. Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim 1975.

DÜMLLER, H., H.-P. BLUME, F. NEUMANN und H.P. RÖPER (1976): Geologie und Böden der Insel Scharfenberg. Sitz.ber. Ges. Naturfor. Freunde Berlin N.F. 16, 63-88.

EICHHORN, M. und H. AUGSTEN: Der Einfluß von Bormangel und Borüberschuß auf *Scenedesmus obliquus* unter steady state-Bedingungen. *Biochem. Physiol. Pflanzen (BPP)* 167, 87-96 (1975).

GEIGEL, A.R.: Effect of boron on the growth of certain green plants. *J. Agr. Univ. Puerto Rico* 19, 5-28 (1935).

GEWÄSSERKUNDLICHER JAHRESBERICHT DES LANDES BERLIN für die Abflußjahre 1955-1976. Hrsg.: Senator für Bau- und Wohnungswesen Berlin.

GROSCHE, U.A.: Die Bedeutung der Ufervegetation für Fisch und Fischerei, dargestellt am Beispiel Berlins. Jahrestagung des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V. in Berlin, 1.-4. Februar 1978 (im Druck).

HAMMOND, D. (1973): Interstitial water studies, Leg 15. Initial Rep. Deep Sea Drill, Proj. 15, 831-850.

HASLAM, S.M.: Shoot height and density in Phragmites stands. *Hidrobiologia* 12, 113-119 (1971).

HÄSSELBARTH, U. (1974): Gewässerschutzmaßnahmen in Berlin. *Zeitschr.d.Techn.Universität Berlin* 6, 424-433.

HÄSSELBARTH, U. (1977): Die Phosphatelimination aus dem Zufluß von Seen zur Sanierung stehender Gewässer. *Z. f. Wasser- u. Abwasser-Forschung* 10, Nr. 3/4.

HEINROTH, M.: Die Vögel Mitteleuropas. 3. Aufl. Berlin 1928.

HINGSTON, F.J., R.J. ATKINSON, A.M. POSNER and J.P. QUIRK (1967): Specific Adsorption of anions. *Nature* 215, 1459-1461.

HINGSTON, F.J. (1964): Reactions between boron and clays, *Aust. J. Soil Res.* 2, 83-95.

HINGSTON, F.J., A.M. POSNER and J.P. QUIRK (1970): Anion binding at oxide surfaces -the adsorption envelope. *Search* 1(6), 324-327.

HUDIG, J. und LEHR: Einige Bemerkungen über Chilesalpeter in Beziehung zur Borfrage. *Bodenkunde und Pflanzenernährung* 9/10 (54/55), 552-580 (1938).

- HÜRLIMANN, H.: Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. Dissertation Zürich 1951.
- INGRI, N., G. LAGERSTRÖM, M. FRYDMAN and L.G. SILLEN (1957): Equilibrium studies of polyanions, II. Polyborates in NaClO_4 medium. Acta Chem. Scand. 11, 1034-1058.
- INGRI, N. (1963): Equilibrium studies of polyanions containing B^{III} , Si^{IV} , Ge^{IV} and V^{V} . Svensk Kemisk Tidskrift 75, 199-230.
- KATALYMOW, M.W.: Mikronährstoffe - Mikronährstoffdüngung. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag. Berlin 1969.
- KEHL, H.: Der Mikronährstoff Bor im Naturhaushalt und seine physiologische Bedeutung für den pflanzlichen Organismus. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin. 1976.
- KICKUTH, R.: Höhere Wasserpflanzen und Gewässerreinigung. Ökochemische Wirkungen höherer Pflanzen und ihre Funktion bei der Gewässerreinigung. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz EV-VDG, Nr. 19. 1969.
- KICKUTH, R.: Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen. Naturwiss. 57, 55-61 (1970).
- KICKUTH, R.: Elimination gelöster Laststoffe durch Röhrichtbestände. Jahrestagung des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V. in Berlin, 1.-4. Februar 1978 (im Druck).
- KITCHELL, J.F., J.F. KOONCE und P.S. TENNIS: Phosphorus flux through fishes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2478-2484 (1975).

- KLAGES, F.W. und B. MEYER (1975): Untersuchungen zur Wasserentphosphatung durch Einsatz von Kalk. GWF Wasser-Abwasser 116, 370-372.
- KLÖTZLI, F.: Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*. *Hidrobiologia* 12, 107-111 (1971).
- KLÖTZLI, F.: Über Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhrichten. Verh. Ges. Ökologie Saarbrücken, 237-247 (1973).
- KLÖTZLI, F. und A. GRÜNIG: Seeufervegetation als Bioindikator. Zur Reaktion belasteter Seeufervegetation. Daten und Dokumente zum Umweltschutz Heft 19 (Vorträge der Tagung über Umweltforschung der Universität Hohenheim), 109-131 (1976).
- KOVACS, M.: Die Bedeutung der Balaton-Uferzone für den Umweltschutz am See. *Acta Botan. Acad. Sci. Hung.* 22, 85-105 (1976).
- KREJCI, G.: Jahresperiodische Stoffwechselschwankungen in *Phragmites comm.* Dissertation, Wien 1974.
- KUBASOV, A.A. und L.E. KITAEV (1973): Infrared spectroscopic study of borophosphate catalysts. *Zh. Prikl. Khim.* 46(1), 212-214 (Russ.), in C.A. 78, 102405, (1973).
- KURMIES, B. (1972): Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. *Die Phosphorsäure* 29, 118-151.
- LABUS, B., W. NOBEL, R. SMETANA und A. KOHLER (1977): Der Einfluß der Abwassersubstanzen Marlon A und B auf die Photosyntheserate einiger submerser Makrophyten. Verh. Ges. Ökologie, Göttingen, 325-333.

- LEGG, J.O. und C.A. BLACK (1955): Determination of Organic Phosphorus in Soils. II. Ignition Method. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 19, 139-143.
- LENZ, J.: Zur Methode der Sestonbestimmung. Kieler Meeresforsch. 27, 180-193 (1971).
- LENZ, J.: Untersuchung zum Nahrungsgefüge im Pelagial der Kieler Bucht. Der Gehalt an Phytoplankton, Zooplankton und organischem Detritus in Abhängigkeit von Wasserschichtung, Tiefe und Jahreszeit. Habilitationsschrift. Kiel 1974.
- LOHAMMAR, G.: Some observations on horizontal variations in a eutrophic lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 89-96 (1966).
- MANN, H. (1973): Untersuchungen über die Wirkung von Borverbindungen auf Fische und einige andere Wasserorganismen. Archiv für Fischereiwissenschaft Braunschweig 24, 171-175.
- MANGELSDORF, P., J. WILSON und J. DANIEL (1968): Potassium enrichments in interstitial waters of recent sediments. Science 165, 171-173.
- MATTHES, G. (1973): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Bornträger (Berlin).
- McILRATH, W.J. und J. SKOK: Influence of boron on the growth of Chlorella. Plant Physiol. 32, Suppl., S. xxiii (1957).
- MEHTA, N.C., J.O. LEGG u.a. (1954): Determination of Organic Phosphorus in Soils, I. Extraction Methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 18, 443-449.

- MERKT, J., G. LÜTTIG und H. SCHNEEKLOTH (1971): Vorschlag zur Gliederung und Definition der limnischen Sedimente, Geol. Jb. 89, 607-623.
- MIELKE, H.-J. (1971): Die Kulturlandschaftliche Entwicklung des Grunewaldgebietes. Abhandlungen des 1. Geographischen Instituts der Freien Universität Berlin 18, 348 S.
- MULJADI, S. (1978): Verhalten des Bors in Berliner Seesedimenten unter Berücksichtigung der Eutrophierung. Diss. TU Berlin.
- MURPHY, J. und J.P. RILEY (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27, 31-36.
- NISSENBAUM, A., B. PRESLEY und I. KAPLAN (1972): Early diagenesis in a reducing fjord. Geochim. Cosmochim. A. 36, 1007-1027.
- OVERDIECK, D. und F. RAGHI-ATRI: CO₂-Netto-Assimilation von *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Blättern bei unterschiedlichen Mengen an Stickstoff und Phosphor im Nährsubstrat. Angew. Botanik 50, 267-284 (1976).
- OVERDIECK, D. und F. RAGHI-ATRI: CO₂-Gaswechsel von Schilfblättern bei abgestuften N- und P-Gaben im Nährsubstrat. Verh. Ges. Ökologie, Kiel 1977 (im Druck).
- PACHUR, H.-J. und W. HABERLAND (1977): Untersuchungen zur morphologischen Entwicklung des Tegeler Sees. Die Erde 108, 320-341.
- PARKS, R.Q. und B.T. SHAW (1941): Possible mechanism of boron fixation in soil, I. Chemical. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 6, 219-223.
- PEINEMANN, N. (1975): Phosphat-Verteilung in Landschaften Südwestdeutschlands. Diss. Hohenheim.

- RAGHI-ATRI, F.: Einfluß der Eutrophierung auf den Befall von *Phragmites communis* Trin. durch die Mehligke Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni* Geoffr.) in Berlin. Z. f. Angew. Zool. 63, 365-374 (1976).
- RAGHI-ATRI, F.: Zur Erfassung der Planktonbiomasse in stark eutrophen Gewässern im Uferbereich. Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung 10, 19-20 (1977).
- RAGHI-ATRI, F.: Vorkommen der Gattung *Lipara* Meigen (Diptera, Chloropidae) an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) im Berliner Raum. Z. f. Angew. Zool. (im Druck).
- RAGHI-ATRI, F. und R. BORNKAMM: Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf (*Phragmites australis*) in Abhängigkeit von der Gewässereutrophierung. Arch. Hydrobiol. (im Druck a).
- RAGHI-ATRI, F. und R. BORNKAMM: Wachstum und chemische Zusammensetzung von Schilf im Freiland bei unterschiedlicher Gewässerbelastung. Verh. Ges. Ökologie, Kiel 1977 (im Druck b).
- RAY, L.F. (1972): Boronphosphate as a boron source for plant life, U.S. (1972), 3655357 in C.A. 77, 33525 (1972).
- RODEWALD-RUDESCU, L.: Das Schilfrohr. *Phragmites communis* TRINIUS. (Die Binnengewässer, Bd. 27) E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart 1974.
- SAUNDERS, W. und E. WILLIAMS (1955): J. Soil Sci. 6, 254.
- SAYLES, F., F. MANHEIM und F. WATEMAN (1973): Interstitial water studies on small core samples, Leg 15. - Initial Rep. Deep Sea Drill. Proj. 15, 783-804.

- SCHARRER, K., S. GERICKE und H. GROENEWALD: Die Standfestigkeit des Getreides unter dem Einfluß der Stickstoff- und Phosphordüngung. Phosphorsäure 14, 69-90 (1954).
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1976): Lehrbuch der Bodenkunde. F. Enke, Stuttgart, 9. Aufl.
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin, 209 S.
- SCHÖNNAMSGRUBER, H.: Studien über den Phosphathaushalt von jungen Holzpflanzen, insbesondere von Pappeln. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 1955.
- SCHWOERBEL, J.: Einführung in die Limnologie. (UTB 31) Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1971.
- SCHWOERBEL, J. (1974): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2. Auflage, 177 S.
- SEIDEL, K.: Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. Naturwiss. 53, 289-297 (1966).
- SEIDEL, K.: Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. Garten & Landschaft 88, 9-17 (1978).
- SIEVER, R. u.a. (1961): Interstitial waters of recent marine muds of Cape Code. Science 134, 1071-1072.
- SIMS, J.R. and F.T. BINGHAM (1968): Retention of boron by layer silicates, sesquioxides, and soil materials: II. Sesquioxides. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 364-369.

- SOMIC, R.T. (1972): Boronphosphate dehydration catalysts, U.S. (1972), 3674708 in C.A. 77, 131255 (1972).
- STACHE, G.: Erholungsgebiet Tegeler See. Landschaftsaufbauplan des Bezirksamts Reinickendorf, Abt. Bauwesen/Gartenbauamt. Vegetationskarte 1:4000. 1972.
- STAUDACHER, W. (1977): Die Hydrochemie von Porenwässern aus jungen Seesedimenten unter Influenten Bedingungen am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin (West). Dissertation des FB 24 der FU Berlin.
- STEUBING, L.: Pflanzenökologisches Praktikum. Methoden und Geräte zur Bestimmung wichtiger Standortsfaktoren. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg 1965.
- STUMM, W. and J.J. MORGAN (1970): Aquatic Chemistry - An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters -. Wiley, New York, 583 S.
- SUKOPP, H.: Die Ufervegetation der Havel. Hrsg.: Senator für Bau und Wohnungswesen. Berlin 1963.
- SUKOPP, H. und W. KUNICK: Die Ufervegetation der Berliner Havel. Natur und Landschaft 44, 287-292 (1969a).
- SUKOPP, H. und W. KUNICK: Veränderungen des Röhrichtbestandes der Berliner Havel 1962-1967. Berliner Naturschutzblätter 13, 303-313, 332-344 (1969b).
- SUKOPP, H. und B. MARKSTEIN: Die Ufervegetation der Berliner Havel, Veränderungen 1962-1977, Schutz und Regulierung. Jahrestagung des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V., 1.-4. Februar 1978 (im Druck).

- SUKOPP, H., B. MARKSTEIN und L. TREPL: Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß. Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Dtl. 34 (Oberdorfer-Festschrift), 371-385 (1975).
- SUKOPP, H. und W. BENNERT (1970): Das Naturschutzgebiet Pechsee, 56 S., Berlin.
- SUKOPP, H. (1971): Tegeler See. Vervielfältigtes Vorlesungsmanuskript, TU Berlin.
- SZCZEPANSKI, A.: Biomass of Underground Parts of the Reed *Phragmites communis* Trin. Bull. Acad. Pol. Sci. 17, 245-247 (1969).
- SZCZEPANSKI, A. (1977): Limiting factors and productivity of macrophytes. Folia Geobot. Phytotax. 12, 1-7.
- TOBLER, F.: Stengelbau, Festigkeits- und Verwertungsunterschiede beim Schilfrohr (*Phragmites communis* Trin.). Angew. Botanik 25, 165-177 (1943).
- TROUP, B., O. BRICKER und I. BRAY (1974): Oxidation effect on analysis of Fe in the interstitial water of recent sediments. Nature 249, 237.
- WARNET, I. u.a. (1965): Analytische Chemie 212, 155.
- WASSON, I.R. (1975): Boron - Phosphorus Compound, Gmelin (Hdbch Anorg. Chemie) 19, 93-143.
- WILLIAMS, J.D.H. u.a. (1971): Characterization of Inorganic Phosphate in Calcareous Lake Sediments. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 250-255.

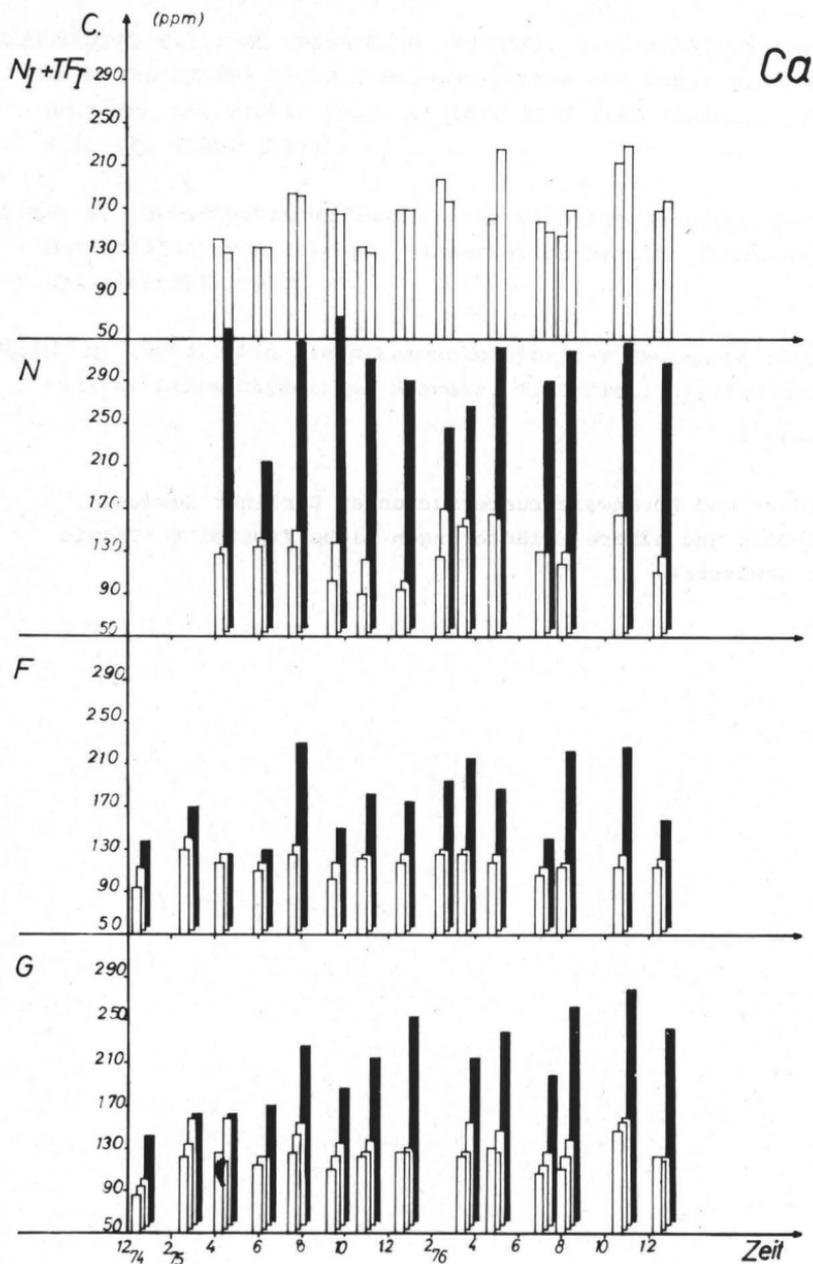
VOL'FKOVICH, S.I., AL SHENAVI, H. MUSTAFA, L.V. KUBASOVA and M.P. ZHURAVLEVA (1972): Borophosphates and their properties. Zh. Prikl. Khim. 45(10), 2137-2140 (Russ.), in C.A. 78, 5185o (1973).

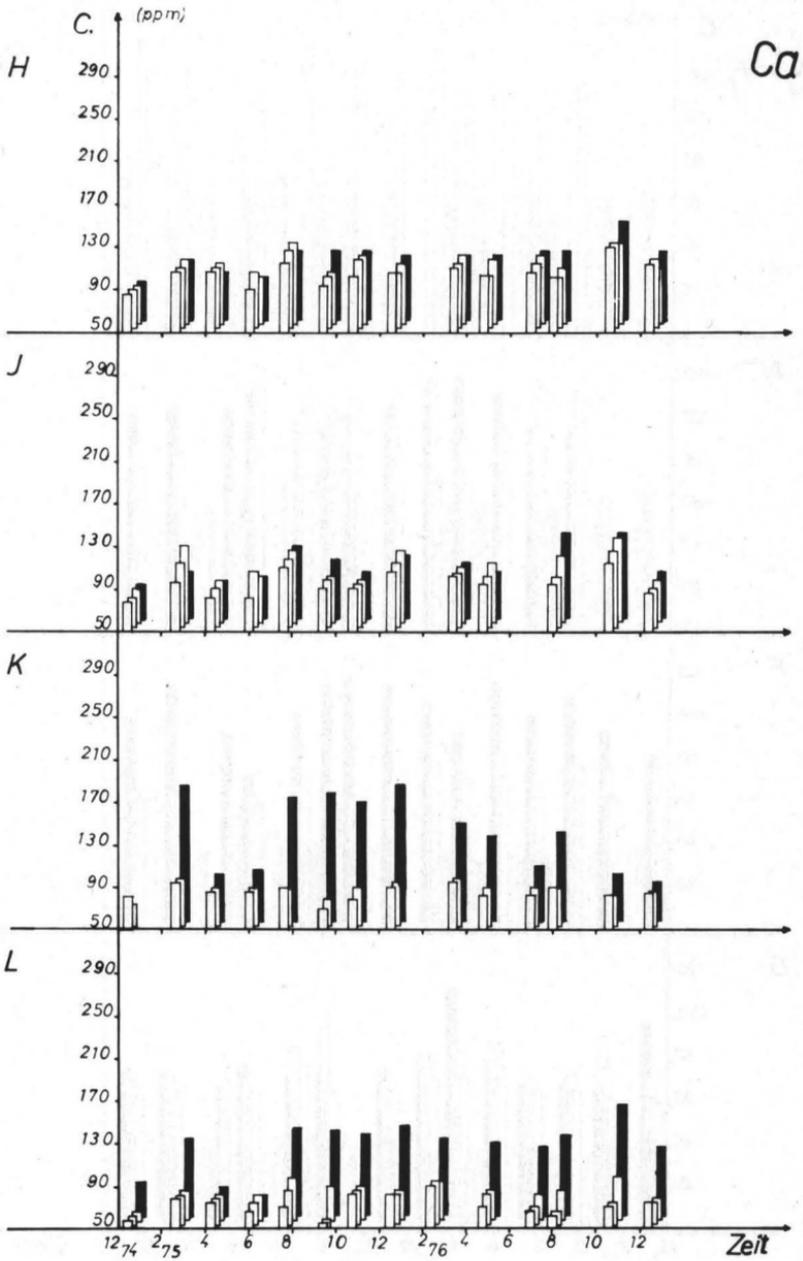
ZELDER, H.: Untersuchungen über einige wichtige Probleme der Entschilfung von Teichen. Dissertation Berlin (Humboldt-Universität) 1963.

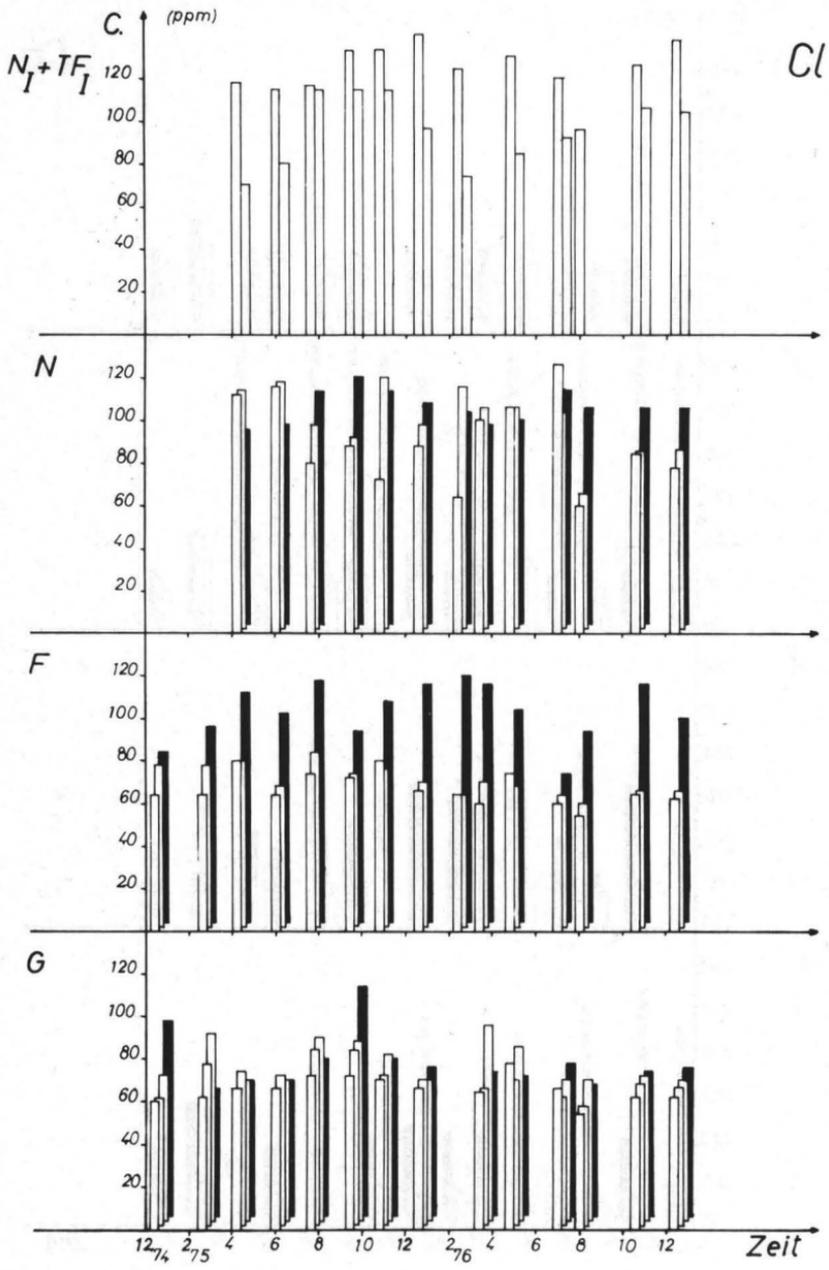
ZÜLLIG, H. (1969): Ein klein-Rammkolbenlot zur Gewinnung ungestörter Sedimentprofile. Schweiz. Z. Hydrol. 31, 128-131.

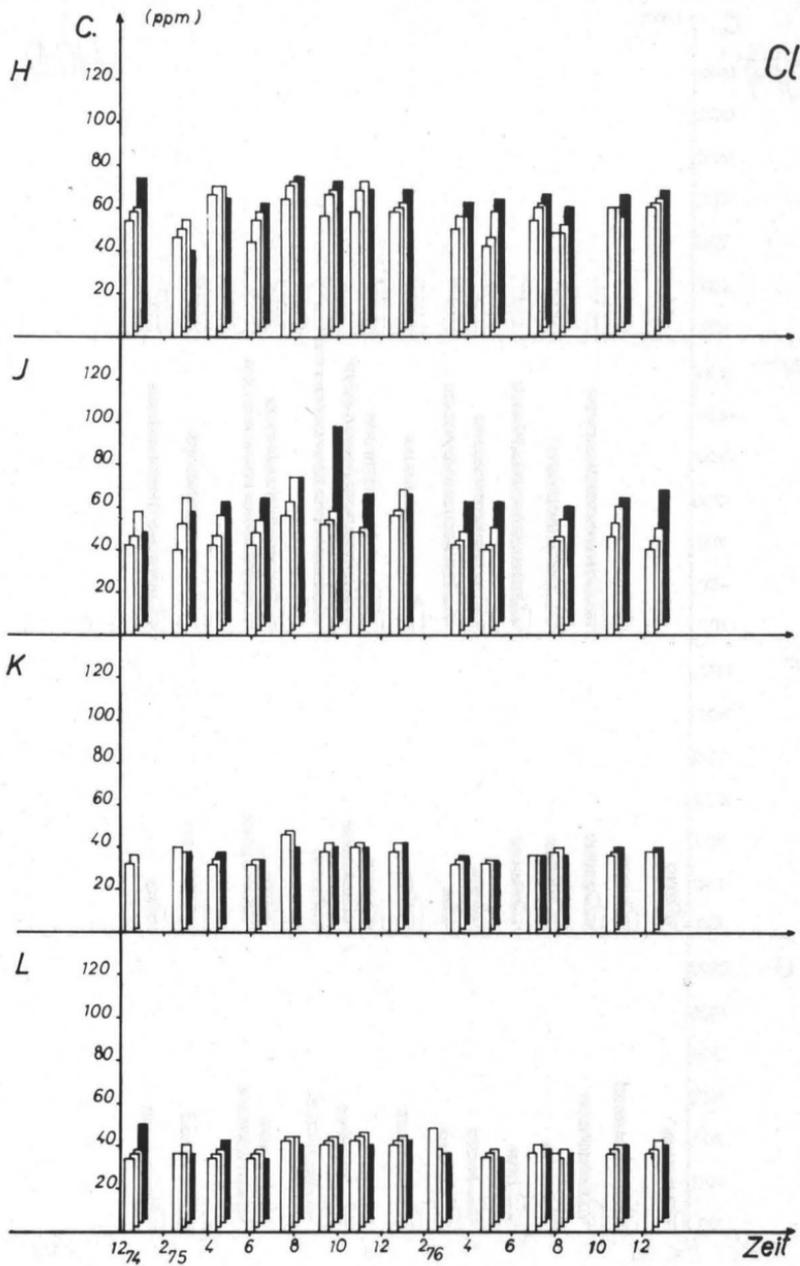
Anhang 1

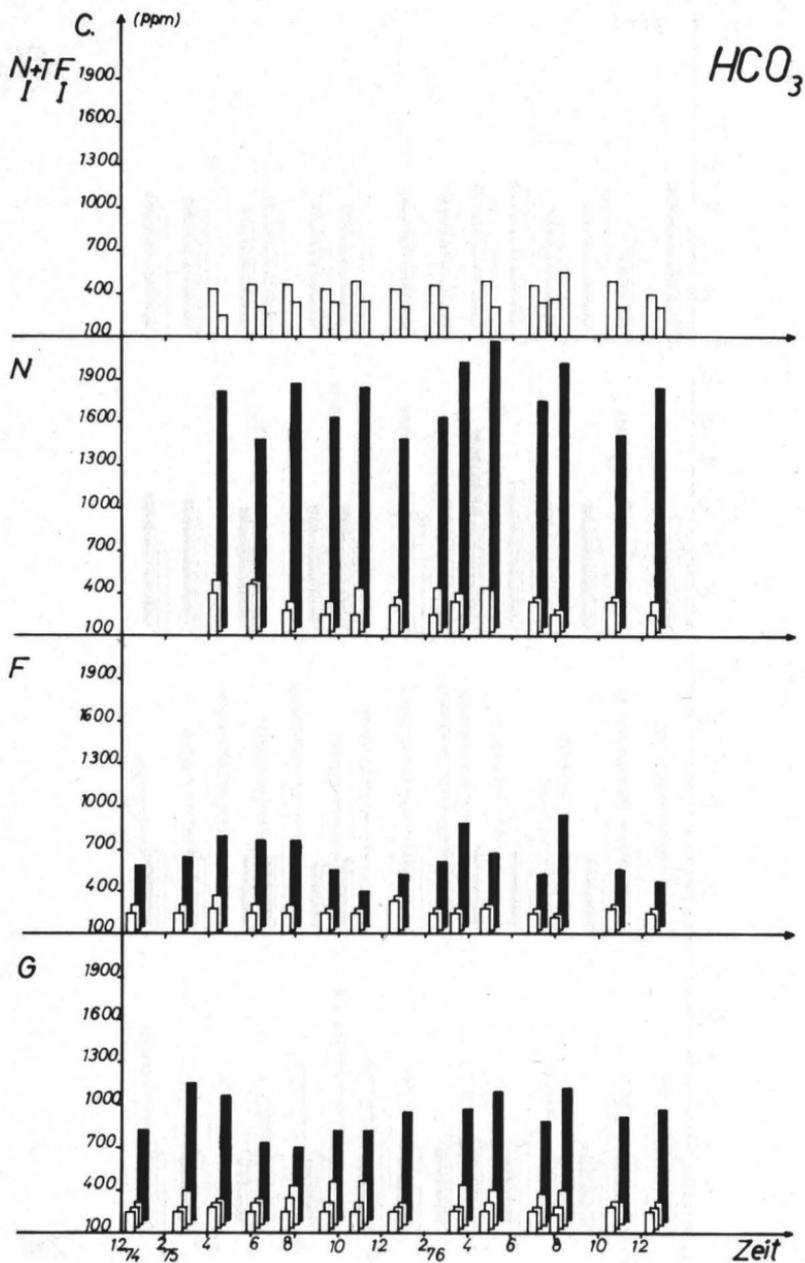
Wasser- und Porenwasseruntersuchungen Berliner Gewässer.
Methodik und nähere Erläuterungen siehe Kapitel 4 (Chemie
der Gewässer).

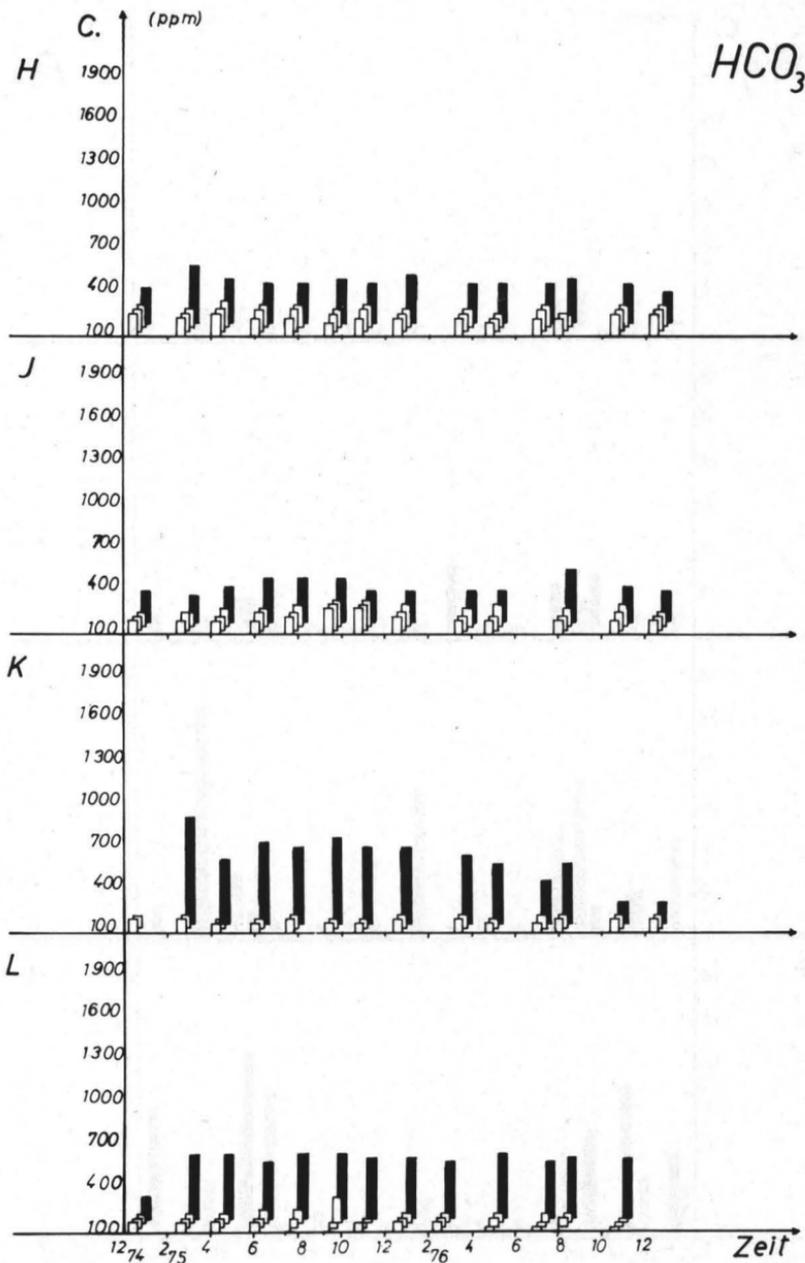


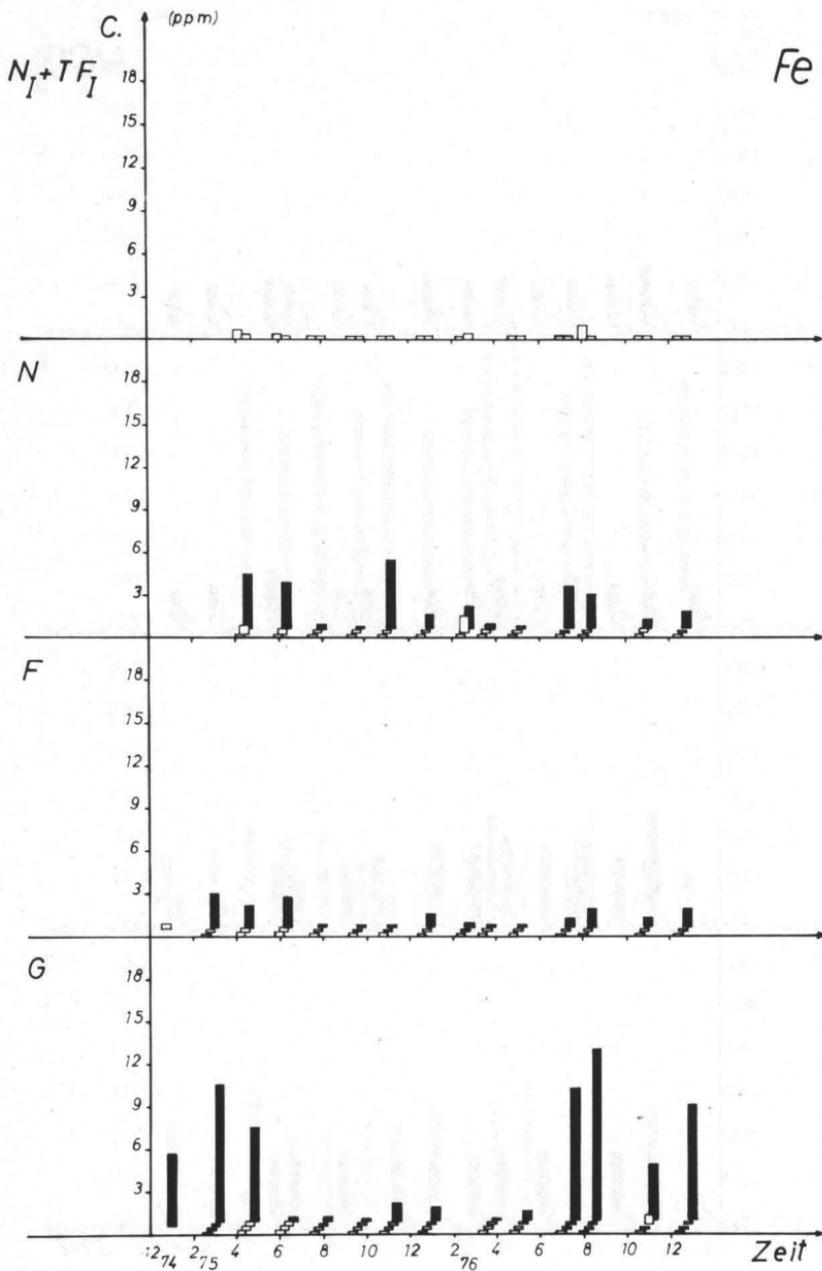


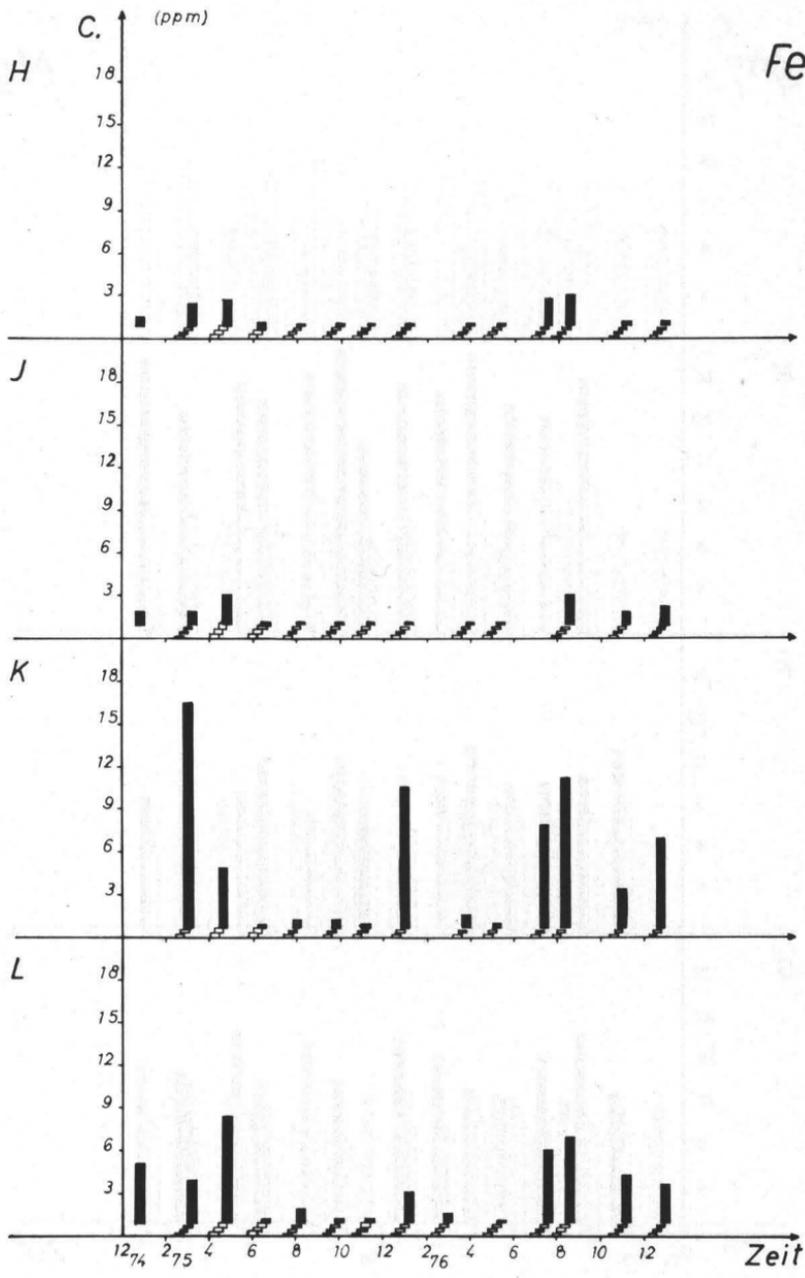


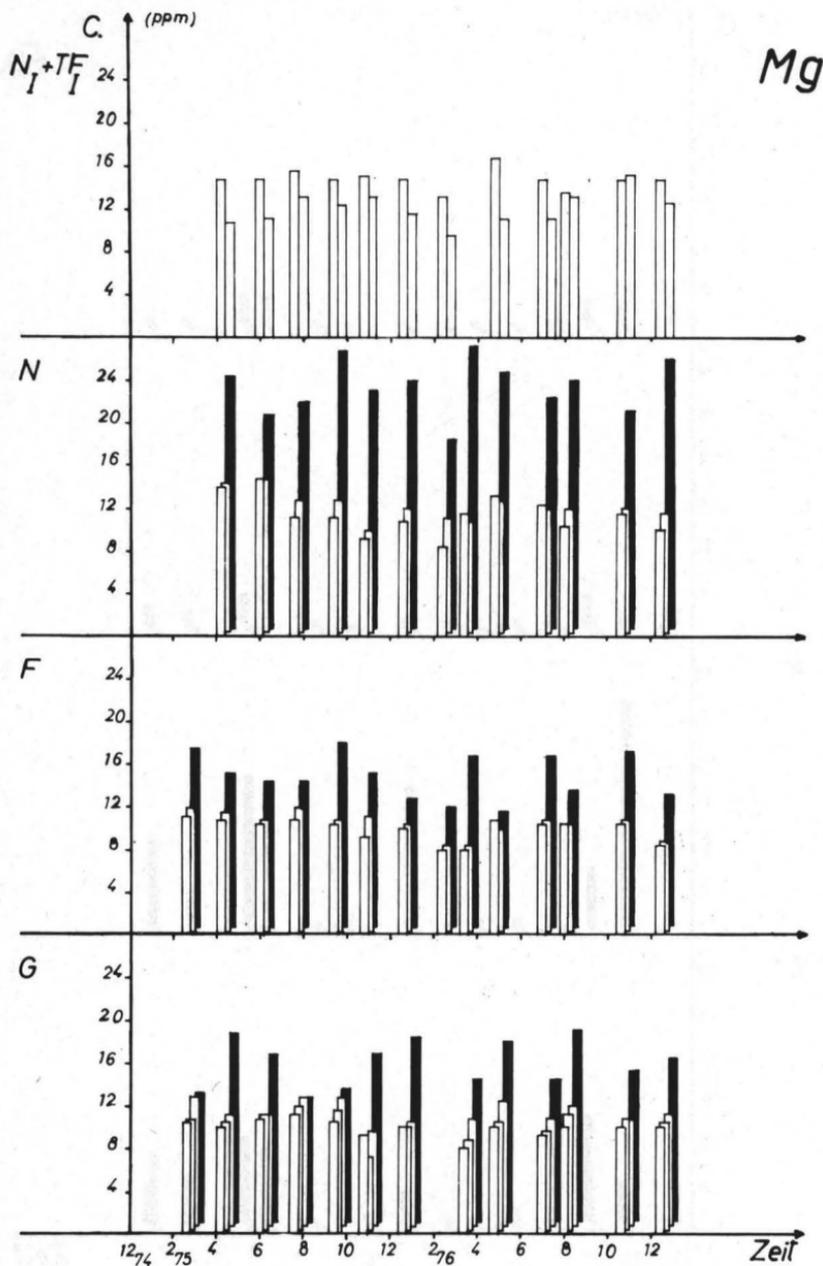


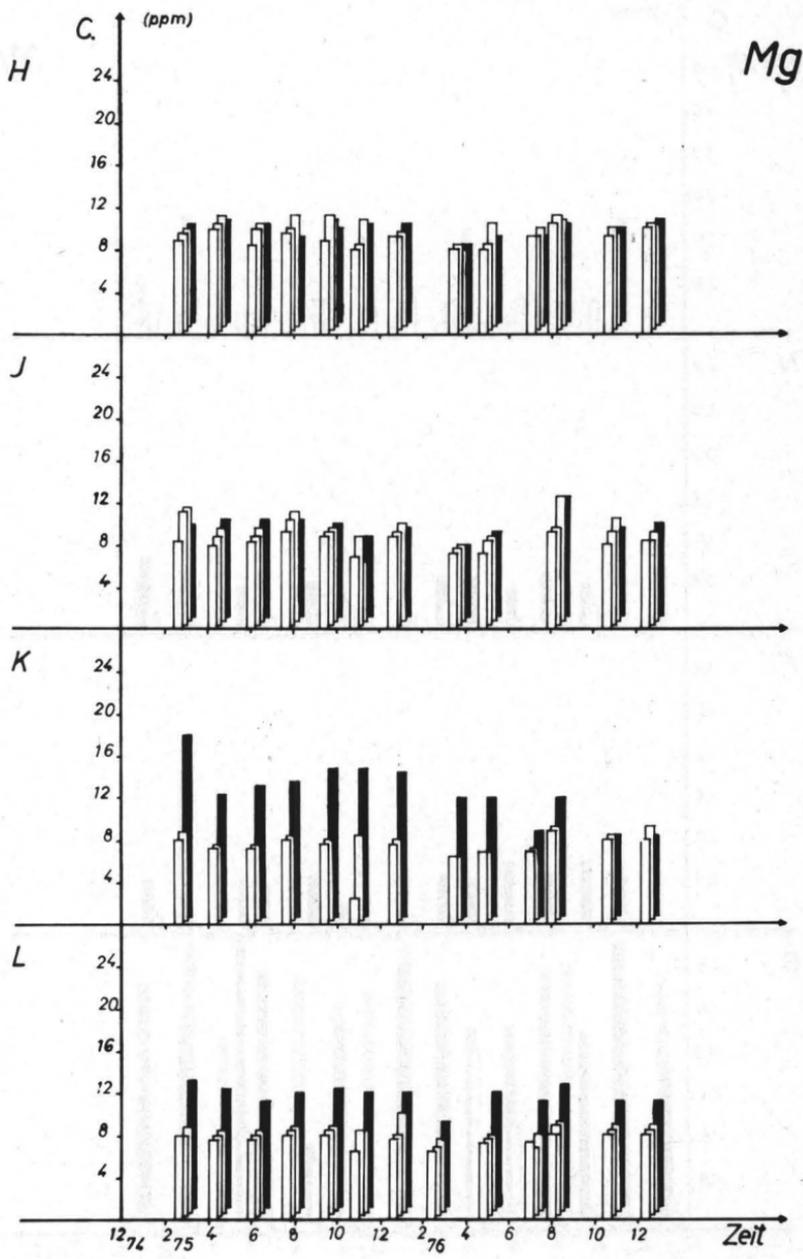


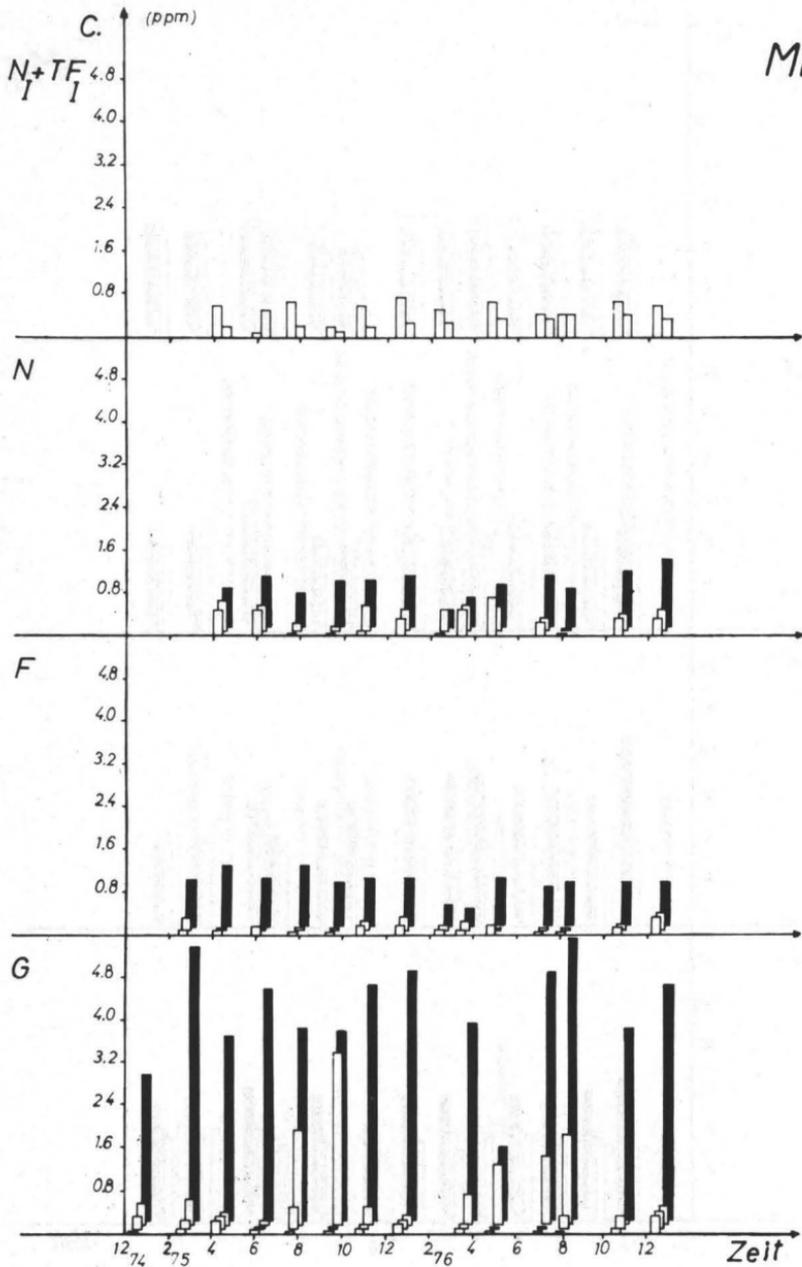


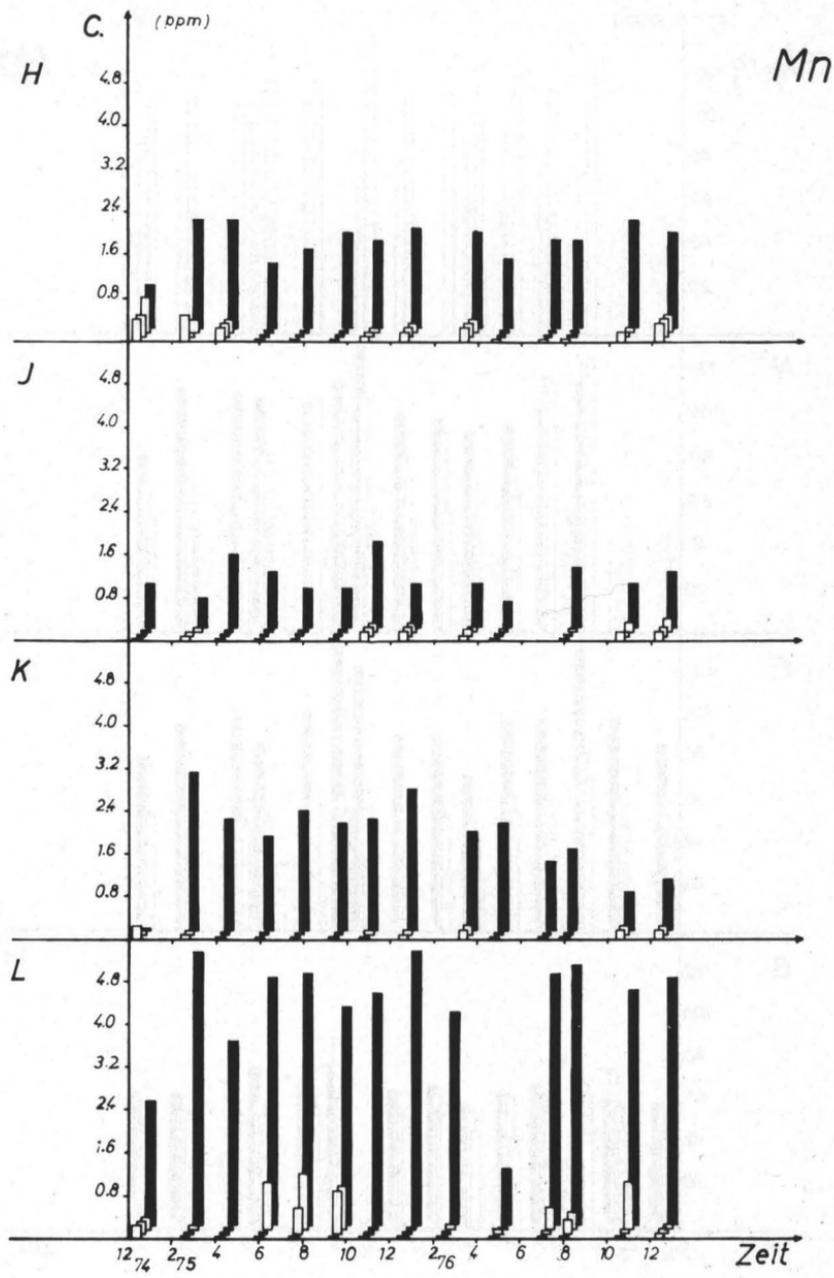


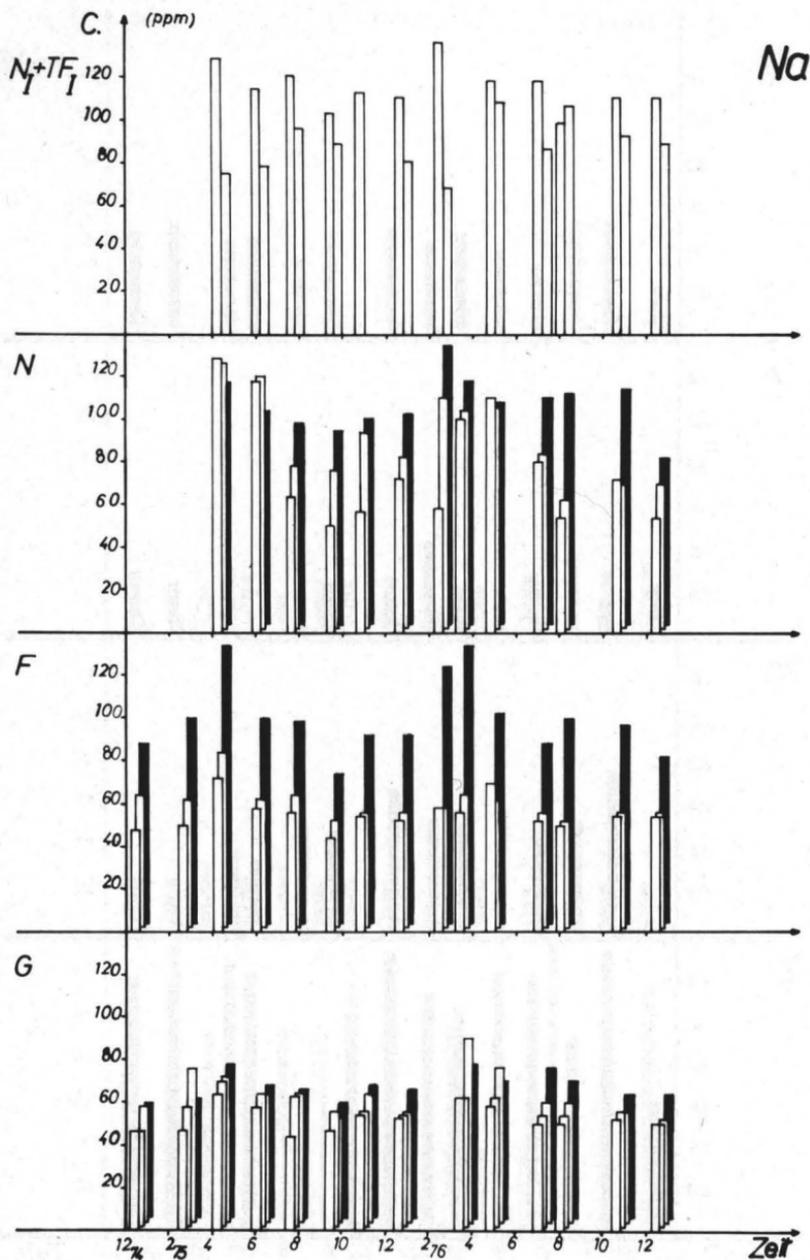


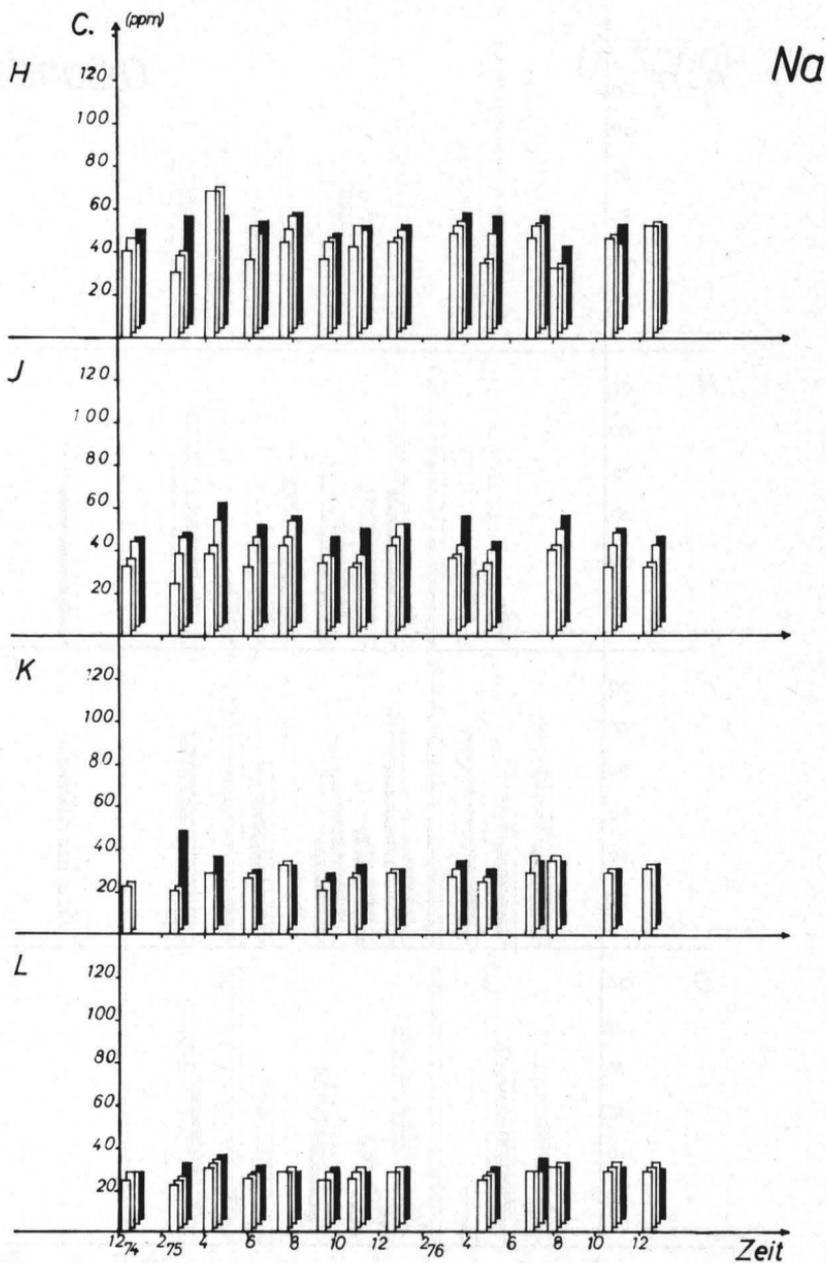


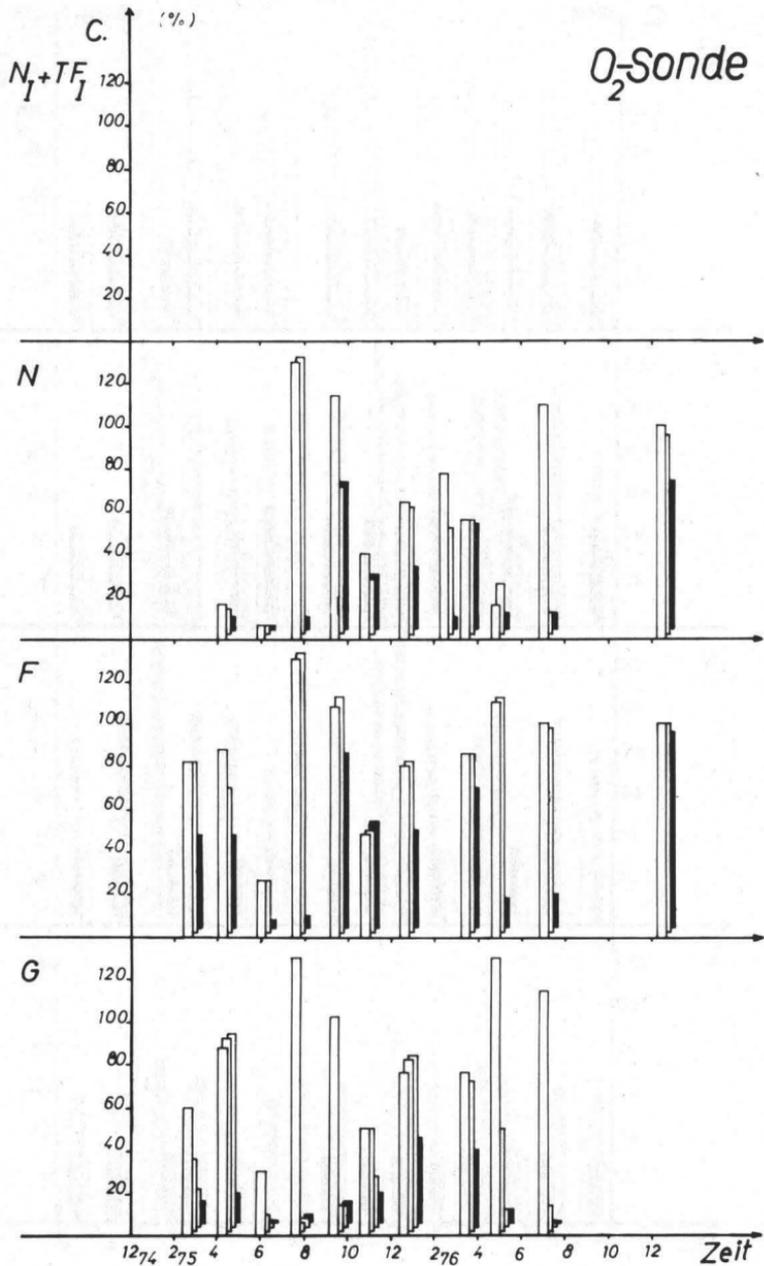


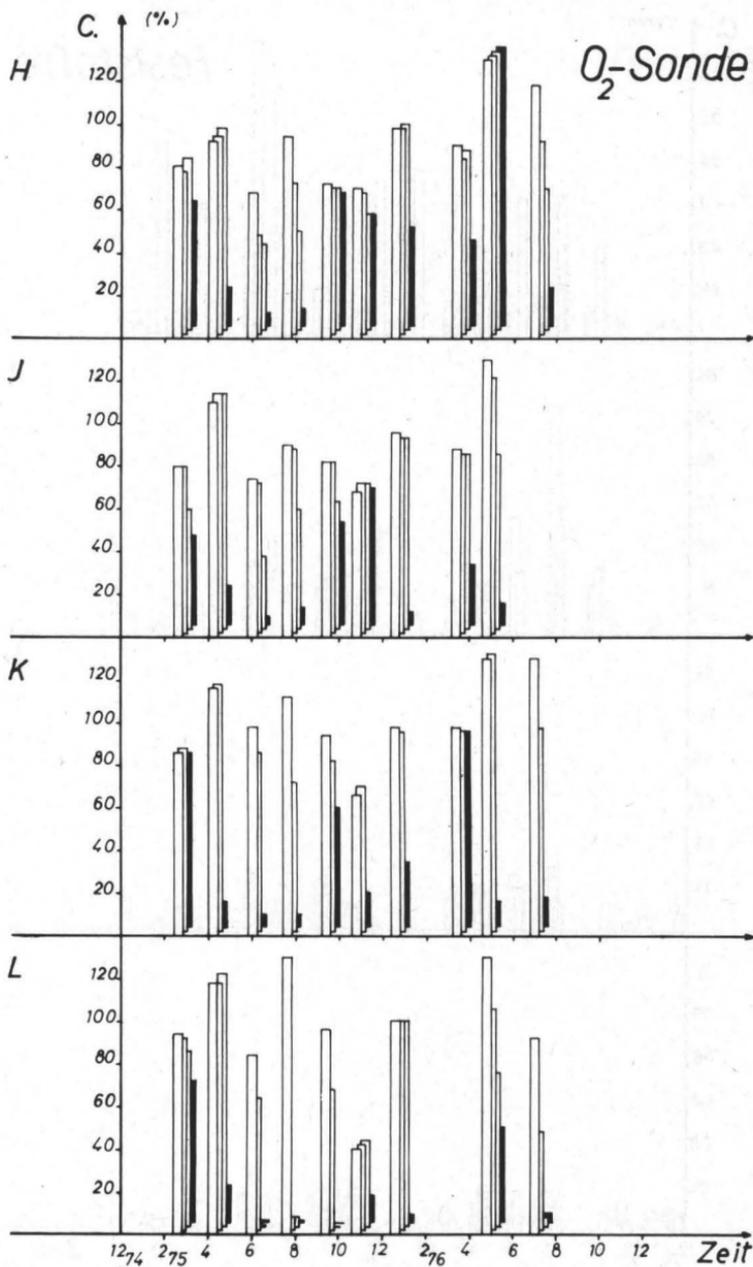


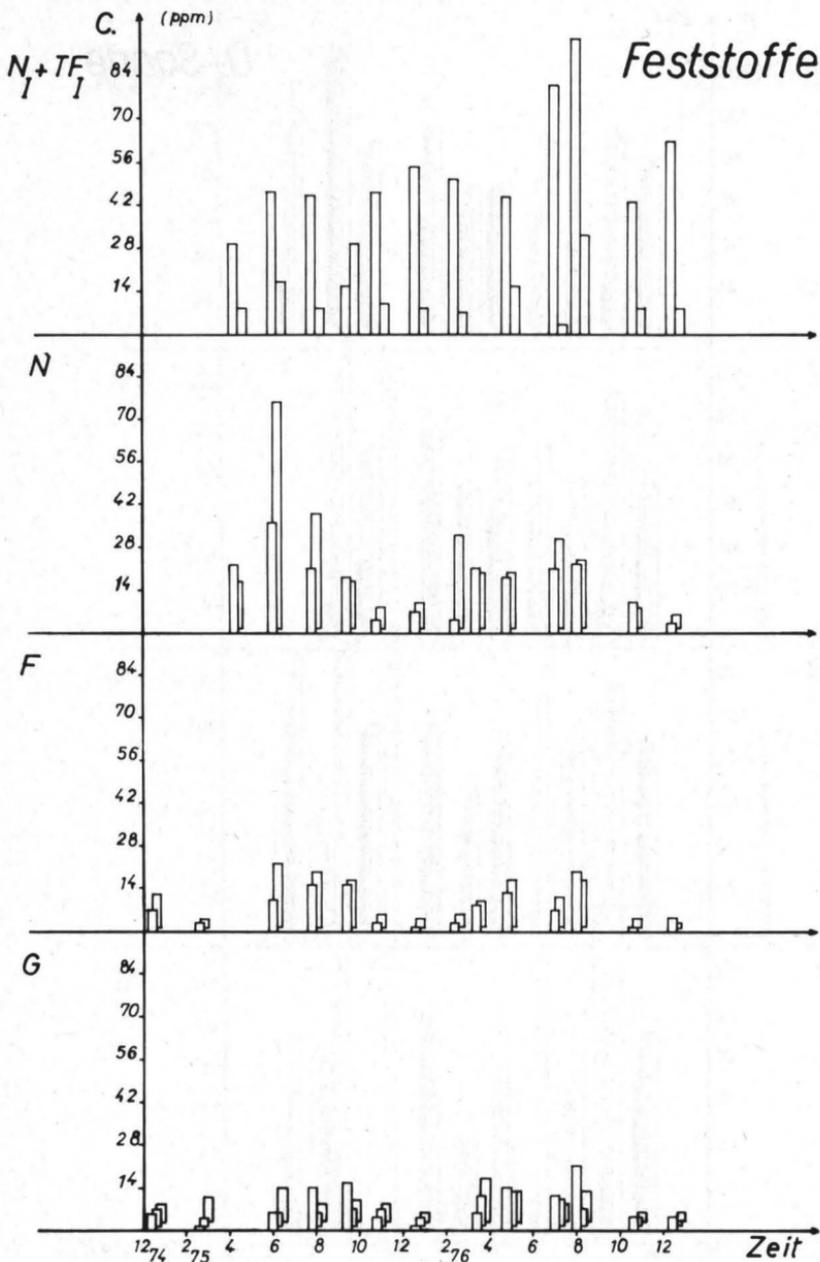


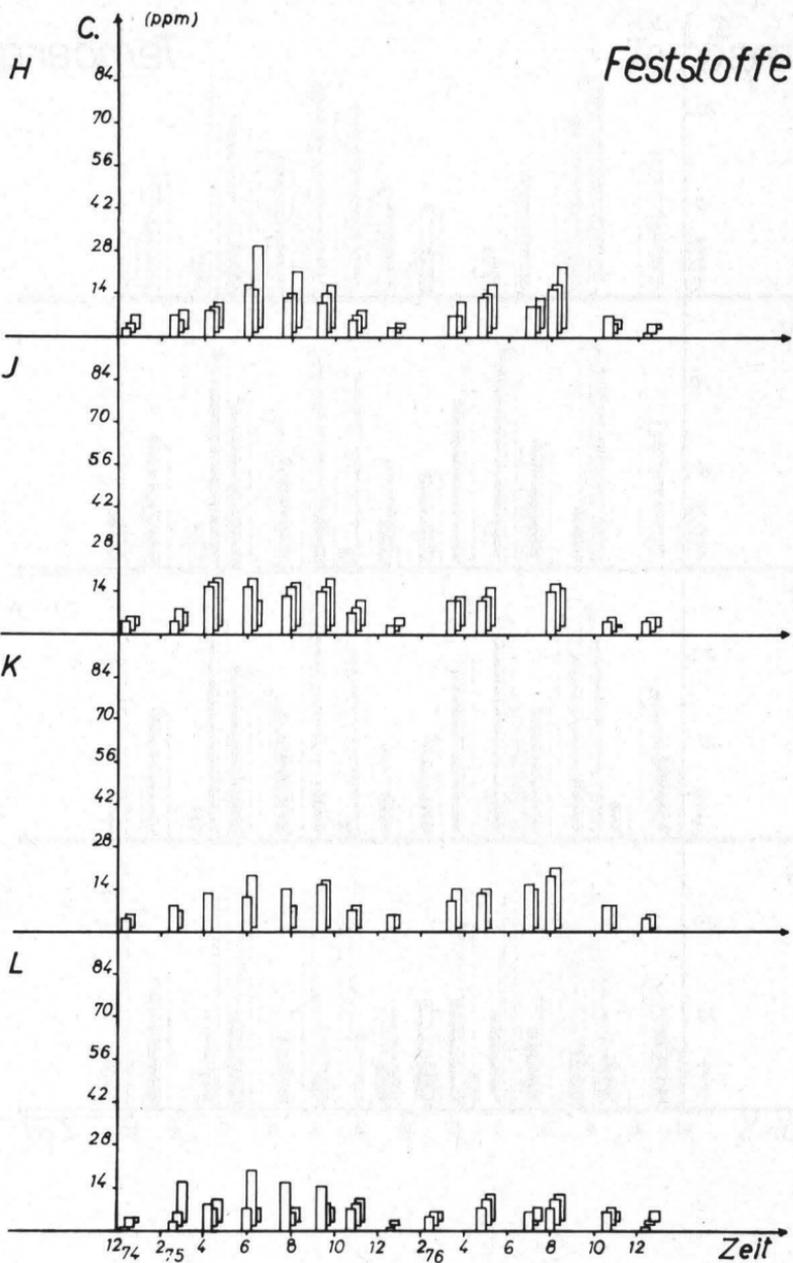




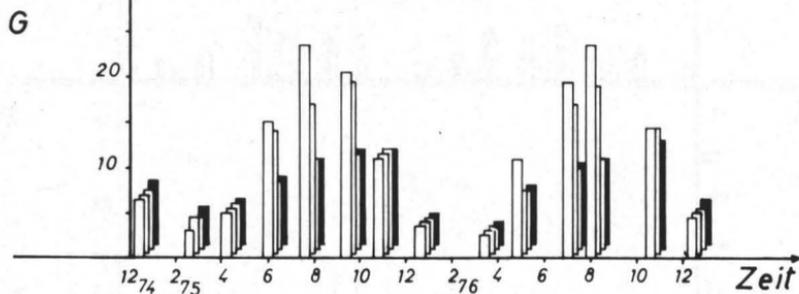
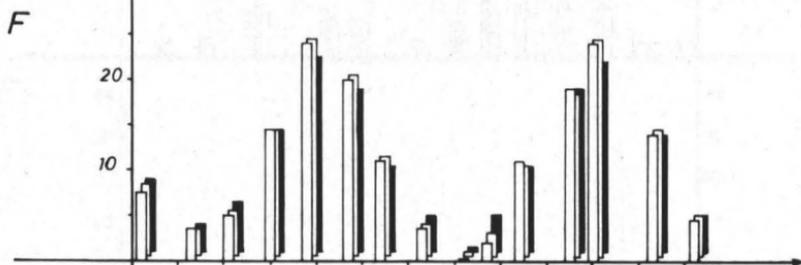
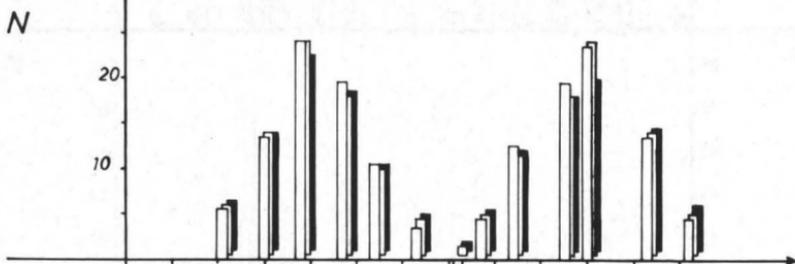
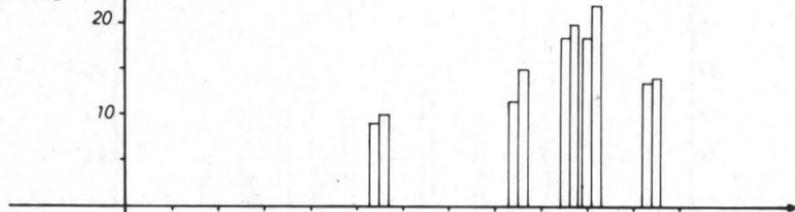


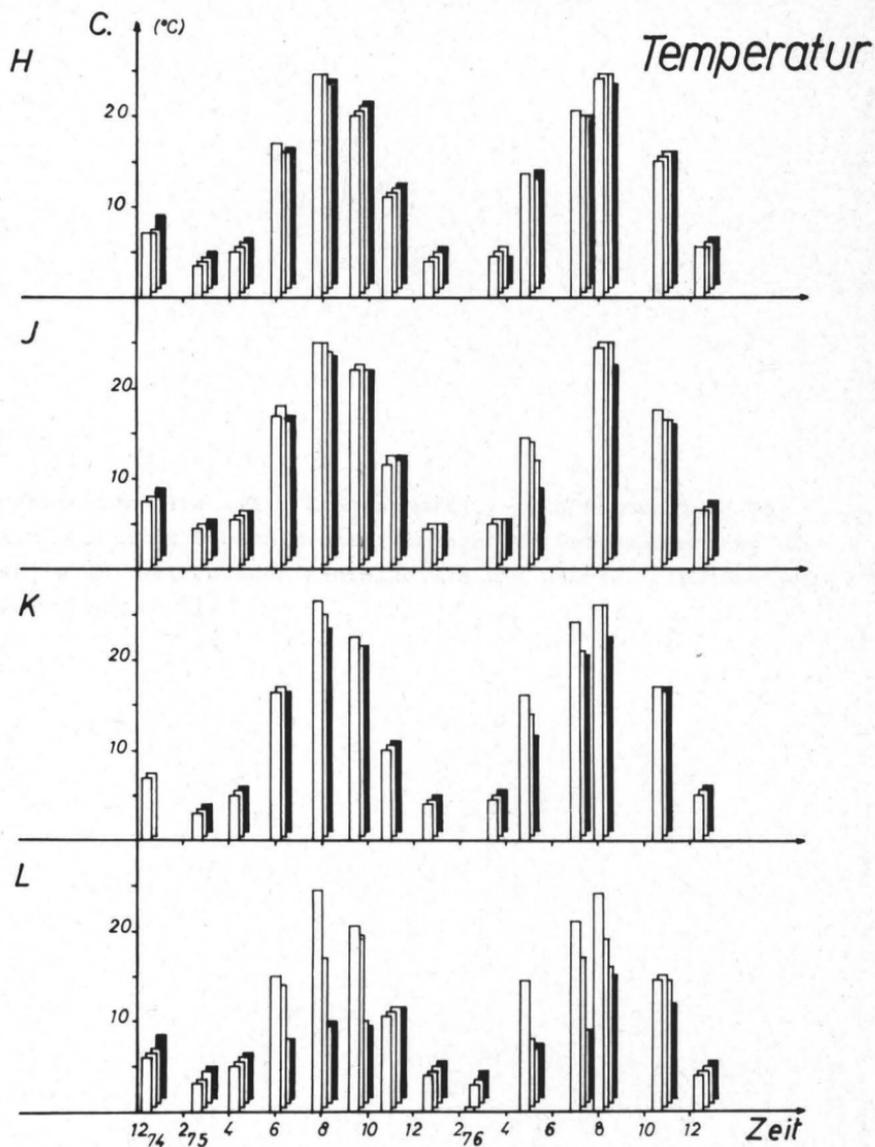






$N_1 + TF_1$ C. (°C) *Temperatur*



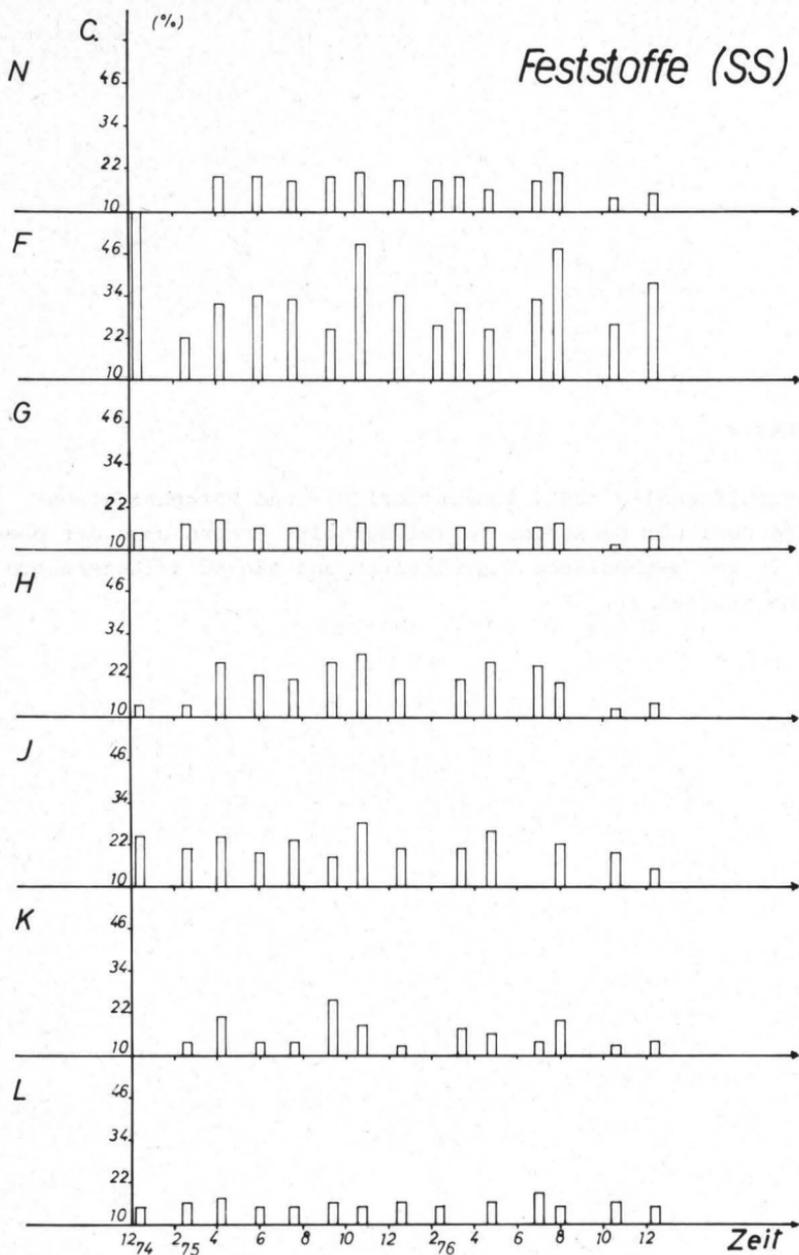


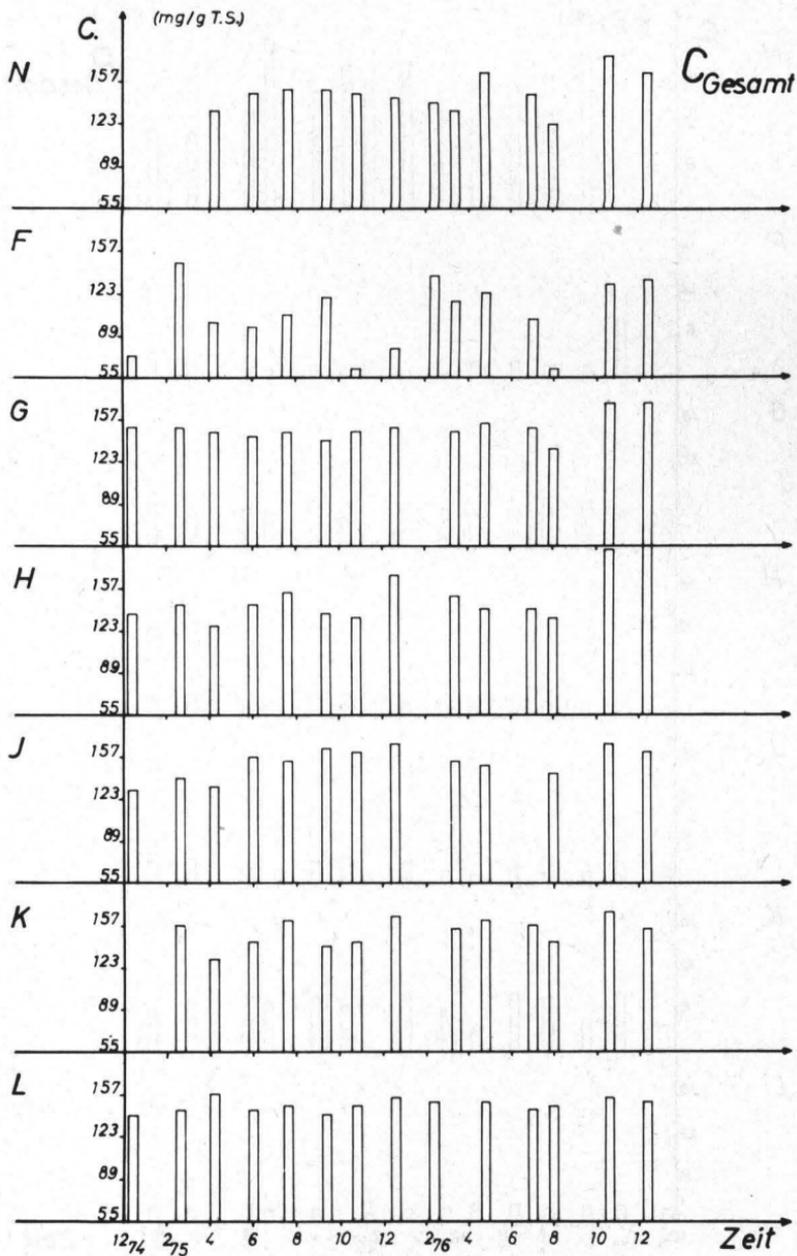
1870

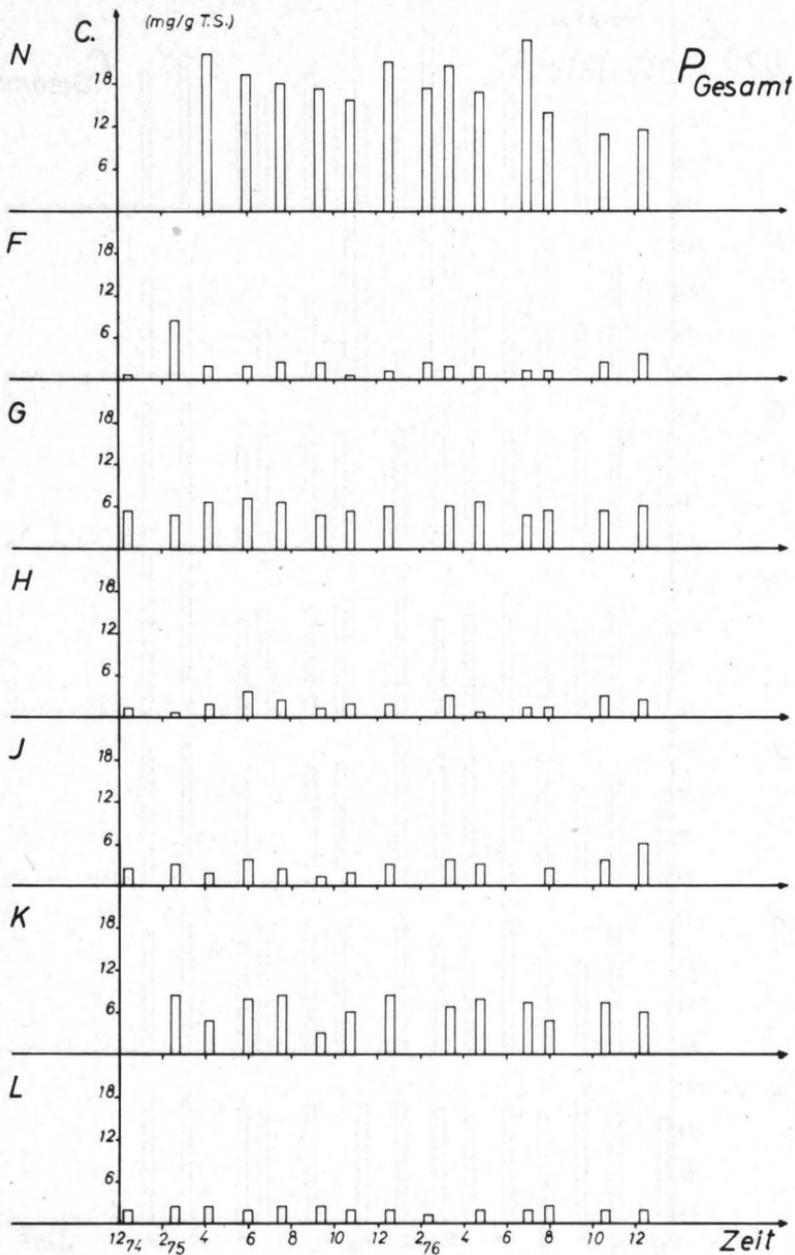


Anhang 2

Feststoffgehalte (SS), Kohlenstoff(C)- und Phosphat(P)-Gehalte Berliner Seesedimente (wiederholte Probennahme der oberen 20 cm; methodische Einzelheiten und nähere Erläuterungen siehe Kapitel 3).







the 1970s, the 1980s, and the 1990s. The 1970s were characterized by a strong emphasis on the environment and social justice.

The 1980s were characterized by a strong emphasis on economic growth and individualism.

The 1990s were characterized by a strong emphasis on globalization and multiculturalism.

The 2000s were characterized by a strong emphasis on technology and the internet.

The 2010s were characterized by a strong emphasis on social media and the environment.

The 2020s were characterized by a strong emphasis on the COVID-19 pandemic and social justice.

The 2030s are expected to be characterized by a strong emphasis on artificial intelligence and space exploration.

The 2040s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2050s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2060s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2070s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2080s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2090s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2100s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2110s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2120s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2130s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2140s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2150s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2160s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2170s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2180s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2190s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2200s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2210s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2220s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2230s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2240s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2250s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2260s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2270s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2280s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2290s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2300s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2310s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2320s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.

The 2330s are expected to be characterized by a strong emphasis on space exploration and artificial intelligence.

The 2340s are expected to be characterized by a strong emphasis on sustainable development and renewable energy.

The 2350s are expected to be characterized by a strong emphasis on aging populations and healthcare.