

Die Herkunft eutrophierender Stoffe beim Pfäffiker- und Greifensee

Von

PETER PLEISCH

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	129
I. Problemstellung	129
II. Untersuchungsprogramm und Methodik	130
A. Probenahmestellen	130
B. Untersuchungsmethodik	134
1. Chemische und bakteriologische Untersuchungen	134
2. Experimentell algologische Wachstumsteste (Algentiterversuche)	135
a) Rohkulturen	135
b) Reinkulturen	136
III. Charakteristik der Einzugsgebiete	138
A. Geographische Verhältnisse	138
B. Wasserführung	140
1. Der jährliche Abfluss	140
2. Die Wasserführung an den Probenahmetagen	143
IV. Limnologische Charakterisierung der Seezuflüsse	145
A. Pfäffikerseezuflüsse	145
B. Greifenseezuflüsse	148
1. Charakterisierung der einzelnen Zuflüsse	148
2. Die Beurteilung der Greifenseezuflüsse aufgrund der Tests mit Rohkulturen	167
3. Die Bedeutung des Phosphat- und Nitratgehaltes in Bachwässern für das Algenwachstum in Rohkulturen	168
4. Vergleich zwischen Rohkulturen und Reinkulturen	169
C. Das Gewässersystem der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster	171
1. Die Zuflüsse der Mönchaltorfer Aa	171
2. Die Zuflüsse des Aabaches Uster	174
3. Die Mündungswässer beider Zuflüsse	175

D. Die Wasserqualität in Abhängigkeit des Einzugsgebietes und der Wasserführung	175
1. Phosphate	176
2. Anorganische Stickstoffverbindungen	181
3. Sauerstoffgehalt	183
4. Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden und Kaliumpermanganatverbrauch	184
5. Chloride	185
6. Karbonathärte und pH-Wert	186
7. Keimzahl und coliforme Keime	187
E. Tagesprofile	187
F. Hochwasseruntersuchungen	190
1. Vorgehen	190
2. Die Wasserqualitäten im Verlaufe des Hochwassers	192
3. Sedimentation der Schwemmstoffe	194
4. Die Bedeutung der Hochwässer für die Algenproduktion im See	194
G. Nährstoffgehalt in Kläranlageabflusswässern	196
1. Die Gewässerschutzplanung im Einzugsgebiet des Pfäffikersees und Greifensees	196
2. Untersuchungsprogramm	198
3. Analysenresultate	198
4. Der Reinigungseffekt als Funktion der Belastung der Anlagen	200
5. Der Nährstoffanteil der Abwässer am Gesamtzufluss des Greifensees	201
6. Experimentell-algologische Wachstumsteste mit Kläranlageabflusswässern	202
V. Limnologische Charakterisierung der Seabflüsse	204
A. Wasserführung	204
B. Pfäffikersee	206
C. Greifensee	208
1. Tagesprofile	211
2. Experimentell-algologischer Versuch zur Ermittlung der wachstumsbegrenzenden Nährstoffe beim Seabfluss am 3.8.1967	213
VI. Stoffhaushalt beim Pfäffikersee und Greifensee	214
A. Pfäffikersee	218
B. Greifensee	218
C. Der Stoffrückhalt beider Seen im Sommer, im Winter und in den Übergangsmonaten	219
D. Der Einfluss des Pfäffikersees auf den Nährstoffhaushalt des Greifensees	221
E. Vergleich der Verhältnisse von 1967/68 mit 1951	221
Zusammenfassung	224
Summary	226
Literaturverzeichnis	228

Vorwort

Über die beiden stark eutrophierten Zürcher Seen sind schon frühzeitig Arbeiten veröffentlicht worden, die auf die Gefahren zunehmender Verschmutzung aufmerksam machten. Seit 1951 werden in diesem Gebiet auch Kläranlagen gebaut, ohne dass bisher die erhofften Verbesserungen eintraten. In den letzten Jahren wurden auch von seiten der Öffentlichkeit immer dringendere Appelle laut, alles zu unternehmen, um die bestehenden Verhältnisse zu verbessern.

Mein persönliches Vorhaben, die Verschmutzungsquellen beim Greifensee aufzudecken, ist somit auf ein breites Interesse gestossen, was meine Arbeit sehr gefördert hat. So wurde durch Anregung und finanzielle Unterstützung des «*Verbandes zum Schutze des Greifensees*» eine Erweiterung der Untersuchungen beim Aabach Uster und bei der Mönchaltorfer Aa ermöglicht.

Herrn Prof. Dr. E. A. THOMAS möchte ich für Überlassung des interessanten Arbeitsgebietes und die grosszügige Unterstützung bei meiner Arbeit herzlich danken. Seine wertvollen Ratschläge und sein freundliches Verständnis für alle meine Anliegen haben mich stets in meinen Bestrebungen unterstützt.

Herrn Prof. Dr. H. WANNER, Direktor des Institutes für Allgemeine Botanik, danke ich für das Interesse, das er meiner Arbeit entgegenbrachte.

Herrn Kantonschemiker Dr. E. ROMANN bin ich dankbar dafür, dass ich alle meine Untersuchungen im kantonalen Laboratorium durchführen konnte.

Auch den Angestellten des kantonalen Laboratoriums möchte ich hier für die bereitwillige Unterstützung meinen Dank aussprechen.

Dem kantonalen Amt für Gewässerschutz und Wasserbau verdanke ich zahlreiche Angaben über die Wasserführung der Seezuflüsse.

Ebenso fühle ich mich den Organen des «*Verbandes zum Schutze des Greifensees*», insbesondere Herrn A. PEYER, zu Dank verpflichtet. Der Verband zum Schutze des Greifensees und die Stiftung der Wirtschaft zur Förderung des Gewässerschutzes in der Schweiz sowie die Naturforschende Gesellschaft in Zürich ermöglichten die Drucklegung der Arbeit durch Kostenbeiträge, die hier besonders verdankt seien.

I. Problemstellung

Noch zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts konnte GUYER (1910) im Greifensee keine Anzeichen von Eutrophierung erkennen. Erst in den Gutachten von FEHLMANN (1915), SILBERSCHMIDT (1916) und MINDER (1918) wurde auf die Gefahr von Sauerstoffzehrungen durch die dem See zugeführten organischen Verbindungen aufmerksam gemacht. Als in der Folge zahlreiche Fischsterben auftraten, wurden durch WASER, BLÖCHLIGER und LIEBER (1935) umfangreiche Untersuchungen des Aabaches Uster und des Pfäffikersees sowie des Abwassers von Pfäffikon durchgeführt. Ein Jahr zuvor untersuchten WASER, HUSMANN und BLÖCHLIGER (1934) die Glatt. MÄRKI (1944) äusserte nach eingehenden Untersuchungen im Aabach Uster die Hoffnung, dass durch den Rückhalt organischer Verbindungen in der geplanten Kläranlage der

See wieder seinem biologisch-chemischen Gleichgewicht zugeführt werden könne. THOMAS (1955) hatte berechnet, dass nicht die primäre, sondern die sekundäre Sauerstoffzehrung, das heisst der Abbau von im See synthetisierten Verbindungen die grösste Belastung für den Sauerstoffhaushalt des Tiefenwassers darstellte. Die heutigen alarmierenden Verhältnisse beim Pfäffiker- und Greifensee sind zweifellos auf die überdurchschnittlich starken Algenentwicklungen in diesen Seen zurückzuführen, welche durch hohe Nährstoffgehalte im Wasser unterhalten werden. Als Nährstoffe sind in diesem Zusammenhang alle jene Elemente und Verbindungen zu bezeichnen, die als Einheit die Primärproduktion unterhalten und fördern. Entscheidend für die Wichtigkeit eines Nährstoffes ist dabei nicht die absolute, sondern die relative Konzentration. Diese Nährstoffe werden sowohl aus der Luft als auch durch die zufließenden Wässer in den See gebracht. In eutrophen Seen ergänzen sich beide Nährstoffquellen zu idealen Nährstoffzusammensetzungen für die Algenproduktion. Die rasche Eutrophierung der beiden Seen ist zweifellos auf die erhöhte Nährstoffaddition durch die Zuflusswässer eingeleitet und beschleunigt worden. In der vorliegenden Arbeit setzte ich mir zum Ziel, die für die Eutrophierung verantwortlichen Nährstoffquellen nach Menge und Herkunft zu erfassen.

Erfahrungsgemäss verdienen dabei die beiden Ionen Phosphat und Nitrat grösste Aufmerksamkeit. Vor allem galt es abzuklären, ob diese Düngstoffe in erster Linie vom Waldboden, von der Landwirtschaft, vom geklärten oder vom ungeklärten Abwasser herkommen. Die Pfäffikersee- und Greifenseezufüsse erwiesen sich zur Beantwortung dieser Frage als dankbare Studienobjekte. Waldbäche und intensiv landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiete mit unterschiedlichen Einwohnerzahlen boten sich in idealer Weise für solche Untersuchungen an. Neben der Lokalisierung und quantitativen Bestimmung sämtlicher Nährstoffzufuhr zum See war der Rückhalt dieser Stoffe interessant. Als Ergänzung zur Bestimmung von spezifischen Nährstoffkomponenten der Zu- und Abflusswässer lieferten weitere allgemein limnologische Untersuchungen wertvolle Angaben zur Charakterisierung dieser Gewässer.

II. Untersuchungsprogramm und Methodik

A. Probenahmestellen

(Tabelle 1)

Ende 1966 fanden die ersten Ortsbesichtigungen zur Festlegung der Probenahmestellen statt, denen die Vorarbeiten im Laboratorium folgten. Mit Beginn im März 1967 wurden während eines Jahres sämtliche Zuflüsse und der Ablauf des Pfäffiker- und Greifensees sowie die wichtigsten Zuflüsse des Aabaches Uster und der Mönch-

Abb. 1. Das Einzugsgebiet des Pfäffikersees und des Greifensees. Die punktierten Linien grenzen die Einzugsgebiete beider Seen ab. Aufnahme der Swissair-Photo AG, Zürich (Bewilligung vom 8. Sept. 1969).



Tabelle 1. Probenahmestellen, Charakteristik der Einzugsgebiete und jährliche Wasserführungen

Bezeichnung auf Karte * Abb. 2	Name des Gewässers	Grösse des Ein- zugsge- bietes in km ²	Wald- anteil in %	Ein- wohner- zahl	Ein- wohner pro km ²	jährl. Wasser- führung in m ³ × 10 ⁶
A	Torfrietabfluss	1,4	47	0	0	0,82
B	Kläranlageausfluss Pfäffikon	—	—	5 800	—	1,62
C	Dorfbach Pfäffikon	10,9	35	1 300	120	7,94
D	Auslikerbach	2,3	20	400	170	1,83
E	Chämtnerbach	14,2	30	2 150	150	11,28
183 = F	Pfäffikerseeabfluss	41,6	26	10 400	270	28,05
1	Rorbach	1,56	23	710	455	1,1
2	Unterwisbach	0,27	45	0	0	0,2
3	Murholzbach	0,16	71	0	0	0,1
4	Aschbach	0,86	39	30	35	0,6
5	Rausenbach	0,54	24	60	110	0,4
6	Maurer Dorfbach	2,30	22	1 420	620	1,6
7	Chilenbach	0,68	14	420	620	0,5
8	Kläranlageausfluss Maur (ab November 1967)	—	—	1 450	—	—
9	Islenbach	1,17	23	35	30	0,8
10	Schulhausbach	0,42	33	5	10	0,3
11	Uessiker Dorfbach	1,83	43	250	135	1,3
12	Letzibach	0,40	19	25	60	0,3
13	Rällikerbach	0,72	26	200	280	0,5
14	Seewisenabfluss	0,40	0	0	0	0,3
15 = 151	Mönchaltorfer Aa	45,7	17	14 700	320	30,5
152	Tüftalerbach	7,4	32	3 410	460	4,9
153	Mettlenbach	13,0	15	3 690	280	8,7
154	Aa ob. Mönchaltorf	21,7	14	5 590	260	14,5
155	Gossauer Bach	5,0	17	2 680	540	3,3
156	Unterottikerbach	3,8	8	870	230	2,5
157	Aa unterhalb Grüningen	7,3	14	1 870	260	4,9
16	Aawisenabfluss	0,7	15	0	0	0,4
17	Tüfenbach	8,1	16	1 000	120	4,8
18 = 186	Aabach Uster	73,4	24	28 300	390	50,6
181	Wildbach	15,3	27	4 630	300	12,7
182	Ländenbach	3,2	9	350	110	2,6
184	Kläranlageausfluss Wetzikon	—	—	11 500	—	2,76
185	Aabach oberhalb Uster	—	—	—	—	—
19	Aabach Kanal = Aabach inklusive Kläranlageabfluss Uster	73,4	24	47 300	640	56,4
20	Jungholzbach	0,2	95	0	0	0,1
21	Dorfbach Greifensee	8,4	26	1 400	170	5,0
22	Greifenseeabfluss	163,4	20	67 500	430	109,1

* Die Nummern und Buchstaben sind in der Reihenfolge der Probeentnahmen angegeben: A–F = Pfäffikerseezuflüsse und Abfluss 1–22 = Greifensee zuflüsse und Abfluss, 151–157 und 181–186 = Mönchaltorfer Aa und Aabach Uster.

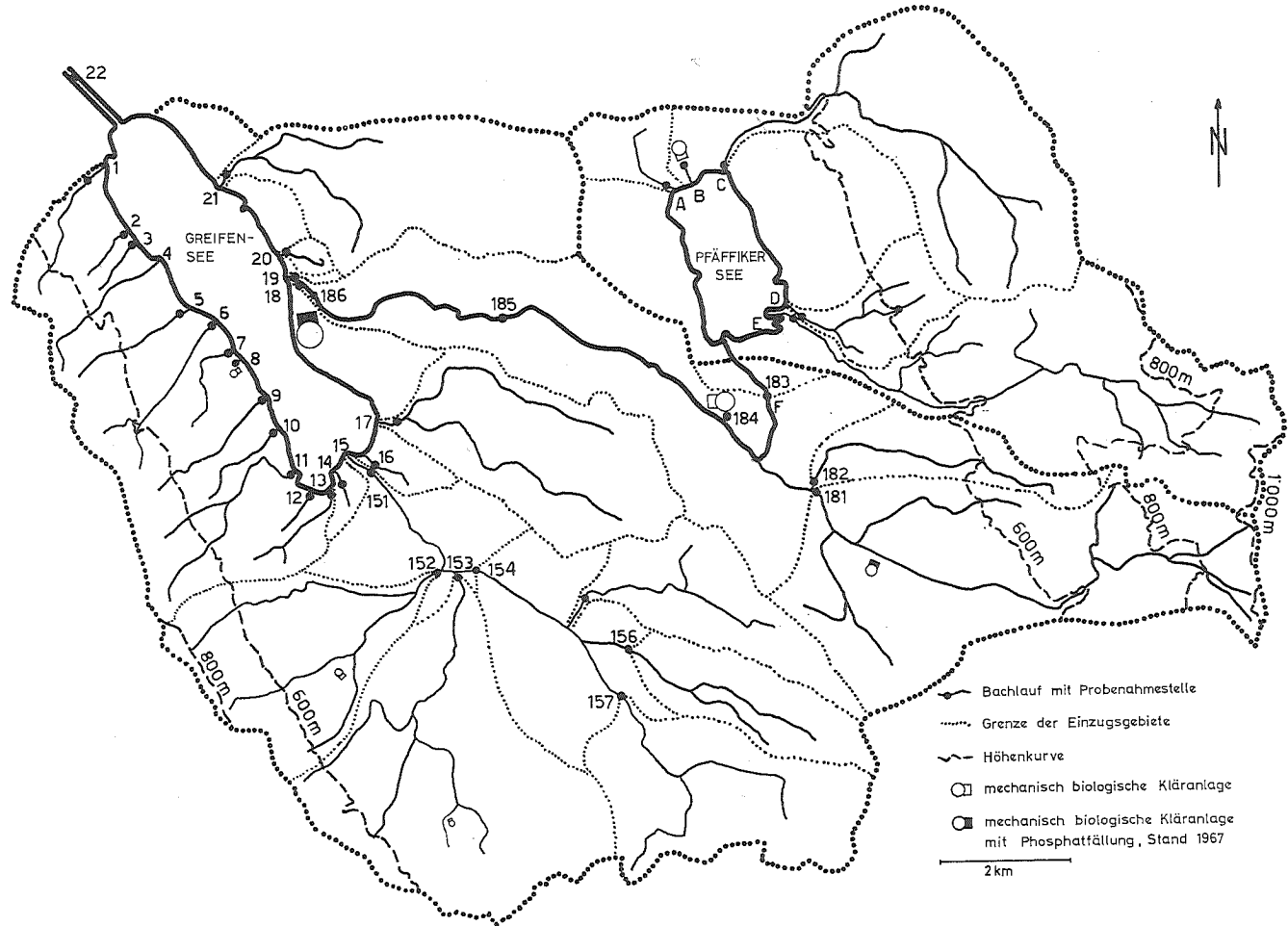


Abb. 2. Probenahmestellen und Einzugsgebiete der untersuchten Zuflüsse des Pfäffikersees und des Greifensees.

altorfer Aa monatlich untersucht. Die Probenahmen beim Pfäffikersee, dem Greifensee und den Zuflüssen des Aabaches Uster und der Mönchaltorfer Aa wurden an je drei verschiedenen Tagen entnommen. Die Zuflüsse und der Abfluss des Pfäffikersees wurden vom kantonalen Laboratorium gefasst und analysiert, die übrigen Wässer vom Verfasser. Die Zahl der Probenahmestellen betrug beim Greifensee 22, beim Aabach Uster und der Mönchaltorfer Aa 13 und beim Pfäffikersee 6 (Abb. 2). Mit den fünf untersuchten Zuflüssen des Pfäffikersees wurden ca. 80%, mit den 21 Zuflüssen des Greifensees ca. 96% des gesamten Zuflusswassers erfasst. Die Wasseranalysen bei den drei Untersuchungsprogrammen umfassten folgende Bestimmungen:

Pfäffikersee, Zuflüsse und Abfluss: Temperatur, pH-Wert, Gesamtphosphor, Phosphat, Nitrat, Ammoniak, Nitrit, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden, Kaliumpermanganatverbrauch und Karbonathärte.

Greifensee, Zuflüsse und Abfluss: Zusätzlich zu den beim Pfäffikersee genannten Bestimmungen: Chlorid, Eisen, Keimzahl, coliforme Keime und experimentell-algologische Wachstumsteste (Argentiterversuche). Wachstumsteste mit Rohkulturen wurden bei allen Wasserproben, mit Reinkulturen nur bei 10 Zuflüssen und dem Abfluss durchgeführt: beim Rorbach, Murholzbach, Maurer Dorfbach, Uessiker Dorfbach, bei der Mönchaltorfer Aa, beim Tüfenbach, Aabach Uster, Aabach Kanal, Jungholzbach und Dorfbach Greifensee.

Aabach Uster und Mönchaltorfer Aa: Temperatur, pH-Wert, Phosphat, Nitrat, Ammoniak, Kaliumpermanganatverbrauch, Karbonathärte, Keimzahl und coliforme Keime.

Tagesprofile wurden beim Rorbach, bei der Mönchaltorfer Aa und dem Aabach Uster aufgenommen. Hochwasseruntersuchungen beim Rausenbach und bei der Mönchaltorfer Aa bezweckten, die Auswaschungen unter extremen Verhältnissen zu beobachten. Alle Abflüsse der Kläranlagen wurden je ein- bis zweimal während 24 Stunden auf die Phosphor- und anorganischen Stickstoffverbindungen untersucht.

B. Untersuchungsmethodik

Die Wasserproben wurden überall kurz vor der Mündung an einer gut zugänglichen Stelle entnommen. Beim Aabach Uster, der Mönchaltorfer Aa und bei den Seeabflüssen mussten zur Erfassung des Hauptstromes die Schöpfproben von einer Brücke aus entnommen werden. Die Temperatur und der pH-Wert wurden an Ort und Stelle gemessen, die übrigen Analysen anschließend im kantonalen Laboratorium durchgeführt. Die Bestimmungen erfolgten nach folgenden Methoden:

1. Chemische und bakteriologische Untersuchungen

Phosphat	mit Molybdän-Wolfram-Reagens, nach CZENSNY (1938):
Gesamtphosphor	aus dem Glührückstand, nach der Phosphatmethode, vgl. CZENSNY (1938);
Nitrat	mit Natriumsalicylat, nach MÜLLER und WIDEMANN (1955);

Nitrit	mit Diazo-Reagens, nach GRIESS ILOSVAY-LUNGE (TREADWELL, 1949);
Ammoniak	nach dem deutschen Einheitsverfahren (1960);
Karbonathärte	mit n/10 HCl gegen Methylorange, nach dem Schweizerischen Lebensmittelbuch (1937);
Kaliumpermanganatverbrauch	nach dem Schweizerischen Lebensmittelbuch (1937);
Sauerstoffgehalt	nach WINKLER (OHLE, 1953);
Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden	Differenz zwischen dem Anfangssauerstoffgehalt und dem Gehalt nach 48stündigem Aufenthalt in Dunkelheit bei 20°C;
Chlorid	nach SCHNEEBELI und STAUB (1945);
Eisen	nach dem deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung E ₁ (1960);
Keimzahl	auf PC-Agar, nach fünf Tagen bei 20°C, nach der American Public Health Association in Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater (1962);
Coliforme Keime	auf Endo-Agar, nach 48 Stunden bei 35°C nach der American Public Health Association in Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater (1962).

2. Experimentell algologische Wachstumsteste (Algentiterversuche)

a) Rohkulturen

100 ml Bachwasser wurden in 200-ml-Erlenmeyerkolben gebracht, mit Becherglas abgedeckt und in den Lichtschrank gestellt (Abb. 3). Nach 14 Tagen wurde die



Abb. 3. Lichtschrank für Algenkulturen bei geöffneten Türen.

Differenz des Kaliumpermanganatverbrauches zwischen dem Ausgangswasser und dem Kulturwasser bestimmt. In nährstoffreichen Wässern war die logarithmische Wachstumsphase für rasch wachsende Algen nach 14 Tagen abgeschlossen (Abb. 4 A). In Rohkulturen wurden die synthetischen Leistungen somit durch natürlich vorkommende Algenkeime vollbracht, die sich entsprechend dem Nährstoffangebot unter Laboratoriumsbedingungen im Konkurrenzkampf durchzusetzen vermochten. Obwohl die Algenzahl in jedem Wasser verschieden war, genügten die vorhandenen Algenkeime, um unter Laboratoriumsbedingungen das ganze Jahr hindurch nach wenigen Tagen in Vermehrung überzugehen. Nie konnte festgestellt werden, dass Mangel an Keimmaterial Ursache geringer oder keiner Primärproduktion war. Bei der Produktionsmessung anhand der Oxydierbarkeit können methodisch bedingte

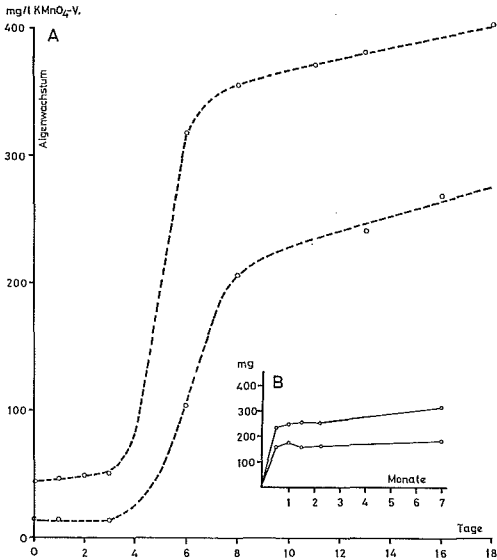


Abb. 4. Wachstumskurven von Rohkulturen (Kaliumpermanganatverbrauch): A = über kürzere, B = über längere Zeiträume.

Fehler auftreten. Die Oxydierbarkeit der verschiedenen Primärproduzenten ist nicht für alle Arten gleich, wie in Abschnitt 2b) für *Raphidonema* und *Dictyosphaerium* dargelegt. Dies könnte das Verhältnis zwischen experimentell ermitteltem Wachstum und den effektiven synthetischen Leistungen bei stark unterschiedlichen Oxydierbarkeiten der Biozönosen verfälschen. Die Biozönosen stellen aber keine zufälligen Zusammensetzungen von Organismen dar, sondern stehen in enger Beziehung zum Chemismus des entsprechenden Nährmediums und unterliegen besonderen Gesetzmässigkeiten. Die Beziehung zwischen Wasserqualität und Gewässerbiozönose ist schon früh erkannt worden und findet in der biologischen Beurteilung der Wassergüte (ökologische Methode) Anwendung.

Makroskopisch betrachtet erschienen die gewachsenen Biozönosen in nährstoffreichen Wässern nach 14 Tagen als grüner, meist an Boden und Glaswänden anhaftender Belag. Bei längerem Aufbewahren dieser Kulturen im Lichtschrank begannen die Algen von Bakterien, Pilzen und Protozoen vollständig überwuchert zu werden, worauf sie nach drei bis vier Wochen vollständig abstarben oder in Dauerstadien übergingen. Nach einem Monat waren meistens keine chlorophyllhaltigen Zellen mehr vorhanden. Die Oxydierbarkeiten der Kulturen blieben aber ohne Verminderung noch über mehrere Monate unverändert (Abb. 4B). Im Gegensatz zu den Lichtschrank-Kulturen entwickeln sich bei Tageslicht-Kulturen nach mehreren Wochen Blaualgen (THOMAS, 1953).

b) Reinkulturen

100 ml Rohwasser wurden in 200-ml-Erlenmeyerkolben abgefüllt, mit Becherglas abgedeckt und sterilisiert. Nach der Abkühlung wurde das Wasser während 24 Stunden stehen gelassen (Gasaustausch) und anschliessend mit Algen beimpft. Die Proben wurden in den Lichtschrank gestellt und die Oxydierbarkeit nach Abschluss des poten-

tiellen Wachstums bestimmt. Die Stammkulturen wurden nach der von DEMMERLE (1966, Seite 211) beschriebenen Methode gehalten. Die Überimpfung auf neue Nährböden erfolgte jeweils 14 Tage vor Beimpfung der Wasserproben. Um eine eventuelle Nährstoffübertragung vom Kulturagar in die Wasserprobe zu verhindern, wurden die Reinkulturen zuerst 2 Tage in physiologische Kochsalzlösung gebracht, wo auch die Impfkonzentrationen photometrisch eingestellt werden konnten. Als Testorganismen dienten *Raphidonema*, das schon bei DEMMERLE für gleiche Versuche im Rheinwasser zur Anwendung gelangte, und *Dictyosphaerium*, das sich aufgrund von Vorversuchen als besonders geeignet erwiesen hatte. Beide Algen stammten aus der Sammlung von Herrn Prof. THOMAS. Bei *Raphidonema* wurde durch Beimpfung eine Anfangskonzentration im Kulturwasser von 5000 bis 10000 Zellen pro Milliliter, bei *Dictyosphaerium* von 10000 bis 20000 Zellen eingestellt. Beide Algen erwiesen sich für die vorgesehenen Versuche in 3 wesentlichen Punkten als vorteilhaft:

1. Grosse Anpassungsfähigkeit an die Versuchswässer.
2. Keine Haftung der Algen an der Glaswand und gleichmässige Verteilung im Kulturwasser, was sowohl für die Beimpfung wie die Wachstumsmessung (Trübungsmessung) günstig war.
3. Rasches Wachstum. Nach 7 Tagen war das exponentielle Wachstum bei *Dictyosphaerium*, nach 9 Tagen jenes von *Raphidonema* unter den Kulturbedingungen abgeschlossen (Abb. 5). Die Produktionsmaxima wurden bei beiden Algen nicht abgewartet, da zur Beurteilung der Wasserproben nur der relative, nicht der absolute Nährstoffgehalt wichtig war. Nach 7, resp. 9 Tagen waren diese Differenzierungen erkennbar.

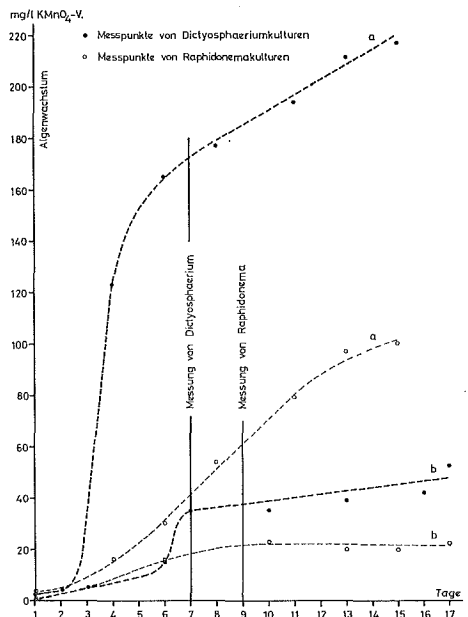


Abb. 5. Wachstumskurven von *Dictyosphaerium*- und *Raphidonemakulturen* in (a) nährstoffreichem und (b) nährstoffarmem, natürlichem Gewässer: a = Wasser der Mönchaltorfer Aa vom 3. 10. 67, b = Wasser des Dorfbaues Maur vom 12. 9. 67.

Das Wachstum wurde nach zwei Methoden bestimmt: Trübungsmessung (mit Photospektrometer bei 680 mmy) und Kaliumpermanganatverbrauch. Zwischen beiden Methoden bestand eine direkte Beziehung (Abb. 6). Bei *Dictyosphaerium* war das Verhältnis von Extinktionswert in ‰ zur Oxydierbarkeit in mg KMnO_4 -Verbrauch pro lt 3,0 : 1, bei *Raphidonema* 1,7 : 1. Alle Trübungsmessungen wurden in Kaliumpermanganatverbräuche umgerechnet und anschliessend der Mittelwert beider Messungen bestimmt. Das Algenwachstum wurde in mg KMnO_4 -Verbrauch pro lt angegeben.

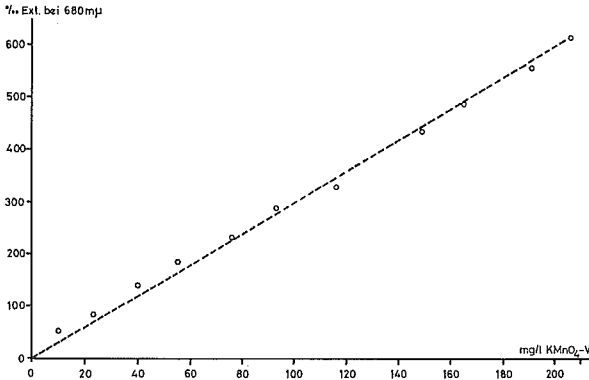


Abb. 6. Beziehung zwischen Extinktion und Oxydierbarkeit bei *Dictyosphaerium*kulturen (Verdünnungsreihe einer Massenkultur).

Die Kulturen im Lichtschrank wurden weder geschüttelt noch künstlich belüftet (Abb. 3). Die tägliche Belichtung dauerte $12\frac{1}{4}$ Stunden, von 19.00 bis 07.00 und 14.00 bis 14.15 h (Störlicht). Die acht Leuchtröhren (Philips, TL 40 W/29) sind im Abstand von 30 bis 50 cm von den Kulturgefässen zentral angeordnet. Sämtliche Wände des Lichtschrankes sind mit Spiegelglas ausgekleidet, so dass das Licht allseitig auf die Kulturen einfällt. Die Temperatur betrug $21,5^\circ\text{C} \pm 2,5^\circ\text{C}$. Der Luftaustausch im Lichtschrank erfolgte durch einen vertikal gerichteten Ventilator. Die Bedeckung der Erlenmeyerkolben mit Bechergläsern erwies sich als zuverlässiger Schutz vor Infektionen.

Die Stiftung der Wirtschaft zur Förderung des Gewässerschutzes in der Schweiz ermöglichte die Konstruktion dieses Lichtschrankes nach Angaben von Prof. Dr. E. A. THOMAS; dieser Organisation sei für ihre Unterstützung auch hier der beste Dank ausgesprochen.

III. Charakteristik der Einzugsgebiete

A. Geographische Verhältnisse

Geologisch betrachtet ist das Einzugsgebiet des Pfäffiker- und des Greifensees durch glazialüberdeckte, aufgeschlossene obere Süsswassermolasse gekennzeichnet, die zwischen Pfannenstielkette und Bachtel hauptsächlich mit Quartärablagerungen bedeckt ist. Geologische Einzelheiten sind bei JUNG (1969) oder aus der geologischen

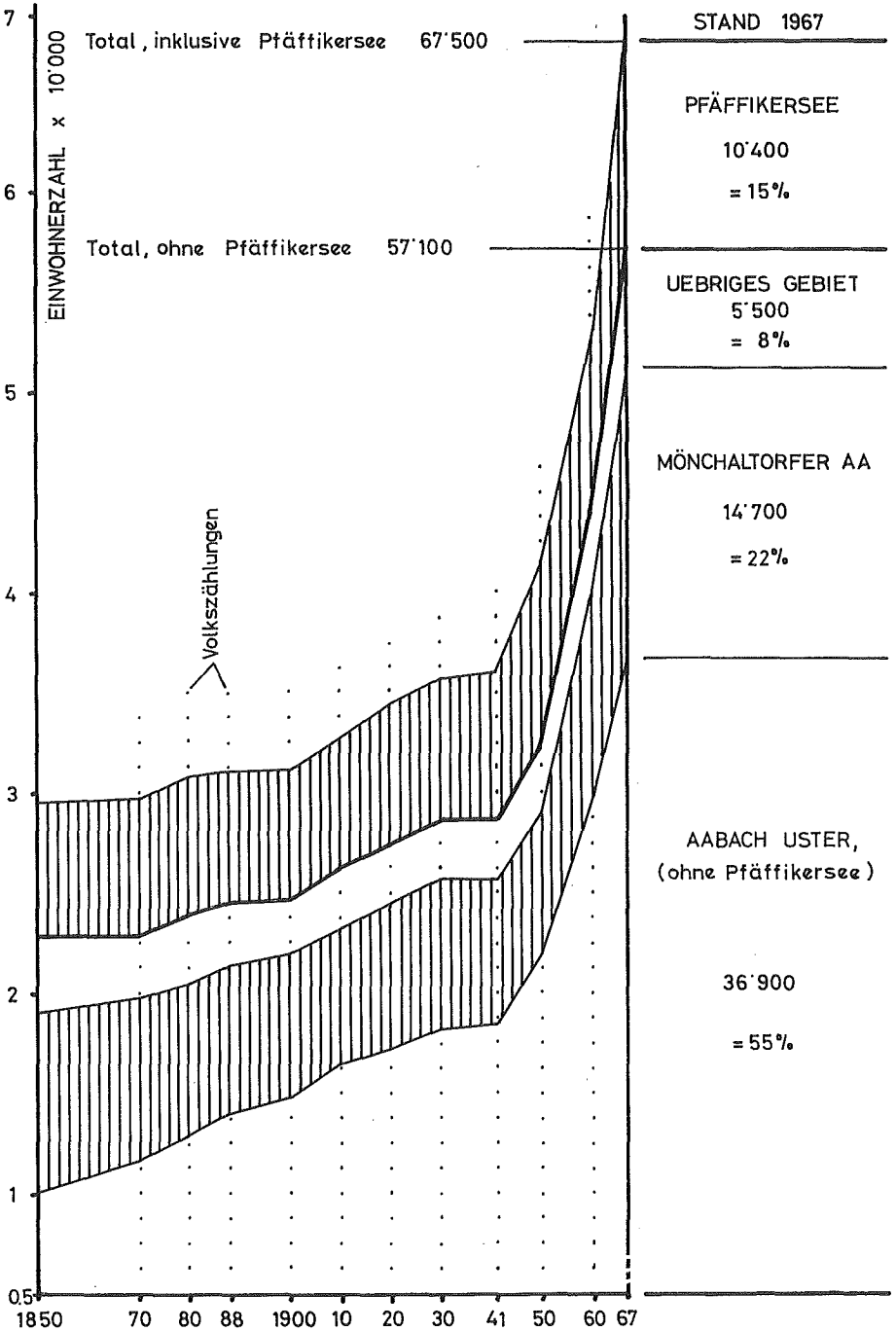


Abb. 7. Einwohnerzahlen im Einzugsgebiet des Pfäffikersees und des Greifensees von 1850 bis 1967.

Karte des Kantons Zürich und seiner Nachbargebiete von HANTKE (1967) zu entnehmen. Neben ausgedehnten, heute meist drainierten Ried- und Moorböden besteht die Bodenbedeckung vorwiegend aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Braunerdeböden verschiedener Entwicklungsstufen. Der Anteil des produktiven Landes (inklusive Seeflächen) betrug gemäss Statistischem Handbuch des Kantons Zürich (Ausgabe 1964) 92%, davon entfielen 12% auf Äcker, 52% auf Wiesen und 19% auf Wald. Die Waldanteile in den einzelnen Einzugsgebieten schwankten nach eigenen Ausmessungen von der Landeskarte 1:25000 (Blätter 1092 und 1112) zwischen 0 und 95% (Tab. 1). Die Einwohnerdichten bei den einzelnen Zuflüssen bewegten sich zwischen 0 und 640 E/km². Die Einwohnerzahlen konnten anhand von Angaben der einzelnen Gemeindebehörden und dem Verzeichnis der Haushaltungen der Postverwaltung ermittelt werden. Die Einwohnerzahlen seit 1850 sind ebenfalls dem statistischen Handbuch entnommen (Abb. 7). Eine starke Zunahme der Bevölkerung ist ab 1941 zu verzeichnen. Der Viehbestand wurde gemäss Statistischem Handbuch 1960 mit 19000 Stück Rindvieh, 1000 Pferden und 10000 Schweinen angegeben (auf Tausend auf- oder abgerundet).

Die wesentlichsten Unterschiede der beiden Einzugsgebiete lagen in der Einwohnerdichte und dem Waldanteil. Beim Pfäffikersee war der Waldanteil grösser (26% gegenüber 20%) und die Einwohnerdichte kleiner (270 E/km² gegenüber 430 E/km², das Einzugsgebiet des Pfäffikersees miteinbezogen).

B. Wasserführung

Die Zuflüsse beider Seen zeichnen sich durch grosse Schwankungen in der Wasserführung aus. Bei stärkeren Regenfällen schwellen sie rasch an, reissen viel Erde und anderes erodiertes Material fort und sinken kurz darauf wieder auf einen tiefen Wasserstand ab. Linnographische Wassermessungen werden vom kantonalen Amt für Gewässerschutz und Wasserbau beim Pfäffikerseeabfluss, beim Wildbach und bei der Mönchaltorfer Aa in Mönchaltorf durchgeführt (Abb. 8). Die entsprechenden Daten wurden mir freundlicherweise für die Auswertung der chemischen Untersuchungsergebnisse zur Verfügung gestellt. Die übrigen Zuflusswässer mussten anhand dieser Werte abgeschätzt werden.

1. Der jährliche Abfluss

Als Grundlage für die Berechnungen des jährlichen Abflusses dienten die bei den drei genannten Stellen gemessenen Abflussmengen und die Niederschlagsmessungen in den Einzugsgebieten. Die Niederschläge wurden im Einzugsgebiet der beiden Seen an vier Stellen von der Eidgenössischen Meteorologischen Zentralanstalt festgehalten. Die dazugehörigen Niederschlagszonen zeichnete ich entsprechend den Bach-Einzugsgebieten auf (Abb. 8). Daraus liessen sich die prozentualen oberirdisch abfliessenden Wassermengen bei den Durchfluss-Messstationen berechnen. Im Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa wurden im Untersuchungsjahr 54,8% der Totalniederschläge oberirdisch entwässert, beim Wildbach 57,2% und beim Pfäffikerseeabfluss 50,9%.

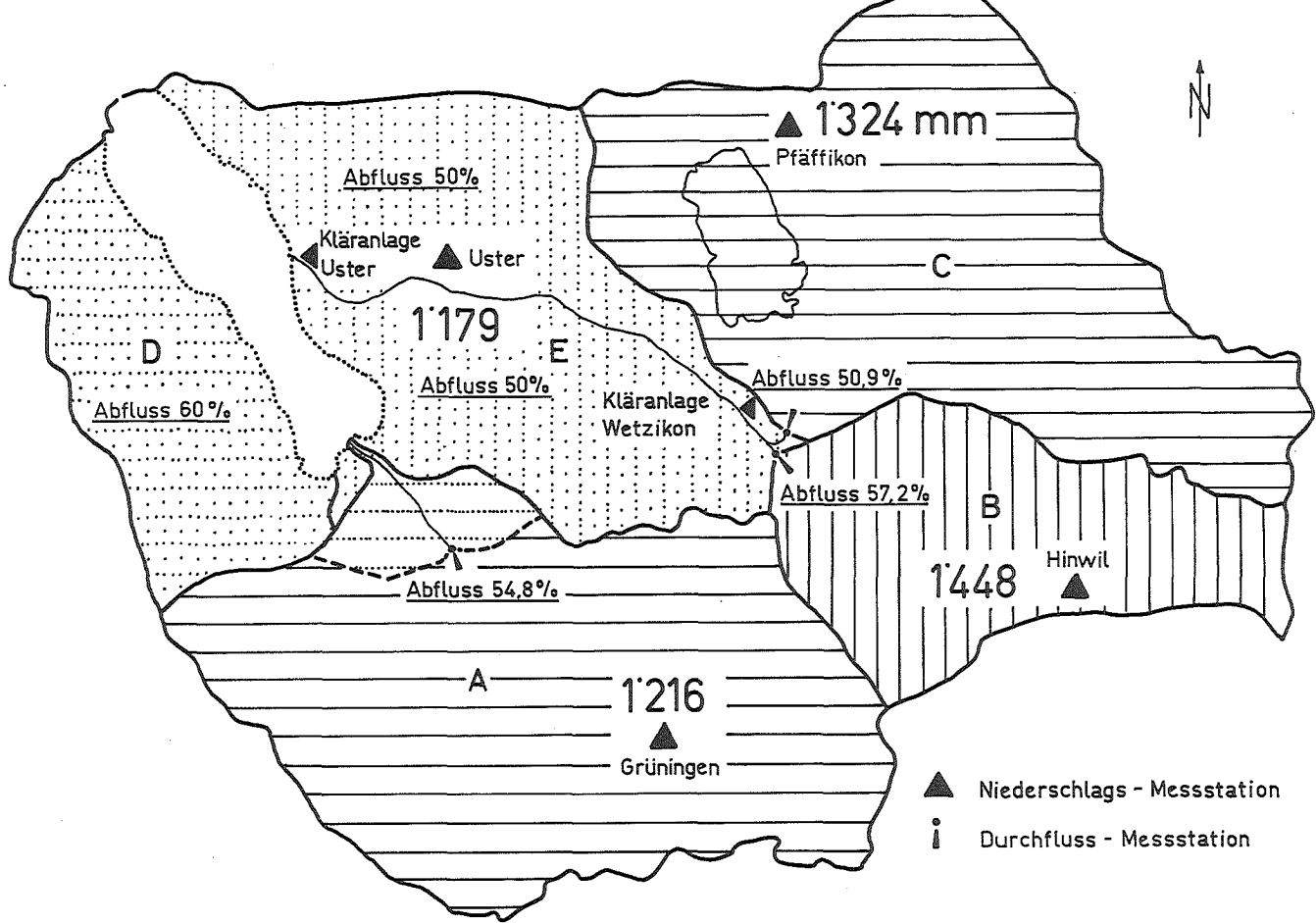


Abb. 8. Niederschlagszonen mit Angabe der eidgenössischen Messstationen und der jährlichen Niederschlagsmengen in Millimeter im Untersuchungsjahr. Der prozentuale Abfluss gibt den oberirdisch abfliessenden Anteil an. Vergleiche auch Tabelle 33. A punktiert, wie A, aber rechnerisch ermittelt.

Der relativ niedere prozentuale Abfluss beim Pfäffikersee war auf die Verdunstung an der Seeoberfläche sowie auf die ausgedehnten sumpfigen Ufergebiete zurückzuführen. Zudem wurde bei Hochwasser ein Teil des Dorfbachwassers von Pfäffikon in die Luppmen abgeleitet und floss nicht mehr in den See. Interessant war der Vergleich zwischen den Verhältnissen beim Wildbach und der Mönchaltorfer Aa: Im Einzugsgebiet des Wildbaches fielen grössere Niederschlagsmengen als bei der Mönchaltorfer Aa, und das Gebiet weist stärkere Höhenunterschiede auf. Die ausgedehnten Waldflächen an den Berghängen halten andererseits die Niederschläge etwas zurück.

Für die übrigen Gebiete östlich des Greifensees wurde ein prozentualer Abfluss von 50% angenommen, da dort geringere Niederschläge fielen und Grundwasservorkommen bekannt sind, die zum Teil als Trinkwasser abgepumpt werden. Diese Wässer wurden bei den Kläranlagen separat gemessen. Längs der Pfannenstielkette wurde ein prozentualer Abfluss von 60% angenommen, da der Abfluss infolge stärkerem Gefälle rascher erfolgt und zudem leicht erhöhte Niederschläge zu erwarten sind. Die auf dieser Basis errechneten jährlichen Wasserführungen der Pfäffikersee- und Greifenseezuflüsse sind in Tabelle 2 angegeben. Von den gesamten Zuflusswässern des Greifensees waren 73% durch Messung belegt, die übrigen 27% beruhten auf Schätzungen.

Tabelle 2. Die Wasserführung an den Probenahmetagen im Vergleich zu den durchschnittlichen Verhältnissen im Untersuchungsjahr, am Beispiel der Mönchaltorfer Aa

Tagesabfluss*	Sehr hoch		Durchschn. bis hoch		Durchschn. bis tief		Sehr tief	
	Anzahl		Anzahl		Anzahl		Anzahl	
	Tage	%	Tage	%	Tage	%	Tage	%
Im Untersuchungsjahr 1967 bis 1968	4	1	114	31	99	27	149	41
An den Probenahmetagen:								
bei den Zuflüssen des Pfäffikersees	0	0	4	33	4	33	4	33
bei den Zuflüssen des Greifensees	0	0	4	33	2	17	6	50
beim Aabach Uster und der Mönchaltorfer Aa	1	8	7	17	3	25	6	50

* Einteilung wie in Abb. 10.

Besondere Zufluss-Verhältnisse lagen beim Pfäffikersee vor, wo nur der Seeabfluss gemessen wurde. Die Zuflüsse des Pfäffikersees wurden nach folgenden Annahmen berechnet: Prozentualer Abfluss aus dem Gebiet des Chämtnerbaches und des Auslikerbaches 60%, aus dem Gebiet des Dorfbaches Pfäffikon 55%. Der Durchfluss bei der Pumpstation zur Kläranlage Pfäffikon wurde gemessen, und aus dem übrigen Gebiet flossen von den Niederschlägen 41% in den See.

Ein Vergleich der Niederschlagsmengen im Untersuchungsjahr mit langjährigen Mitteln zeigt, dass im Untersuchungsjahr annähernd durchschnittliche Verhältnisse vorlagen. Erwähnenswert sind die ausgesprochen trockenen Monate Oktober und November sowie die übermässig hohen Niederschläge im Januar und März (Abb. 9).

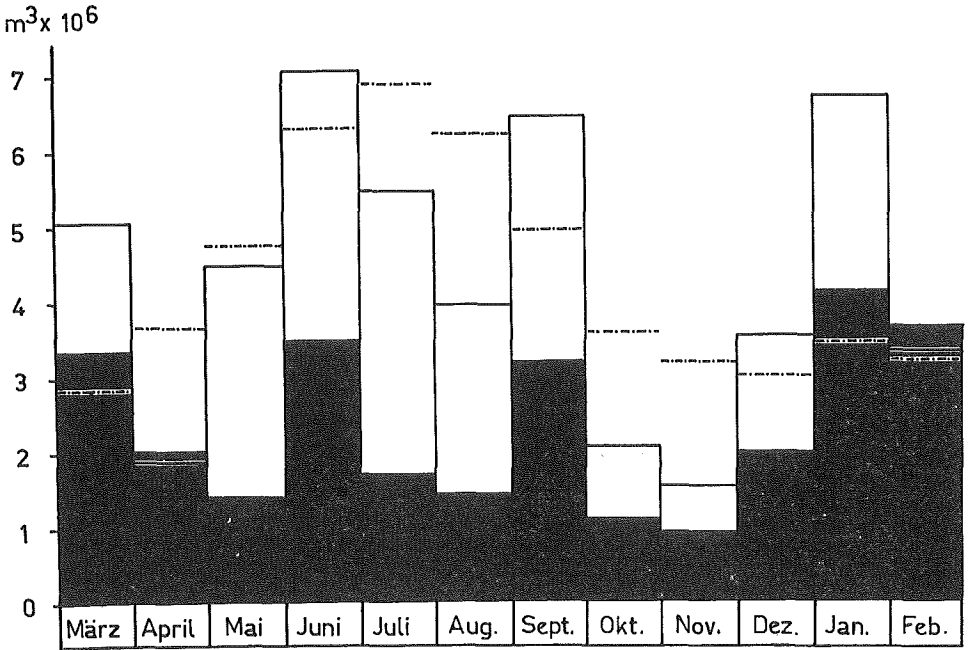


Abb. 9. Niederschlags- und Abflussmengen im Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa im Untersuchungs-jahr. Ausgezogene Linie = Summe der Niederschläge. Strichpunktierte Linie = mittlere Niederschlagssumme 1931 bis 1960. Schwarz = Abflussmengen.

2. Die Wasserführung an den Probenahmetagen

Die Wasserführung hat entscheidenden Einfluss auf die Wasserqualität. Zur Interpretation der Analysenresultate ist es von Bedeutung, die Wasserführungen an den Probenahmetagen zu kennen.

Mit Ausnahme des regulierbaren Pfäffikerseeabflusses ist der Abflusscharakter bei allen Bächen ähnlich, und da die verglichenen Bachwasserproben jeweils am gleichen Tage erhoben wurden, sei hier nur die Wasserführung bei der Mönchaltorfer Aa wiedergegeben (Abb. 10).

Die Wasserführung an den Probenahmetagen entsprach bei den Zuflüssen beider Seen annähernd dem mittleren jährlichen Abflusscharakter (Tabelle 2). Einzig beim Aabach Uster und bei der Mönchaltorfer Aa wurde ein Hochwasser angetroffen, was bereits zu einer Überwertung des hohen Wasserstandes führte, hier allerdings kompensiert durch nur 17% durchschnittlich bis hohe Wasserführung. Zudem waren auch die tiefen Wasserstände etwas mehr vertreten, als es dem Jahresdurchschnitt entsprechen hätte.

Eine spezielle Berücksichtigung verdienen die Wasserführungen beim grössten Zufluss des Greifensees, dem Aabach Uster. Hier vereinigen sich der zur besseren Verwertung der Wasserenergie regulierbare Pfäffikerseeabfluss und der Wildbach. Unterhalb dieses Zusammenflusses nimmt der Aabach Uster das Wasser von 12,3 km²

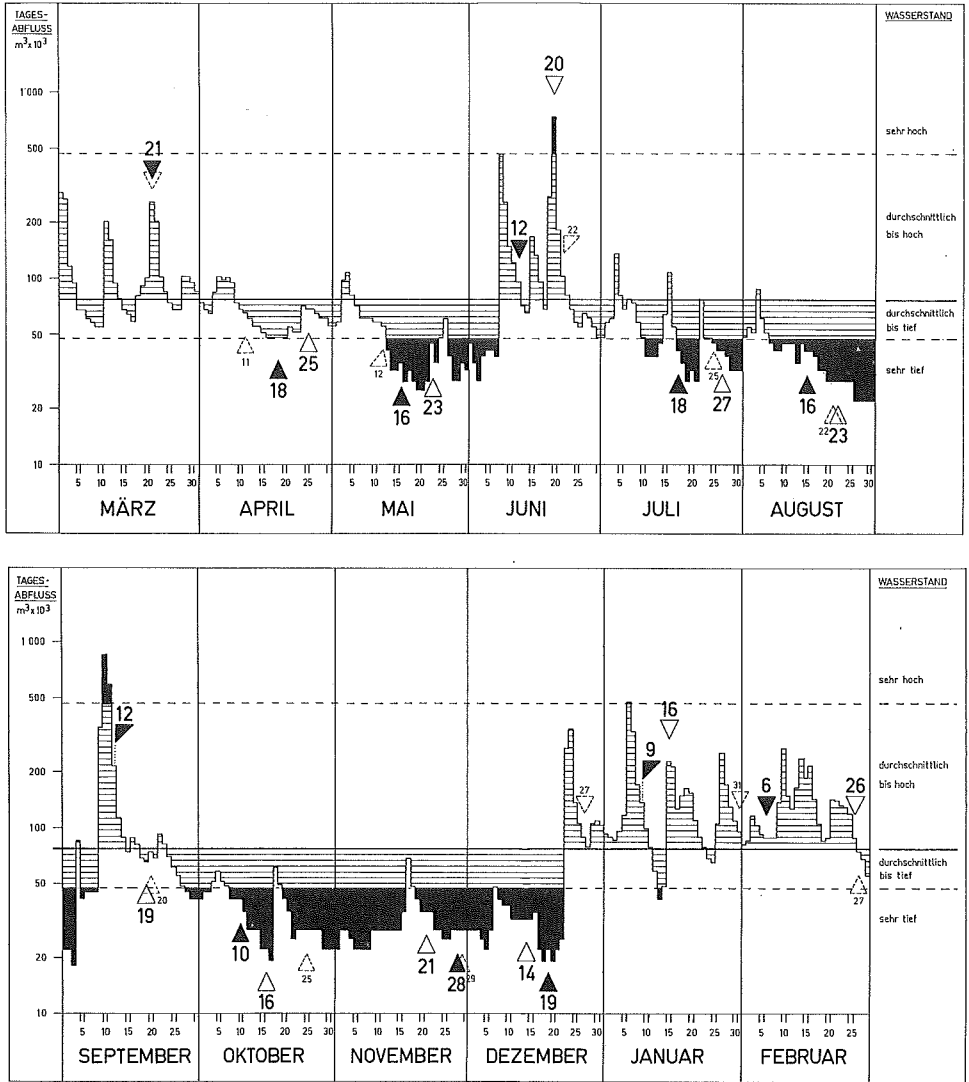


Abb. 10. Tägliche Wasserführungen der Mönchaltorfer Aa in Mönchaltorf im Untersuchungs-jahr. Die Dreiecke bezeichnen die Probenahmetage.

- Gestrichelte Dreiecke: Pfäffikerseezuflüsse und Abfluss.
- Schwarze Dreiecke: Greifensee zuflüsse und Abfluss.
- Weisse Dreiecke: Untersuchung der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster.

dicht besiedelten Gebietes und die Abwässer der Gemeinden Wetzikon, Aathal und Uster auf. Unbekannt war nur der relativ geringe Abfluss aus dem Einzugsgebiet unterhalb der Messstationen des Wildbaches und des Seabflusses. Der Durchfluss bei den Kläranlagen Wetzikon und Uster wird limnographisch registriert. Trotzdem

lagen beim Aabach limnologisch schwer charakterisierbare Verhältnisse vor. Der stark schwankende Anteil des Seeabflusswassers (an den Probenahmetagen zwischen 22% und 83%) hatte entscheidenden Einfluss auf die Wasserqualität und konnte für die einzelnen Wasserproben nicht genügend genau ermittelt werden. Der Abfluss der Kläranlage Uster in den Aabach-Kanal liegt zudem so nahe bei der Mündung, dass die für Schöpfproben erforderliche gute Durchmischung nicht garantiert ist.

IV. Limnologische Charakterisierung der Seezuflüsse

A. Pfäffikerseezuflüsse

(Tabelle 3)

Chämtnerbach

Der Chämtnerbach ist der grösste Zufluss des Pfäffikersees und dient als Vorfluter der Abwässer von Bäretswil und Adetswil. Die Sauerstoffzehrung blieb bis zur Mündung relativ hoch, was bedeutet, dass diese Abwässer nicht vollständig abgebaut waren. Andererseits bewiesen die niedrigen Ammoniakgehalte, dass in diesem Bach eine gute Oxydation stattfand. Der Phosphatgehalt des Chämtnerbaches lag mit durchschnittlich 0,63 mg/l bemerkenswert hoch. Der Nitratgehalt dagegen war nicht so hoch wie beispielsweise in den Abflüssen am Ostabhang der Pfannenstielkette mit ähnlichen Abflusscharakteren. Die Differenz ist durch den grösseren Waldanteil erklärbar. Die Abwässer von Kempten wurden in die Kläranlage von Wetzikon abgeleitet und belasteten den Pfäffikersee nicht mehr.

Auslikerbach

Neben dem Kläranlageausfluss von Pfäffikon wies der Auslikerbach die stärkste Nährstoffbelastung der Pfäffikerseezuflüsse auf. Die Einwohnerdichte war hier mit 170 E/km² am höchsten. Die Abwässer konnten bis zur Mündung nicht vollständig mineralisiert werden; Phosphate, Gesamtphosphate, Nitrite und Ammoniak lagen von allen Zuflüssen am höchsten.

Dorfbach Pfäffikon

Das Wasser des Dorfbaches von Pfäffikon wird von der Luppen abgezweigt. Nur bei Hochwasser gelangt ein Teil durch Überlauf in die Luppen. Drei kleinere Staue ermöglichen eine zweckmässige Verwertung der Wasserenergie im Kraftwerk von Pfäffikon. Die Phosphatkonzentrationen lagen nicht höher, als auf Grund der Bevölkerungsdichte angenommen werden musste. Die Nitratwerte dagegen waren deutlich tiefer als bei den übrigen Zuflüssen. Auch die übrigen Analysenergebnisse bestätigten die nur mässige Belastung des Dorfbaches. Aus dem Gemeindegebiet von Pfäffikon werden keine Abwässer in diesen Zufluss abgegeben.

Tabelle 3. Der Chemismus der Pfäffikerseezuflüsse

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	11. 4.	12. 5.	22. 6.	25. 7.	22. 8.	20. 9.	25. 10.	29. 11.	27. 12.	31. 1.	27. 2.	
Phosphatgehalt in mg/l PO ₄ ³⁻													
Chämtnerbach	0,43	0,13**	0,30	0,22	1,7*	0,75	0,42	0,75	1,6	0,4	0,5	0,3	0,63
Auslikerbach	0,38	0,7	0,85	0,20**	0,32	2,0	0,26	3,0*	1,3	0,34	0,27	0,45	0,80
Dorfbach Pfäffikon	0,37	0,20	0,08**	0,22	0,08**	0,60*	0,27	0,54	0,55	0,60*	0,35	0,30	0,34
Kläranlageausfluss	1,2**	6	6,5	3,8	4,0	2,3	5,0	3,2	11,5	12*	4,0	4,0	5,3
Torfrietabfluss	0,13*	0,04	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	0,02	0,09	0,09	0,04	0,06	0,10	0,05
Gesamtphosphatgehalt in mg/l PO ₄ ³⁻													
Chämtnerbach	0,65	0,33	0,42	0,35	1,7	4,8*	1,0	1,6	1,8	0,55	0,65	0,30**	1,18
Auslikerbach	0,65	0,85	1,40	0,45	0,40	12*	0,30**	6,2	1,9	0,35	0,43	0,45	2,11
Dorfbach Pfäffikon	0,45	0,30	0,40	0,30	0,13**	2,4*	0,30	2,1	0,7	0,8	0,45	0,30	0,72
Kläranlageausfluss	4,4	8,5	12	8	9	19	5,5	12	20	28*	8,5	4,0**	11,5
Torfrietabfluss	0,15	0,05	0,7*	0,06	0,13	<0,02**	0,20	0,33	0,11	0,05	0,07	0,10	0,17
Nitratgehalt in mg/l NO ₃ ⁻													
Chämtnerbach	18*	7,8	4,2**	7,2	8	8	7	13,7	10,5	10	10	11,5	9,6
Auslikerbach	10	8,5	8	8	9	12*	8	7,5**	9,5	8	11	12	9,3
Dorfbach Pfäffikon	2,4**	8,8	3,8	7,5	18*	3,8	6,5	5,0	7,5	5,0	10,5	11,5	6,2
Kläranlageausfluss	8	<0,5**	<0,5**	3,3	0,7	<0,5**	1,0	<0,5**	<0,5**	<0,5**	4,0	14,5*	2,6
Torfrietabfluss	39*	14,4	15	16	23	27,5	20	28	12**	15	20	17	20,6
Ammoniakgehalt in mg/l NH ₃													
Chämtnerbach	0,25	0,04**	0,07	0,08	0,09	0,22	0,07	0,10	0,15	0,30*	0,18	0,09	0,13
Auslikerbach	0,20	0,30	0,07**	0,08	0,09	1,2*	0,35	0,25	0,16	0,18	0,19	0,19	0,27
Dorfbach Pfäffikon	0,23	0,04	0,35	0,15	<0,02**	0,08	0,08	0,02	0,56*	0,48	0,28	0,25	0,21
Kläranlageausfluss	4,0	12	2,4**	14	9	20**	5,0	9,5	14	17	13,5	8	10,70
Torfrietabfluss	0,8*	0,24	0,40	0,50	0,40	0,05**	0,28	0,21	0,50	0,60	0,55	0,55	0,43
Nitritgehalt in mg/l NO ₂ ⁻													
Chämtnerbach	0,06	0,04	0,06	0,04	0,10*	0,09	0,10*	0,05	0,09	0,07	0,05	0,02**	0,06
Auslikerbach	0,02**	0,06	0,20	0,04	0,60*	0,25	0,09	0,55	0,06	0,06	0,04	0,04	0,17
Dorfbach Pfäffikon	0,04	0,04	0,06	0,01**	0,04	0,14*	0,08	0,10	0,07	0,10	0,06	0,05	0,07
Kläranlageausfluss	3,0	<0,005**	<0,005**	7,0	<0,005**	<0,005**	<0,005**	3,5	0,38	<0,005**	4,8	8,0*	2,22
Torfrietabfluss	0,01	0,01	0,02	<0,005**	0,14*	0,01	0,01	0,04	<0,005**	0,01	0,07	0,02	0,02

Sauerstoffgehalt in mg/l O₂

Chämtnerbach	12,5	12,3	10,1	9,8	8,1**	8,8	9,6	10,6	12,1	12,3	13,2*	11,7	10,9
Auslikerbach	11,0	10,9	11,3	9,5	6,3	5,7**	8,9	7,9	9,5	10,9	12,3*	11,7	9,6
Dorfbach Pfäffikon	12,2	11,0	10,6	10,0	8,0**	8,9	10,1	10,3	12,0	10,8	12,6*	12,3	10,7
Kläranlageausfluss	8,5*	4,4	3,7	5,2	3,5	0,5**	3,3	5,4	3,6	3,1	5,7	5,5	4,4
Torfrietabfluss	8,5	6,9	8,0	6,5	6,7	8,8*	5,6**	7,6	7,9	7,3	6,0	7,5	7,3

Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden in mg/l O₂

Chämtnerbach	2,0	0,7	1,7	0,8	0,8	1,3	0,8	0,9	0,6**	3,1*	1,1	2,3	1,4
Auslikerbach	2,0*	0,1**	0,6	0,5	0,9	1,7	1,2	1,2	0,6	0,6	1,2	1,2	1,0
Dorfbach Pfäffikon	0,0**	1,5	2,5	0,7	1,0	2,7*	0,7	1,1	1,6	0,7	1,4	0,8	1,2
Kläranlageausfluss	2,3	>4,4	>3,7	>5,2	>3,5	>0,5	>3,3	>5,4	>3,6	1,1**	>5,7*	>5,5	>3,7
Torfrietabfluss	1,1	0,1	0,7	0,8	1,0	1,1*	0,2	0,7	0,0**	0,4	0,4	0,0**	0,5

Kaliumpermanganatverbrauch in mg/l KMnO₄

Chämtnerbach	17,2	7,3	10,0	8,5	38,4*	—	8,8	14,5	7,9	10,4	7,7	6,5**	12,5
Auslikerbach	33,8*	8,5	11,4	8,9	19,3	—	13,1	14,2	12,3	10,3	7,4	5,5**	13,2
Dorfbach Pfäffikon	12,3	9,2	14,2	12,3	5,2**	—	11,7	14,4*	11,1	12,6	8,1	9,2	10,9
Kläranlageausfluss	39,5**	128	142*	69,5	85,3	—	54,0	52,1	90,0	133	107	60	87,3
Torfrietabfluss	66,7	47,0	55,3	83,7*	34,0	—	62,0	17,1**	55,0	63,2	50,0	48,4	52,9

Karbonathärte in französischen Härtegraden

Chämtnerbach	23,50	20,50**	23,00	—	23,50	26,00	26,75	27,50	28,75	27,00	38,25*	26,50	26,5
Auslikerbach	24,25**	30,50	31,25	—	28,50	33,00	32,75	33,50*	33,00	32,50	31,75	30,00	31,0
Dorfbach Pfäffikon	25,75	26,25	24,25	—	34,25*	23,75**	27,50	28,00	29,75	23,75**	28,50	24,75	27,0
Kläranlageausfluss	18,75**	39,00	39,00	—	38,00	41,25*	29,75	30,00	34,00	39,00	37,00	35,50	34,7
Torfrietabfluss	20,25**	26,00	30,25	—	31,75*	31,75	24,00	30,50	24,50	21,25	25,50	21,50	26,1

pH-Wert

Chämtnerbach	8,5	7,65**	8,85*	8,3	—	8,6	8,4	8,7	8,6	8,4	8,2	8,45	8,44
Auslikerbach	7,75**	8,0	8,25*	7,95	7,85	7,8	7,8	7,8	7,85	7,95	7,9	8,0	7,91
Dorfbach Pfäffikon	8,1	8,0	8,3	7,9**	7,95	8,3	8,45*	8,15	8,1	8,05	8,1	7,95	8,10
Kläranlageausfluss	7,55**	8,85*	7,7	7,55**	7,6	7,6	7,65	8,4	7,8	7,7	7,95	7,95	7,86
Torfrietabfluss	7,2	8,0*	7,3	6,95	7,0	7,5	6,9**	7,3	7,35	7,05	7,15	7,05	7,22

* Maxima ** Minima.

Kläranlageabfluss Pfäffikon

Im Untersuchungsjahr war diese Kläranlage derart überlastet, dass ein Teil der Abwässer stets nur die mechanische Reinigungsstufe durchfloss. Die hohe Sauerstoffzehrung und Oxydierbarkeit durfte somit nicht überraschen. Der Ableitungskanal zum See war ständig mit Algen- und *Sphaerotilus*belägen überwuchert. Die schubweise Überlastung der Anlage, die bei Einschaltung von mehr als einer Pumpe beim Zufluss eintrat, erschwerte die Beurteilung des mittleren Nährstoffabflusses. Für die Berechnungen des Nährstoffabflusses dienten deshalb die eigenen Messungen bei der Tagesprofiluntersuchung als Grundlage. Die übrigen Belastungen wurden aus den Untersuchungen des kantonalen Laboratoriums berechnet. Besondere Merkmale des gereinigten Abwassers waren die mässig hohen Phosphatgehalte und das zeitweise Auftreten hoher Nitritkonzentrationen.

Die neue Anlage steht seit Ende 1968 in Betrieb, wobei die dritte Reinigungsstufe den Phosphatgehalt auf weniger als 2 mg/l PO_4^{3-} herabsetzt (Angaben vom kantonalen Laboratorium).

Torfrietabfluss

Der Torfrietabfluss wird nicht direkt durch häusliche Abwässer belastet. Das Einzugsgebiet besteht aus Waldflächen und Moorboden. Hohe Nitratgehalte, hohe Oxydierbarkeit bei gleichzeitig tiefer Sauerstoffzehrung, tiefe pH-Werte und Phosphatkonzentrationen waren die hervorstechendsten Eigenschaften dieses Wassers. Während die Nitratkonzentrationen des Torfrietabflusses hoch waren, enthielt er nur geringe Phosphatmengen und wies im Bachbett wenig Algenbewuchs auf. Sein Eisen-gehalt betrug im Mittel 0,18 mg/l Fe^{3+} .

Wasser der nicht erfassten Zuflüsse

Das Einzugsgebiet der nicht untersuchten Zuflüsse umfasst eine Fläche von 9,5 km². Die Einwohnerzahl ist mit 75 E/km² relativ gering. Ein grosser Teil dieses Gebietes besteht aus Moorböden, so dass die mittleren Nährstoffbelastungen zwischen denjenigen des Torfrietabflusses und des Dorfbaches von Pfäffikon anzunehmen sind. Bei den Berechnungen über Nährstoffzufuhr aus diesen Gebieten wurde der Mittelwert der beiden Wasserqualitäten angenommen. Stickstoffverbindungen waren in relativ hohen, Phosphate dagegen in geringen Konzentrationen zu erwarten.

B. Greifensee Zuflüsse

(Tabellen 4 bis 17)

1. Charakterisierung der einzelnen Zuflüsse

Rorbach

Die gesammelten Abwasserüberläufe von Ebmatingen werden ca. 140 m über dem Seewasserspiegel in den Rorbach abgegeben. Unterhalb der Einleitung dieser Abwässer beträgt die Fliessstrecke bis zum See noch ca. 1,6 km. Auf diesem Abschnitt

Tabelle 4. Temperatur der Zuflüsse des Greifensees in °C

Wasserprobe	1967					1968					Mittel		
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.		9. 1.	6. 2.
Rorbach	5,0	7,7	10,7	10,0	14,7	15,1*	12,3	11,2	3,0	1,9	1,1**	2,4	7,9
Unterwisbach	5,2	8,0	10,6	9,6	14,2	15,1*	12,2	11,6	3,9	2,8	4,1	2,3**	8,3
Murholzbach	4,6	8,0	10,9	9,1	13,1	14,7*	11,4	11,2	3,3	1,3**	4,6	2,4	7,9
Aschbach	4,6	8,1	11,4	9,4	15,1	15,2*	11,6	11,6	2,3	1,0**	3,9	1,2	8,0
Rausenbach	5,0	9,0	11,7	10,3	15,6	15,8*	12,3	12,2	3,9	1,9**	3,7	2,1	8,6
Maurer Dorfbach	5,2	12,0	11,9	10,2	15,7	16,0*	12,0	11,9	2,0	0,5**	3,1	1,1	8,5
Chilenbach	6,1	12,0	13,0	11,9	15,4	16,0*	14,2	12,2	5,8	3,9	5,6	3,4**	10,0
Islenbach	5,6	11,0	13,4	9,4	15,3	15,8*	12,0	11,9	3,6	1,5**	3,1	1,6	8,7
Schulhausbach	5,6	14,0	13,3	10,5	15,8*	15,7	12,4	12,2	1,3**	—	3,1	1,4	9,6
Uessiker Dorfbach	5,3	11,7	14,8	10,5	15,9*	15,6	11,8	12,4	4,0	1,4**	2,8	1,6	9,0
Letzibach	6,0	11,3	13,2	10,5	16,3	16,5*	12,8	11,8	3,5	1,4**	4,4	2,3	9,2
Rällikerbach	6,1	14,2	14,8	10,5	17,2*	16,9	13,0	12,6	3,1	1,4**	3,7	2,3	9,7
Seewisenabfluss	8,5	16,5*	—	—	—	15,6	14,0	12,9	4,1	1,1**	5,0	4,1	9,1
Mönchaltorfer Aa	6,3	14,1	13,8	11,5	16,9*	16,7	14,0	12,5	4,7	2,1**	4,4	2,6	10,0
Aawisenbach	7,4	8,5	9,6	12,3	15,0	16,0*	15,3	14,9	10,1	8,0	5,6	4,0**	10,6
Tüfenbach	7,4	16,2	16,1	13,3	16,3	18,2*	14,5	13,7	10,3	8,2	5,9	3,8**	12,0
Aabach Uster	5,8	12,5	16,1	—	25,3*	21,8	15,2	16,5	6,5	1,4	0,9**	3,0	11,4
Aabach Kanal	5,8	14,8	15,8	13,6	21,1*	19,7	13,6	15,3	6,6	4,2	3,2**	3,2**	11,4
Jungholzbach	6,1	10,6	—	12,5	15,1*	—	12,7	12,9	3,2	1,2**	2,2	1,7	7,8
Dorfbach Greifensee	7,8	13,1	15,0	11,5	18,8*	17,8	14,7	14,2	6,9	4,9	4,3**	4,6	11,1

* Maxima ** Minima.

Tabelle 5. Phosphatgehalt in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l PO₄³⁻

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	0,7	1,8	2,25	1,3	0,35**	2,2	0,65	2,5	2,25	3,0*	0,55	0,9	1,53
Unterwisbach	0,04	<0,02**	0,03	0,08*	<0,02**	0,08*	0,08*	0,08*	0,06	0,06	0,08*	0,08*	0,06
Murholzbach	<0,02**	<0,02**	<0,02**	0,02*	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	>0,02*	<0,02**	<0,02
Aschbach	0,08*	<0,02**	<0,02**	0,04	<0,02**	0,03	0,03	0,04	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	0,02
Rausenbach	0,13	0,06	0,06	0,15*	0,02**	0,06	0,05	0,03	0,08	0,10	0,04	0,04	0,07
Maurer Dorfbach	1,2	3,5	6,0*	1,7	1,2	1,6	1,05	1,75	0,70	0,80	0,70	0,43**	1,72
Chilenbach	0,70	3,25	8,5*	3,5	1,6	5,0	1,2	6,0	1,8	1,5	0,4**	1,1	2,88
Islenbach	0,45	0,12	0,45	0,25	0,20	0,18	0,20	0,09**	0,50*	0,20	0,16	0,17	0,27
Schulhausbach	0,20	0,02	0,05	<0,02**	0,02	0,25*	0,05	<0,02**	0,10	—	0,04	<0,02**	0,07
Uessiker Dorfbach	0,4	0,4	1,2*	0,20	0,16**	0,30	0,25	0,40	0,7	0,45	0,17	0,18	0,40
Letzibach	0,5*	0,10	0,25	0,16	<0,02**	0,5*	0,08	0,48	0,5*	0,18	0,09	0,11	0,25
Rällikerbach	0,6**	1,75	2,0	1,4	1,3	1,8	0,8	1,5	2,1*	1,6	1,3	1,5	1,47
Seewisenabfluss	0,12	0,03	—	—	—	0,4*	0,04	0,1	0,02	<0,02**	0,02	0,06	0,09
Mönchaltorfer Aa	0,65	2,00	2,5	1,0	1,4	2,0	0,8	3,5*	2,75	2,0	0,4**	2,3	1,78
Aawisenbach	0,14*	0,02	<0,02**	0,12	0,05	—	0,06	<0,02**	0,04	<0,02**	0,06	0,02	0,05
Tüfenbach	0,35	0,4	0,9*	0,5	0,08**	0,5	0,25	0,65	0,60	0,55	0,15	0,28	0,43
Aabach Uster	0,8	1,0	2,1	3,0*	0,6**	1,2	1,2	3,0*	2,0	1,5	0,9	1,4	1,56
Aabach Kanal	1,05	2,5	2,0	2,75	0,7**	1,4	0,9	3,5*	1,75	1,75	1,2	1,4	1,74
Jungholzbach	<0,02**	<0,02**	—	<0,02**	<0,02**	—	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	<0,02**	0,02*	<0,02
Dorfbach Greifensee	0,20	0,65	1,4*	0,65	0,15**	0,60	0,25	1,0	0,35	0,70	0,60	0,50	0,57

* Maxima ** Minima.

Tabelle 6. Gesamtphosphor in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l PO₄³⁻

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	0,90	3,5*	2,5	—	0,6**	2,75	0,65	2,75	2,25	3,25	1,2	1,1	1,95
Unterwisbach	0,22*	0,02**	0,03	—	0,12	0,18	0,10	0,12	0,16	0,10	0,08	0,08	0,11
Murholzbach	0,09*	<0,02**	<0,02**	—	0,02	0,03	0,02	0,02	<0,02**	<0,02**	0,06	>0,02**	0,02
Aschbach	0,22*	0,03	0,08	—	0,04	0,05	0,06	0,06	0,04	—	0,03	>0,02**	0,06
Rausenbach	0,32*	0,03	0,06	—	0,04	0,12	0,08	0,08	0,08	0,08	0,04	0,02**	0,09
Maurer Dorfbach	1,3	4,35	6,5*	—	1,6	2,25	1,15	1,80	0,80	0,85	1,00	0,45**	2,00
Chilenbach	1,6	4,75	12*	—	1,75	7,0	2,8	8,5	3,0	2,25	1,0**	1,4	4,19
Islenbach	0,6*	0,3	0,5	—	0,5	—	0,20	0,3	0,55	0,25	0,16**	0,20	0,36
Schulhausbach	0,42*	0,03	0,03	—	0,04	—	0,06	0,04	0,20	—	0,04	<0,02**	0,10
Uessiker Dorfbach	0,50	0,50	1,30*	—	0,30	0,35	0,25	0,75	0,90	0,85	0,25	0,24**	0,56
Letzibach	0,70	0,15	0,35	—	0,04**	—	0,10	0,40	1,70*	0,20	0,10	0,10	0,39
Rällikerbach	0,80**	1,75	1,90	—	1,30	1,85	0,80**	1,50	2,50*	1,75	1,25	1,50	1,54
Seewisenabfluss	0,24*	0,06**	—	—	—	—	0,10	0,10	0,11	0,06**	0,11	0,16	0,12
Mönchaltorfer Aa	1,2	2,0	4,5*	—	1,4	2,0	0,8**	3,5	3,5	2,5	0,8**	2,2	2,22
Aawisenbach	0,20*	0,04	0,04	—	0,12	—	0,11	0,03	0,07	0,02**	0,13	0,08	0,08
Tüfenbach	0,80	0,50	1,20*	—	0,24**	0,50	0,50	0,80	0,70	0,55	0,30	0,30	0,58
Aabach Uster	0,9**	1,2	2,5	—	1,2	1,6	1,1	3,5*	2,1	1,5	1,7	1,4	1,70
Aabach Kanal	1,25	6,5*	3,5	—	1,5	1,8	1,05**	4,75	2,0	1,75	1,6	1,6	2,48
Jungholzbach	0,08	<0,02**	—	—	0,02	—	0,06	0,12*	0,02	<0,02**	0,04	0,04	0,04
Dorfbach Greifensee	0,40	0,65	1,55*	—	0,8	0,9	0,3**	1,5	0,6	0,8	0,75	0,8	0,82

* Maxima **Minima.

Tabelle 7. Nitratgehalt in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l NO₃⁻

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	20	15	13,75	15	10**	18	12	16,5	22,5	26*	17	16,5	16,85
Unterwisbach	22*	12	11,25	14	12	15	12	10**	14	15	18	14	14,10
Murholzbach	19*	3,75**	4	4,5	4	3,75**	7,5	4	4	4	10	6,5	6,25
Aschbach	9	10	8**	10	8**	10	9	9	10	9	12,5*	10	9,75
Rausenbach	17,5	15	15	12,5	8,5**	14	12	13	15	18*	15	12	13,96
Maurer Dorfbach	15	17	15	15	16	14	12**	16	15	17,5*	17,5*	12,5	15,25
Chilenbach	25*	12,5	12	15	13	12,5	12	9**	13	12,5	17,5	13,5	13,96
Islenbach	21*	10	11,25	15	13	8,5	12	13,5	7**	11,25	15	14	12,63
Schulhausbach	20*	6,5	6	13	12,5	14,5	10	5**	13	—	15	11	11,50
Uessiker Dorfbach	15*	10	12,5	12	10	10	8,5**	10	13	15	14	11	11,75
Letzibach	16*	10	10	12	10	6**	8,5	8,5	15	9	12,5	11	10,75
Rällikerbach	12,5	12,5	13,75	13	11	15	11	12,5	6**	17,5*	17,5*	14	13,02
Seewisenabfluss	15	12,5	—	—	—	7,5	7	8,5	20*	6**	10	11,5	10,89
Mönchaltorfer Aa	20*	15	16	15	15	12,5	12**	14	20*	20*	17,5	15	16,00
Aawisenbach	20*	10	8	10	7	—	8,5	6**	7	17	16	12	11,05
Tüfenbach	25*	15	10	18	15	14,5	16	15	15	7**	25*	17	16,04
Aabach Uster	10	4**	8	8	8	6,5	11	8,5	12,5*	12,5*	12,5*	10	9,29
Aabach Kanal	10	<0,5**	4	8	8	6,5	10	7,5	10	9	12,5*	6,5	7,67
Jungholzbach	10	6	—	9	7	—	10	8	5**	6,5	20*	12,5	9,40
Dorfbach Greifensee	21	20	21,5	22,5	25	20	16**	21	26	25	27,5*	17,5	21,90

* Maxima ** Minima.

Tabelle 8. Ammoniakgehalt in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l NH₃

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	0,8*	0,04	0,11	0,21	0,03**	0,15	0,24	0,05	0,08	0,08	0,43	0,25	0,20
Unterwisbach	0,18*	0,03	0,06	0,06	0,04	0,05	0,04	0,02**	0,04	0,02**	0,04	0,05	0,05
Murholzbach	0,05	0,02	0,05	0,06	0,03	0,07*	<0,02**	0,02	0,04	0,02	0,03	0,04	0,04
Aschbach	0,25*	0,02**	0,10	0,06	0,03	0,05	0,03	0,03	0,06	0,03	0,02**	0,05	0,06
Rausenbach	0,11	0,02**	0,06	0,07	0,02**	0,04	0,02**	0,02**	0,14	0,18*	0,03	0,04	0,06
Maurer Dorfbach	0,7*	0,08	0,25	0,19	0,08	0,07	0,08	0,15	0,06**	0,12	0,40	0,23	0,20
Chilenbach	0,5**	2,5	8,0*	3,5	1,5	8,0*	0,6	5,0	3,5	2,25	0,8	0,65	3,10
Islenbach	0,20*	0,03	0,08	0,06	0,04	0,05	0,02	0,05	0,04	0,02	<0,02**	0,03	0,05
Schulhausbach	0,22*	0,04	0,06	0,04	0,06	0,04	<0,02**	0,03	0,03	—	0,22*	0,03	0,07
Uessiker Dorfbach	0,30	0,06	0,13	0,16	0,25	0,16	0,12	0,5*	0,5*	0,04**	0,16	0,20	0,22
Letzibach	0,16*	0,04	0,05	0,06	0,03	0,07	0,03	0,03	0,04	0,03	0,02**	0,03	0,05
Rällikerbach	0,22*	0,04	0,07	0,16	0,06	0,10	0,04	0,03**	0,04	0,04	0,16	0,22**	0,10
Seewisenabfluss	0,23	0,11	—	—	—	0,40*	0,10	0,18	0,12	0,12	0,08**	0,08**	0,16
Mönchaltorfer Aa	0,35	0,10**	0,25	0,25	0,20	0,25	0,22	0,18	0,5	0,8*	0,42	0,42	0,33
Aawisenabfluss	0,14	0,08	0,06	0,18*	0,15	—	0,07	0,04	0,03**	0,08	0,13	0,04	0,09
Tüfenbach	0,30	0,18	0,16	0,30	0,15	0,23	0,10**	0,15	0,30	0,40	0,60*	0,30	0,26
Aabach Uster	0,70	0,60	1,40*	0,20	0,15**	0,25	0,24	0,4	1,3	0,9	0,75	0,35	0,60
Aabach Kanal	1,0	12*	8	1,9	1,6	0,8	0,4**	1,0	2,0	3,5	1,8	2,9	3,07
Jungholzbach	0,08	0,03	—	0,06	0,06	—	0,11	0,03	0,03	0,02**	0,35*	0,03	0,08
Dorfbach Greifensee	0,30	0,32	1,1*	0,6	0,6	0,4	0,14**	0,75	0,80	0,9	0,33	0,55	0,57

* Maxima ** Minima.

Tabelle 9. Nitritgehalt in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l NO₂⁻

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	0,125	0,09	0,03	0,20	0,02	0,01**	0,25*	0,05	0,05	0,02	0,15	0,13	0,09
Unterwisbach	0,035	0,02	0,015	0,055	0,02	0,005	0,065*	<0,005**	<0,005**	<0,005**	0,025	0,035	0,02
Murholzbach	<0,005**	0,005*	<0,005**	<0,005**	0,005*	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**
Aschbach	0,03	0,065*	0,035	0,015	0,008	0,005	0,025	0,005	<0,005**	<0,005**	<0,005**	0,013	0,02
Rausenbach	0,03	0,02	0,035*	0,028	0,005**	0,005**	0,030	0,015	0,030	0,035*	0,015	0,015	0,02
Maurer Dorfbach	0,15	0,20	0,125	0,275**	0,08	0,15	0,08	0,25	0,15	0,06	0,12	0,035**	0,14
Chilenbach	0,10**	0,25	1,00	1,75	0,40	1,25	0,35	2,00*	0,5	0,30	0,13	0,125	0,68
Islenbach	0,04	0,015	0,06	0,013	0,075*	—	0,025	0,01	0,01	0,005**	0,008	0,010	0,02
Schulhausbach	0,015	0,06*	0,02	0,01	0,025	0,015	<0,005**	0,005	0,008	—	0,018	0,008	0,02
Uessiker Dorfbach	0,03	0,018**	0,225*	0,05	0,075	0,02	0,03	0,045	0,10	0,10	0,018**	0,028	0,06
Letzibach	0,02	0,015	0,015	0,04*	0,01	0,005**	0,03	0,02	0,018	0,005**	0,018	0,025	0,02
Rällikerbach	0,063	0,02	0,03	0,30*	0,05	0,01	0,07	<0,005**	0,008	0,01	0,09	0,13	0,06
Seewisenabfluss	0,035	0,04*	—	—	—	<0,005**	0,025	<0,005**	0,008	0,015	0,02	0,035	0,02
Mönchaltorfer Aa	0,075**	0,125	0,40*	0,20	0,175	0,35	0,15	0,275	0,125	0,10	0,075**	0,10	0,18
Aawisenbach	0,013	0,025	0,008**	0,04*	0,018	—	0,015	0,008**	0,015	0,02	0,01	0,015	0,02
Tüfenbach	0,075	0,175	0,10	0,275*	0,10	0,08	0,25	0,06**	0,07	0,075	0,075	0,12	0,12
Aabach Uster	0,09	0,015**	0,65	0,70	0,75*	0,40	0,275	0,70	0,375	0,030	0,325	0,175	0,37
Aabach Kanal	0,20	0,025**	0,40	0,04	0,85*	0,60	0,30	0,65	0,375	0,275	0,60	0,275	0,37
Jungholzbach	<0,005**	0,005	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	<0,005**	0,008*	<0,005**
Dorfbach Greifensee	0,05**	0,15	0,70	0,20	0,35	0,75*	0,13	0,70	0,40	0,225	0,06	0,16	0,32

* Maxima ** Minima.

Tabelle 10. Sauerstoffsättigung in den Zuflüssen des Greifensees in %

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	97,4	96,5	100,4	102,8*	101,0	100,0	98,7	101,4	96,4	100,0	92,2**	93,4	98,6
Unterwisbach	103,3	103,7	104,8*	104,0	101,7	98,5	100,4	103,6	95,8	100,8	98,8	90,5**	100,3
Murholzbach	103,3*	101,8	96,7	101,8	101,6	96,4	99,6	97,2	94,5**	95,2	100,8	97,1	98,7
Aschbach	101,9	110,0*	92,5**	103,7	100,6	100,9	99,8	104,6	93,2	98,6	101,7	97,9	100,5
Rausenbach	103,7	107,8	111,7*	103,6	99,8	101,1	101,7	103,4	97,7**	104,5	98,3	98,9	102,7
Maurer Dorfbach	99,7	115,0*	91,0	100,6	99,4	96,2	99,5	93,0	88,0**	96,6	104,1	96,6	98,3
Chilenbach	97,6	118,2*	43,0**	90,9	88,8	59,8	83,2	67,9	70,9	81,7	91,2	93,2	82,2
Islenbach	104,2	116,0*	86,6**	104,2	101,4	—	107,2	104,1	97,3	93,3	100,4	100,4	98,6
Schulhausbach	104,0	117,8*	111,0	104,2	102,8	—	101,3**	114,1	103,0	—	101,7	102,0	106,2
Uessiker Dorfbach	106,2	131,0	147,0*	97,0	98,9	98,6	97,0	97,0	95,0**	95,8	100,8	100,9	105,1
Letzibach	103,0	129,3*	121,0	105,4	104,0	—	100,0	107,2	99,0**	100,8	106,0	100,1	106,9
Rällikerbach	103,8	130,0*	116,4	100,7	108,0	—	101,4	104,8	101,5	99,4**	101,0	100,5	106,1
Seewisenabfluss	97,6	105,5*	—	—	—	81,5	70,4**	77,7	74,2	72,8	83,1	75,6	82,0
Mönchaltorfer Aa	104,7	—	114,3*	109,0	102,3	84,0	96,4	89,3	73,7**	78,7	95,3	94,6	94,8
Aawisenbach	87,1	89,2*	78,0	72,7	72,5	—	52,9**	68,2	75,0	71,1	62,5	74,2	73,0
Tüfenbach	110,0	142,0*	114,6	84,0	104,5	101,7	83,7**	104,0	97,0	92,0	91,0	105,3	102,5
Aabach Uster	114,8	111,3	105,5	—	192*	127,0	107,2	110,2	116,0	110,7	102,1**	155	122,8
Aabach Kanal	102,9*	48,5**	67,1	94,2	94,5	102,7	96,7	78,0	88,4	90,4	92,3	85,0	86,7
Jungholzbach	102,0	100,0	—	104,2*	98,1	—	93,7	98,4	92,2**	96,7	96,4	97,0	97,9
Dorfbach Greifensee	109,0*	105,0	88,8	90,6	97,6	98,1	97,2	92,8	90,3	82,3**	93,3	96,5	96,8

* Maxima ** Minima.

Tabelle 11. Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l O₂

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	1,20	0,03**	1,49	0,66	0,43	0,13	0,41	0,15	0,53	1,22*	0,86	0,61	0,64
Unterwisbach	0,75	0,55	1,05*	0,78	0,12	0,06	0,00**	0,53	—	0,72	0,33	0,57	0,50
Murholzbach	0,95*	0,27	0,06	0,55	0,19	0,34	0,16	0,03**	0,14	0,35	0,24	0,32	0,30
Aschbach	1,03	0,32	1,43*	0,00**	0,09	0,16	0,16	0,75	—	0,76	0,16	0,64	0,50
Rausenbach	1,14	0,35	1,72	1,55	0,00**	0,22	0,28	0,47	—	2,34*	—	0,77	0,88
Maurer Dorfbach	3,20*	0,97	1,45	1,04	0,63	0,26**	0,29	—	0,54	0,62	1,59	0,78	1,03
Chilenbach	2,25	2,36	>4,18	4,38*	2,23	3,40	3,06	2,69	0,54	2,17	0,52**	1,84	2,46
Islenbach	1,40*	0,53	0,00**	0,71	0,42	—	1,15	0,31	0,16	—	0,18	0,77	0,56
Schulhausbach	2,44*	0,38	0,00**	0,26	0,46	—	0,17	0,00**	—	—	0,22	0,08	0,44
Uessiker Dorfbach	1,90	1,32	1,60	0,04**	0,78	0,50	0,27	0,18	0,47	1,39	0,75	2,69*	1,00
Letzibach	1,03	0,57	1,38*	0,79	0,32	—	0,19**	0,19**	0,44	0,44	0,82	0,74	0,63
Rällikerbach	1,13	0,67	1,47*	0,56	0,72	—	0,46	0,05**	0,32	0,32	0,56	0,53	0,62
Seewisenabfluss	0,37	0,54	—	—	—	0,56*	0,24	0,00**	—	0,11	0,17	0,32	0,29
Mönchaltorfer Aa	1,65	—	2,12*	0,92	1,22	0,61**	0,88	0,79	1,02	1,60	0,89	1,08	1,16
Aawisenbach	2,14*	1,25	0,00**	0,32	0,82	—	0,67	0,05	—	0,15	0,26	0,05	0,57
Tüfenbach	1,01	1,10	9,79*	1,14	0,97	0,52	>7,5	0,30	—	0,82	0,48	0,15**	2,16
Aabach Uster	2,09	3,72*	2,45	—	2,47	0,57	0,61	0,00**	0,53	0,90	1,81	1,59	1,52
Aabach Kanal	3,70	>4,57	4,91*	2,36	2,01	0,92	0,57	0,00**	1,13	1,77	2,36	1,50	2,15
Jungholzbach	0,93*	0,53	—	0,25	0,41	—	0,21	0,00**	0,00**	0,35	0,00**	0,49	0,32
Dorfbach Greifensee	1,88	0,89	1,28	0,36**	2,82	1,62	0,89	0,59	1,04	3,06*	1,77	0,91	1,43

* Maxima ** Minima.

Tabelle 12. Kaliumpermanganatverbrauch in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l KMnO_4

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	20,95	7,27	25,12*	9,01	7,11	7,74	8,69	9,16	17,22	7,58	6,95**	7,26	11,17
Unterwisbach	19,75*	5,70**	10,90	8,69	11,50	8,69	12,96	6,95	6,79	5,84	8,85	7,58	9,51
Murholzbach	13,60*	5,06	5,69	5,53	5,85	6,32	8,69	5,69	6,32	4,74**	9,32	4,74**	6,80
Aschbach	16,40	6,00	23,86*	7,90	6,64	6,64	10,74	5,69	—	4,74**	6,16	6,95	9,25
Rausenbach	15,20*	4,90**	13,59	7,11	6,00	6,64	8,69	6,00	6,64	5,69	7,11	6,16	7,81
Maurer Dorfbach	26,90	9,01	27,81*	8,06	8,22	9,01	8,69	9,95	10,90	6,16**	7,58	9,49	11,81
Chilenbach	19,10	12,48	36,36*	12,64	10,70	16,60	14,38	17,40	10,27	9,00**	9,01	9,01	14,74
Islenbach	25,00*	5,37**	18,80	9,80	7,11	—	6,95	6,64	7,58	5,37**	5,85	5,69	9,46
Schulhausbach	19,30*	6,00	8,69	8,37	8,22	—	9,01	7,43	6,00**	—	6,92	6,00**	8,59
Uessiker Dorfbach	22,60*	7,58	22,28	9,95	7,11**	10,11	16,27	7,43	10,11	7,43	7,74	7,27	11,32
Letzibach	22,00*	6,32	8,53	7,27	6,64	—	9,64	6,79	14,54	5,69**	5,69**	6,00	9,01
Rällikerbach	20,70*	9,16	11,85	10,11	9,01	—	9,64	7,74	7,90	7,11	8,22	6,95**	9,85
Seewisenabfluss	21,20	12,01	—	—	—	42,66*	20,70	20,70	18,64	15,95	11,22**	12,17	19,47
Mönchaltorfer Aa	23,10*	14,06	20,07	11,53	12,64	14,38	15,96	14,22	15,33	12,80	13,43	10,27**	14,82
Aawisenbach	14,10	7,74**	9,64	11,06	10,60	—	17,06*	9,48	8,69	8,53	12,01	9,01	10,72
Tüfenbach	19,00	12,48	42,60	14,80	14,38	12,17	50,74*	13,11	12,64	11,38	14,38	10,90**	19,05
Aabach Uster	16,60	19,12	23,60*	—	16,60	15,00	16,40	14,70	15,33	12,32	12,17**	13,43	15,93
Aabach Kanal	20,50	59,88*	48,00	15,33	17,20	13,43	18,64	14,70	14,69	13,11**	16,43	16,43	22,36
Jungholzbach	15,30	7,90	—	13,90	11,85	—	25,60*	14,22	8,53	6,32**	17,38	10,27	13,13
Dorfbach Greifensee	16,40	10,27	15,01	11,22	45,50*	11,06	17,58	12,17	9,95	9,32**	13,27	10,59	15,22

* Maxima ** Minima.

Tabelle 13. Karbonathärte in den Zuflüssen des Greifensees in französischen Härtegraden

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	24,00**	32,25	28,75	33,00	32,25	32,75	32,50	33,25*	32,75	31,75	31,75	32,75	31,48
Unterwisbach	24,50**	25,50	25,00	27,50	27,50	26,25	27,25	25,75	—	28,25*	26,75	27,75	26,45
Murholzbach	23,75**	25,25	24,75	25,75	25,75	26,00	25,00	25,50	28,25*	26,50	24,75	25,00	25,52
Aschbach	25,25	23,75	24,00	26,00*	24,25	22,50**	25,25	23,00	24,25	23,75	25,25	26,00*	24,44
Rausenbach	24,00**	25,75	26,00	29,00	25,50	25,00	27,25	24,50	25,00	28,50	27,75	30,50*	26,56
Maurer Dorfbach	23,75**	30,75	25,75	32,25*	31,50	28,75	31,00	29,50	29,75	30,00	31,25	27,00	29,27
Chilenbach	27,25**	33,25	36,50*	34,50	35,25	25,50	32,50	35,25	34,50	34,75	33,50	33,25	33,83
Islenbach	25,00**	27,25	31,00	31,25*	31,00	—	29,25	28,75	—	31,25*	29,75	30,50	29,53
Schulhausbach	26,25	22,50	24,25	27,00	25,50	28,00	27,00	21,00**	—	—	28,50*	26,75	25,68
Uessiker Dorfbach	26,25**	27,00	28,00	30,00	30,50	27,25	28,25	28,25	28,25	30,00	31,25*	30,25	28,91
Letzibach	24,24**	26,25	28,00	30,00	28,00	31,50	29,25	30,50	31,75*	32,50	29,00	29,75	29,22
Rällikerbach	27,00	32,00	32,50	33,75	24,00**	—	32,50	33,75	—	34,00*	33,00	33,00	32,55
Seewisenabfluss	28,00**	36,00	—	—	—	39,00*	33,85	37,75	—	37,75	36,25	36,00	35,58
Mönchaltorfer Aa	25,75**	32,50	31,75	35,00	33,50	33,75	32,00	35,00	34,50	35,50	32,00	37,75*	33,25
Aawisenbach	32,50	37,50	38,00	38,00	40,50	—	32,25**	41,00*	—	41,00*	32,25**	36,25	36,93
Tüfenbach	28,50**	31,75	33,00	33,25	33,75	34,25	32,50	33,75	34,00	34,25*	32,00	31,75	32,73
Aabach Uster	22,50	22,25	25,00	—	22,50	21,00**	27,75*	22,25	22,25	22,75	24,95	23,25	23,31
Aabach Kanal	22,50	32,45*	29,50	27,00	24,25	21,50**	28,25	23,00	23,25	25,00	26,75	26,25	25,81
Jungholzbach	23,75	29,25	—	27,00	29,75	—	21,00	29,75	32,25*	31,00	20,25**	24,50	26,85
Dorfbach Greifensee	27,50**	30,50	29,75	31,50	32,00*	31,00	29,75	30,75	31,75	31,25	29,75	29,50	30,42

* Maxima ** Minima.

Tabelle 14. Chloridgehalt in den Zuflüssen des Greifensees in mg/l Cl⁻

Wasserprobe	1967										1968		
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	Mittel
Rorbach	7,7**	12,8	11,4	9,8	8,4	—	9,2	12,4	16,9	23,5*	15,4	14,8	12,91
Unterwisbach	5,0**	3,1	3,8	3,2	2,8**	—	2,8*	5,0*	3,6	3,4	3,6	3,6	3,63
Murholzbach	5,8	3,2	3,6	3,2	2,8	—	2,6**	3,2	3,2	3,7	6,8*	5,2	3,80
Aschbach	7,5	7,8	7,6	5,2	6,0	—	4,4**	6,0	7,2	9,6	8,0	10,4 *	7,25
Rausenbach	5,4	7,6	8,8	5,6	6,6	—	4,8**	7,6	7,8	6,0	8,8	9,4*	8,04
Maurer Dorfbach	9,5	25,5	18,5	18,4	21,5	—	7,4**	13,2	11,4	30,0*	18,4	18,4	17,43
Chilenbach	7,0**	11,0	19,2	9,4	8,0	—	8,0	13,5	10,8	13,2	10,0	63,3*	15,77
Islenbach	5,8	7,0	11,4	5,2**	6,0	—	5,6	7,4	10,6	17,0*	9,0	10,6	8,69
Schulhausbach	5,8	5,0	5,4	4,4**	4,6	—	4,6	5,4	6,0	—	7,2	11,0*	5,95
Uessiker Dorfbach	5,4	4,8	6,8	3,6	4,0	—	3,2**	5,6	6,6	21,2*	8,0	10,2	7,07
Letzibach	6,5	6,9	7,4	6,4	6,6	—	5,2**	7,2	8,0	9,2*	6,2	6,8	6,95
Rällikerbach	7,6	11,2	13,2	10,8	10,4	—	7,4**	11,3	12,8	14,8	15,4	17,2*	12,01
Seewisenabfluss	7,2	13,1	—	—	—	—	6,0**	9,2	—	—	13,6	16,2*	10,88
Mönchaltorfer Aa	7,0	11,1	12,0	8,2	9,2	—	5,8**	13,0	12,6	18,0*	11,8	13,8	11,14
Aawisenbach	11,2	9,0	9,2	8,8	9,0	—	6,8**	9,6	—	11,0	9,4	14,4*	9,84
Tüfenbach	8,4	7,0**	9,4	10,2	8,0	—	8,8	9,2	10,0	10,0	12,8*	11,4	9,56
Aabach Uster	8,8	9,0	11,2	—	10,6	—	7,6**	11,4	11,0	19,6*	18,6	16,0	12,38
Aabach Kanal	11,0	41,2*	28,4	10,8	13,6	—	8,0**	11,4	14,4	23,5	21,6	23,2	18,83
Jungholzbach	3,6	2,8	—	2,8	2,4	—	1,6**	2,8	2,8	3,8	5,4	7,2*	3,52
Dorfbach Greifensee	9,2	11,2	12,6	9,2	10,4	—	7,8**	11,6	12,4	12,0	10,8	13,4*	10,96

* Maxima ** Minima.

Tabelle 15. pH-Wert in den Zuflüssen des Greifensees

Wasserprobe	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	8,3	8,4	8,4	8,4	8,25**	8,4	8,5*	8,4	8,4	8,3	8,4	8,4	8,38
Unterwisbach	8,15**	8,15**	8,25	8,25	8,20	8,15**	8,3*	8,15	8,2	8,15**	8,25	8,3*	8,20
Murholzbach	8,1	8,1	8,2*	8,15	8,0	8,0	8,0	8,1	8,15**	7,95**	8,15	8,15	8,24
Aschbach	8,3*	8,3*	8,3*	8,25	8,1	8,25	8,3*	8,1	8,15	8,0**	8,3*	8,3*	8,24
Rausenbach	8,3	8,35*	8,3	8,3	8,25	8,25	8,3	8,2	8,15	8,1**	8,3	8,3	8,26
Maurer Dorfbach	8,3	8,65*	8,1**	8,4	8,3	8,35	8,45	8,3	8,35	8,2	8,35	8,4	8,34
Chilenbach	7,85	8,3*	7,8**	7,9	7,9	7,85	7,95	7,85	8,0	7,9	8,0	7,9	7,93
Islenbach	8,3	8,55*	8,2	8,25	8,1**	8,25	8,3	8,2	8,2	8,2	8,25	8,4	8,25
Schulhausbach	8,05	8,5	8,3	8,2	8,1	7,9**	8,35	8,6*	8,55	—	8,35	8,4	8,30
Uessiker Dorfbach	8,3	8,6*	8,5	8,25	7,9**	8,25	8,3	8,0	8,2	8,15	8,25	8,35	8,25
Letzibach	8,3	8,4	8,5*	8,2	8,0**	8,35	8,3	8,2	8,3	8,2	8,25	8,4	8,28
Rällikerbach	8,3**	8,7*	8,7	8,4	8,35	8,4	8,45	8,5	8,45	8,3**	8,45	8,5	8,45
Seewisenabfluss	7,35**	7,7*	—	—	—	7,4	7,35**	7,4	7,55	7,35**	7,65	7,5	7,47
Mönchaltorfer Aa	7,55**	7,65	7,8	7,9*	7,7	7,8	7,6	7,75	7,75	7,7	7,75	7,8	7,73
Aawisenbach	7,5*	7,05	7,0	6,8	6,9	—	6,6**	6,9	7,2	7,05	6,95	7,05	7,00
Tüfenbach	7,5	8,2*	8,1	7,7	7,8	7,85	7,4**	7,65	7,95	7,7	7,6	7,7	7,76
Aabach Uster	8,15**	8,5	8,2	—	8,8*	8,6	8,2	8,5	8,3	8,2	8,2	8,8*	8,37
Aabach Kanal	8,0	7,45**	7,6	8,0	8,0	8,0	8,05*	7,9	7,95	7,8	7,95	7,9	7,88
Jungholzbach	7,95	8,1*	—	8,1*	8,0	—	8,0	7,9	8,1*	8,0	7,85**	8,1*	8,01
Dorfbach Greifensee	7,95	8,15	8,2*	7,9	7,7	8,0	7,6**	7,85	8,15	7,8	7,7	7,85	7,91

* Maxima ** Minima.

Tabelle 16. Coliforme Keime in den Zuflüssen des Greifensees, Anzahl pro Milliliter

Wasserprobe	1967					1968		Mittel
	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Rorbach	100	1 500*	180	40	10**	450	200	354
Unterwisbach	20	50*	3	1	0**	1	2	11
Murholzbach	5	5	0**	0**	0**	52*	0**	9
Aschbach	30*	30*	6	2	0**	1	3	10
Rausenbach	50	50	160	4	0**	280*	22	81
Maurer Dorfbach	200	450	1 500*	15**	30	250	100	364
Chilenbach	700	600	5 000	3 500	8 000*	1 500	450**	2 821
Islenbach	400	50	750*	22	14**	55	20	187
Schulhausbach	—	30*	10	5	—	3	0**	10
Uessiker Dorfbach	700	500	600	1 000*	90**	180	1 000*	581
Letzibach	—	100	20	0**	3	270*	35	71
Rällikerbach	100	400*	150	2**	2**	400*	60	159
Seewisenabfluss	200*	40	0**	3	0**	0**	6	36
Mönchaltorfer Aa	900	1 000	1 000	400**	500	1 750*	1 100	950
Aawisenbach	—	250	0**	10	0**	430*	45	123
Tüfenbach	700*	400	120	80	30**	155	70	222
Aabach Uster	500	100**	1 400*	450	150	200	120	417
Aabach Kanal	1 200	400**	600	1 000	1 500*	500	1 000	886
Jungholzbach	—	70*	0**	1	0**	10	0**	13
Dorfbach Greifensee	12 000*	800	1 100	400**	650	500	1 800	2 464

* Maxima ** Minima.

wurden die Abwässer gut oxydiert. Die Mittelwerte der Sauerstoffzehrung, des Kaliumpermanganatverbrauches und des Ammoniaks waren bei der Probennahmestelle nicht übermässig hoch, dagegen sprachen die hohen Phosphat-, Nitrat- und Chloridwerte für die starke Abwasserbelastung des Rorbaches. Entsprechend zeigten auch die Wachstumsteste mit Algen starke Produktivität. Auch wurden hohe Keimzahlen gefunden. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen traten bei tiefen Wasserständen auf.

Unterwisbach

Der Unterwisbach entwässert unbesiedeltes Gebiet. 41% des Einzugsgebietes sind Waldfläche, der Rest drainiertes Wiesland. Auffallend war der tiefe Chloridgehalt (tiefster Mittelwert). Die relativ hohen Oxydierbarkeiten und Gesamtphosphormengen sind auf Waldbodenausschwemmungen zurückzuführen. Der Phosphatgehalt ist gering, so dass trotz hohem Nitratgehalt das Wasser als produktionsschwach bezeichnet werden kann.

Murholzbach

Bei mittlerer Wasserführung versickert der Murholzbach mehrmals im Bachbett und tritt erst ca. 150 m vom See entfernt endgültig an die Oberfläche. Er war der produktionsschwächste Zufluss des Greifensees, zeichnete sich durch Tiefstwerte in Phosphat, Nitrat, der Oxydierbarkeit und der Keimzahl aus und zeigte auch das geringste Wachstum bei den Algenkulturen.

Tabelle 17. Keimzahl in den Zuflüssen des Greifensees in Tausend pro Milliliter

Wasserprobe	1967											Mittel	
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	1968		
Rorbach	250*	70	45	20	12	20	100	10	6**	16	41	16	50
Unterwisbach	20*	3	7	1**	11	5	8	3	4	6	—	5	7
Murholzbach	17*	1**	4	2	1**	2	3	3	1**	5	5	5	4
Aschbach	70	4	300*	6	3	28	23	8	2**	4	3	7	38
Rausenbach	65*	12	20	7	8	17	15	8	6**	37	7	10	18
Maurer Dorfbach	250	—	280*	27	56	110	13	16	8**	11	50	17	76
Chilenbach	200	150	2 500*	230	2 000	145	200	60	100	100	53**	100	486
Islenbach	120*	2**	40	7	10	26	12	5	8	15	60	10	26
Schulhausbach	55*	8	16	4	1	—	8	0**	7	—	14	2	10
Uessiker Dorfbach	100*	12	30	12	40	55	37	25	20	40	6**	18	34
Letzibach	180*	3**	18	8	4	—	25	9	4	7	7	5	25
Rällikerbach	300*	12**	30	200	—	160	55	25	15	12**	82	15	82
Seewisenabfluss	40	7	—	—	—	56*	17	5**	12	10	8	12	20
Mönchaltorfer Aa	200	130	50	30**	48	320*	45	100	50	90	36	65	97
Aawisenbach	60*	7	12	13	33	—	60*	3**	8	13	31	3**	18
Tüfenbach	70	50	60	25	21	320*	80	20	20	17	32	15**	61
Aabach Uster	250*	105	250*	30	23**	160	65	55	200	70	—	25	112
Aabach Kanal	250	16 500*	200	50	245	600	65	120	350	140	32**	110	1 555
Jungholzbach	25*	4	—	2	20	—	10	0**	2	9	8	5	8
Dorfbach Greifensee	35	1 100*	500	50	100	620	100	130	65	80	20**	65	239

* Maxima ** Minima.

Aschbach, Rausenbach, Islenbach, Schulhausbach und Letzibach

Diese fünf Zuflüsse am Osthang der Pfannenstielkette entwässern ähnliche Einzugsgebiete mit Einwohnerdichten von 5 bis 110 E/km². Die Abwässer dieser Einwohner werden fast ausschliesslich landwirtschaftlich verwertet und gelangen nicht direkt in die Bäche. Die Phosphatkonzentrationen, meist nur durch momentane Verunreinigungen leicht erhöht, erreichten ihre Höchstwerte bei Hochwasser. Die Nitratgehalte dieser Zuflüsse waren hoch. Die Bachwässer zeigten aber infolge des kleinen Phosphatgehaltes nur geringe Produktivität in den Kulturgefässen.

Maurer Dorfbach, Chilenbach und Kläranlage Maur

Die Aufnahme des Betriebes bei der neuerstellten Kläranlage in Maur hat im Verlaufe der Untersuchungen den Maurer Dorfbach und den Chilenbach stark entlastet. Der lückenlose Anschluss sämtlicher Haushaltungen an das Kanalisationsnetz nimmt stets längere Zeit in Anspruch, so dass genaue Angaben über endgültige Entlastungen dieser beiden Bäche erst durch spätere Untersuchungen möglich sein werden. Grundsätzlich war bei diesen Zuflüssen eine sofortige Besserung nach Beseitigung der Verschmutzungsquelle zu erwarten. Vor dem Bau der Kläranlage konzentrierte sich die Hauptbelastung des Dorfbaches auf den obersten Abschnitt (Aesch), beim Chilenbach dagegen unmittelbar vor die Mündung.

Während beim Dorfbach, ähnlich wie beim Rorbach, die Abwässer bis zur Mündung gut oxydiert wurden, war die Fliessstrecke beim Chilenbach zu kurz, um einen wirkungsvollen Abbau der Abwässer zu garantieren. *Sphaerotilus*entwicklungen (als Indikatoren starker organischer Belastung) wurden hier das ganze Jahr hindurch bis zur Mündung beobachtet. Von allen Zuflüssen zeigte der Chilenbach die höchsten Werte für Phosphate, Ammoniak, Nitrit, Kaliumpermanganatverbrauch, Algenwachstum und coliforme Keime. Die chemischen Untersuchungen lassen darauf schliessen, dass die Abwasserbelastung des Chilenbaches grösser war, als von den Gemeindebehörden angenommen wurde, so dass die Bevölkerungsdichte beim Chilenbach etwas grösser, beim Dorfbach etwas kleiner sein musste, als bei den Berechnungen angegeben wurde. Nach Ableitung der Abwässer in die Kläranlage haben die Nährstoffgehalte der beiden Bäche stark abgenommen.

Von entscheidender Bedeutung für den Greifensee ist jedoch der Gesamtnährstoffabfluss aus diesem Gebiet vor und nach Erstellung der Kläranlage (Tabelle 18). Zur Berechnung der Abwasserbelastung vor Erstellung der Anlage standen acht, nach Erstellung vier Untersuchungen zur Verfügung. Der Nährstoffabfluss bei der Kläranlage wurde anhand zweier Dauerprobenahmen berechnet, die erst nach längerer Bewährungszeit der Anlage erhoben wurden (vgl. Kläranlageuntersuchung). Diese Werte waren mit dem kleinsten Fehler behaftet, da sowohl die täglichen Schwankungen als auch die Wasserführungen (Limnograph) bekannt waren. Die Wasserführungen der beiden Bäche mussten aus Messungen von Querschnitt und Fliessgeschwindigkeiten ermittelt werden und waren mit einem relativ grossen Fehler behaftet. Trotzdem zeigte die Gegenüberstellung des täglichen Nährstoffabflusses vor und nach Ableitung der Abwässer eine starke Entlastung des Maurer Dorfbaches und

Tabelle 18. Täglicher Phosphor- und Stickstoffabfluss aus den Einzugsgebieten des Maurer Dorfbaches und des Chilenbaches vor und nach Erstellung der Kläranlage

	Gesamt- phosphat kg/Tag	Phosphat kg/Tag	Nitrat kg/Tag	Ammoniak kg/Tag	Nitrit kg/Tag
<i>Vor Erstellung der Kläranlage</i>					
Maurer Dorfbach	7,4	6,9	60,4	0,5	0,6
Chilenbach	4,3	2,1	17,9	2,7	0,6
Summe	11,7	9,0	78,3	3,2	1,2
<i>Nach Erstellung der Kläranlage</i>					
Maurer Dorfbach	2,8	1,5	62,2	0,7	0,2
Chilenbach	1,0	0,6	11,1	0,8	0,1
Kläranlageausfluss	11,9*	7,2*	32,9	0,5	0,2
Summe	15,7	9,3	106,2	2,0	0,5

* Noch ohne Phosphatfällung.

des Chilenbaches nach Inbetriebnahme der Kläranlage. Sowohl bei den Phosphor- als auch bei den anorganischen Stickstoffverbindungen trat aber gesamthaft betrachtet eher eine Zunahme der Greifenseebelastung ein. Erst durch Einführung der Phosphatfällung (seit Januar 1969 in Betrieb) wird eine starke Reduktion des Phosphorabflusses ermöglicht.

Uessiker Dorfbach

Bei einer Bevölkerungsdichte von 250 E/km² lagen die Phosphatwerte in diesem Bach tiefer als erwartet. Ein grosser Anteil der Abwässer wird landwirtschaftlich verwertet. Von den direkt in den Bach geleiteten Abwässern wird der grösste Teil in den untersten Abschnitt abgegeben. Sie verursachten die relativ hohen Kaliumpermanganatverbrauche, Sauerstoffzehrungen und Ammoniakgehalte bei der Mündung. Auch die Zahl coliformer Keime war hoch. Die Nitratwerte und die Härte waren mit den übrigen schwachbelasteten Pfannenstielabflüssen vergleichbar. Das Uessiker Dorfbachwasser liess sich in den Bereich der mittleren Nährstoffbelastung einreihen.

Rällikerbach

Der Rällikerbach wird als Vorfluter einer privaten Kläranlage, der ca. 170 Einwohner angeschlossen sind, benützt. Der Nährstoffgehalt des sonst unbelasteten Baches wird durch dieses gereinigte Abwasser bestimmt. Bis zur Mündung wurden die Abwässer gut abgebaut (niedrige Oxydierbarkeit und Ammoniakgehalte). Auch die coliformen Keime wurden infolge längerer Aufenthaltszeit im Vorfluter viel stärker reduziert als zum Beispiel beim Rorbach. Die hohen Phosphat-, Nitrat- und Chloridwerte dagegen sprachen für eine starke Nährstoffbelastung dieses kleinen Zuflusses.

Seewisenabfluss

Der Moorboden zwischen Rällikon und der Mönchaltorfer Aa wird durch mehrere kleine Rinnsale entwässert. Alle zeichneten sich durch tiefe pH-Werte und rostrote

Niederschläge im Wasser aus. Nur der grösste dieser Zuläufe wurde regelmässig untersucht; für die übrigen Entwässerungen galten die gleichen Werte. Der Bach führte im Mai, Juni und Juli derart wenig Wasser, dass keine Proben gefasst werden konnten. Quantitativ haben die Seewisenabflüsse keine Bedeutung, sind aber als typische Moorwässer interessant. Die Nitratkonzentrationen lagen zwar hoch, die Phosphatwerte dagegen tief. Bei den geringen Sauerstoffzehrungen war der hohe Kaliumpermanganatverbrauch auffallend. Der biologische Abbau der Moorwässer verläuft wesentlich langsamer als der Abbau der häuslichen Abwässer (vgl. Abb. 21). Die hohe Härte des Moorwassers kann im Hinblick auf den hohen Kohlensäuregehalt verstanden werden (vgl. Abb. 23). Coliforme Keime sind auch in diesen Wässern zeitweise anzutreffen. Als Nährmedium für die gewählten Algenkulturen eignen sich diese Wässer schlecht.

Mönchaltorfer Au

Das Wasser des zweitgrössten Zuflusses des Greifensees war nährstoffreich. Neben grossen Konzentrationen mineralisierter Nährstoffe deuteten die erhöhten Sauerstoffzehrungen, die Kaliumpermanganatverbräuche sowie der leicht reduzierte Sauerstoffgehalt auf noch abbaubare organische Stoffe hin. Auch die hohen Bakterienzahlen belegten die starke Abwasserbelastung der Mönchaltorfer Aa.

Aawisenabfluss

Der Aawisenabfluss ist mit dem Seewisenabfluss vergleichbar, bezieht das Wasser aber aus tieferen Bodenschichten. Die Wassertemperatur wies dadurch geringere Schwankungen auf. Der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt waren bei diesem Zufluss am tiefsten. Der niedrige Sauerstoffgehalt konnte nicht auf grosse Oxydierbarkeiten oder Sauerstoffzehrungen zurückgeführt werden, da diese Werte nicht hoch lagen. Als Ursache musste der geringe Gasaustausch in diesen Bodenschichten angesehen werden. Sehr hohen Nitratkonzentrationen standen tiefe Phosphatwerte gegenüber. Die Phosphatauswaschungen waren somit auch bei relativ tiefen pH-Werten gering. Nitrate dagegen wurden vom Boden nicht zurückgehalten. Das Algenwachstum war in diesem Wasser gering.

Tüfenbach

Der Tüfenbach führte Wasser mittlerer Nährstoffkonzentration in den See. Das Einzugsgebiet wies bei einer Einwohnerdichte von 120 E/km² nur eine Waldfläche von 16% auf. Das übrige Gebiet besteht fast ausschliesslich aus Acker- und Wiesland. Die Abwässer aus Sulzbach und Bertschikon belasten diesen Zufluss in den obersten Abschnitten, aus Riedikon kurz vor der Mündung. Die Abwässer von Sulzbach und Bertschikon können im Gegensatz zu denjenigen von Riedikon bis zur Mündung mineralisiert werden. Die Rälliker Abwässer verursachten den erhöhten Ammoniakgehalt bei der Mündung. Die extrem hohen Oxydierbarkeiten am 16. Mai und 12. September 1967 waren auf zeitlich begrenzte Belastungen durch leicht oxydierbare industrielle Abwässer zurückzuführen, die sonst jedoch keine weiteren nachteiligen Auswirkungen zeigten. Eine spezielle Beeinflussung des Algenwachstums fand durch

diese Wässer nicht statt. Bei geringer Wasserführung des Tüfenbaches könnten solche Belastungen aber zu gefährlichen Sauerstoffzehrungen im untersten Abschnitt des Baches führen.

Aabach Uster

Wie schon bei der Wasserführung gezeigt, liegen beim Aabach Uster schwer überblickbare Verhältnisse vor. Der Aabach fliesst durch zwei Mündungen in den See: durch das Bachbett und durch den Kanal. Der Kläranlageausfluss von Uster fliesst kurz vor der Mündung in den Kanal. Dieses geklärte Abwasser wird somit je nach Abzweigung des Aabaches mehr oder weniger verdünnt. Das mittlere Verhältnis zwischen Aabachwasser zu Abwasser beträgt 10 : 1. Die genaue Verdünnung zu den Zeitpunkten der Probeentnahmen war nicht bekannt. Ferner erlaubte die kurze Fließstrecke zwischen Abwasserzufluss und Probeentnahmestelle keine zuverlässige Durchmischung, so dass die Analysenresultate des Aabachkanals keine absoluten Mischproben (Durchschnittswerte) darstellten. Als Vergleichsresultate (evtl. Extremwerte) verdienen sie dennoch unsere Aufmerksamkeit. Wird nur wenig oder kein Wasser in den Kanal abgezweigt, so gelangen oft grosse Schaumberge in den See, und das Mündungswasser erscheint rötlich trüb.

Der tatsächliche Einfluss des gereinigten Abwassers auf den Aabach und den See konnte somit nur theoretisch ermessen werden. Zur Charakterisierung des Aabaches bei der Mündung stützte ich mich deshalb auf die Wasseranalysen beim Bachwasser (ohne Einfluss der Kläranlage Uster). Hier floss zeitweise nur sehr wenig Wasser, was aber auf den Nährstoffgehalt keinen merklichen Einfluss hatte. Dagegen konnten unter solchen Verhältnissen sehr hohe Sauerstoffsättigungen gefunden werden (20. Juli 1967: 192%). Das Aabachwasser war reich an Phosphaten, enthielt aber wesentlich weniger Nitrate als Bäche mit ähnlicher Abwasserbelastung. Sauerstoffzehrung, Chloridgehalt und Kaliumpermanganatverbrauch waren hoch. Auch die hohen Keimzahlen deuteten auf Abwasserbelastungen aus dem Raum von Uster hin.

Jungholzbach

Der Jungholzbach, ausschliesslich Waldboden entwässernd, führte nach dem Murholzbach das nährstoffärmste Wasser in den See. Die einzigen Unterschiede zu diesem bestanden im höheren Nitratgehalt und der höheren Oxydierbarkeit.

Dorfbach Greifensee

Der Dorfbach Greifensee zeichnete sich durch gleichmässige Wasserführung aus. Die grössten Nährstoffbelastungen stellten die Abwässer von Nänikon und Werrikon dar. Die Abwässer von Greifensee werden seit Herbst 1967 vollständig vom See ferngehalten, indem sie in die Gemeinschaftskläranlage von Schwerzenbach, Fällanden und Volketswil gepumpt werden. Die starke Belastung des Dorfbaches durch die Abwässer von Nänikon machten sich bei der Mündung durch sehr hohe Bakterienzahlen, Oxydierbarkeiten, Ammoniakgehalte und Sauerstoffzehrungen bemerkbar. Die vorhandenen mässigen Phosphatbelastungen genügten, um beim vorhandenen hohen Nitratgehalt (Moorböden) eine reichliche Algenentwicklung zu ermöglichen.

Übrige Zuflüsse

Neben den regelmässig untersuchten Bächen wurden auch die kleinsten Zuflüsse ein- bis zweimal stichprobenartig auf den Nährstoffgehalt geprüft. Neben kleinsten, meist rasch austrocknenden oberirdischen Abflüssen, sind es hauptsächlich Drainageleitungen, die direkt in den See münden. Alle diese Wässer zeichneten sich durch geringe Phosphatgehalte aus und konnten trotz hohen Nitratwerten als produktionsarm bezeichnet werden. Diese Zuflüsse umfassten ca. 4% des gesamten Zuflusswassers zum Greifensee.

2. Die Beurteilung der Greifenseezuflüsse auf Grund der Teste mit Rohkulturen

Die synthetischen Leistungen in den Rohkulturen der einzelnen Zuflüsse waren unter Laborbedingungen stark unterschiedlich. Da das Algenwachstum proportional zum Nährstoffangebot im Wasser angenommen werden kann (BRINGMANN und KÜHN 1956, 1958 und 1960), liessen sich die Bachwässer in folgende Gruppen einteilen (die Reihenfolge entspricht zunehmender Oxydierbarkeit und bezieht sich auf die Versuchsergebnisse, die in Abb. 11 aufgezeichnet sind):

Nährstoffarme Zuflüsse (durchschnittliche Oxydierbarkeiten der Rohkulturen nach 14 Tagen = 0 mg/l KMnO_4 -Verbrauch bis 20 mg/l): Murholzbach, Jungholzbach, Unterwisbach, Aschbach, Rausenbach, Schulhausbach und Aawisenbach.

Zeitweise mit Nährstoffen durchsetzte Zuflüsse: (21 mg/l bis 50 mg/l): Letzibach, Islenbach, Seewisenabfluss.

Zuflüsse mittlerer Nährstoffbelastung (51 mg/l bis 100 mg/l): Tüfenbach und Uessiker Dorfbach.

Nährstoffreiche Zuflüsse (101 mg/l bis 200 mg/l): Rällikerbach, Rorbach, Maurer Dorfbach (vor Inbetriebnahme der Kläranlage), Dorfbach Greifensee, Mönchaltorfer Aa und Aabach Uster.

Sehr nährstoffreiche Zuflüsse (über 201 mg/l KMnO_4 -Verbrauch): Aabach Kanal und Chilenbach.

Die beiden grössten Zuflüsse des Greifensees waren nährstoffreich. Nur 3% des untersuchten Zuflusswassers konnte als nährstoffarm oder nur zeitweise mit Nährstoffen durchsetzt bezeichnet werden. Rechnet man die 4% der nicht erfassten Zuflusswässer hinzu, so waren höchstens 7% sämtlicher Zuflusswässer nährstoffarm.

Im Dezember 1967 wurden die Rohkulturen aller Zuflüsse qualitativ untersucht. Bei folgenden Bächen konnten keine oder nur geringste Mengen von Organismen gefunden werden: Unterwisbach, Murholzbach, Aschbach, Rausenbach, Islenbach, Letzibach, Seewisenabfluss, Aawisenabfluss und Jungholzbach. Der Uessiker Dorfbach und der Tüfenbach mit mittleren Nährstoffgehalten enthielten vorwiegend Kieselalgen (*Hantzschia*-Arten) und Grünalgen (*Dictyosphaerium*-, *Scenedesmus*- und *Kirchneriella*-Arten, sowie einzelne nicht identifizierte *Protococcales*). Bei höheren Nährstoffgehalten nahmen die Grünalgen überhand, wobei meist *Stigeoclonium*

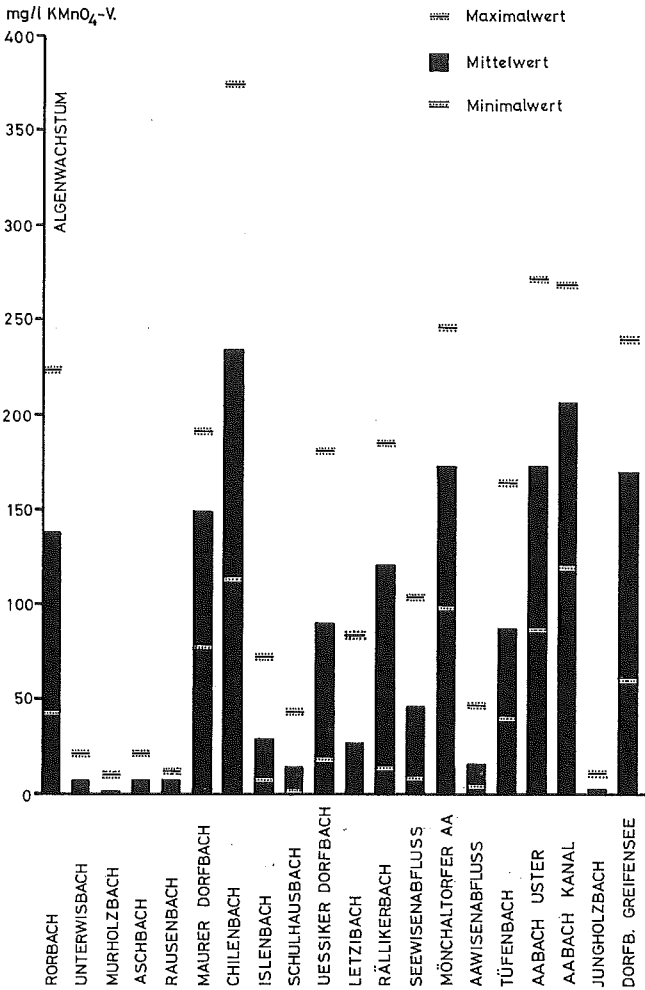


Abb. 11. Mittelwerte und Extremwerte der Produktion in Rohkulturen bei den Greifenseezuflüssen.

dominierte (Chilenbach, Mönchaltorfer Aa und Aabach Uster). *Dictyosphaerium*- und *Scenedesmus*-Arten wurden in allen nährstoffreichen Wässern gefunden. Bei den Zuflüssen konnten sich nach 14 Tagen einzig im Dorfbach Greifensee die Kieselalgen (*Nitzschia*) in quantitativer Hinsicht neben den Grünalgen durchsetzen. Je stärker das Algenwachstum war, desto reichhaltiger traten auch Bakterien und Protozoen auf.

3. Die Bedeutung des Phosphat- und Nitratgehaltes in Bachwässern für das Algenwachstum in Rohkulturen

Phosphate und Nitrate sind quantitativ die wichtigsten Lieferanten der beiden entscheidenden Nährstoffe Phosphor und Stickstoff. Werden die Konzentrationen dieser Verbindungen in Bachwässern mit dem Algenwachstum in Rohkulturen verglichen,

so kann ihre Bedeutung als Bestandteil des gesamten Nährstoffspektrums abgeschätzt werden. Dabei muss einschränkend betont werden, dass in der Natur diese Stoffe stets in Begleitung mancher anderer Verbindungen (inkl. Spurenelemente und andere Nährstoffe) in den Vorfluter gelangen und somit nie als isolierte Verbindungen zu betrachten sind.

Bei beiden Verbindungen war mit zunehmender Konzentration im Mittel auch eine zunehmende Produktivität zu beobachten (Abb. 12). Die geringsten Wachstumsraten waren stets bei tiefsten Phosphatgehalten anzutreffen, während bei den Nitraten diese Beziehung weniger deutlich zum Ausdruck kam. Selbst bei Konzentrationen von mehr als 18 mg/l NO_3^- trat verschiedentlich noch kein Wachstum ein. Auch bei den Phosphaten zeigten sich grosse Unterschiede in der Verwertung, sobald Konzentrationen von 0,1 mg/l überstiegen wurden. Dies kann auf die Zusammensetzung der übrigen Nährstoffkomponenten, die unterschiedlichen Ansprüche der verschiedenen Biozöosen oder auf wachstumshemmende Verbindungen im Nährmedium zurückzuführen sein. Es ist äusserst schwierig, unter natürlichen Bedingungen die entsprechenden Ursachen zu bestimmen. Phosphate erwiesen sich als gute Indikatoren zur Abschätzung der Produktionskraft der Bachwässer. Nitrate waren überall reichlich vorhanden. Ihnen kam bei erhöhter Konzentration in erster Linie Bedeutung als Produktionsstimulans, nie aber als Minimumstoff zu.

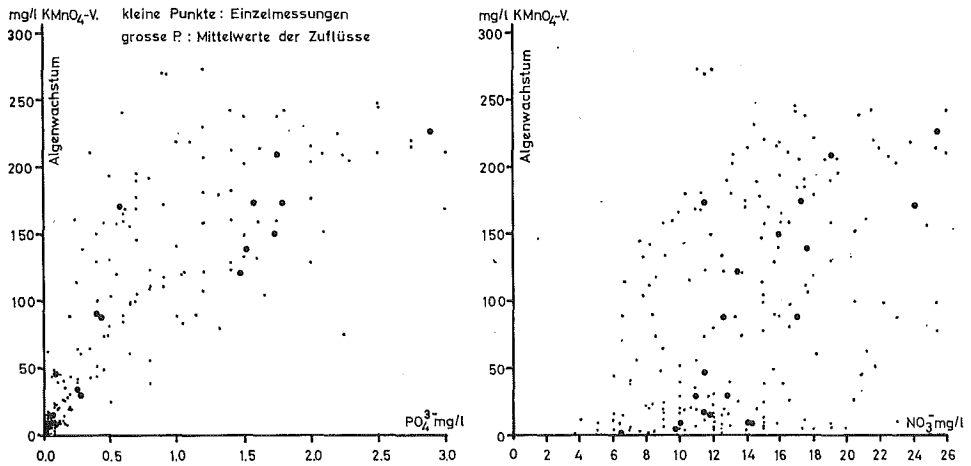


Abb. 12. Aufbau oxydierbarer Substanz (Kaliumpermanganatverbrauch) in Rohkulturen in Wasser der Greifenseezuflüsse, bezogen auf den Anfangsgehalt von Phosphat und Nitrat.

4. Vergleich zwischen Rohkulturen und Reinkulturen

Das Wachstum in Roh-, *Raphidonema*- und *Dictyosphaeriumkulturen* war wie der Chemismus in den einzelnen Bächen sehr starken Schwankungen unterworfen (Abb. 13). Die Streuungen der Wachstumsraten zwischen den drei Kulturen innerhalb desselben Wassers waren aufgrund der zahlreichen wachstumsbeeinflussenden Nährstoff-Faktoren zu erwarten. Die Verhältnisse der mittleren Wachstumsraten zwischen

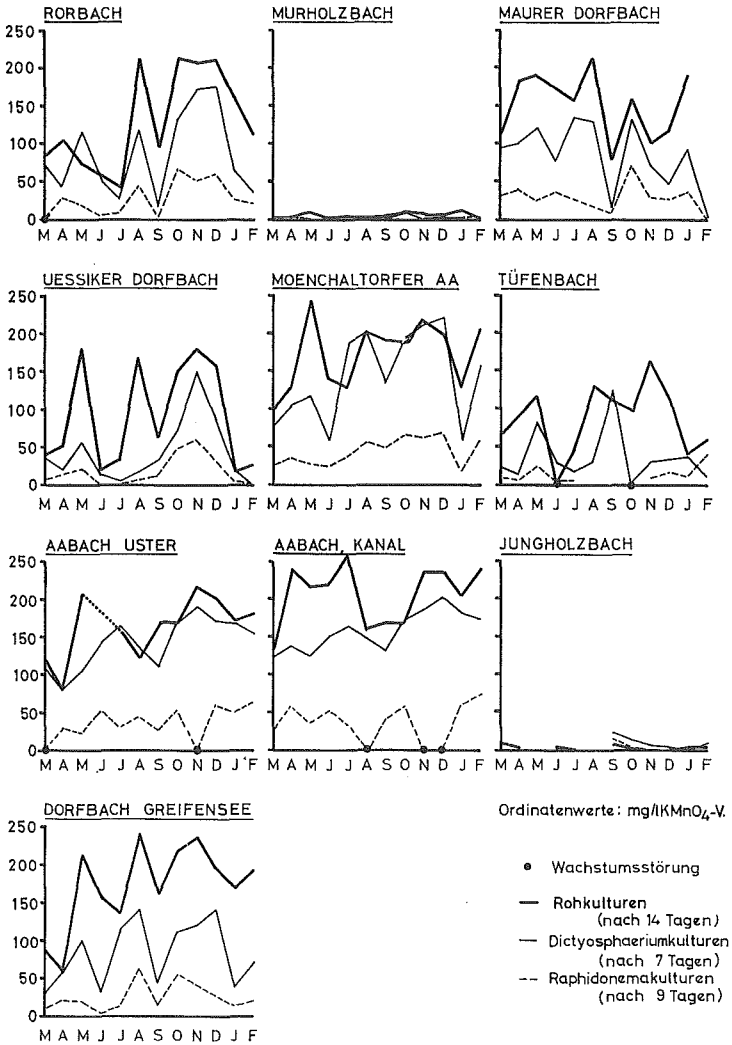


Abb. 13. Das Wachstum von Dictyosphaerium-, Raphidonema- und Rohkulturen in zehn Greifenseezuflüssen.

den drei Kulturen waren aber bei allen Zuflüssen sehr ähnlich (Abb.14). Überall zeigten *Raphidonemakulturen* die geringsten, Rohwasserkulturen die höchsten synthetischen Leistungen (innerhalb der erwähnten Expositionszeiten).

Raphidonema konnte sich in sechs Wässern, in denen die beiden andern Kulturen keine Schädigung zeigten, nicht vermehren. *Raphidonema* hat sich somit gegenüber wachstumsstörenden Einflüssen in den zu testenden Zuflüssen als am empfindlichsten erwiesen.

Die Rohkulturen gelangten im Dorfbachwasser Greifensee zu überdurchschnitt-

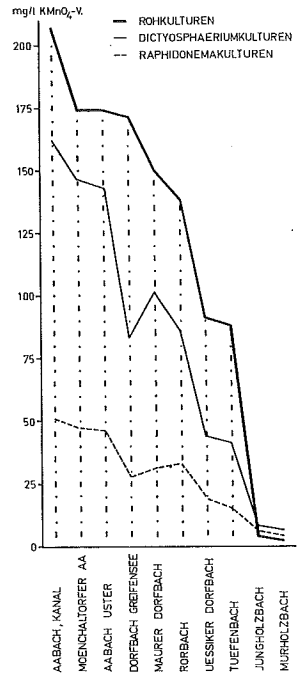


Abb. 14. Vergleich der Mittelwerte von Rohkulturen mit denen von Dictyosphaerium- und Raphidonemakulturen im Wasser von zehn Greifenseezuflüssen.

lich starker Entfaltung. Die Ursache konnte nur auf die starke Vermehrung von Kieselalgen in diesem Wasser zurückgeführt werden. Der Dorfbach Greifensee enthielt neben mässigen Phosphatmengen stets ausserordentlich hohe Nitratkonzentrationen. Da aber auch andere Nährstoff-Faktoren, wie zum Beispiel Kieselsäure, Einfluss auf die Selektion und das Wachstum von Kieselalgen ausüben, ist es fraglich, ob allein die erhöhten Nitratmengen die entscheidende Begünstigung für diese Algen ausübten.

Gesamthaft betrachtet haben sich die Rohkulturen als zuverlässige Indikatoren für die Beurteilung des Nährstoffgehaltes in den einzelnen Zuflüssen erwiesen.

C. Das Gewässersystem der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster (Tabelle 19)

1. Die Zuflüsse der Mönchaltorfer Aa

Tüftalerbach

In diesem Bach traten bis zur Mündung unterhalb jedes Überfalls Schaumbildungen auf. Die Phosphatkonzentrationen lagen höher als aufgrund der Einwohnerdichte erwartet wurde. Die mechanisch-biologische Kläranlage in Egg-Aspholz reinigte mehr als 80% der Abwässer aus diesem Einzugsgebiet. Die Phosphatabgänge von diesem Abfluss waren beträchtlich (vgl. Kapitel Nährstoffgehalt in Kläranlageabflusswässern).

Tabelle 19. Mittelwerte und Extremwerte der chemischen Untersuchungen bei der Mönchaltorfer Aa und dem Aabach Uster

Wasserproben		Phosphat mg/l	Nitrat mg/l	Am- moniak mg/l	KMnO ₄ - Verbr. mg/l	Karbonat- härte F°	pH- Wert
Aa unterhalb Grüningen	m	1,50	13,13	0,52	16,18	30,94	8,00
	+	4,0	20	2,0	37,92	36,75	8,25
	-	0,35	9	0,09	6,85	21,25	7,7
Unterottikerbach	m	0,95	14,62	0,36	14,49	32,23	7,96
	+	2,4	24	0,6	27,45	36,25	8,25
	-	0,28	9	0,06	9,32	26,00	7,6
Gossauer Bach	m	2,87	19,06	1,51	19,42	31,63	8,03
	+	6,5	25	3,75	28,28	35,25	8,3
	-	0,65	9	0,3	13,30	24,00	7,7
Aa oberhalb Mönchaltorf	m	1,41	15,29	0,34	17,28	32,31	7,64
	+	4,0	18	0,9	34,76	37,50	7,8
	-	0,30	12	0,08	12,17	23,50	7,1
Mettlenbach	m	2,21	15,54	0,26	13,93	31,90	7,99
	+	5,5	20	0,8	27,01	37,00	8,25
	-	0,50	11	0,06	9,16	26,50	7,5
Tüftalerbach	m	3,79	15,54	0,59	18,22	29,52	8,20
	+	10,0	24	3,5	53,56	32,75	8,55
	-	0,75	11	0,09	7,90	22,50	8,0
Aa Einmündung	m	1,86	15,32	0,62	15,98	32,21	7,68
	+	5,5	21	2,75	37,92	37,25	7,9
	-	0,35	10,5	0,08	9,30	22,25	7,3
Wildbach	m	2,01	9,83	1,65	19,89	28,27	7,82
	+	6,0	14	6,0	52,14	34,50	8,25
	-	0,20	2,25	0,20	12,65	18,00	7,3
Ländenbach	m	0,81	13,98	0,30	12,82	31,02	8,03
	+	0,9	18	0,8	28,44	35,25	8,4
	-	0,33	6,0	0,05	6,16	19,75	7,7
Pfäffikerseeabfluss	m	0,31	1,35	0,23	15,59	17,28	8,14
	+	0,6	3,0	0,58	23,90	20,25	8,7
	-	0,02	<0,5	0,06	12,32	14,50	7,55
Kläranlageausfluss Wetzikon	m	9,88	5,67	14,71	30,98	32,75	7,60
	+	16	14	28	50,56	40,75	7,75
	-	2,5	0,75	3,5	17,38	18,75	7,4
Aabach oberhalb Uster	m	1,37	6,21	1,22	16,70	21,60	8,04
	+	4,8	12,5	4,8	24,17	32,50	8,35
	-	0,4	2,0	0,15	12,96	17,25	7,7
Aabach Einmündung	m	1,78	7,5	0,73	15,92	23,32	8,10
	+	3,8	14	1,6	26,54	26,50	8,65
	-	0,4	2,5	0,07	9,48	17,85	7,9

m = Mittelwert, + = Höchstwert, - = Tiefstwert.

Aber auch industrielle Ablagerungen in diesem Einzugsgebiet (Gipsschlamm mit Phosphat im Kühltobel) trugen zeitweise zum hohen Phosphatgehalt in diesem Zufluss bei. Zwischen der Mündung des Kläranlageabflusses und der Probenahmestelle beträgt der Höhenunterschied 60 m und die Fliessstrecke 3 km. Trotzdem waren die Oxydierbarkeit und der Ammoniakgehalt bei der Probenahmestelle noch sehr hoch. Auch die bakteriologischen Untersuchungen bestätigten die starke Belastung dieses Zuflusses.

Mettlenbach (Lieburgerbach)

Die Abwasserverhältnisse im Einzugsgebiet des Mettlenbaches waren im Untersuchungsjahr völlig unzureichend geworden. Die Kläranlage in Oetwil am See war derart überlastet, dass die Abwässer oft weder die biologische noch die mechanische Reinigungsstufe durchliefen. Auch in Esslingen entsprachen die Abwasserreinigungen nicht mehr den Anforderungen. Angesichts der misslichen Verhältnisse im Untersuchungsjahr, die nur im Hinblick auf sofortige Sanierung toleriert wurden, konnten die hohen Phosphatgehalte im Mettlenbach nicht überraschen. Niedrige Oxydierbarkeiten auch unter jenen Verhältnissen deuteten auf eine grosse Selbstreinigungskraft des Mettlenbaches hin. Trotzdem waren bis zur Mündung noch viele Bakterien vorhanden. Die neue Anlage in Egg-Esslingen, welche auch die Abwässer von Oetwil am See reinigt, ist seit 1969 in Betrieb. Wie beim Tüftalerbach befinden sich im Einzugsgebiet des Mettlenbaches phosphathaltige Gipsschlammablagerungen, die heute aber vollständig überdeckt sind, so südlich von Gusch und beim Oetwiler Holz südlich von Oetwil.

Aa ob Mönchaltorf

Von den drei Bächen, die sich in Mönchaltorf vereinigen, wies der Aabach mit 260 E/km² die geringste Einwohnerdichte auf. Sein Wasser hatte mit durchschnittlich 1,41 mg/l PO₄³⁻ den geringsten Phosphatgehalt, war aber immer noch als nährstoffreich zu bezeichnen. Auch hohe Nitrat- und Ammoniakkonzentrationen, hohe Oxydierbarkeiten und Bakterienzahlen wurden angetroffen.

Gossauer Bach

Mit 540 E/km² entwässerte der Gossauer Bach das am dichtesten besiedelte Gebiet der Mönchaltofer Aa. Neben landwirtschaftlicher Verwertung wurden viele Abwässer über Hausklärgruben in den Bach geleitet. Der Gossauer Bach war im untersten Abschnitt, wo er am stärksten belastet war, das ganze Jahr hindurch mit *Sphaerotilus*- und Algenteppichen überwuchert. Höchste Bakterienzahlen, Ammoniakgehalte und Oxydierbarkeiten liessen ferner keinen Zweifel an der starken Belastung dieses Baches zu, der auch stets durch losgerissene *Sphaerotilus*zotten und Algenbestandteile getrübt war. Der Phosphatgehalt dagegen lag nicht höher, als aufgrund der Bevölkerungsdichte angenommen werden musste. Die Reinigung der Abwässer in der sich nun im Bau befindlichen Kläranlage wird zur sofortigen Sanierung dieses Baches führen. Eine wichtige Entlastung des Nährstoffzuflusses zum Greifensee wird jedoch erst

nach Einführung der Phosphatfällung eintreten (vgl. Maurer Dorfbach, Chilenbach und Kläranlage Maur).

Unterottikerbach

Der Unterottikerbach entwässerte ein Gebiet, in dem die Abwässer vorwiegend landwirtschaftlich verwertet werden. Mit $0,95 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$ waren die Phosphatwerte trotz relativ grosser Einwohnerdichte (230 E/km^2) niedriger als bei den übrigen untersuchten Zuflüssen der Mönchaltorfer Aa. Dagegen lagen die Nitratkonzentrationen ebenso hoch wie bei den übrigen Zuflüssen. Hohe Keimzahlen, Ammoniak- und Kaliumpermanganatverbrauche deuteten jedoch auch hier auf bedeutende Abwasserbelastungen hin.

Aa unterhalb Grüningen

Der Kläranlageausfluss der mechanisch-biologischen Kläranlage Grüningen stellte die Hauptbelastungsquelle der Aa an dieser Stelle dar. Die Wasserqualität war hier mit den Verhältnissen oberhalb Mönchaltorf vergleichbar, die Oxydierbarkeit etwas tiefer, dagegen der Ammoniakgehalt leicht erhöht. Entsprechend der Einwohnerdichte war der Phosphatgehalt an dieser Stelle schon hoch. Der Aabach war schon an dieser Stelle nährstoffreich.

2. Die Zuflüsse des Aabaches Uster

Der Wildbach

Die Wasserführungen beim Wildbach schwankten an den Probenahmetagen zwischen 7 und $345000 \text{ m}^3/\text{Tag}$. Ebenfalls bedeutend waren die Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen. Im Untersuchungsjahr wurde die alte Kläranlage von Hinwil durch eine neue ersetzt. Während eines Teils der Untersuchungszeit flossen die Abwässer von Hinwil über die alte, überforderte Anlage und belasteten den Wildbach ausserordentlich stark. Auffallend waren die hohen Phosphatkonzentrationen, die nun aber nach Einführung der Phosphatfällung in der neuen Anlage stark zurückgegangen sind. Am 26. Februar 1969 lag die Phosphatkonzentration mit $0,2 \text{ mg/l}$ wesentlich tiefer als im Pfäffikerseeabfluss. Bei den Stickstoffverbindungen war nach der Einführung der neuen Anlage keine Reduktion eingetreten. Auffallend waren die hohen Ammoniakkonzentrationen.

Ländenbach

Bei einer Einwohnerdichte von 110 E/km^2 lag der mittlere Phosphatgehalt mit $0,81 \text{ mg/l}$ hoch. Hohe Keimzahlen deuteten auf überdurchschnittlich starke Abwasserbelastungen hin. Aus dem vorwiegend landwirtschaftlich orientierten Ettenhausen war eine derartige Belastung kaum zu erwarten. Auch die hohen Ammoniakgehalte unterstützten den Verdacht, dass zusätzliche Verschmutzungen aus dem Einzugsgebiet des Kanalisationsnetzes Wetzikon in den Ländenbach gelangten.

Pfäffikerseeabfluss

Der Pfäffikerseeabfluss ist der grösste Zufluss des Aabaches. Er wurde sowohl bei der Pfäffikerseeuntersuchung als auch bei der Aabachuntersuchung analysiert. Die Charakteristik dieses Gewässers wird unter dem Abschnitt Seeabflüsse eingehend besprochen. An dieser Stelle sei nur der relativ geringe Nährstoffgehalt im Sommer hervorgehoben und darauf hingewiesen, dass der Seeabfluss künstlich regulierbar ist.

Kläranlageausfluss Wetzikon

Nach den Abwässern von Uster stellte der Kläranlageausfluss von Wetzikon die grösste Nährstoffquelle des Aabaches Uster dar. Die mittlere Verdünnung dieser Abwässer betrug ca. 1 : 18. Auffallend waren die hohen Phosphat- und Ammoniakkonzentrationen in diesem Abfluss. Etwa ein Drittel der Phosphate und ein Fünftel der anorganischen Stickstoffverbindungen im Aabach (ohne Kläranlageabfluss Uster) flossen über die Kläranlage Wetzikon (vgl. Abb. 18 und 20). Ein Vergleich mit den übrigen Anlagen im Einzugsgebiet des Greifensees erfolgt im Abschnitt G.

3. Die Mündungswässer beider Zuflüsse

Beide Zuflüsse führten zusammen ca. drei Viertel des gesamten Zuflusses in den Greifensee. Ihre Mündungswässer wurden monatlich je zweimal untersucht, nämlich gleichzeitig mit den übrigen Greifenseezuflüssen sowie bei der speziellen Untersuchung der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster. Auf die unterschiedlichen Wasserführungen an den Probenahmetagen wurde früher hingewiesen. Bei den Phosphatkonzentrationen betrug die Differenz der beiden Mittelwerte 12% für den Aabach Uster und 4% für die Mönchaltorfer Aa, bei den Nitraten 19% und 4%, beim Ammoniakgehalt 19% und 47%. Die relativ grossen Differenzen bei den Phosphaten und Nitraten im Aabach Uster veranschaulichten die unberechenbaren Schwankungen der Wasserqualität in diesem Zufluss und zeigten, wie schwierig eine Beurteilung dieses Gewässers ist. Die grössten Streuungen waren im Ammoniakgehalt der Mönchaltorfer Aa gefunden worden. In quantitativer Hinsicht fielen diese Mengen aber weniger ins Gewicht, da bei der Mündung der grösste Anteil bereits zu Nitrat oxydiert war. Die Streuungen der Analysenresultate waren sowohl ein Hinweis auf die schwankende Selbstreinigungskraft der Mönchaltorfer Aa, als auch auf ihre unterschiedliche Belastung.

D. Die Wasserqualität in Abhängigkeit des Einzugsgebietes und der Wasserführung

Die mittlere Wasserqualität der Zuflüsse wird durch die besondere Beschaffenheit des Einzugsgebietes geprägt. Im Untersuchungsjahr flossen im Einzugsgebiet des Greifensees rund 55% der Niederschläge durch die Bäche in den See ab. Der Abfluss in den Vorfluter kann dabei auf verschiedenen Wegen vor sich gehen:

- oberirdisch (unter Hochwasserbedingungen),
- nach Durchsickern durch Waldboden oder Kulturland,
- als gefasstes Grund- oder Quellwasser über Haushaltungen und Industrie, wo es als Lösungs- und Transportmittel häuslicher und industrieller Abgangsprodukte dient.

Der Chemismus des Bachwassers ändert sich je nach Anteil dieser Abflussmöglichkeiten innerhalb bestimmter Grenzen. Der mittlere Wasserverbrauch in den Haushaltungen kann, abgesehen von tageszeitlichen Schwankungen, als konstant angesehen werden, so dass der Einfluss der Abwässer aufgrund von Wasserqualität und Wasserführung (Verdünnung) ermessen werden kann. Soweit eine direkte Beziehung zwischen Wasserqualität und Einwohnerdichte besteht, ist indirekt auch die Auswaschung aus dem Boden (hier grösstenteils gedüngtes Kulturland) abschätzbar. Die Nährstoffabgaben von Waldboden sind bei den beiden Waldbächen Murholzbach und Jungholzbach ersichtlich. Auch Moorböden zeigen charakteristische Auswaschungen (Seewisenabfluss, Aawisenabfluss und der Torfrietabfluss beim Pfäffikersee). In der Folge sollen die Beziehungen zwischen Bachwasser und Einzugsgebiet für den Phosphatgehalt, anorganischen Stickstoffgehalt und andere Komponenten erörtert werden.

Bei der Auswertung von Bachwasseranalysen aufgrund von Kübelmessungen (Stichproben) sind relativ grosse Streuungen unvermeidlich. Innerhalb desselben Zuflusses können kurzfristig beachtliche Schwankungen auftreten. Von den zahlreichen Ursachen dieser Streuungen sollen nur die wichtigsten erwähnt werden:

- örtlich begrenzte Schwankungen der Wasserqualität infolge unvollständiger Durchmischung,
- nicht absolut kontinuierlicher Zufluss der Abwässer,
- ungenaue Kenntnis der Wasserführung zur Zeit der Probenahme,
- Abhängigkeit der Sedimentation von der Fliessgeschwindigkeit: an ruhigen Stellen haben sich im Gegensatz zu stark turbulenten Stellen teilweise Sedimentpartikel abgesetzt. Diese Sedimente können aber beachtliche Nährstoffmengen enthalten oder adsorptiv binden (zum Beispiel Phosphat).

1. Phosphate

Die in unfiltrierten Wässern bestimmten Gesamtphosphate bestehen grösstenteils aus den direkt bestimmbar Phosphaten (in den Greifenseezuflüssen durchschnittlich 82%). Schon die Bestimmung der Phosphate liefert zuverlässige Angaben über die Gesamt-Phosphorbelastung eines Baches. Nur in wenig belasteten Bächen und unterhalb von Einläufen schlecht abgebauter Abwässer sind die Anteile von organisch gebundenen Phosphaten grösser. Die mittleren Phosphatgehalte der Zuflüsse des Pfäffiker- und Greifensees schwankten zwischen weniger als 0,02 mg/l PO_4^{3-} und 2,9 mg/l.

Es bestand eine direkte Beziehung zwischen dem Phosphatgehalt in Bachwasser und der Einwohnerdichte in den Einzugsgebieten (Abb. 15). 100 Einwohner pro Quadratkilometer verursachten in den Bachwässern eine mittlere Phosphataddition von durchschnittlich 0,56 mg/l POI PO_4^{3-} oder $1 \text{ E/km}^2 = 56 \times 10^{-4} \text{ mg/l PO}_4^{3-}$. Inter-

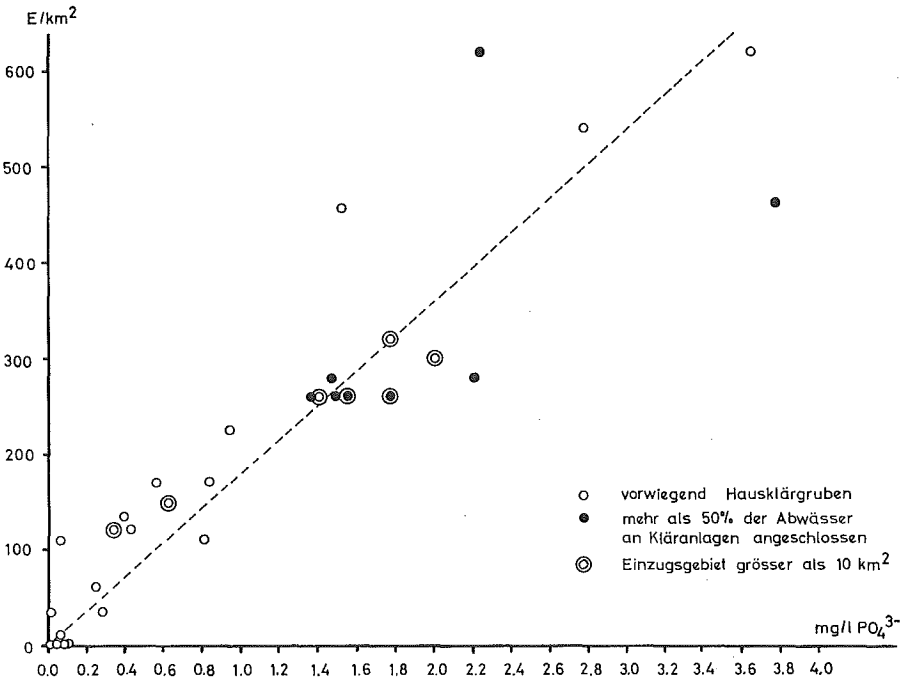


Abb. 15. Beziehung zwischen der Einwohnerdichte in den Einzugsgebieten der Pfäffikersee- und Greifenseezuflüsse und der mittleren Phosphatkonzentration im Bachwasser.

essant waren dabei die Abweichungen von dieser empirisch ermittelten Funktion. Fast alle Bäche, die nicht als Vorfluter von Gemeinschaftskläranlagen dienten, hatten Phosphatgehalte, die unter diesen Werten lagen. Es waren dies in erster Linie Gebiete geringer Einwohnerdichte (weniger als 200 E/km²). Aber auch aus dicht besiedelten Gebieten, in denen keine Kläranlagen vorhanden waren, wurden weniger Phosphate in die Bäche abgegeben. In bezug auf den Phosphatabgang wiesen somit die mechanisch-biologischen Kläranlagen gegenüber dem veralteten System der Hausklärruben einen wichtigen Nachteil auf. Dieser kann aber heute mit der praktisch bewährten Phosphatfällung bei jeder Belebtschlamm-Anlage behoben werden (THOMAS 1967). In Abflüssen aus unbesiedeltem Gebiet schwankten die mittleren Phosphatgehalte zwischen weniger als 0,02 mg/l und 0,09 mg/l.

Der geringe Phosphatabfluss aus unbesiedelten Gebieten sowie die direkte Abhängigkeit zwischen Einwohnerdichte und Phosphatgehalt des Bachwassers liessen die häuslichen Abwässer als absolut dominierende Phosphatquellen erkennen. Diese Feststellung liess sich bei der Mönchaltorfer Aa noch auf einem anderen Weg bestätigen. Wurden die Phosphatkonzentrationen gegenüber der Wasserführung eingezeichnet (Abb. 16), so nahmen im Bereich zwischen tiefem bis mittelhohem Wasserstand die Phosphatkonzentrationen entsprechend der theoretischen Verdünnungskurve einer konstant angenommenen Phosphatquelle ab. Das Einzugsgebiet der Mönchaltorfer Aa weist nur geringen Waldbestand auf, ist relativ flach und wird landwirt-

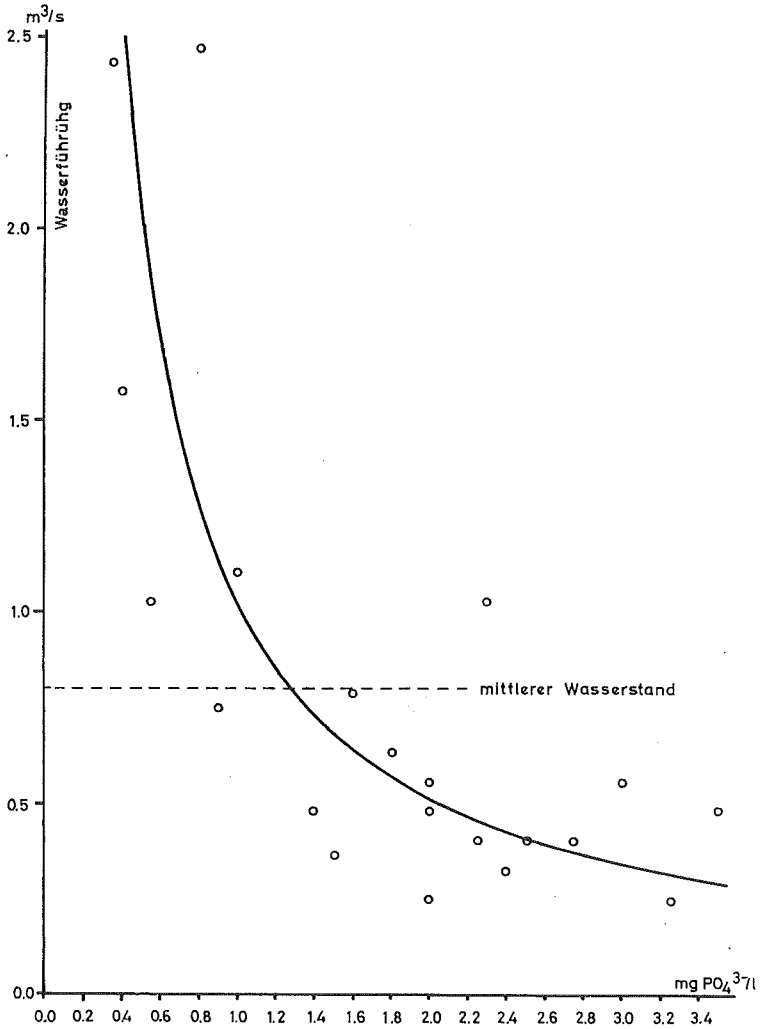


Abb. 16. Beziehung zwischen Wasserführung und Phosphatkonzentration bei der Mönchaltorfer Aa. Die ausgezogene Linie gibt die theoretische Verdünnungskurve der mittleren Phosphatbelastung des Bachwassers an.

schaftlich intensiv genutzt. Auch diese gut gedüngten Böden hatten somit keinen entscheidenden Einfluss auf die Phosphatkonzentrationen. Diese Aufzeichnungen decken sich weitgehend mit den Untersuchungen von AMBÜHL (1960) beim Dorfbach Meisterschwanden. Allerdings trat dort mit zunehmender Wasserführung auch eine leichte Zunahme der Bodenauswaschungen ein.

Besondere Verhältnisse lagen bei Hochwasser vor. Sie werden in einem gesonderten Abschnitt behandelt.

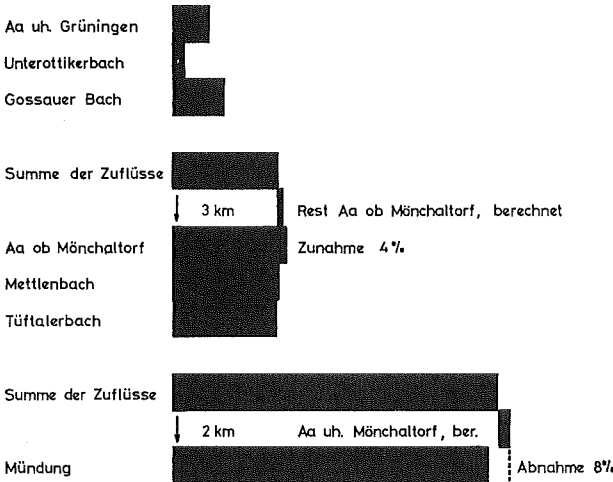
Die Phosphatkonzentrationen beim Tüftalerbach und Mettlenbach bedürfen spe-

zieller Beschreibung. In beiden Einzugsgebieten bestehen Ablagerungen chemischer Abfallprodukte, die Phosphate abgeben können. Die Ablagerungen im Einzugsgebiet des Tüftalerbaches sind mit einer eigenen Phosphatfällungsanlage versehen und werden deshalb heute vom kantonalen Amt für Gewässerschutz und Wasserbau noch bewilligt. Bei hohen Zuflüssen lagen zeitweise hohe Phosphatkonzentrationen vor, wofür verschiedentlich diese Ablagerungen als verantwortlich angesehen wurden. Vergleicht man die gemessenen Phosphatkonzentrationen mit den theoretischen Phosphatbelastungen, die durch die Abwässer verursacht wurden (Abb. 15), so lagen beim Tüftalerbach die Werte 32%, beim Mettlenbach 29% höher als erwartet werden müsste. Dies entspräche 20% der gesamten Belastung der Mönchaltorfer Aa, oder 6% des Totalzuflusses zum Greifensee. In beiden Einzugsgebieten waren aber mehr als 50% der Bevölkerung an Kläranlagen angeschlossen, die keine Phosphatfällung durchführten und zum Teil stark überlastet waren (Oetwil am See). Dadurch war die Phosphatbelastung durch die Bevölkerung höher einzusetzen, so dass die Auswaschungen der chemischen Ablagerungen wesentlich geringer sein dürften.

Wichtig für den Phosphatgehalt der Mündungswässer ist die Frage nach der Phosphatelimination in den Zuflüssen. MÄDLER (1968) fand bei Tag in Bächen unterhalb von Dorfabwässern bei Normalwasserführung starke Phosphorrückgänge. Er erklärt diese Erscheinungen mit der Längsdurchmischung des Wassers, der Bindung von Phosphat an das Gewässersediment und der Aufnahme durch Organismen. Da auch die sedimentierten Phosphate bei Hochwasser in den See geschwemmt werden, bedeutet bestenfalls die Aufnahme durch Organismen eine Abnahme des Nährstoffabflusses zum See. Direkte Versuche über Phosphateliminationen in den Greifenseezuflüssen sind nicht möglich, da sich nirgends ein längeres Teilstück ohne äussere Beeinflussung findet. Indirekt liess sich aber zeigen, dass die Phosphatelimination bei den relativ kurzen Fließstrecken der Zuflüsse ohne Bedeutung war:

- Es konnten keine Unterschiede in der Phosphatzufuhr zwischen Sommer (bei intensiver Assimilation) und Winter (bei geringer Assimilation) gefunden werden. Dabei wäre noch zu berücksichtigen, dass assimilierte Nährstoffe bei Hochwasser ebenfalls in den See geschwemmt werden können und somit nur einen zeitlich beschränkten Rückhalt bedeuten würden.
- Die Phosphatkonzentration war nur von der Bevölkerungsdichte abhängig, nicht aber von der Grösse des Einzugsgebietes oder der Distanz zwischen Abwassereinfluss und Probenahmestelle, im Gegensatz beispielsweise zu Ammoniak.
- Die berechneten mittleren Phosphatdurchflüsse bei den Probenahmestellen der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster nahmen, mit Ausnahme der Aa unterhalb Mönchaltorf, flussabwärts stets zu. Am eindrucklichsten war der Vergleich der Aa oberhalb von Mönchaltorf mit den entsprechenden Zuflüssen Gossauer Bach, Unterottikerbach und Aa unterhalb Grüningen. Unterhalb dieser Zuflüsse war die Phosphatbelastung nach der Bevölkerungsdichte sehr gering; dennoch trat auf diesem ca. 3 km langen Abschnitt keine Phosphatabnahme ein (Abb. 17). Unterhalb des Kläranlageausflusses von Wetzikon nahmen die Phosphatkonzentrationen im Aabach Uster in erschreckendem Masse zu (Abb. 17). Zweifellos stellten die nicht an das Kanalisationsnetz angeschlossenen Abwässer noch eine

Mönchaltorfer Aa



Aabach Uster

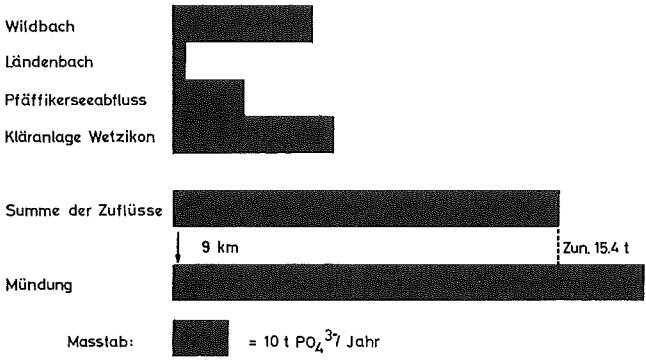


Abb. 17. Jährlicher Phosphatdurchfluss bei den Probenahmestellen der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster. Bei den Mündungen und der Probenahmestelle Aa ob Mönchaltorf sind Vergleiche mit den Summen der Zuflüsse angegeben.

bedeutende Belastung für den Aabach dar. Der Vergleich der Phosphatkonzentration oberhalb von Uster mit derjenigen bei der Mündung (Tabelle 21) zeigt, dass die zusätzliche Belastung erst in Uster einsetzte.

Einzig zwischen Mönchaltorf und der Mündung schien eine Phosphatelimination einzutreten. Die Ursache dieses Phosphatrückganges war aber eher auf den Rückstau vom See her zurückzuführen. Infolge geringer Fliessgeschwindigkeit trat hier stärkere Sedimentation der Schwemmstoffe ein als in den oberen Abschnitten der Aa. An den Sedimentpartikeln können aber bedeutende Phosphatmengen adsorbiert sein, die dadurch dem Oberflächenwasser entzogen und bei den Kübelmessungen nicht erfasst werden. Sie gelangen erst bei anschwellendem Wasser mit dem Schlamm in den See.

Auch Fällung mit Eisenionen zu Eisenphosphat wäre bei den vorliegenden Eisen- und Phosphatkonzentrationen in Anwesenheit von Sauerstoff möglich (EINSELE 1936).

2. Anorganische Stickstoffverbindungen

Ammoniak kann von *Nitrosomonas* zu Nitrit und dieses von *Nitrobacter* zu Nitrat oxydiert werden. In den sauerstoffreichen Zuflüssen setzte die Oxydation von Ammoniak, einem Endprodukt biologischen Abbaus, sofort ein. Je nach Fließstrecke lag deshalb bei den Mündungen meist der grösste Anteil der anorganischen Stickstoffverbindungen in Form von Nitrat vor. Beim Greifensee bestanden im Versuchsjahr 74% der zugeführten anorganischen Stickstoffverbindungen aus Nitrat-Stickstoff. Von den übrigen entfielen mehr als 25% auf Ammoniak und nur ca. ein Drittel Prozent auf Nitrit. 54% des Ammoniaks stammte von der Kläranlage Uster, wo infolge der kurzen Fließstrecke keine gründliche Oxydation mehr stattfinden kann.

Die mittleren Stickstoffkonzentrationen in den Pfäffikersee- und Greifenseezuflüssen schwankten zwischen 1,4 mg N/l und 5,9 mg N/l. Auch bei den Stickstoffverbindungen war eine Beziehung zwischen Einwohnerdichte und Wasserqualität erkennbar (Abb. 18). 100 Einwohner pro km² bewirken eine mittlere Stickstoffaddition von 0,47 mg N/l. Die durchschnittlichen Auswaschungen aus dem Kulturland betragen 2,4 mg N/l. Aus Waldböden konnten diese Werte bedeutend geringer, aus Moorböden bedeutend höher sein. Die hohen Stickstoffkonzentrationen, welche aus Kulturland ausgewaschen wurden, zeigten, dass die Böden im Einzugsgebiet beider Seen stickstoffreich sind. Die grossen Streuungen bei den Auswaschungen sind als Folge unterschiedlicher Stickstoffgehalte der Böden zu betrachten. Die Stickstoffverbindungen werden vom Boden nur schlecht zurückgehalten und teilweise durch Düngung stets neu ersetzt.

Die zusätzlich hohen Belastungen der Zuflüsse durch häusliche Abwässer bewirken im Vergleich zu den ausgewaschenen Stickstoffverbindungen bei ca. 500 Einwoh-

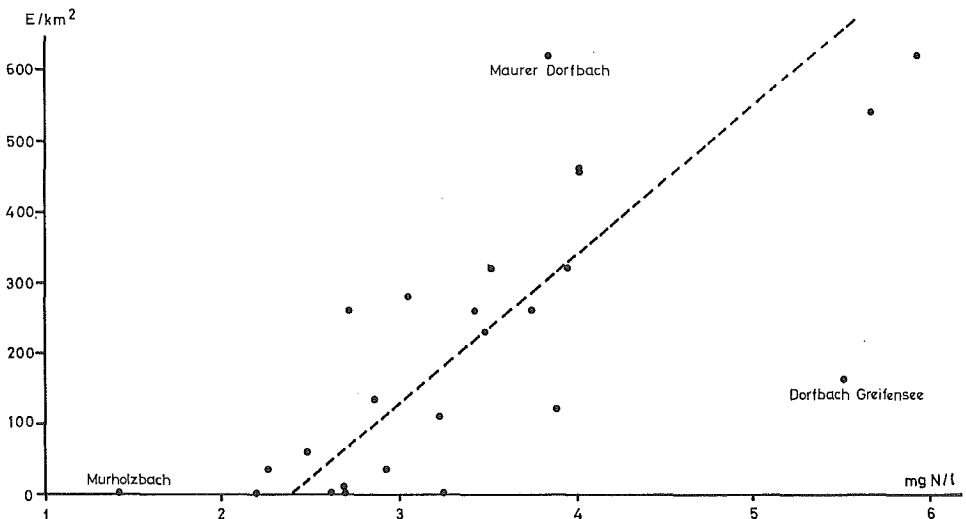


Abb. 18. Mittlere anorganische Stickstoffkonzentrationen in den Zuflüssen des Pfäffikersees und des Greifensees als Funktion der Bevölkerungsdichte.

nern pro km^2 eine Verdoppelung der Stickstoffzufuhr zum See (Abb. 18). Im Einzugsgebiet des Greifensees, wo abzüglich Pfäffikerseeabfluss und Seefläche ca. $500 \text{ E}/\text{km}^2$ lebten, muss angenommen werden, dass durchschnittlich je 50% der Stickstoffverbindungen aus Abwässern und Böden stammten. Regenwässer enthalten bereits gewisse Mengen anorganischer Stickstoffverbindungen. Das Regenwasser in Lunz zum Beispiel enthält durchschnittlich $0,36 \text{ mg N/l}$ Nitrat- und Ammoniakstickstoff (RUTTNER 1962). Die Gegenüberstellung der Stickstoffkonzentrationen mit den Wasserführungen in der Mönchaltorfer Aa (Abb. 19) bestätigt aber, dass die Stickstoffverbindungen häuslicher Abwässer die dominierende Quelle bei tiefen Wasserständen darstellten. Die Stickstoffkonzentrationen stiegen in diesem Bereich mit abnehmender Wasserführung parallel zur Verdünnungskurve an. Erst bei höheren Wasserständen nahmen die Bodenauswaschungen an Bedeutung zu und konnten zum Mehrfachen der Abwasseranteile ansteigen.

Noch schwieriger als bei den Phosphaten war es bei den anorganischen Stickstoffverbindungen, Angaben über Elimination in den Zuflüssen zu machen. Aufgrund der

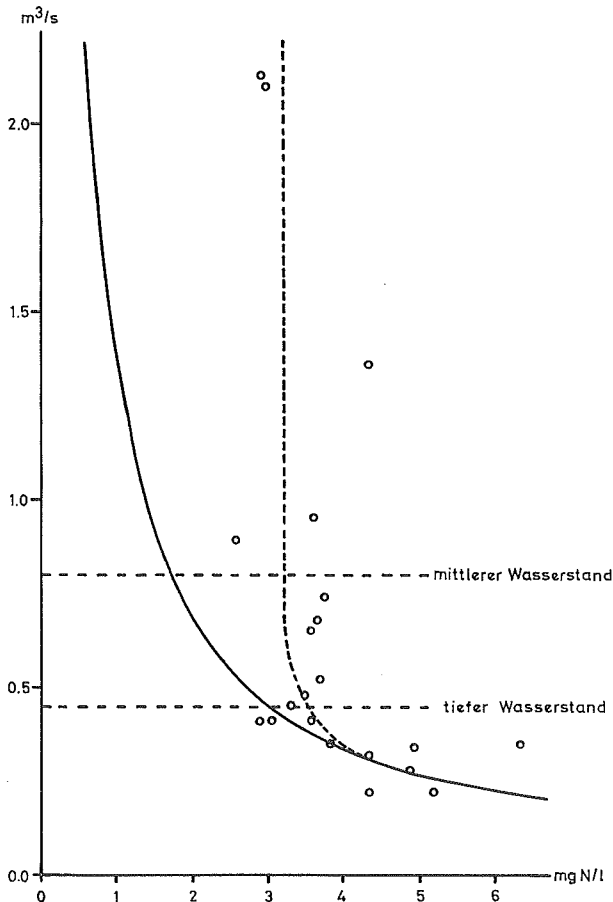
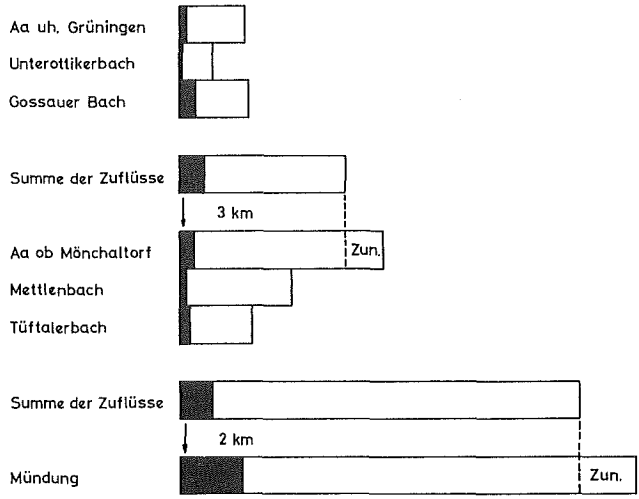


Abb. 19. Die Konzentrationen anorganischer Stickstoffverbindungen in der Mönchaltorfer Aa als Funktion der Wasserführung. Ausgezogene Linie = theoretische Verdünnungskurve einer konstanten Stickstoffbelastung. Gestrichelte Linie = Kurvenverlauf der experimentell ermittelten Werte.

Mönchaltorfer Aa



Aabach Uster

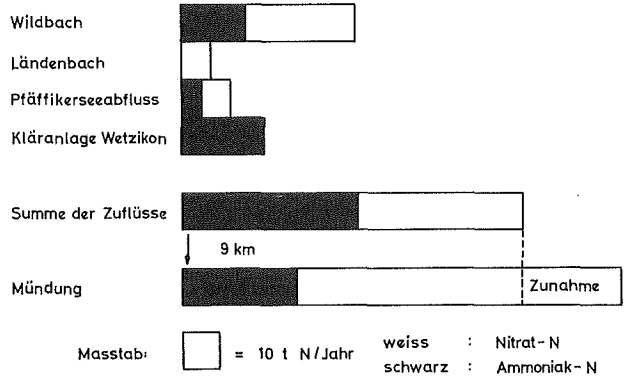


Abb. 20. Durchfluss anorganischer Stickstoffverbindungen bei den Probenahmestellen der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster im Untersuchungsjahr.

in Abbildung 20 dargelegten Untersuchungen waren eventuelle Eliminationen derart gering, dass sie in quantitativer Hinsicht ohne Einfluss blieben. Die Stickstoffzufuhren zwischen den einzelnen Probenahmestellen der Mönchaltorfer Aa und des Aabaches Uster waren grösser als bei den Phosphaten. Nirgends waren Anzeichen entscheidender Stickstoffeliminationen erkennbar.

3. Sauerstoffgehalt

Die durchschnittlichen Sauerstoffsättigungen in den Pfäffikersee- und Greifensee-zuflüssen schwankten zwischen 73% und 123,8%. Übersättigte Wässer treten üblicherweise durch Assimilation auf. Stark sauerstoffübersättigtes Wasser infolge Assimilation wurde bei geringer Wasserführung im Bachbett des Aabaches Uster gefunden. Beispiele für sauerstoffreiche Wässer infolge guter Turbulenz waren folgende Bäche:

Rorbach, Isenbach, Uessiker Dorfbach, Letzibach und Rällikerbach, alles Bäche am NO-Hang der Pfannenstielkette. Auch stark sauerstoffzehrende Wässer blieben bei guter Durchlüftung oft mit Sauerstoff gesättigt.

Niedrige Sauerstoffgehalte waren ausschliesslich in ruhig fliessenden Gewässern zu finden, wobei die Ursache des Sauerstoffmangels verschieden sein konnte:

- künstliche Belastung mit sauerstoffzehrenden Abwässern (Chilenbach, Mönchaltorfer Aa),
- natürliche Umstände, wenn das Wasser direkt aus schlecht durchlüftetem Boden trat (Aawisenbach und Seewisenabfluss).

Sauerstoffzehrung und niedriger Sauerstoffgehalt müssen also nicht zwingend parallel gehen. So enthielten zum Beispiel Seewisenabfluss und Aawisenabfluss mit den tiefsten Sauerstoffgehalten nur geringe Mengen sauerstoffzehrender Substanzen, während der Maurer Dorfbach tagsüber meist mit Sauerstoff gesättigt war und doch relativ viel sauerstoffzehrende Stoffe enthielt.

Durch den Bau der Kläranlage ist der Gefahr des Sauerstoffmangels in den Bächen rechtzeitig begegnet worden, so dass abgesehen von der Ausnahme des Aabachkanals unterhalb des Kläranlageausflusses von Uster solche Befürchtungen heute unbegründet sind.

4. Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden und Kaliumpermanganatverbrauch

Die Sauerstoffzehrung und der KMnO_4 -Verbrauch sind Masse für den Gehalt an fäulnisfähigen, oxydierbaren Substanzen. Als solche kommen organische Verbindungen in häuslichen Abwässern und Ausschwemmungen des Bodens in Frage. Auch industrielle Abwässer können viel sauerstoffzehrende Substanzen enthalten. Am 16. Mai und 12. September wurden beispielsweise im Tüfenbach hohe Oxydierbarkeiten gefunden (Sauerstoffzehrungen von 9,8 mg/l und mehr als 7,5 mg/l bei Kaliumpermanganatverbräuchen von 42,4 mg/l KMnO_4 und 50,7 mg/l KMnO_4), die nur auf industrielle Abwässer zurückzuführen waren.

Ein Ziel der Abwasserreinigung ist auch heute noch die Reduktion der Oxydierbarkeit; dies geschieht durch Rückhalt (mechanischer Teil) und Oxydation (biologischer Teil) von sauerstoffzehrenden Verbindungen. Dadurch werden an die Selbstreinigung der Bäche, die früher diese Aufgabe übernehmen mussten, geringere Anforderungen gestellt. Ein Vergleich zwischen Sauerstoffzehrung und Kaliumpermanganatverbrauch zeigt weitgehende Korrelation (Abb. 21). Abweichungen traten durch die unterschiedliche Natur der oxydierbaren Verbindungen auf. Die Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden findet unter Verhältnissen statt, die mit natürlichen Bedingungen vergleichbar sind. Die Oxydation unter Einwirkung von Kaliumpermanganat und Schwefelsäure vermag dagegen auch schwerer oxydierbare Verbindungen anzugreifen. Der Seewisenabfluss (Moorwasser) und der Jungholzbach enthielten einen überdurchschnittlich hohen Anteil schwer oxydierbarer Substanzen, während der Chilenbach in Maur, der mit häuslichen Abwässern überlastet war, viel leicht oxydierbare Substanzen aufwies.

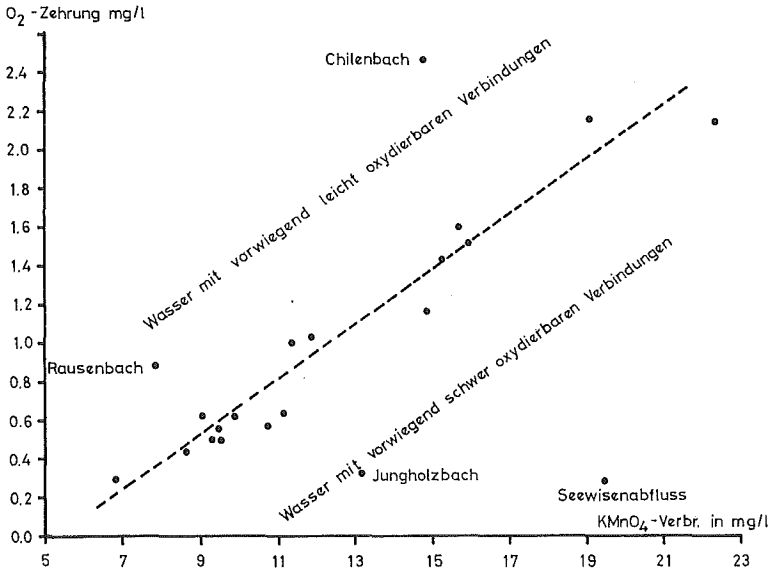


Abb. 21. Beziehung zwischen Sauerstoffzehrung und Kaliumpermanganatverbrauch bei den Zuflüssen beider Seen.

5. Chloride

Die Chloride haben als Nährstoffe keine Bedeutung, geben aber als typische Abwasserindikatoren wertvolle Auskunft über die Abwasserbelastung der Bäche. Die

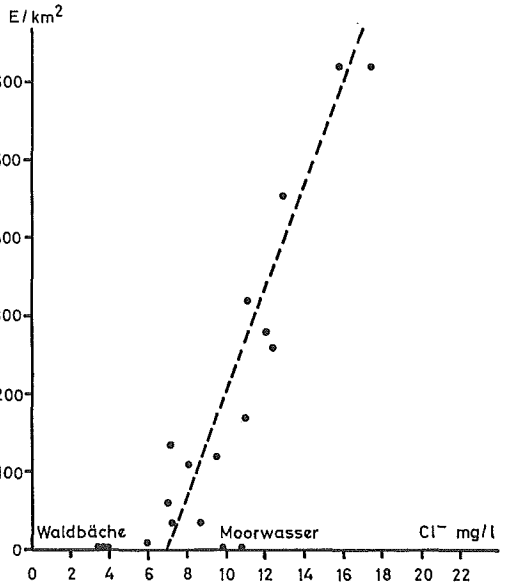


Abb. 22. Beziehung zwischen Chloridgehalt und Einwohnerdichte bei den Zuflüssen des Greifensees.

mittleren Chloridgehalte der Zuflüsse zeigten eine direkte Abhängigkeit von der Einwohnerdichte (Abb. 22). Auf 100 E/km² war eine Zunahme von rund 1,5 mg/l Cl⁻ feststellbar. Entwässerungen von Kulturland enthielten durchschnittlich sieben Milligramm Chlorid pro Liter. Aus Waldböden wurde nur etwa die Hälfte ausgeschwemmt, dagegen gaben moorige Böden bedeutend mehr Chloride ab (Seewisenabfluss 10,9 mg/l, Aawisenabfluss 9,8 mg/l). Aufgrund dieser Beobachtungen liessen sich die erhöhten Chloridgehalte des Tüfenbaches und des Dorfbaches Greifensee erklären. Der erhöhte Chloridgehalt im Aabach Uster zeigte erneut, dass trotz der Kläranlage Uster noch bedeutende Abwassermengen dieser Gemeinde direkt in den Aabach flossen. Der geringe Gehalt an Chloriden im Uessiker Dorbach könnte auf den relativ grossen Waldanteil (43%) zurückzuführen sein.

6. Karbonathärte und pH-Wert

Die Karbonathärte setzt sich hauptsächlich aus den Bikarbonaten des Kalziums und Magnesiums zusammen. Sie stehen im Gleichgewichtsverhältnis mit dem CO₂-Gehalt des Wassers:

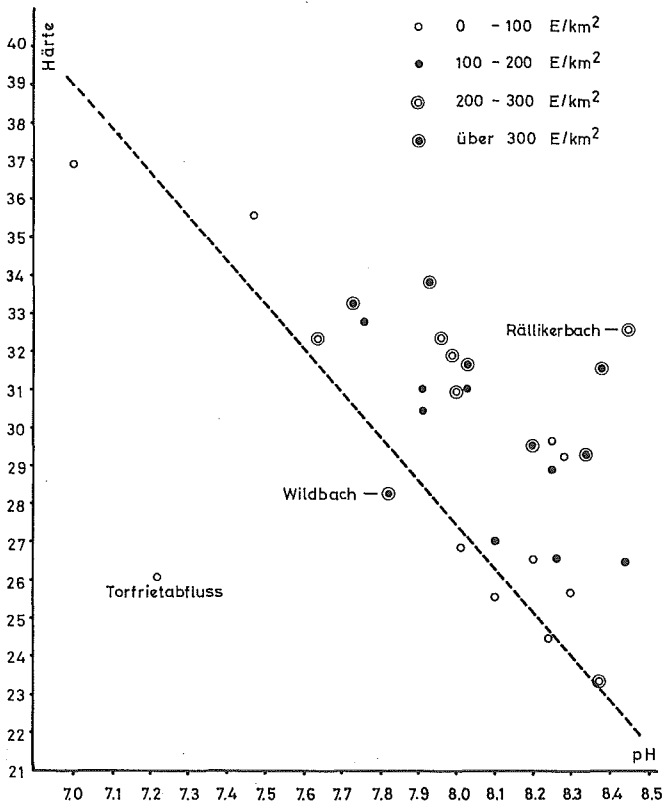
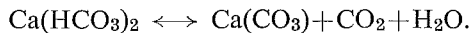
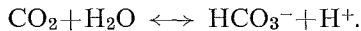


Abb. 23. Die Karbonathärte in Abhängigkeit vom pH-Wert bei den Zuflüssen beider Seen, mit Hinweis auf die Abwasserbelastung.

Der CO_2 -Gehalt des Wassers seinerseits beeinflusst den pH-Wert durch folgende Beziehung:



Bei CO_2 -Anreicherung des Wassers sinkt der pH-Wert, die Aggressivität gegenüber CaCO_3 steigt.

Die direkte Abhängigkeit zwischen pH-Wert und Bikarbonatgehalt der Zuflüsse des Greifensees deuteten auf den reichen Kalkgehalt der Böden hin, die je nach Säuregehalt des Wassers ausgewaschen werden (Abb. 23). Tuffbildungen in den Bächen am NO-Hang der Pfannenstielkette sind Anzeichen für übersättigte Bikarbonatlösungen, die durch CO_2 -Abgaben aus Quellwasser (Druckabfall) entstanden sind. Ausgesprochen reich an solchen Tuffen ist der kleine Murholzbach. Mit Abwässern belastete Bäche weisen durchwegs hohe Karbonatgehalte auf. Die meisten Greifenseezuflüsse führten mit 21,5 bis 32,2 französischen Härtegraden ein ziemlich hartes Wasser, einige Werte lagen sogar darüber. Höchstens 20% der Bikarbonate stammten aus Abwässern.

7. Keimzahl und coliforme Keime

Die Keimzahlen und besonders die Zahlen coliformer Keime können Aufschluss über die Abwasserbelastung geben. Coliforme Keime sind als Warmblüter-Darmbakterien typische Abwasserindikatoren, die aber im Fliesswasser allmählich abgetötet werden. Weniger eindeutig liegen die Verhältnisse bei den Keimzahlen. Auch relativ nährstoffarme Wässer können viele Bakterien enthalten, die aber in der Regel für den Menschen keine ungünstigen Auswirkungen haben.

Bakteriologische Analysen werden in erster Linie zur Beurteilung der Selbstreinigung von Fliesswässern und zur Taxierung von Badewässern herangezogen. Bei der Untersuchung des Nährstoffgehaltes der Bäche bei den Mündungen dürfen dagegen die bakteriologischen Untersuchungen nicht überschätzt werden. Am höchsten lagen die Keimzahlen dort, wo Abwässer nahe der Mündung in den Vorfluter abgegeben wurden (Gossauer Bach, Chilenbach und Dorfbach Greifensee).

Gemäss kantonalen Vorschriften (1967) sollen öffentliche Seen, Teiche, Flüsse und Bäche nur zum Baden benützt werden, wenn das Wasser, je auf 100 Milliliter berechnet, nicht mehr als 10000 coliforme Keime und nicht mehr als 100 Enterokokken aufweist. Nur acht der zwanzig regelmässig untersuchten Zuflüsse oder ca. 2% des gesamten Zuflusswassers erfüllten diese Anforderungen in bezug auf die coliforme Keimzahl. Hier kann jedoch vorweggenommen werden, dass die coliformen Keime im See selbst wesentlich seltener waren, und dass die Bakterien keine Gefahr für die Badenden darstellten.

E. Tagesprofile

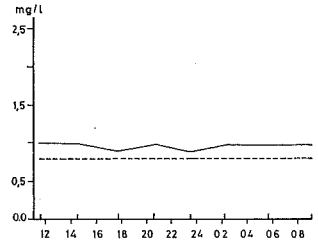
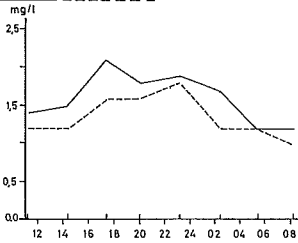
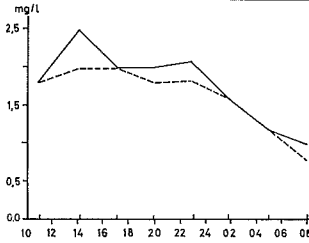
Vom 29. Februar 1968 bis 1. März 1968 wurden dem Rorbach, der Mönchaltorfer Aa und dem Aabach Uster während 24 Stunden alle drei Stunden Proben entnommen. Solche Tagesprofiluntersuchungen geben Auskunft über die tageszeitlich bedingten

RORBACH

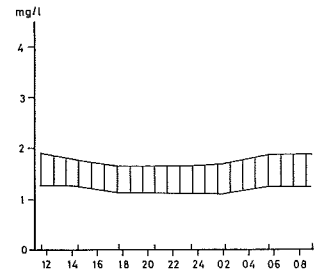
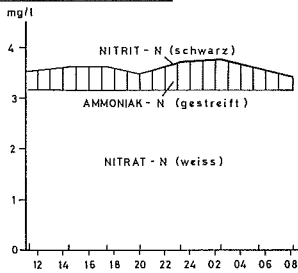
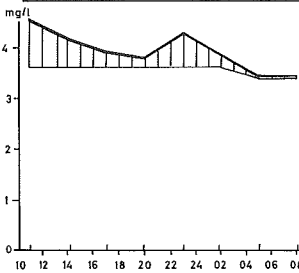
MÖNCHALTORFER AA

AABACH USTER

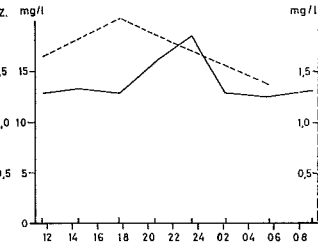
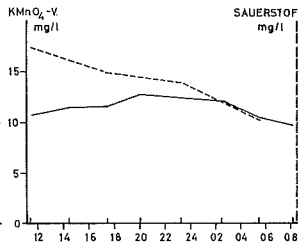
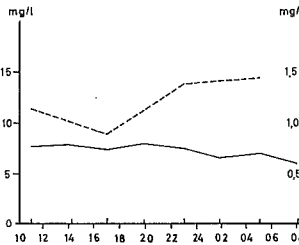
PHOSPHATE AUS DEM GLÜHRÜCKSTAND , PHOSPHATE



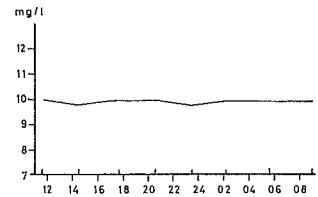
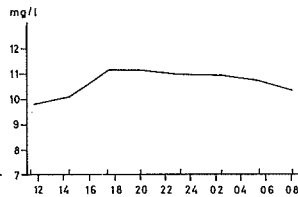
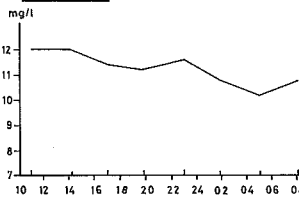
NITRAT-, AMMONIAK- UND NITRIT- STICKSTOFF



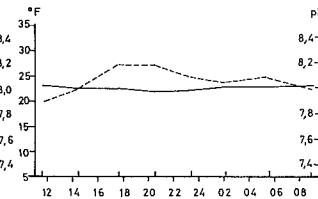
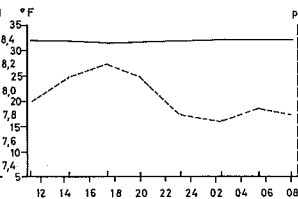
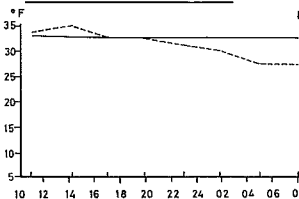
OXYDIERBARKEIT MIT KALIUMPERMANGANAT , SAUERSTOFFZEHRUNG NACH 48 STUNDEN



CHLORIDE



KARBONATHÄRTE , PH



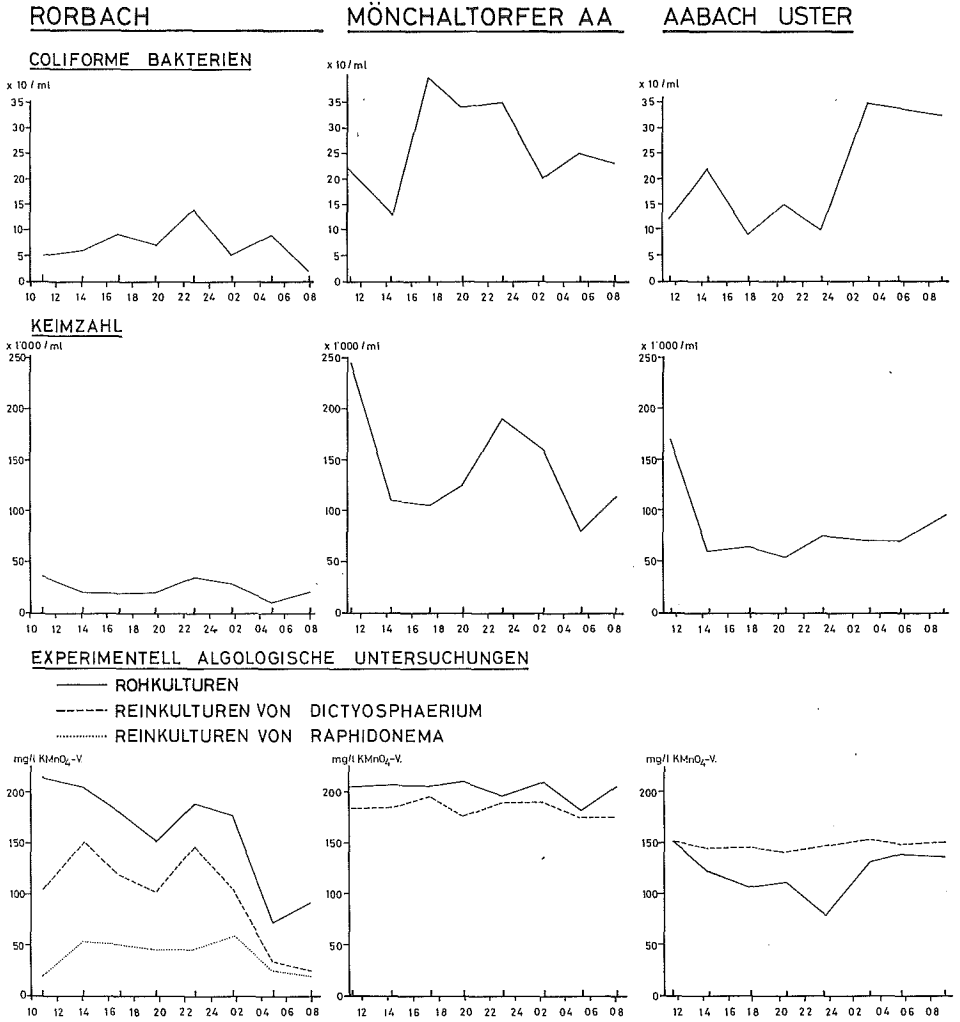


Abb. 24. Tagesprofile beim Rorbach, der Mönchaltorfer Aa und dem Aabach von Uster vom 29.2.68 bis 1.3.68.

Schwankungen der Wasserqualität. Die Wasserführung während den Untersuchungen war konstant und bewegte sich gemäss Einteilung in Abbildung 10 zwischen mittel bis tief. Die Untersuchungsergebnisse sind in den Abbildungen 24 und 24a graphisch aufgezeichnet. Die tageszeitlichen Schwankungen für die einzelnen Komponenten lassen sich in zwei Gruppen einteilen:

1. Tägliche Schwankungen liessen sich mit den angewendeten Methoden nicht erfassen: bakteriologische Untersuchungen, Oxydierbarkeit, Sauerstoffzehrung, Karbonathärte und Nitrat.

2. Die täglichen Schwankungen sind grösser als die methodisch bedingten Streuungen: Phosphate, Chloride und Ammoniak.

Die grössten tageszeitlichen Schwankungen traten beim Rorbach auf, der den kürzesten Flusslauf hat und die grösste Einwohnerdichte aufwies. Als Ursache für die tageszeitlichen Streuungen sind die tageszeitlich variablen Abwasserbelastungen durch die Haushaltungen anzusehen. In der Regel trat die grösste Abwasserbelastung am Vormittag auf. Ein zweiter, weniger ausgeprägter Höhepunkt wurde am Nachmittag verzeichnet. Zwischen 23.00 h und 05.00 h war der geringste Abwasseranfall.

Zeitlich um ca. drei Stunden verschoben und weniger bedeutend waren die tageszeitlichen Schwankungen bei der Mönchaltorfer Aa. Die Abwässer werden in diesem grösseren Einzugsgebiet an verschiedenen Abschnitten in die Aa geleitet, was eine bessere tageszeitliche Verteilung der Belastung bewirkt. Die längeren Fließstrecken zwischen den Hauptbelastungsorten und der Mündung verursachten die zeitliche Verschiebung der höchsten Nährstoffbelastungen. Bei der Mündung des Aabaches Uster traten keine charakteristischen tageszeitlichen Schwankungen auf. Die grossen Wassermengen sowie die Stauungen in den Kanälen bewirkten eine tageszeitlich gleichmässige Nährstoffverteilung.

F. Hochwasseruntersuchungen

1. Vorgehen

Vor, während und nach einem Starkregen wurden Proben entnommen, um die Abhängigkeit der Wasserqualität von der Wasserführung zu prüfen. Bei Hochwässern sind Bodenauswaschungen und Erdabtragungen von grosser Bedeutung. Um diese Einflüsse unabhängig von eingeleiteten Abwässern feststellen zu können, wurde als Versuchsobjekt der Rausenbach gewählt, der trotz einer Einwohnerdichte von 110 E/km² keiner direkten Abwasserbelastung ausgesetzt ist. Einzig bei unsachgemässer Düngung ist es möglich, dass Abwässer direkt in den Bach gelangen. Zu jeder Wasseranalyse wurde auch die Wasserführung (unterhalb eines Überfalls mit einem Fünzig-Liter-Fass) gemessen. Bis zu 30 Liter pro Sekunde lieferte diese Messmethodik gute Resultate. Als die Wassermenge beim dritten, unerwartet starken Anstieg diesen Wert überschritt, konnten die Wasserführungen nur noch abgeschätzt werden. Von diesem Zeitpunkt an wurden auch Proben bei der Mönchaltorfer Aa gefasst. Von diesen Wasserproben sind nur die Resultate der Phosphatanalysen wiedergegeben (Abb. 28).

Kurz bevor der Rausenbach den höchsten Wasserstand erreichte, wurden zusätzlich 50 Liter Wasser für Versuche zur Ermittlung der Sedimentation der Schwemmstoffe gefasst.

Die Wasserführungen und Probenahmezeiten für den Rausenbach und die Mönchaltorfer Aa sind in Abb. 25 angegeben. Die beiden ersten kurzen und heftigen Gewitter waren örtlich begrenzt und hatten auf die Wasserführung der Mönchaltorfer Aa keinen Einfluss. Erst beim dritten, starken Dauerregen schollen sämtliche Zuflüsse im Einzugsgebiet des Greifensees zu Hochwasser an.

Wasserführung

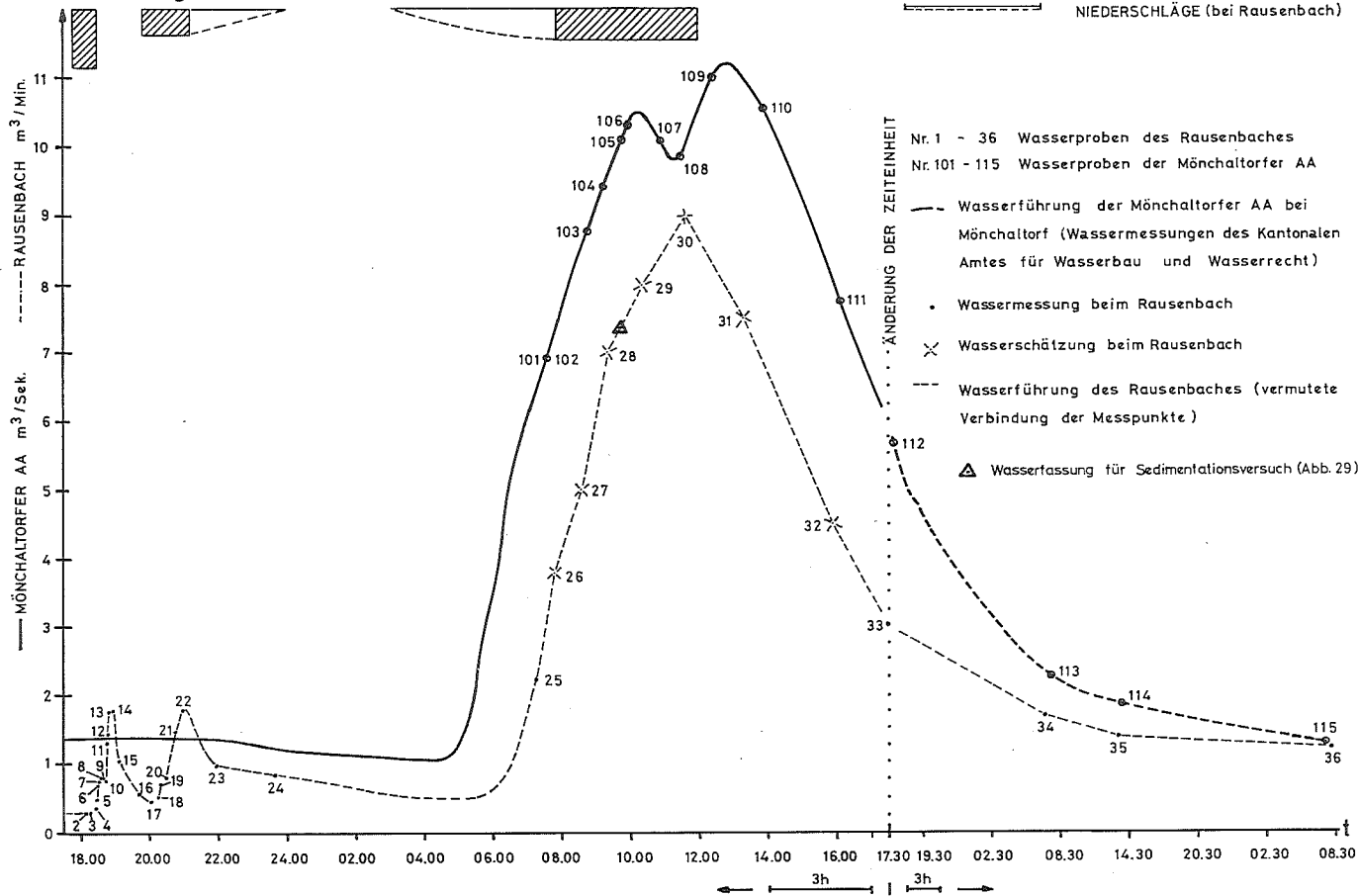


Abb. 25. Probenahmezeiten und Wasserführung im Verlaufe der Hochwasseruntersuchung vom 3. 9. 68 bis 6. 9. 68.

2. Die Wasserqualitäten im Verlaufe des Hochwassers

Folgende Komponenten zeigten mit dem Wasseranstieg gleichzeitig eine zunehmende Konzentration: Gesamtphosphat, Phosphat, Ammoniak, Oxydierbarkeit und Eisen (Abb. 26). Diese Komponenten stehen in enger Beziehung zur Trübung und stellen Bestandteile der Bodenauswaschungen und -abschwemmungen dar, oder sie sind von Bodenteilchen adsorbiert. Die Nitratkonzentration und Härte wurden

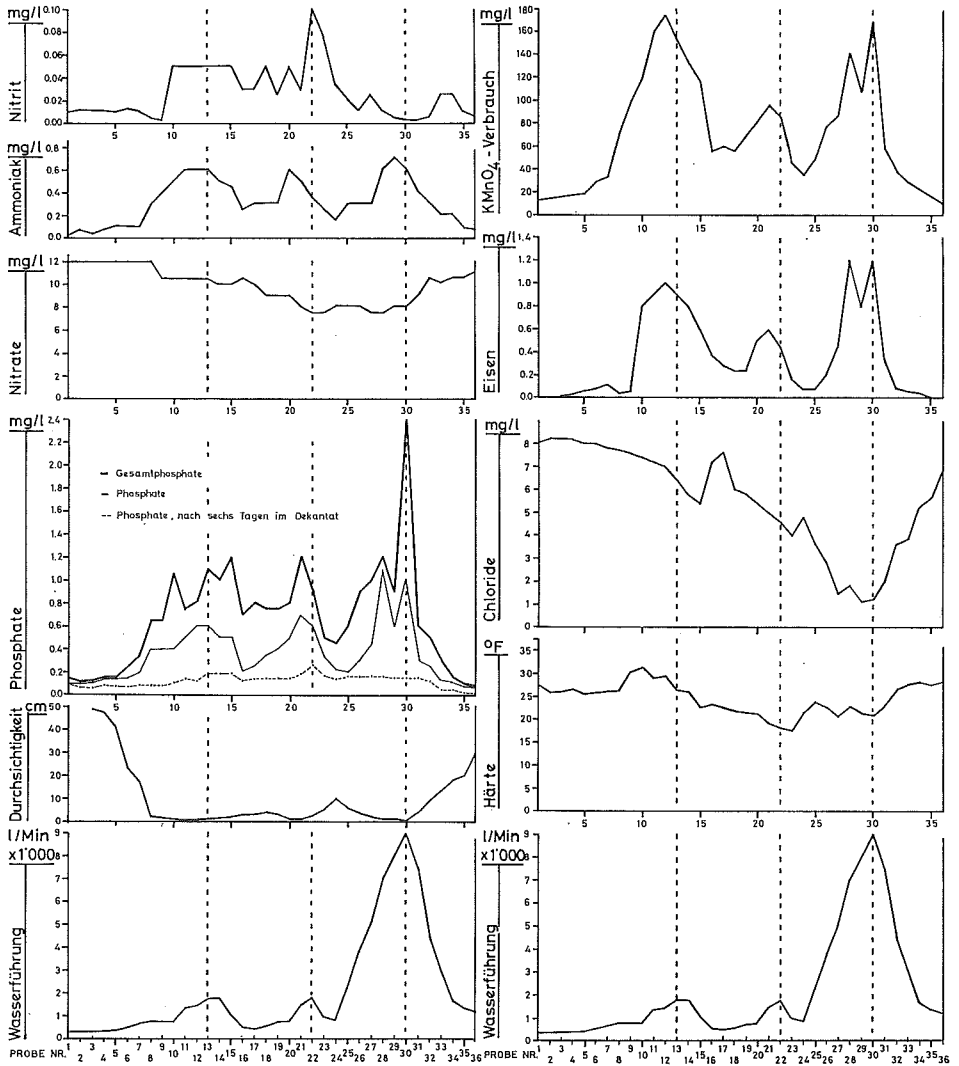


Abb. 26. Der Wasserchemismus beim Rausenbach im Verlaufe des Hochwassers vom 3.9.68 bis 6.9.68.

nur wenig verändert. Ohne erkennbare Beziehung zur Wasserführung verhielten sich die Nitritgehalte.

Für die Phosphate war bezeichnend, dass bei gleicher Wasserführung in der anschwellenden Phase die Konzentrationen stets höher lagen als in der abschwellenden Phase (Abb. 27 und 28). Die höchsten Konzentrationen wurden vor dem Höchstwasser-

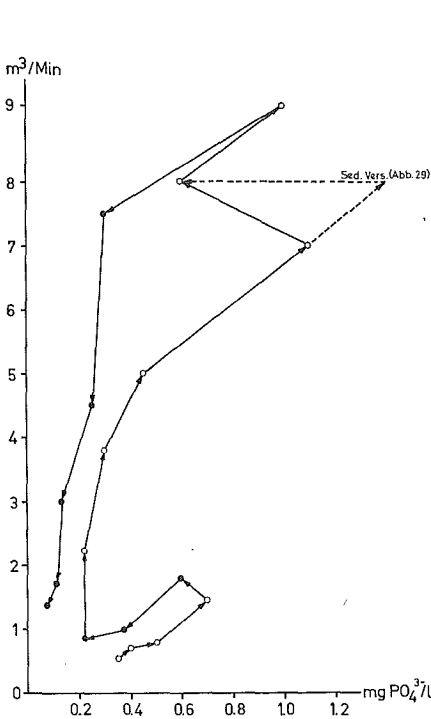


Abb. 27. Phosphatkonzentration in Abhängigkeit der Wasserführung im Verlaufe des Hochwassers beim Rausenbach. Die Messpunkte sind in zeitlicher Reihenfolge miteinander verbunden.

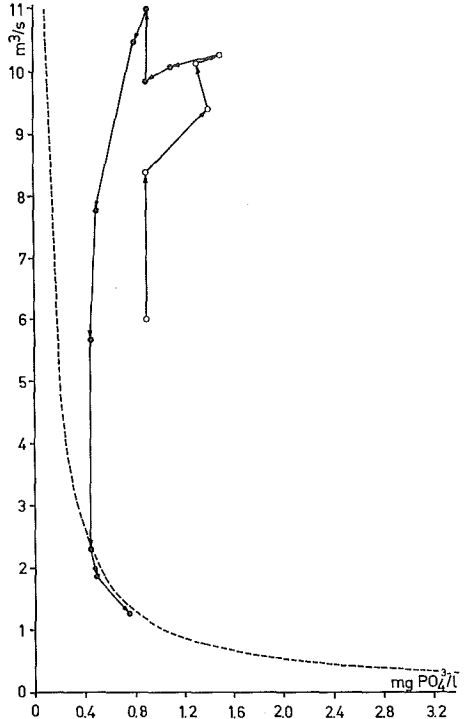


Abb. 28. Phosphatkonzentration in Abhängigkeit der Wasserführung im Verlaufe des Hochwassers bei der Mönchaltorfer Aa vom 4. 9. 68 bis 6. 9. 68. Darstellung wie bei Abb. 27. Die gestrichelte Linie stellt die Verdünnungskurve der mittleren Phosphatbelastung der Mönchaltorfer Aa im Untersuchungs-jahr dar.

stand erreicht. Die Phosphatkonzentrationen überstiegen dabei nur kurzfristig 1,0 mg/l. In Abb. 28 werden die mittleren Phosphatkonzentrationen der stark belasteten Mönchaltorfer Aa mit den im Verlaufe ihres Hochwassers auftretenden verglichen. Kurz vor dem Höchstwasserstand lagen die Phosphatkonzentrationen ca. fünfundzwanzigmal höher als die Verdünnung der Abwässer mit Reinwasser ergeben würde. Kurzfristig wurden somit grosse Phosphatmengen in den See geschwemmt.

Die Nitratkonzentrationen nahmen während des Hochwassers leicht ab. Kurz nach dem Erreichen des höchsten Wasserstandes traten aber wieder die gleichen Kon-

zentrationen wie vor dem Einsetzen des Hochwassers auf. Die Nitrate werden offenbar im Boden sehr rasch an das durchsickernde Wasser abgegeben. Der leichte Rückgang der Nitratkonzentration von 12 mg/l auf 7,5 mg/l kann nicht durch blosse Verdünnung erklärt werden. Einzig die oberirdisch abfliessenden Wässer, welche nur kurzen Kontakt mit dem Boden hatten, konnten die kurzfristig geringe Nitratverdünnung während der Hochwassers verursachen. Auch AMBÜHL (1960) stellte am Beispiel des Dorfbaches Meisterschwanden fest, dass die Wasserführung die Nitratkonzentration normalerweise nicht beeinflusst. Im Gegensatz zu den vorliegenden Untersuchungen beobachtete AMBÜHL jedoch eine progressive Steigerung von Nitratausschwemmungen nach starken Niederschlägen.

3. Sedimentation der Schwemmstoffe

Die bei Hochwasser gefasste Stammlösung wurde in Fünfliter-Flaschen abgefüllt und das überstehende Wasser nach Absetzzeiten von einer Stunde, 24 Stunden und 6 Tagen analysiert und mit dem Rohwasser und dem filtrierten Wasser verglichen (Abb. 29). Ferner wurden die Sedimente von fünf Litern solcher Stammlösung nach einem Tag vom überstehenden Wasser getrennt, mit fünf Litern Murholzbachwasser übergossen und kräftig geschüttelt. Nach 6 Tagen Absetzzeit wurde das Dekantat analysiert. Die Stoffzunahme gegenüber dem ursprünglichen Murholzbachwasser gab die Stoffabgabe der Sedimente nach 6 Tagen an.

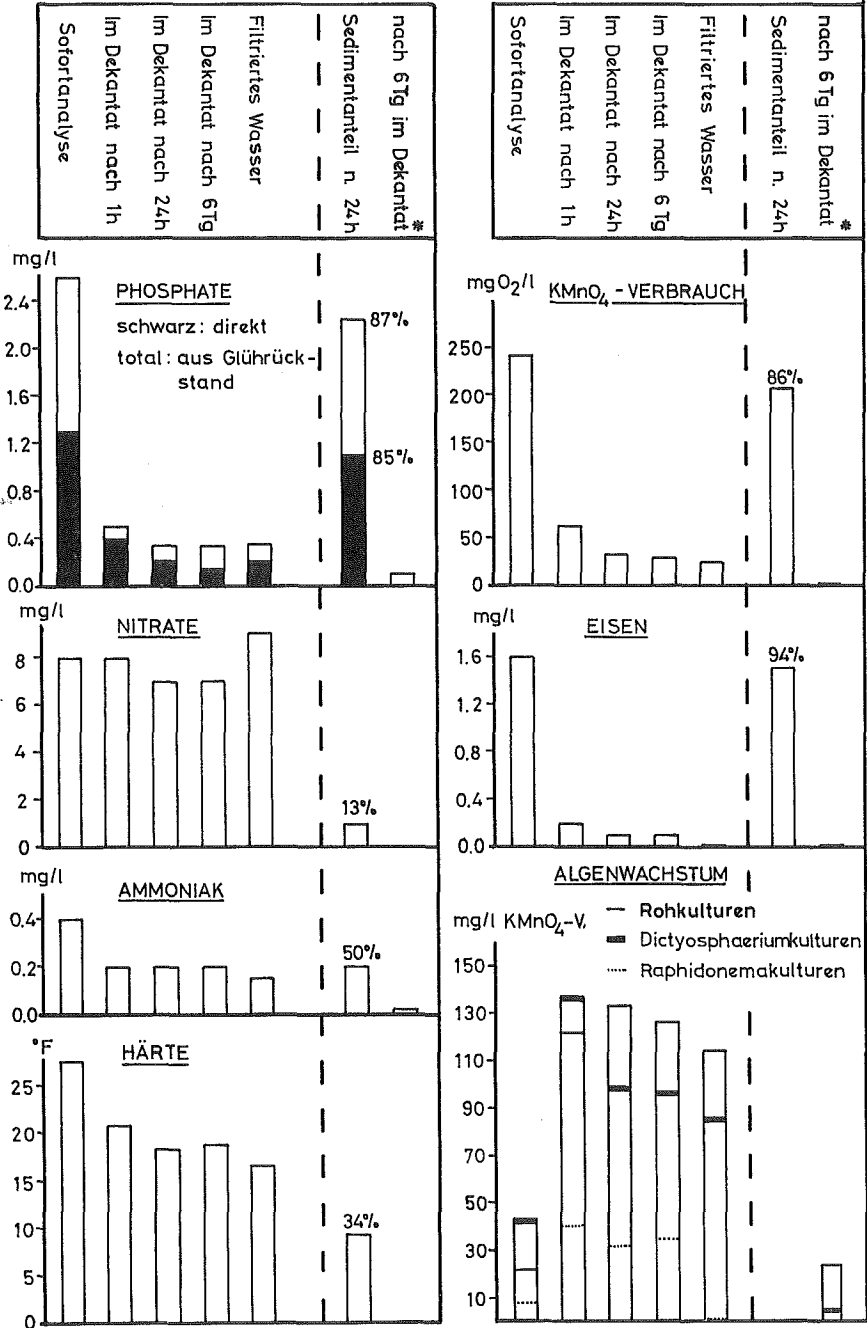
Während der Absetzzeiten wurden die Versuchsgefässe in Dunkelheit bei Zimmertemperatur gehalten. Bis zu den Versuchsansätzen oder der Analyse (höchstens 7 Tage) wurden die Wässer bei 0°C bis 4°C aufbewahrt.

Phosphate, oxydierbare Substanzen und Eisenverbindungen setzten sich grösstenteils innerhalb von einer Stunde ab. Ammoniak und Härte nahmen weniger ausgeprägt ab.

Alle drei Algenkulturen zeigten im Rohwasser trotz höchstem Nährstoffgehalt die geringste Vermehrung. Unter den wachstumsbegrenzenden Faktoren kann Lichtmangel kaum als Ursache dieses Verhaltens angesehen werden, weil sich die Sedimentpartikel auch in den Kulturgefässen absetzten. Die Kulturen werden im Lichtkasten aus allen Richtungen belichtet, so dass der Lichteinfall einzig vom Boden her reduziert wurde. Es muss eher angenommen werden, dass algizid wirkende, partikelgebundene Substanzen das Wachstum hemmten oder verhinderten. Erst bei Trennung der Sedimente vom überstehenden Wasser trat auch noch bei mehr als fünfmal geringeren Phosphatkonzentrationen bei allen Kulturen starkes Algenwachstum auf. Die Wachstumsraten bei filtriertem und überstehendem Wasser waren nach 6 Tagen gleich hoch. Einzig *Raphidonema* wuchs im filtriertem Wasser nicht, eine Beobachtung, die schon DEMMERLE (1966) beschrieben hatte.

4. Die Bedeutung der Hochwässer für die Algenproduktion im See

Im Verlaufe von Hochwässern wurden innerhalb kurzer Zeit grosse Nährstoffmengen in den See geschwemmt. Der grösste Teil der allochthonen Sedimente, an die bedeutende Mengen Phosphate adsorbiert waren, setzte sich schon innerhalb einer



* Freisetzung des Sedimentanteils von 5lt.Hochwasser in 5lt. Murholzbachwasser

Abb. 29. Sedimentation und Freisetzung verschiedener Stoffe beim Hochwasser des Rausenbaches vom 4.9.68.

Stunde ab. Zur Zeit von Hochwässern herrschen für die Planktonproduktion ungünstige Licht- und Temperaturbedingungen vor. Auch die plötzlichen Veränderungen in der Durchsichtigkeit und im Chemismus des Seewassers im Bereich der Flussmündungen hat einen ungünstigen Einfluss auf die Assimilation. Eine sofortige Assimilation oder Speicherung der rasch sedimentierenden Phosphate durch Seeplankter scheint unter solchen Bedingungen kaum von Bedeutung zu sein. Die im überstehenden Wasser zurückbleibenden Phosphatkonzentrationen lagen aber wesentlich tiefer als die jahresdurchschnittlichen Zuflusskonzentrationen. Die Nitratkonzentrationen dagegen erfuhren durch die Hochwässer keine bedeutende Veränderung. Die Planktonproduktion wird somit nach Hochwässern in erster Linie durch das geringere Phosphatangebot eingeschränkt. PATALAS (1968) schreibt dazu:

«Der Regen übt in einer oligotrophen Umgebung einen negativen, in einer eutrophen Umgebung dagegen positiven Einfluss auf die Algenproduktion aus.»

Starkniederschläge, die zu den beschriebenen aussergewöhnlichen Erosionen führen, sind jedoch verhältnismässig selten. Dennoch stellen die Hochwässer Nährstoffquellen dar, die bei der Beurteilung der Nährstoffzufuhr zu Seen wenn möglich zu berücksichtigen sind.

G. Der Nährstoffgehalt in Kläranlageabflusswässern

1. Die Gewässerschutzplanung im Einzugsgebiet des Pfäffikersees und Greifensees

Die Gewässer im Einzugsgebiet vom Pfäffikersee und Greifensee sind fast alle Eigentum des Staates. Im Bundesgesetz vom 16. März 1955, Art. 6, wird festgelegt, dass die Verhinderung künftiger Verunreinigungen und die Beseitigung bestehender Missstände den Kantonen obliegt. Sie stehen dabei unter der Aufsicht des Bundes. Der Regierungsrat des Kantons Zürich erliess am 6. Juni 1968 die Verordnung über die Obliegenheiten auf dem Gebiete des Gewässerschutzes.

Im Einzugsgebiet des Greifensees (inklusive Pfäffikersee) lebten am 1. Januar 1968 67 500 Einwohner. Gemäss gemeindebehördlichen Angaben waren davon 47 600 an mechanisch-biologische Kläranlagen angeschlossen (Tab. 20). Etwa die Hälfte dieser Abwässer wurde auch chemisch gereinigt (Phosphatfällung in Uster und Hinwil). Zu diesem Zeitpunkt befanden sich die Anlagen in Pfäffikon und Esslingen-Oetwil im Bau. In Planung waren die Anlagen in Mönchaltorf, Gossau, Bäretswil, Binz-Maur, Aathal, Nänikon sowie der Ausbau der Kläranlage in Uster. Auf weitere Sicht sind auch Anlagen in Sulzbach und Hittnau vorgesehen, womit die Bauzonen im Einzugsgebiet des Pfäffikersees und Greifensees an Kläranlagen angeschlossen sein werden. Die hohen Einwohnerdichten in den Einzugsgebieten der beiden Seen erfordern grosse Aufmerksamkeit bei der Abwassersanierung. Die eidgenössischen Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer vom 1. September 1966 geben an, wie gründlich die Abwasserreinigung durchgeführt werden soll.

Eine spezielle Untersuchung aller Kläranlageausflüsse in bezug auf ihre Nährstoffgehalte drängte sich im Verlaufe der vorliegenden Arbeit immer deutlicher auf.

Tabelle 20. Kurze Charakterisierung der Kläranlagen

Kläranlage	Erstel- lungs- jahr	Reinigung	Ausbau- grösse, Einwohner- zahl	Angeschl. Einwohner- zahl am 1. 1. 1968	Aus- lastung am 1. 1. 1968 in %	Jährlicher Wasserdurch- fluss* 1967/68 in m ³ × 10 ⁶	Bemerkungen
<i>Uster</i>	1956	mechanisch biologisch mit Phosphatfällung	16 000 + Industrie	19 000 + Industrie	119	5,84	Belüftungsbecken
<i>Wetzikon</i>	1960	mechanisch biologisch	22 000 + Industrie	11 500 + Industrie	52	2,76	Belüftungsbecken
<i>Hinwil</i>	1967	2 × biologisch Phosphatfällung	10 000 + Industrie	4 000 + Industrie	40	1,12	2 Belüftungsbecken Limnograph seit Nov. 67
<i>Egg, Aspholz</i>	1967	mechanisch biologisch	4 500	2 750	61	0,69	Belüftungsbecken Limnograph seit Aug. 67
<i>Grünigen</i>	1952	mechanisch biologisch	1 000	1 100	110	0,31	Tropfkörper Anlage ohne Limnograph
<i>Oetwil am-See</i>	1955	mechanisch biologisch	1 000	2 000	200	0,56	Tropfkörper Anlage ohne Limnograph
<i>Maur</i>	1967	mechanisch biologisch	4 500	1 450	32	0,43	Belüftungsbecken Limnograph seit Jan. 68
<i>Pfäffikon</i>	1950	mechanisch biologisch	5 000 + Industrie	5 800 + Industrie	116	1,60	Belüftungsbecken

* Die Wasserführungen wurden von den Limnographenaufzeichnungen abgelesen, wo keine vorhanden waren, wurde proportional zur Einwohnerzahl umgerechnet.

2. Untersuchungsprogramm

Jeder Kläranlageausfluss wurde zweimal (Oetwil und Grüningen nur je einmal) einer 24-Stunden-Probe unterzogen. Einmalige oder wiederholt zu gleichen Tageszeiten entnommene Proben geben keine zuverlässigen Angaben über die durchschnittlichen Verhältnisse an, da Wasserqualität wie -quantität erheblichen tageszeitlichen Schwankungen unterworfen sein können. Die Proben wurden alle zwei Stunden entnommen, wobei ein automatischer, auf dem Vakuumprinzip arbeitender Proben-sammler (System der North Hants Engineering Co. Ltd.) zur Anwendung gelangte. Alle Untersuchungen wurden bei geringer Wasserführung durchgeführt, so dass ideale Verhältnisse (höchste Aufenthalts- und Absetzzeiten in den Klärbecken) vorgefunden wurden. Bei der Auswertung ist zu berücksichtigen, dass es sich um Reinigungseffekte handelte, die im Jahresdurchschnitt nicht erreicht wurden. Die 12 Wasserproben wurden jeweils auf folgende Gehalte untersucht: Phosphat, Gesamtphosphat (nur je einmal), Nitrat, Ammoniak und Nitrit.

3. Analysenresultate

Die Analysenresultate sind in Abb. 30 aufgezeichnet. Auffallend waren die niedrigen Phosphatabflüsse bei den Anlagen in Uster und Hinwil, in denen die Phosphate nach dem von Prof. Dr. E. A. THOMAS erfundenen Eisen-Rückschlamm-Verfahren ausgefällt werden. Von den übrigen Anlagen wies Pfäffikon die tiefsten Phosphatwerte auf. Für die Stickstoff-Verbindungen ist erwähnenswert, dass in Egg und Maur fast 100% der anorganischen Stickstoffverbindungen zu Nitrat oxydiert wurden, während die anderen Anlagen vorwiegend Ammoniak in den Vorfluter abgaben. Allgemein

Legende zu nebenstehender Abbildung

● — Gesamtphosphat	○ — Phosphat	× — Ammoniak, NH ₃	△ — Nitrat, NO ₃ ⁻	▲ — Nitrat - N	▽ — Nitrit, NO ₂ ⁻
— Wasserführung an den Probenahmetagen			- - - - - mittlere tägliche Wasserführung im Untersuchungsjahr		

Probenahmetage (alle 1968):

Ausgezogene Verbindung	Kläranlage	Punktierte Verbindung
10./11. 4.	Uster	13./14. 6.
28./29. 3.	Wetzikon	11./12. 6.
26./27. 3.	Hinwil	12./13. 6.
2./ 3. 4.	Egg, Asph.	14./15. 6.
17./18. 4.	Grüningen	5./ 6. 6.
9./10. 4.	Maur	17./18. 6.
	Oetwil am See	16./17. 4.
	Pfäffikon	29./30. 3.

Die Angaben über Wasserführungen beziehen sich auf die Skalen rechts auf den Darstellungen (l/s), Stoffgehalte auf die Skalen links (mg/l).

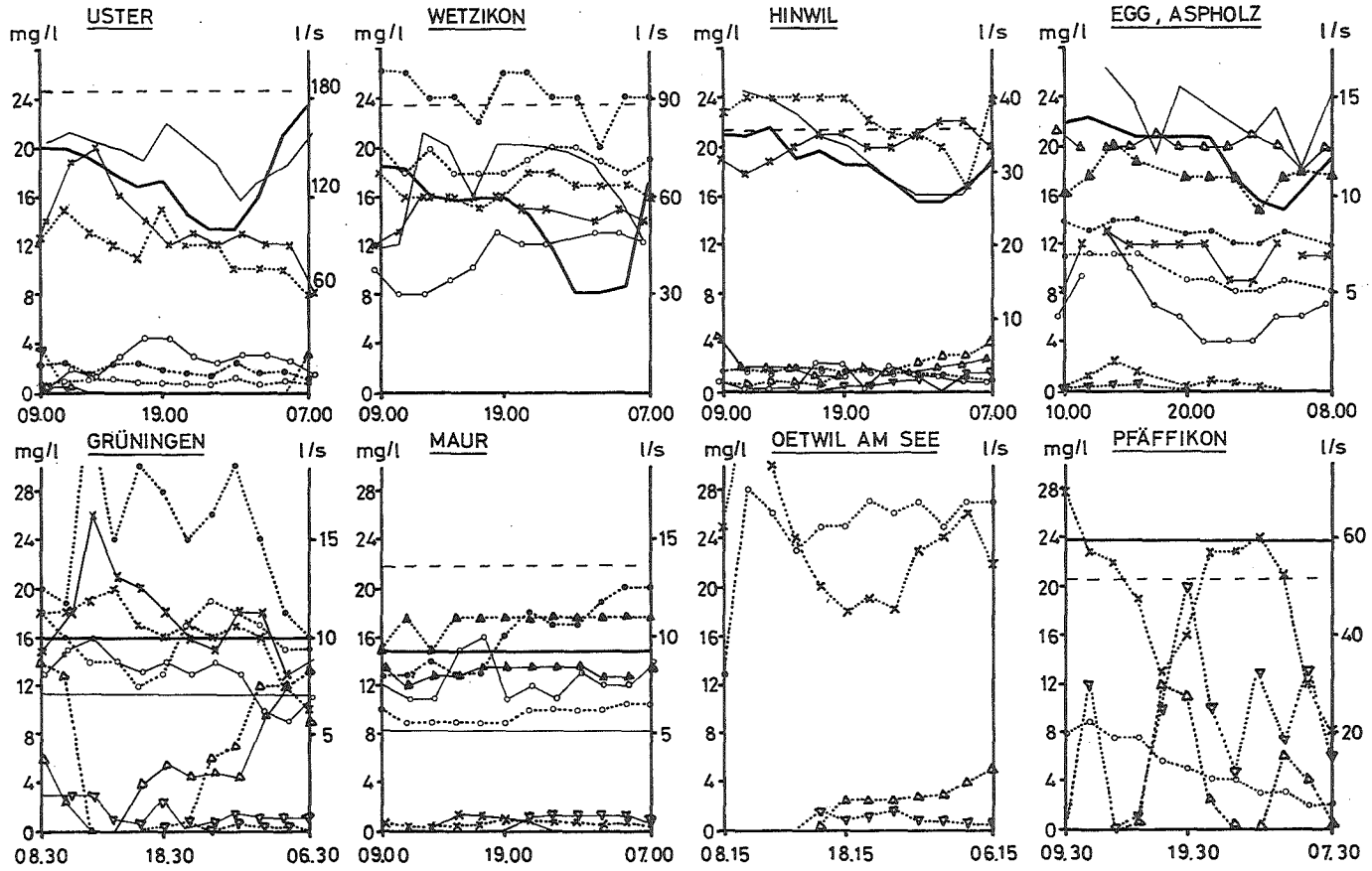


Abb. 30. Phosphat-, Nitrit-, Nitrat- und Ammoniakkonzentration in den Kläranlageabflüssen. Konzentrationen unterhalb 0,5 mg/l wurden in der Regel nicht eingezeichnet.

waren grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Abflusswässern gefunden worden. Zur Berechnung des täglichen Abflusses wurden die einzelnen Analysenwerte mit den entsprechenden Wasserführungen multipliziert, das arithmetische Mittel bestimmt und anschliessend auf die Gesamtwasserführung extrapoliert. Wo keine Durchflussmessungen vorlagen (Grüningen und Oetwil am See), wurden die Mittelwerte der 12 Analysen mit den aufgrund der angeschlossenen Bevölkerungszahl geschätzten täglichen Wasserführungen multipliziert. Die täglichen Phosphor- und Stickstoffabflüsse sind in Tabelle 21 angegeben.

Tabelle 21. Mittlerer täglicher Phosphor- und Stickstoffabfluss von den Kläranlagen im Einzugsgebiet des Greifensees

Anlage	Gesamtphosphat kg/Tag <i>P</i>	Phosphat kg/Tag <i>P</i>	Ammoniak kg/Tag <i>NH₃</i>	Nitrat kg/Tag <i>NO₃</i>	Nitrit kg/Tag <i>NO₂</i>
Uster	47,2	22,5	153,4	4,7	4,8
Wetzikon	110,4	74,9	76,8	—	—
Hinwil	3,8	3,4	59,2	5,7	1,5
Egg, Aspholz	13,2	9,6	7,5	46,1	0,1
Oetwil am See	35,0	23,2	22,1	2,3	0,7
Maur	11,9	7,2	0,5	32,9	0,2
Grüningen	15,5	10,2	12,5	4,3	0,9
Summe	237,0	151,0	327,2	96,0	8,2

Die grösste Phosphorbelastung stellte der Kläranlageabfluss von Wetzikon dar. Von der Kläranlage Uster flossen dagegen die grössten Stickstoffmengen ab. Seit dem 3. Januar 1969 werden die Phosphate auch in der Kläranlage von Maur ausgefällt.

4. Der Reinigungseffekt als Funktion der Belastung der Anlagen

Alle untersuchten Anlagen (mit Ausnahme der Anlage in Hinwil mit zwei biologischen Stufen) sind nach dem gleichen Reinigungsprinzip, der mechanischen und biologischen Reinigung, konstruiert. Bei dem vorliegenden Vergleich der Anlagen wurden nur die angeschlossenen Bevölkerungszahlen berücksichtigt. Spezielle örtliche Verhältnisse wie Verdünnung der Abwässer, Art und Menge industrieller Abwässer, Konstruktionseigenheiten der Anlagen etc. wurden nicht miteinbezogen. Dennoch zeigt diese grobe Gegenüberstellung der Reinigungseffekte in Abbildung 31 eine direkte Abhängigkeit zwischen Anlagebelastung und Reinigungseffekt. Mit zunehmender Belastung nahm die prozentuale Elimination von Phosphor- und Stickstoffverbindungen ab. Bei den Phosphaten waren die Unterschiede grösser als bei den Nitraten. Die aussergewöhnlich hohen Stickstoffgehalte im Abfluss der Anlage von Hinwil waren nicht allein auf das Reinigungsverfahren zurückzuführen, sondern konnten durch die eiweissreichen Zuflusswässer vom Schlachthof bedingt sein.

* Die Werte für PO_4 können nicht stimmen, → richtig wenn statt $PO_4 \rightarrow P$

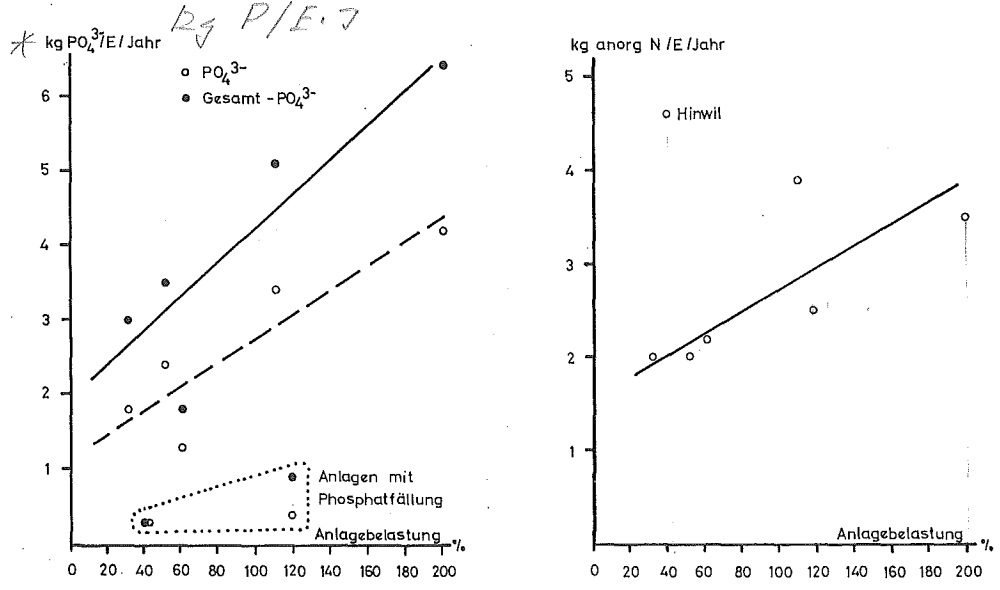


Abb. 31. Der Nährstoffabfluss pro Einwohner und Jahr als Funktion der Belastung bei sieben Kläranlagen.

5. Der Nährstoffanteil der Abwässer an der Gesamtbelastung des Greifensees

Bei den untersuchten Kläranlagen wurden rund 73% der häuslichen Abwässer im Einzugsgebiet des Greifensees erfasst. Nimmt man an, dass die übrigen, nicht an Kläranlagen angeschlossenen Haushaltungen proportional der Einwohnerdichte die gleiche Nährstoffbelastung für die Gewässer darstellten, so lassen sich aufgrund der Untersuchungen bei den Kläranlageausflüssen (inklusive industrielle Abwässer) folgende Nährstoffanteile der Abwässer an der gesamten Seebelastung berechnen: Gesamtphosphat 74%, Phosphat 59%, anorganische Stickstoffverbindungen 38%. Bei diesen Zahlen ist berücksichtigt, dass bis November 1967 die Abwässer von Hinwil und Maur nur ungenügend gereinigt wurden, weil die überforderten Anlagen keine gründlichen Reinigungen mehr gewährleisteten. Da die Zahlen aber unter günstigen Bedingungen ermittelt wurden, lagen die effektiven Werte mit Sicherheit höher. Auffallend ist allerdings der relativ hohe Anteil der Gesamtphosphate. Ein bedeutender Prozentsatz dieser Verbindungen sedimentiert im Vorfluter und wird erst bei anschwellendem Wasser in den See geschwemmt. Dadurch verschiebt sich das Verhältnis zwischen gelösten Phosphaten und Gesamtphosphaten bis zur Mündung zugunsten der gelösten Phosphate. Die Zufuhr an Gesamtphosphaten zum See muss wesentlich höher liegen, als aufgrund der Kübelmessungen ermittelt wurde. Ähnliche Beobachtungen wurden von NÜMANN (1967) bei der Argen gemacht.

6. Experimentell-algologische Wachstumsteste mit Kläranlageabflusswässern

Kläranlageabflusswässer eignen sich ausgesprochen gut als Nährmedium für *Dictyosphaerium*kulturen. Mit dieser Alge war somit ein idealer Testorganismus zur Messung des Nährstoffgehaltes gefunden. Hier muss erneut betont werden, dass bei Versuchen mit Reinkulturen im Laboratorium nur die Nährstoffansprüche einer einzigen Art unter isolierten Bedingungen beobachtet werden. In der Natur, wo zahlreiche Organismen sowie klimatische und weitere Faktoren mit in den Konkurrenzkampf eingreifen, liegen andere Verhältnisse vor. Alle Primärproduzenten verlangen jedoch ein Minimum an Nährstoffen, um zu Massenentfaltungen zu gelangen. Die Kenntnis dieser kritischen Konzentration für *Dictyosphaerium* ist insofern wertvoll, als zum Beispiel mit Sicherheit ein Wasser als nährstoffreich bezeichnet werden kann, wenn diese Alge darin zu starker Entfaltung gelangt. Dagegen wäre die Folgerung falsch, beim Ausbleiben starker Vermehrung von *Dictyosphaerium* sei auch alles andere Wachstum undenkbar. Im Zentrum dieser Versuchsreihen standen Vergleiche zwischen Nährstoffgehalten bei Kläranlageabflüssen von Anlagen mit, beziehungsweise ohne Phosphatfällung. In beiden Abwässern fanden innerhalb von 7 Tagen starke Vermehrungen statt. Die vorhandenen Phosphatmengen genühten, um im unverdünnten Abwasser stärkstes Wachstum zu gewährleisten. Die Unterschiede im Nährstoffgehalt traten erst bei Verdünnungen mit nährstoffarmen Wässern in Erscheinung. Zur Verdünnung wurde Murholzbachwasser mit dem geringsten Nährstoffgehalt aller Greifenseezuflüsse verwendet. Bei gereinigten Abwässern mit

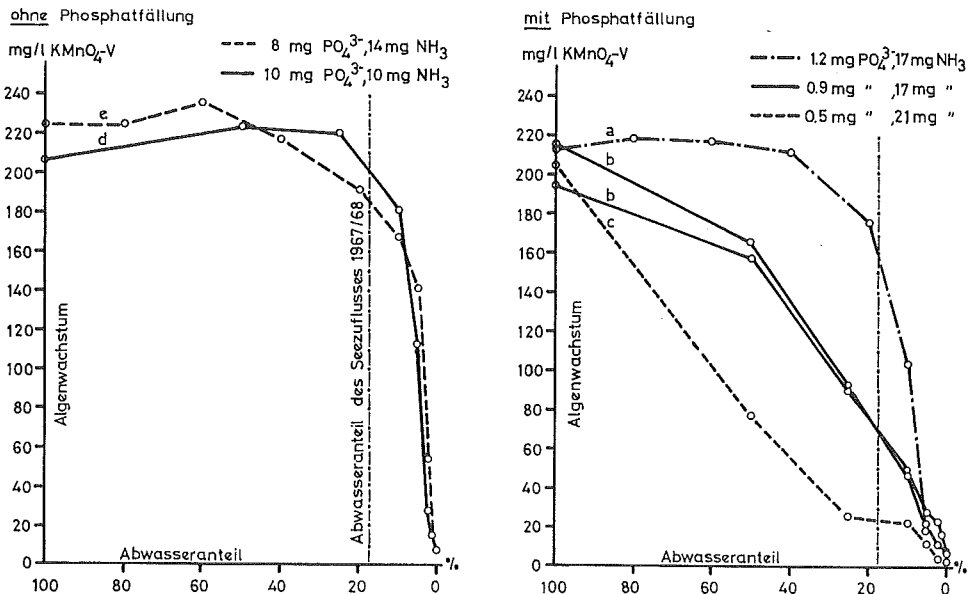


Abb. 32. Wachstum von *Dictyosphaerium* in verdünnten, sterilisierten Kläranlageabflusswässern als Funktion der Verdünnung mit Murholzbachwasser.

Phosphatfällung nahm die Wachstumsrate mit der Verdünnung rascher ab, auch wenn diese Wässer mehr Stickstoff enthielten (Abb. 32).

Besonderes Interesse verdienen die Verdünnungen, die in Wirklichkeit durch die Zuflüsse erreicht wurden. Die prozentualen Anteile der kanalisierten häuslichen und industriellen Abwässer am gesamten Greifenseezufluss schwankten im Untersuchungs-jahr monatlich zwischen 12,3% im Juni und 30,8% im November (Tabelle 22). Im

Tabelle 22. Die prozentualen Anteile der häuslichen und industriellen Abwässer (inklusive Meteor-Wasser) am Gesamtzufluss zum Greifensee

Monatssumme	Abwasserdurchfluss bei den Kläranlagen	Abwassermenge der gesamten Einwohnerzahl	Gesamtzufluss zum Greifensee	Anteil des Abwassers %
	1967/68 $m^3 \times 10^3$	$m^3 \times 10^3$	1967/68 $m^3 \times 10^3$	
März 1967	1 280	1 810	13 960	13,0
April	982	1 390	8 840	15,7
Mai	999	1 410	7 380	19,1
Juni	1 361	1 930	15 700	12,3
Juli	1 122	1 590	7 540	21,1
August	890	1 260	5 070	24,8
September	1 248	1 770	10 120	17,5
Oktober	925	1 310	4 880	26,8
November	870	1 230	4 000	30,8
Dezember	932	1 320	5 880	22,4
Januar 1968	1 405	1 990	12 310	16,2
Februar	1 303	1 850	14 090	13,1
Summe	13 317	18 860	109 770	17,2

* Proportional zu den an Kläranlagen angeschlossenen Einwohnerzahlen extrapoliert.

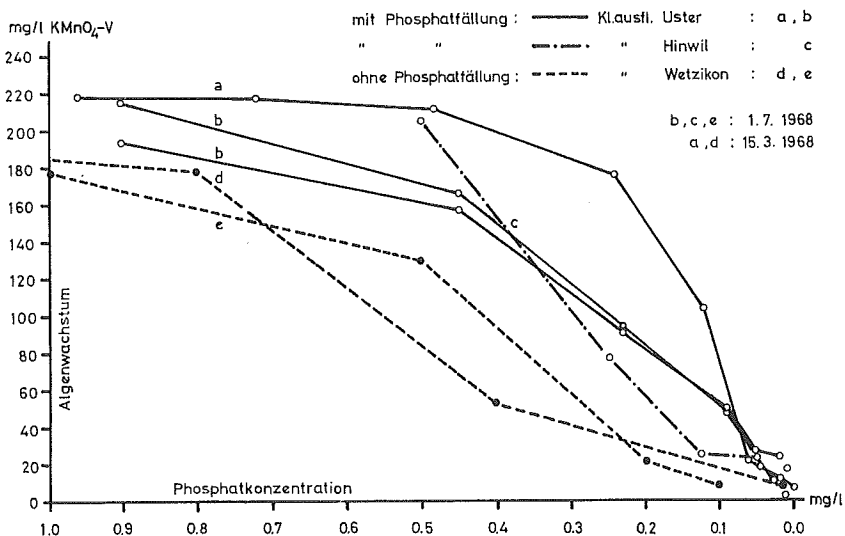


Abb. 33. Wachstum von Dictyosphaerium in verdünnten, sterilisierten Kläranlageabflusswässern als Funktion der Phosphatkonzentration.

Jahresdurchschnitt flossen 17,2% aller Zuflusswässer über Kläranlagen oder Hausklärgruben in den See. Bei dieser Verdünnung der Abwässer waren deutliche Unterschiede zwischen phosphatgefälltem und nur mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser bezüglich *Dictyosphaerium*wachstum feststellbar. Mit der Phosphatfällung wurde somit eine wirkungsvolle Reduktion der Algenproduktion erreicht.

Für Algen-Massenentwicklungen sind bei Anwesenheit von ausreichend Phosphaten auch die übrigen Nährstoffe in den Kläranlageabflusswässern von entscheidender Bedeutung. Eine zweite Darstellung (Abb. 33) vergleicht Abwässer gleicher Phosphatkonzentrationen bei verschiedenen Verdünnungen. Dabei mussten die Abflusswässer von Kläranlagen ohne Phosphatfällung stärker verdünnt werden als von Anlagen mit Phosphatfällung, wodurch jene auch eine stärkere Verdünnung der übrigen Nährstoffkomponenten erfuhren. Bei gleicher Phosphatkonzentration zeigten die am stärksten verdünnten Abwässer auch das geringste *Dictyosphaerium*wachstum.

V. Limnologische Charakterisierung der Seeabflüsse

A. Wasserführung

Der Nährstoffgehalt der Seeabflusswässer ist einerseits durch die Zuflusswässer und andererseits durch limnologische Vorgänge im Seebecken selbst bestimmt. Neben Nährstoffgehalt und klimatischen Faktoren kann die Aufenthaltszeit (Durchflutung) Einfluss auf die Produktivität haben. Die Durchflutung beider Seen war relativ gering und die Aufenthaltszeit daher entsprechend lang, so dass unter klimatisch günstigen Bedingungen eine gute Verwertung der Nährstoffe gewährleistet war. Zur Abschätzung der Durchflutung genügen hier die Angaben über Inhalte und Durchflüsse bei beiden Seen im Untersuchungsjahr.

Pfäffikersee: Inhalt: 56453000 m³; Epilimnion (0–5 m) 14339000 m³
Durchfluss 1967/68: 28050000 m³

Greifensee: Inhalt: 155016000 m³; Epilimnion (0–5 m) 39831000 m³
Durchfluss 1967/68: 109100000 m³

Die «Füllzeit» betrug somit für den Pfäffikersee zwei Jahre und für den Greifensee fast eininhalb Jahre. Im Sommerhalbjahr könnte das Epilimnion des Pfäffikersees etwa einmal, dasjenige des Greifensees fast eininhalbmals durch Zuflusswässer ersetzt werden.

Beide Seen gehören dem dimiktischen Typus an und sind jahreszeitlich bedingten Schwankungen unterworfen. Die Wasserqualität war nicht wie bei den Zuflüssen wasserstandsbedingt, sondern jahreszeitlich verschieden. Äusserlich erschien das Wasser von Frühling bis Herbst trüb, im Winter war es klar.

Der Stoffabfluss stellt die Differenz zwischen Stoff-Zuflussmenge und Rückhalt dar, wobei der Rückhalt allochthone wie autochthone Partikel umfasst. Während der Rückhalt autochthoner Sedimente jahreszeitlich verschieden ist, kann der Rückhalt allochthoner Partikel als jahreszeitlich konstant angenommen werden.

Tabelle 23. Monatliche und jährliche Abflussmengen beim Pfäffikersee und beim Greifensee 1967/68 in Millionen m³
(Berechnungen entsprechend den Niederschlagsgebieten «A» bis «E» in Abb. 8)

	1967										1968		Summe
	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	
<i>Pfäffikerseeabfluss</i> (limnographische Messung)	3,68	2,97	2,62	4,45	3,19	1,35	1,37	1,84	1,51	0,76	1,51	2,80	28,05
Mönchaltorfer Aa (A) (limnographische Messung)	3,66	2,14	1,58	3,78	1,78	1,55	3,47	1,16	0,98	2,01	4,43	3,93	30,47
übriges Gebiet (E) (berechnet)	2,38	1,39	1,03	2,46	1,16	1,01	2,26	0,76	0,64	1,31	2,88	2,56	19,84
Wildbach (B) (limnographische Messung)	2,34	1,18	1,06	2,81	0,61	0,46	1,59	0,43	0,28	0,85	1,88	2,68	16,17
Rest Pfannenstielkette (D), (berechnet)	1,49	0,75	0,68	1,79	0,39	0,29	1,02	0,28	0,18	0,54	1,20	1,71	10,32
Pfäffikerseeabfluss (C) (limnographische Messung)	3,68	2,97	2,62	4,45	3,19	1,35	1,73	1,84	1,51	0,76	1,51	2,80	28,05
Kläranlageausflüsse Wetzikon und Uster, abz. Meteor- wasser (berechnet)	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	4,92
Summe der Zuflüsse	13,96	8,84	7,38	15,70	7,54	5,07	10,12	4,88	4,00	5,88	12,31	14,09	109,77
* abzüglich Wasserstau	0,5		0,5	3,5			2,4			1,8	2,1		
zuzüglich Wasserabfluss		1,4			4,6	1,5		1,8	0,8				
<i>Greifenseeabfluss</i>	13,5	10,2	6,9	12,2	12,1	6,6	7,7	6,7	4,8	4,1	10,2	14,1	109,1

* Berechnung auf Grund des Niveauunterschiedes beim Seeabfluss.

Durch die ausgleichende Wirkung der Seefläche sind die Abflussmengen keinen plötzlichen Schwankungen ausgesetzt. Nur durch Öffnen oder Schliessen der Schleusen bei den Seeabflüssen treten plötzliche Änderungen ein. Die Abflussmengen des Pfäffikersees werden vom kantonalen Amt für Gewässerschutz und Wasserbau gemessen. Beim Greifensee mussten die monatlichen Abflussmengen anhand der gemessenen Zuflussmengen bestimmt werden. Die Zuflüsse aus den Einzugsgebieten am Ostabhang der Pfannenstielkette wurden dabei mit den gemessenen Mengen des Wildbaches, die übrigen unbekanntem Zuflüsse mit denjenigen der Mönchaltorfer Aa verglichen (Abb. 8). Ausgehend von den jährlichen Zuflüssen des Wildbaches und der Mönchaltorfer Aa wurden die prozentualen monatlichen Anteile bestimmt und auf die übrigen Bäche übertragen. Der Trinkwasserverbrauch von Wetzikon und Uster wurde als konstant angenommen und separat berücksichtigt (Tab. 23).

B. Pfäffikersee

(Tab. 24)

Phosphat: Die Werte schwankten zwischen 0,02 mg/l und 0,80 mg/l. Ab Mai nahmen die Phosphate stark ab. Im Juni, Juli, August und September lagen die Werte am tiefsten.

Gesamtphosphat: Ein Teil der assimilierten Phosphate verlässt im Sommer den See als Bestandteil des Planktons. Diese Anteile waren jedoch gering, gemessen an den Mengen, die im See sedimentierten.

Nitrat: Von Juni bis November waren die Nitratkonzentrationen unterhalb 0,5 mg/l gesunken. Es war möglich, dass sie beim Pfäffikersee mit den Phosphaten als wachstumsbegrenzender Faktor auftraten. Der Höchstwert lag mit 3,0 mg NO_3^-/l weit unter der mittleren Zuflussmenge.

Ammoniak: Die höchsten Werte (bis 0,55 mg/l wurden im Winter beim niedrigsten Sauerstoffgehalt erreicht. Auch im Sommer waren stets geringe Mengen im Abflusswasser vorhanden.

Nitrit: Die Nitritkonzentrationen schwankten zwischen weniger als 0,005 mg/l und 0,20 mg/l. Eine jahreszeitlich bedingte Regel konnte nicht festgestellt werden.

Sauerstoffgehalt: Im Seeabfluss traten sowohl starke Über- wie Untersättigungen auf. Der Höchstwert wurde im Mai (16,3 mg/l), der Tiefstwert im Januar (7,1 mg/l) gemessen.

Sauerstoffzehrung und Kaliumpermanganatverbrauch: Beide Werte sind ein Mass für die abbaubaren Verbindungen im Oberflächenwasser des Sees. Entsprechend der hohen Produktivität (Synthese organischer Verbindungen) waren die höchsten Werte im Sommer anzutreffen.

Härte: Die Karbonathärte schwankte zwischen 20,25 F° und 14,25 F°. Im Sommer sank die Härte infolge biogener Entkalkung am tiefsten.

pH-Wert: Die pH-Werte schwankten mit der Aktivität des Phytoplanktons. Im Sommer wurden bei starker CO_2 -Assimilation pH-Werte bis 8,7 gemessen. Der Tiefstwert lag im April bei 7,1.

Tabelle 24. Chemismus und Bakteriologie des Pfäffikerseeabflusses (1967/68)

	1967										1968		Mittel
	21. 3. (***)	11. 4. 25. 4.	12. 5. 23. 5.	22. 6. 20. 6.	25. 7. 27. 7.	22. 8. 23. 8.	20. 9. 19. 9.	25. 10. 16. 10.	29. 11. 21. 11.	27. 12. 14. 12.	31. 1. 16. 1.	27. 2. 26. 2.	
<i>Phosphate</i> in mg/l PO ₄ ³⁻	0,60 (***)	0,40 0,60*	0,35 0,60*	0,20 0,40	0,09 0,02**	<0,02** 0,05	0,02 0,02**	0,11 0,09	0,40 0,38	— 0,60*	0,80* 0,60*	0,70 0,52	0,34
<i>Gesamtphosphate</i> in mg/l PO ₄	0,75	0,65	0,42	0,38	0,10	0,02**	0,15	0,52	0,50	—	0,85*	0,70	0,45
<i>Nitrate</i> in mg/l NO ₃ ⁻	3,75* (***)	3,6 3,0*	1,7 1,25	1,5 2,0	1,0 <0,5**	<0,5** <0,5**	<0,5** <0,5**	0,75 <0,5**	0,5 <0,5**	2,2 0,75	1,0 2,0	1,2 3,0*	1,43
<i>Ammoniak</i> in mg/l NH ₃	0,09 (***)	0,05** 0,08	0,35 0,25	0,08 0,07	0,08 0,06**	0,18 0,10	0,06 0,10	0,12 0,13	0,27 0,24	0,12 0,45	0,65* 0,55*	0,40 0,20	0,20
<i>Nitrit</i> in mg/l NO ₂ ⁻	0,012	0,055	0,040	0,050	0,013	<0,005*	0,022	0,026	0,20*	0,006	<0,005**	0,08	0,042
<i>Sauerstoffgehalt</i> in mg/l O ₂	9,5	11,4	16,3*	11,5	7,3	12,1	11,1	9,5	8,1	10,3	7,1**	10,6	10,3
<i>Sauerstoffzehrung</i> nach 48 h in mg/l O ₂	0,9	1,5	2,3	2,3	2,1	2,6*	2,6*	2,5	0,3	0,2**	0,7	1,2	1,6
<i>Kaliumpermanganat-</i> <i>verbrauch</i> in mg/l KMnO ₄	13,6 (***)	12,0** 13,0	14,4 14,4	15,3 16,9	18,8* 19,8	— 18,6	14,5 23,9*	16,1 14,1	13,0 12,3**	18,2 12,3**	15,2 13,3	12,3 15,8	14,9
<i>Härte</i> in franz. H.-Graden	19,75 (***)	19,75 20,25*	20,00* 19,50	— 16,25	15,50 17,00	14,25** 14,50**	14,50 14,50**	14,50 14,50**	16,50 16,75	17,50 18,50	19,00 19,00	18,25 18,25	17,3
<i>pH-Wert</i>	7,7 (***)	7,1** 8,3	8,75* 8,6	8,6 8,5	7,8 8,7*	8,6 8,5	8,25 8,6	8,55 8,2	7,95 7,95	7,3 7,55**	7,6 7,55**	7,55 7,6	8,0
<i>Coliforme Keime</i> Anzahl pro ml	(***)	—	—	—	—	10	25*	5	3	1**	25*	2	10
<i>Keimzahl</i> in Tausend pro ml	(***)	2,1	2,5	9,5	2,2	1,8	4,5	3	1,2	0,8**	7	18*	5

* Maxima ** Minima (***) Resultate der Aabachuntersuchung.

Keimzahl: Die Keimzahlen zeigten keine typisch jahreszeitlichen Schwankungen und lagen mit 800 bis 18000 Keimen pro Milliliter weit tiefer als in den Zuflüssen.

Coliforme Keime: Auch die Zahlen coliformer Keime zeigten keine jahreszeitliche Abhängigkeit und waren mit 1 bis 25 Keimen pro Milliliter nicht hoch.

C. Greifensee

(Tab. 25)

Temperatur: Im Seewasser hat die Temperatur entscheidenden Einfluss auf die Aktivität der Planktonorganismen (RGT-Regel) und somit auch auf den Nährstoffgehalt des Abflusswassers. Die höchsten Temperaturen wurden am 1. August 1967 mit $27,1^{\circ}\text{C}$ gemessen. Im Winter war die Temperatur neben der Belichtung der eigentliche wachstumsbegrenzende Faktor. 1967/68 war der Greifensee nie vollständig zugefroren.

Gesamtposphat und Phosphat: Der Phosphatgehalt zeigte direkte Abhängigkeit von der Phytoplanktonproduktion im Seewasser. Diese ist unter anderen Faktoren abhängig vom Nährstoffangebot, der Wassertemperatur und der Lichtintensität. Gegen Ende des Winters war das Nährstoffangebot am grössten, so dass beim Einsetzen sonniger Tage schon bei niedriger Temperatur starke Algenblüten auftraten und im Abflusswasser sofort eine Phosphatabnahme eintrat. Bis zum Sommer konnten regnerische Tage wieder einen Phosphatanstieg im Abflusswasser zur Folge haben. Neben der Beeinträchtigung der Photosynthese infolge geringerer Lichtintensität können dann auch durch Windeinwirkung Durchmischungen mit nährstoffreicheren tieferen Wasserschichten stattfinden. Selbst im Juni wurde nach längerer heftiger Regenzeit wieder ein starker Phosphatanstieg im Abflusswasser festgestellt. Im Sommerhalbjahr war die Phytoplanktonproduktion am stärksten entwickelt. In dieser Zeit wurden die Phosphate vom Plankton fast vollständig aufgezehrt. So sank der Phosphatgehalt im August unterhalb $0,02\text{ mg/l}$. Am gleichen Tag verliessen den See Gesamtposphatmengen von $0,35\text{ mg/l}$, die somit ausschliesslich Bestandteile des Planktons waren. Am 19. Dezember 1967 und 6. Februar 1968 wurden mit den angewandten Methoden keine Differenzen zwischen Gesamtposphat und Phosphat gefunden.

Nitrat: Ähnlich den Phosphaten werden auch die Nitrate zur Zeit der Sommerstagnation im Oberflächenwasser fast vollständig vom Phytoplankton verwertet (Abb. 34). Im Juli und August sprachen die angewandten Analysemethoden auf Nitrate nicht mehr an. Auch im Winter lagen die Nitratkonzentrationen des Seebflusses wesentlich tiefer als in den Zuflusswässern.

Ammoniak: Interessant waren die Beziehungen zwischen Ammoniakgehalt und Sauerstoffsättigung. Bei mehr als 90% Sauerstoffsättigung war keine direkte Abhängigkeit zum Sauerstoffgehalt festzustellen. Fielen die Sättigungswerte aber weiter zurück, wie vorwiegend in den Wintermonaten, so trat gleichzeitig ein starker Ammoniakanstieg auf. Die Oxydation des Ammoniaks wurde unter solchen Bedingungen entweder gehemmt oder vollständig unterbunden. Der höchste Ammoniakgehalt betrug am 9. Januar $1,4\text{ mg/l NH}_3$ (Abb. 34).

Tabelle 25. Temperatur, Chemismus und Bakteriologie des Greifenseeabflusses (1967/68)

Wasseranalyse	1967										1968		Mittel
	21. 3.	18. 4.	16. 5.	12. 6.	18. 7.	16. 8.	12. 9.	10. 10.	28. 11.	19. 12.	9. 1.	6. 2.	
Temperatur °C	5,3	10,6	16,5	14,6	24,4*	21,8	18,1	16,5	8,1	5,1	3,5	1,1**	12,13
Phosphat, mg/l P_{04}	1,15	0,80	0,50	0,70	0,03	<0,02**	0,15	0,23	0,55	1,1	1,2	1,3*	0,64
Gesamtphosphat, mg/l	1,2	0,90	0,55	—	0,26	0,35	0,25**	0,5	0,65	1,1	1,3*	1,3*	0,76
Nitrat, mg/l NO_3	8*	7,5	3,75	6	<0,5**	<0,5**	0,75	1	3	3	3,25	3,5	3,31
Ammoniak, mg/l NH_3	0,07**	0,18	0,11	0,40	0,15	0,10	0,16	0,15	0,70	1,0	1,4*	1,15	0,46
Nitrit, mg/l NO_2	0,06	0,03	0,18	0,32*	<0,005**	0,05	0,08	0,08	0,03	0,02	0,12	0,20	0,10
Sauerstoff, mg/l	10,18	11,21	17,88*	8,57	16,82	11,79	7,77	9,99	5,19	3,85**	6,92	9,36	9,96
O ₂ -Sättigung, %	87,5	109,5	198	91,2	216*	144	88,8	110,4	47,8	33,0**	56,6	71,7	104,5
Sauerstoffzehrung n. 48 h, mg/l	0,88	1,27	4,69*	0,45	4,43	1,82	1,00	1,35	0,80	0,93	0,37**	1,16	1,60
Kaliumpermanganat- verbrauch, mg/l	12,60	13,74	18,69	14,69	25,60*	17,70	16,59	16,12	12,80	12,32**	12,96	14,06	15,68
Karbonhärte franz. Härtegrade	23,50*	22,50	23,50*	23,25	14,50**	16,25	16,25	17,00	21,00	21,50	22,25	22,25	20,31
Chlorid, mg/l	10,5	9,6**	10,0	9,6**	9,6**	—	9,6**	10,0	10,4	10,0	10,0	10,6*	10,0
pH-Wert	7,8	8,1	8,7*	8,45	8,7*	8,7*	8,3	8,6	7,7	7,55**	7,65	7,7	8,16
Coliforme Keime Anzahl pro ml	—	—	—	—	—	11*	8	1	0**	0**	0**	1	3
Keimzahl in Tausend pro ml	4*	0,1	0,6	1	1,3	2,1	2,5	0,7	<0,1**	0,8	1,6	2,6	1,4
Wachstum in Rohkul- turen, mg/l KMnO ₄ -V.	89	112	103	145*	69	28**	44	62	95	114	123	134	93
Dictyosphaerium- wachstum, mg/l KMnO ₄	167*	91	115	134	32	26**	60	50	112	131	156	156	103
Raphidonemawachstum mg/l KMnO ₄ -Verbr.	26	27	10**	37	17	12	20	31	35	46	50	55*	31

* Maxima ** Minima.

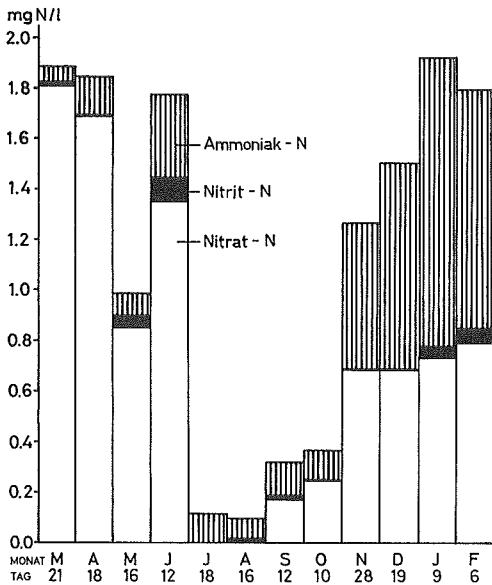


Abb. 34. Gehalt an anorganischen Stickstoffverbindungen im Seeabflusswasser.

Nitrit: Die Nitritkonzentrationen schwankten zwischen weniger als 0,005 und 0,325 mg/l NO_2^- und hatten quantitativ keine Bedeutung.

Sauerstoffgehalt: Im Abfluss wurden sowohl höhere als auch tiefere Sauerstoffgehalte als bei sämtlichen untersuchten Zuflusswässern gemessen. Am 18. Juli 1967 stieg der Sauerstoffgehalt im Abflusswasser über 200% der Sättigung. Zur Zeit der Vollzirkulation, als die Primärproduktion sehr gering war und eine Durchmischung mit dem sauerstoffarmen Tiefenwasser eintrat, sank der Sauerstoffgehalt derart ab, dass auch im Oberflächenwasser die Gefahr ausgedehnter Fischsterben bestand. Im Dezember wurde der tiefste Wert mit 33% (3,85 mg/l O_2) bestimmt.

Sauerstoffzehrung und Kaliumpermanganatverbrauch: Als Mass für die Erfassung der Planktonmenge erwiesen sich diese Analysen als nur grobe Methoden. Durchschnittlich lagen die Sauerstoffzehrungen und Kaliumpermanganatverbräuche im Sommer immerhin deutlich höher als im Winter.

Karbonathärte und pH-Wert: Das Gleichgewicht zwischen gelöstem CaCO_3 und dem leicht löslichen Bikarbonat in Abhängigkeit des CO_2 -Gehaltes wirkte sich besonders deutlich im Abflusswasser aus. Bedingt durch Assimilation und Atmung des Phytoplanktons traten im Abflusswasser erhebliche jahreszeitliche Veränderungen des pH-Wertes auf. Im Frühling konnte der Kohlenstoffbedarf noch durch gelöstes Kohlendioxyd kompensiert werden. Erst im Sommer wurden die Karbonatreserven des CaCO_3 angegriffen. Das ganze Jahr hindurch waren aber reichlich Karbonate im Abfluss vorhanden. Der niedrigste Härtegrad wurde am 2. August 1967 mit 10,75 bestimmt.

Selbst bei hohem Kohlenstoffbedarf der Primärproduzenten kam Kohlenstoff nicht als produktionshemmender Nährstoff in Frage. Nur in sehr bikarbonatarmen Gewässern, wie zum Beispiel in den von RAWSON (1960) untersuchten Seen von Nord-

Saskatschewan (Kanada), könnte Kohlenstoff produktionsbegrenzend wirken (RUTNER, 1962, S. 120).

An Tagen intensiver Assimilation traten pH-Werte bis 9,2 auf. Im Frühling 1968 wurde der hohe pH-Wert als Ursache eines Fischsterbens im Seeabfluss erkannt (THOMAS 1968).

Keimzahl und coliforme Keime: Beide Zahlen lagen stets tief und zeigten keine jahreszeitlich bedingten Schwankungen. Das Seewasser stellte für Badende keine Gefahr dar. Ausnahmen bildeten höchstens Strandzonen in der Nähe stark belasteter Zuflüsse.

Wachstum in Rohkulturen: Im Juli, August, September und Oktober waren die Produktionen im Abflusswasser in vitro am geringsten. Auch in diesen Wässern wurden aber unter Laboratoriumsbedingungen noch zusätzlich synthetische Leistungen ermöglicht, was besagt, dass in produktionsbiologischer Sicht die Mineralien im See für Syntheseleistungen nicht optimal verwertet wurden. RODHE (1948) konnte nachweisen, dass sich Primärproduzenten mit Hilfe von gespeicherten Nährstoffen (P, N, Fe) noch wochen- und monatelang lebhaft vermehren können. Diese gespeicherten Nährstoffe werden mindestens zeitweise dem Stoffkreislauf des Planktons entzogen und können in stark eutrophen Gewässern einen beträchtlichen, aber schwer abzuschätzenden Anteil ausmachen. EINSELE (1941) und HASLER und EINSELE (1948) konnten zeigen, dass Phosphor im nitratfreien Schleinsee sofort aufgenommen wurde, ohne dass gleichzeitig eine Produktionssteigerung eingetreten wäre. Erst als die Assimilation von atmosphärischem Stickstoff intensiviert wurde, setzte die Mobilisierung der Phosphate für Syntheseleistungen ein.

Überraschend hoch war der Nährstoffgehalt im Juni nach mehrtägigen, heftigen Regenfällen. Das Seewasser wurde während der Schlechtwetterperiode kräftig durchgemischt, so dass nährstoffreiches Wasser aus tieferen Schichten in den Abfluss gelangte. Im Januar, Februar und Juni war die Algenproduktion in Rohkulturen mit Abflusswasser am grössten.

Wachstum von *Dictyosphaerium*- und *Raphidonemakulturen*: *Dictyosphaerium*kulturen zeigten gleiche Tendenzen wie die Rohkulturen, allerdings mit noch ausgeprägteren Unterschieden. Die geringsten Syntheseleistungen und jahreszeitlichen Unterschiede wurden bei *Raphidonemakulturen* festgestellt.

1. Tagesprofile (Abb. 35)

Vom 2. August bis 3. August 1967 und vom 29. Februar bis 1. März 1968 wurden beim Greifenseeabfluss Tagesprofile entnommen. Der Vergleich zwischen den Analysen von Sommerwasser und Winterwasser zeigte die Abhängigkeit des Chemismus des Abflusswassers von den limnologischen Vorgängen im See. Am Abend des 2. August entlud sich ein heftiges Gewitter, das die Bäche entlang der Pfannenstielkette stark anschwellen liess, auf die Beschaffenheit des Abflusswassers aber keinen erkennbaren Einfluss ausübte.

Im Winter zeichnete sich das Abflusswasser durch geringe tageszeitliche Schwankungen der Wasserqualität aus. Mit Ausnahme des Ammoniakgehaltes wurden keine Schwankungen festgestellt. Die Nährstoffkonzentrationen lagen hoch.

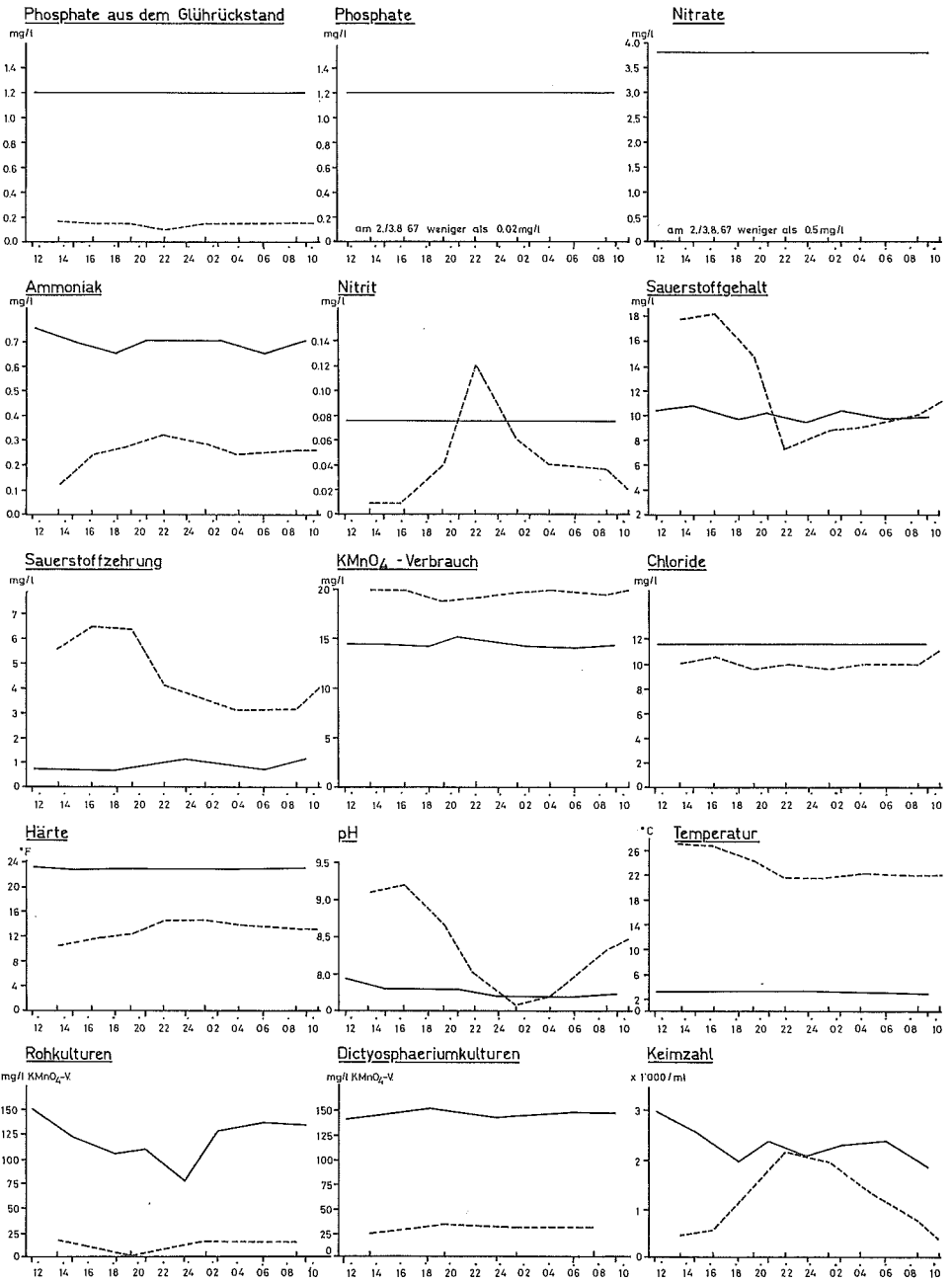


Abb. 35. Tagesprofile beim Seabfluss im Winter (ausgezogene Linie: 29.2./1.3.68) und Sommer (gestrichelte Linie: 2./3.8.67).

Im Sommer war das Wasser nährstoffarm. Phosphat- und Nitratgehalt fielen unter die Erfassungsgrenze der Analysenmethodik. Einzelne Komponenten wie Nitrit, Ammoniak, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung, pH-Wert und Härte zeigten starke tageszeitliche Schwankungen. Die Temperatur sank von 27°C auf 22°C. Die Ammoniak- und Nitritgehalte nahmen in der Nacht zu. Beide erreichten ihren Höchstwert vor Mitternacht. Der Sauerstoffgehalt des Abflusswassers zeigte den tiefsten Wert um 22 Uhr. Die Oxydierbarkeit und die organisch gebundenen Phosphate zeichneten sich nur durch geringe Schwankungen im Tagesverlauf aus. Der Planktongehalt des Abflusswassers war danach in quantitativer Hinsicht keinen wesentlichen Schwankungen unterworfen. Die Schwankungen der Sauerstoffzehrung waren eher auf das stark variable Angebot an Sauerstoff als auf verschiedene Aktivitäten der Bakterien zurückzuführen. Bei den Chloriden wurden die geringsten tageszeitlichen wie jahreszeitlichen Schwankungen gefunden.

2. Experimentell-algologischer Versuch zur Ermittlung der wachstumsbegrenzenden Nährstoffe beim Seeabfluss am 3. August 1967 (Abb. 36)

Nach VERDUIN (1952) wird ein Faktor dann als wachstumsbegrenzend bezeichnet, wenn seine Erhöhung eine höhere Wachstumsrate bewirkt. THOMAS (1953) und BRINGMANN und KÜHN (1963) beschreiben Methoden zur Erkennung der Minimumstoffe mit Algenkulturen unter Laboratoriumsbedingungen. Das zu testende Wasser wird mit Algen beimpft, und der Zuwachs bei verschiedenen Nährstoffzugaben nach festgelegten Expositionsheiten bestimmt. Dabei muss in Kauf genommen werden, dass die Primärproduzenten unter isolierten Bedingungen anders reagieren als in der Natur. Deshalb schuf THOMAS (1958) die Methodik des Plankton-Test-Lotes, eines Gerätes zum Studium des Verhaltens von Planktonorganismen im See. GÄCHTER (1968) führte mit dieser Methodik in der Horwer Bucht (Vierwaldstättersee) Versuche durch, mit denen er im Sommer in situ eindeutig Phosphor als wachstumsbegrenzenden Faktor nachweisen konnte. Zur Bestimmung der Minimumstoffe im Greifenseeabfluss wurde die Methodik der Rohkulturen unter Laboratoriumsbedingungen gewählt.

Bei den Wasserproben, die am 3. August 1967 im Greifenseeabfluss entnommen wurden, konnte mit vorher weitgehender Nährstoffverwertung gerechnet werden. Die Konzentrationen von Phosphat und Nitrat waren unter die Erfassungsgrenze der verwendeten Analysenmethodik gesunken. Diese Wässer wurden sowohl einzeln als auch in Kombination mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen versehen und nach sieben Tagen bezüglich der Produktionssteigerung geprüft. Phosphat wurde als Na_2HPO_4 , Nitrat als KNO_3 , Nitrit als NaNO_2 und Ammoniak als NH_4Cl , alle im Reinheitsgrad «für Analyse» beigegeben. Die Zugaben von Phosphat sowie von Stickstoffverbindungen bewirkten eine Erhöhung der Syntheseleistungen. Beide Nährstoffe waren als wachstumsbegrenzend zu bezeichnen. Verglichen mit den Produktionssteigerungen, die bei gleichzeitiger Zugabe beider Nährstoffe erreicht wurden, waren die Syntheseleistungen bei Zugabe eines einzigen Nährstoffes gering. Diese Versuche bestätigten die Ergebnisse von THOMAS (1953), wonach im Seewasser «ein üppiges Algenwachstum eintritt, wenn man ihm reichlich Nitrate und Phosphate zufügt; es besteht kein

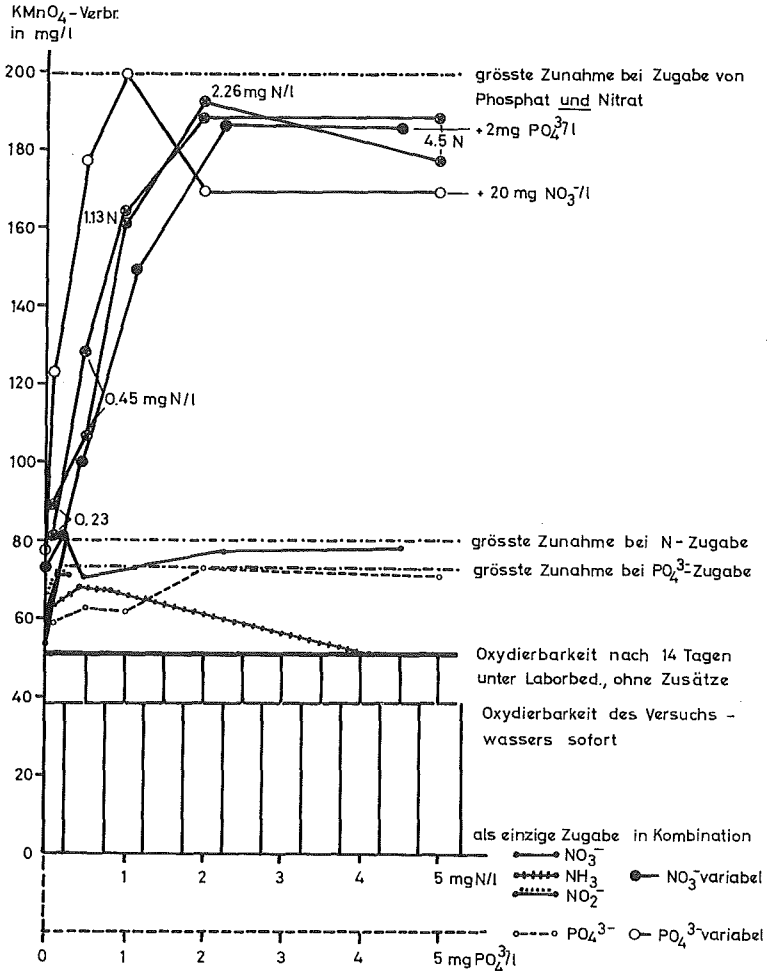


Abb. 36. Algenwachstum in Seeabflusswasser vom 3. 8. 67 in Rohkulturen, ohne, bzw. mit verschiedenen Zugaben von Phosphat und anorganischen Stickstoffverbindungen.

Grund zur Annahme, dass irgendwelche andere Stoffe als Minimumstoffe in Betracht kommen».

VI. Stoffhaushalt beim Pfäffikersee und Greifensee

Die Stoffzuflussmengen wurden durch Multiplikation der jährlichen Wassermengen der einzelnen Zuflüsse mit deren durchschnittlichen Wasserqualitäten berechnet. Die Seeabflussmengen dagegen wurden für jeden Monat separat bestimmt. Die Stoffkonzentrationen an den Probenahmetagen wurden dabei für den ganzen

Tabelle 26. Stoff-Zufluss, -Rückhalt und -Abfluss beim Pfäffikersee im Untersuchungsjahr 1967/68

	Wasser- führung		Phosphat		Gesamt- phosphat		Nitrat		Ammoniak		Nitrit	
	m ³ × 10 ⁶	%	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%
Chämtnerbach	11,28	39,7	7,1	32,6	13,2	29,6	108,3	41,2	1,5	3,5	0,7	4,1
Auslikerbach	1,82	6,4	1,5	6,8	3,9	8,6	17,0	6,6	0,5	1,2	0,3	1,8
Dorfbach Pfäffikon	7,94	27,9	2,7	12,3	5,7	12,7	49,2	18,7	1,7	4,0	0,5	2,9
Torfrietabfluss	0,74	2,6	0,0	0,0	0,1	0,2	15,2	5,8	0,3	0,7	0,0	0,0
übrige Zuflüsse	5,01	17,6	1,0	4,6	2,2	1,9	67,1	25,5	1,6	3,8	0,2	1,2
Kläranlageausfluss	1,62	5,7	9,5*	43,6*	19,7*	43,9*	5,9	2,2	36,6	86,7	15,3	90,0
Total Zufluss	28,41	100,0	21,8	100,0	44,9	100,0	262,7	100,0	42,2	100,0	17,0	100,0
Total Abfluss	28,05	98,7	10,5	48,2	13,6	30,3	48,6	17,9	4,7	11,1	1,0	5,9
Rückhalt	0,36	1,3	11,3	51,8	31,3	69,7	214,1	82,1	37,5	88,9	16,0	94,1

* Noch ohne Phosphatelimination.

	Stickstoff, anorgan.		Verhältnis von N : P		Kalium- permanganat- verbrauch		Sauerstoff- zehrung nach 48 Stunden		Karbonat- härte als CaCO ₃ ber.	
	t	%	P, gelöst	P, aus Asche	t	%	t	%	t	%
	Chämtnerbach	25,9	26,0	11,3 : 1	6,0 : 1	141,0	23,8	15,8	49,7	2 989
Auslikerbach	4,3	4,3	8,6 : 1	3,6 : 1	24,1	4,1	1,8	5,7	566	7,3
Dorfbach Pfäffikon	12,7	12,8	14,3 : 1	6,7 : 1	86,5	14,6	9,5	29,9	2 143	27,5
Torfrietabfluss	4,1	4,1	∞ : 1	∞ : 1	39,2	6,6	0,4	1,3	193	2,5
übrige Zuflüsse	16,6	16,7	50 : 1	23 : 1	159,8	27,0	4,3	13,5	1 330	17,1
Kläranlageausfluss	36,0	36,1	11,6 : 1	5,6 : 1	141,2	23,8	—	—	561	7,2
Total Zufluss	99,6	100,0	14,0 : 1	6,8 : 1	591,8	100,0	31,8	100,0	7 782	100,0
Total Abfluss	15,2	15,3	4,4 : 1	3,4 : 1	428,8	72,4	47,4	149	4 925	63,3
Rückhalt	84,4	84,7	22,8 : 1	8,5 : 1	163,0	27,6	—	—	2 857	36,7

Tabelle 27. Stoff-Zufluss, -Rückhalt und -Abfluss beim Greifensee im Untersuchungsjahr 1967/68

	Wasser- führung		Phosphat		Gesamt- phosphat		Nitrat		Ammoniak		Nitrit		Stickstoff, anorgan.	
	m ³ × 10 ⁶	%	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%
Rorbach	1,1	1,00	1,68	1,09	2,15	1,15	18,5	1,42	0,22	0,21	0,099	0,34	4,3	1,1
Unterwisbach	0,2	0,18	0,01	0,01	0,02	0,01	2,8	0,21	0,01	0,01	0,004	0,01	0,6	0,2
Murholzbach	0,1	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,6	0,05	0,00	0,00	0,002	0,00	0,1	0,0
Aschbach	0,6	0,55	0,01	0,01	0,04	0,02	5,9	0,45	0,04	0,03	0,012	0,04	1,3	0,3
Rausenbach	0,4	0,36	0,03	0,02	0,04	0,02	5,6	0,43	0,02	0,02	0,008	0,03	1,3	0,3
Maurer Dorfbach	1,6	1,46	2,75	1,79	3,18	1,69	24,3	1,86	0,32	0,31	0,224	0,77	5,9	1,5
Chilenbach	0,5	0,46	1,44	0,93	2,10	1,12	7,0	0,54	1,55	1,50	0,340	1,17	3,5	0,9
Islenbach	0,8	0,73	0,22	0,14	0,29	0,15	10,1	0,77	0,04	0,04	0,016	0,06	2,2	0,6
Schulhausbach	0,3	0,27	0,02	0,01	0,03	0,02	3,5	0,26	0,02	0,02	0,006	0,02	0,8	0,2
Uessiker Dorfbach	1,3	1,18	0,52	0,26	0,73	0,39	15,3	1,17	0,29	0,28	0,078	0,27	3,7	1,0
Letzibach	0,3	0,27	0,08	0,05	0,12	0,06	3,2	0,25	0,02	0,01	0,006	0,02	0,7	0,2
Rällikerbach	0,5	0,46	0,74	0,48	0,77	0,41	6,5	0,50	0,05	0,05	0,030	0,10	1,4	0,4
Seewisenabfluss	0,3	0,27	0,03	0,02	0,04	0,02	3,3	0,25	0,05	0,05	0,006	0,02	0,7	0,2
Mönchaltorfer Aa	30,5	27,78	54,29	35,25	67,71	36,08	488,0	37,44	10,07	9,76	5,490	18,89	120,5	30,9
Aawisenbach	0,4	0,36	0,02	0,01	0,03	0,02	4,4	0,34	0,04	0,03	0,008	0,03	1,0	0,3
Tüfenbach	4,8	4,37	2,06	1,34	2,78	1,48	77,0	5,91	1,25	1,21	0,576	1,98	18,5	4,8
Aabach Uster	50,6	46,08	78,94	51,25	86,02	45,84	470,1	36,07	30,36	29,44	18,722	64,43	136,7	35,2
Kläranl.-Ausfl. Uster	5,8	5,28	8,24	5,35	17,28	9,21	1,7	0,38	56,14	54,45	1,739	5,98	47,1	12,1
Jungholzbach	0,1	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,9	0,07	0,01	0,01	0,002	0,00	0,2	0,0
Dorfbach Greifensee	5,0	4,55	2,85	1,85	4,10	2,18	109,5	8,40	2,35	2,28	1,600	5,51	27,2	7,0
übrige Zuflüsse	4,6	4,19	0,09	0,06	0,28	0,12	44,9	3,45	0,27	0,27	0,092	0,32	10,3	2,7
Total Zufluss	109,8	100,00	154,02	100,00	187,71	100,00	1303,3	100,00	103,11	100,00	29,060	100,00	388,1	100,0
Total Abfluss	109,1	99,4	79,01	51,3	88,92	47,4	405,3	31,1	50,40	42,9	12,07	41,6	136,8	35,2
Rückhalt	0,7	0,6	75,01	48,7	98,79	52,6	898,0	68,9	52,71	51,1	16,99	58,4	251,3	64,8

	Verhältnis von N : P		Kalium- permanganat- verbrauch		Sauerstoff- zehrung nach 48 Stunden		Karbonat- härte als CaCO ₃ ber.		Chlorid		Eisen	
	P gelöst	P aus Asche	t	%	t	%	t	%	t	%	t	%
Rorbach	7,8 : 1	6,1 : 1	12,3	0,71	0,70	0,51	346	1,12	13,5	0,94	0,0	0,0
Unterwisbach	184 : 1	92 : 1	1,9	0,11	0,10	0,07	53	0,17	0,7	0,05	0,0	0,0
Murholzbach	∞ : 1	∞ : 1	0,7	0,04	0,03	0,02	26	0,08	0,4	0,03	0,0	0,0
Aschbach	400 : 1	100 : 1	5,6	0,32	0,30	0,22	147	0,48	4,4	0,30	0,0	0,0
Rausenbach	133 : 1	100 : 1	3,1	0,18	0,44	0,32	106	0,35	3,2	0,22	0,0	0,0
Maurer Dorfbach	6,6 : 1	5,7 : 1	18,9	1,09	1,65	1,18	468	1,53	27,9	1,92	0,0	0,0
Chilenbach	7,4 : 1	5,1 : 1	7,4	0,43	1,23	0,88	169	0,55	7,9	0,54	0,0	0,0
Islenbach	32 : 1	24 : 1	7,6	0,44	0,45	0,32	236	0,77	7,0	0,48	0,0	0,0
Schulhausbach	122 : 1	82 : 1	2,6	0,15	0,13	0,09	77	0,25	1,8	0,12	0,0	0,0
Uessiker Dorfbach	22 : 1	16 : 1	14,7	0,85	1,30	0,93	376	1,03	7,0	0,48	0,0	0,0
Letzibach	27 : 1	18 : 1	2,7	0,16	0,19	0,14	88	0,29	2,1	0,14	0,0	0,0
Rällikerbach	5,8 : 1	5,6 : 1	4,9	0,28	0,31	0,22	163	0,53	6,0	0,41	0,0	0,0
Seewisenabfluss	72 : 1	54 : 1	5,8	0,33	0,09	0,06	107	0,35	3,3	0,23	0,6	3,0
Mönchaltorfer Aa	6,8 : 1	5,5 : 1	452,0	26,04	35,38	25,40	10 141	33,08	339,8	23,42	2,4	11,9
Aawisenbach	153 : 1	102 : 1	4,3	0,25	0,22	0,16	148	0,48	3,9	0,27	0,1	0,5
Tüfenbach	28 : 1	20 : 1	91,4	5,26	10,37	7,44	1 571	5,12	45,9	3,16	0,7	3,5
Aabach Uster	5,3 : 1	4,9 : 1	806,1	46,43	76,91	55,22	11 795	38,47	626,4	43,17	2,0	10,0
Kläranlageausfl. Uster	18 : 1	8,4 : 1	174,0	10,02	—	—	2 030	6,62	261,0	17,99	14,0	69,5
Jungholzbach	∞ : 1	∞ : 1	1,3	0,07	0,03	0,02	27	0,09	0,4	0,03	0,0	0,0
Dorfbach Greifensee	29 : 1	20 : 1	76,1	4,38	7,15	5,13	1 521	4,96	54,8	3,78	0,3	1,5
übrige Zuflüsse	350 : 1	113 : 1	42,6	2,45	2,3	1,65	1 124	3,67	33,4	2,30	0,0	0,0
Total Zufluss	7,7 : 1	6,3 : 1	1 736,0	100,00	139,29	100,00	30 659	100,00	1 451,0	100,00	20,1	100,0
Total Abfluss	5,2 : 1	4,7 : 1	1 724,8	99,4	172,82	124,00	22 441	73,2	1 088,5	75,00	<0,2	0
Rückhalt	10,2 : 1	7,8 : 1	11,2	0,6	—	—	8 218	26,8	362,5	25,00	20,1	100,0

Monat als konstant angenommen. Dadurch konnten die jahreszeitlichen Schwankungen des Stoffabflusses besser berücksichtigt werden. Der Stoffrückhalt liess sich aus der Differenz zwischen Zu- und Abflussmengen berechnen.

A. Pfäffikersee

(Tab. 26)

Stoffzufuhr: Mit den fünf untersuchten Zuflüssen des Pfäffikersees wurden 82,4% der gesamten Zuflusswässer erfasst. Für die restlichen Zuflüsse wurden unter Berücksichtigung der Eigenart ihrer Einzugsgebiete die arithmetischen Mittel der Wasserchemismen des Torfrietabflusses und des Dorfbaches Pfäffikon angenommen. Für die Berechnung des Stoffabganges aus der Kläranlage Pfäffikon wurden bei den Phosphaten und anorganischen Stickstoffverbindungen die Zahlen der eigenen Tagesprofiluntersuchung ausgewertet. Die übrigen Stoffzufuhren wurden aufgrund der monatlichen Analysen berechnet. Nur 5,6% der gesamten Zuflusswassermenge dieses Sees floss durch die Kläranlage Pfäffikon, der 56% der Bevölkerung im Einzugsgebiet des Pfäffikersees angeschlossen waren. Die Nährstoffkonzentrationen in diesem Zufluss waren sehr hoch. 43,6% der Gesamtphosphate, 43,4% der Phosphate und 35,5% der anorganischen Stickstoffverbindungen gelangten über die Kläranlage in den See. Ähnliche prozentuale Anteile hatte THOMAS (1955) schon für das Jahr 1951 berechnet. Die damaligen Anteile waren: Gesamtphosphat 35,9%, Phosphat 40,3% und Stickstoffverbindungen 23,2%. Mit 23% war der Anteil oxydierbarer Verbindungen etwas tiefer. Die Karbonathärte war nur wenig höher als bei den übrigen Zuflüssen.

Stoffrückhalt: Der grösste Rückhalt fand bei den Stickstoffverbindungen statt (84,4%). Sehr gross war auch der Rückhalt der Gesamtphosphate (69,7%) und Phosphate (51,8%). Der Rückhalt an Karbonaten betrug 36,7%. Ein Vergleich zwischen Zu- und Abflussmengen hinsichtlich Kaliumpermanganatverbrauch oder Sauerstoffzehrung ist insofern unbefriedigend, als es sich in den Zu- und Abflusswässern um verschiedene Qualitäten von organischen Stoffen handelt. Im See werden einerseits die zugeführten organischen Verbindungen weiter abgebaut, andererseits neue Verbindungen durch die Primärproduzenten synthetisiert.

B. Greifensee

(Tab. 27)

Stoffzufuhr: Mit den monatlichen Wasseranalysen wurden 95,8% der Greifenseezuflusswässer charakterisiert. Für die übrigen Zuflüsse wurde die Wasserqualität des Aschbaches angenommen. Die Stoffzufuhr über die Kläranlage Uster wurde aus den Mittelwerten der beiden Tagesprofiluntersuchungen beim Abfluss der Kläranlage berechnet. 5,3% des Greifenseezuflusswassers floss durch die Kläranlage Uster. Nur 9,2% der Gesamtphosphate und 5,35% der Phosphate gelangten über diese Anlage, die mit Phosphatfällung betrieben wurde, in den See. Die mittlere Phosphatkonzentration im Kläranlageabfluss lag somit gleich hoch wie in den übrigen Zuflüssen. Dage-

gen war der Stickstoffanteil am Gesamtzufluss wesentlich höher (12%). Die höchsten prozentualen Anteile hatten Eisen (69,6%) und Chlorid (18,0%).

Stoffrückhalt: Im Greifensee wurden 64,8% der zugeführten anorganischen Stickstoffverbindungen zurückgehalten. Gesamtphosphate blieben zu 52,6% und Phosphate zu 48,7% zurück. Die Karbonathärte nahm um 26,8%, Chlorid um 25,0% ab. Eisen wurde fast hundertprozentig zurückgehalten. Der Kaliumpermanganatverbrauch war im Abfluss gleich hoch wie im Zufluss, die Sauerstoffzehrung nahm im See sogar zu.

C. Der Stoffrückhalt beider Seen im Sommer, im Winter und in den Übergangsmonaten (Abb. 37)

Um die Ursachen des Rückhaltes besser zu erkennen, wurden die Differenzen zwischen Zu- und Abfluss für folgende Monate getrennt berechnet:

Wintermonate (Dezember, Januar, Februar, März): Die Primärproduktion war stark reduziert und die Wasserschichtung wenig ausgeprägt, so dass eine gute Durchmischung des Oberflächenwassers mit dem Tiefenwasser eintrat.

Sommermonate (Juli, August, September, Oktober): Epilimnion und Hypolimnion waren klar getrennt. Hochwässer hatten nur geringen Einfluss auf die Wasserqualität im Seeabfluss. Die Zuflusswässer schichteten sich in das tiefere Epilimnion ein. Die Primärproduktion erfuhr maximale Entfaltung und entzog dem Oberflächenwasser die meisten Nährstoffe.

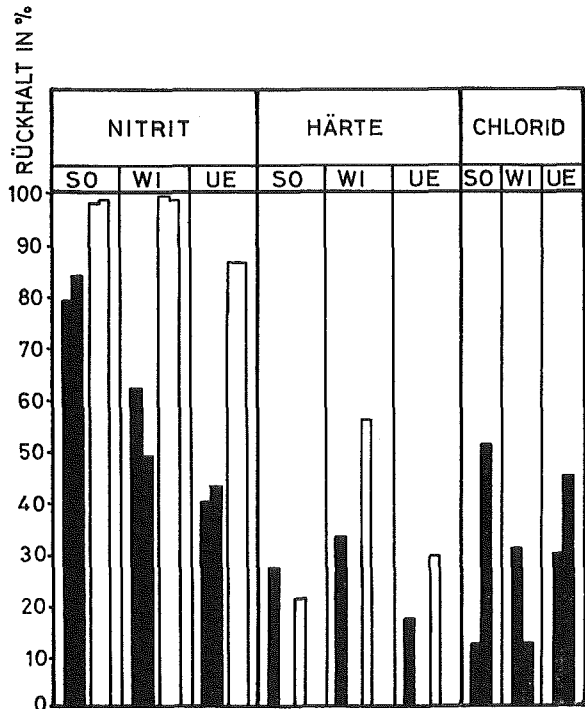
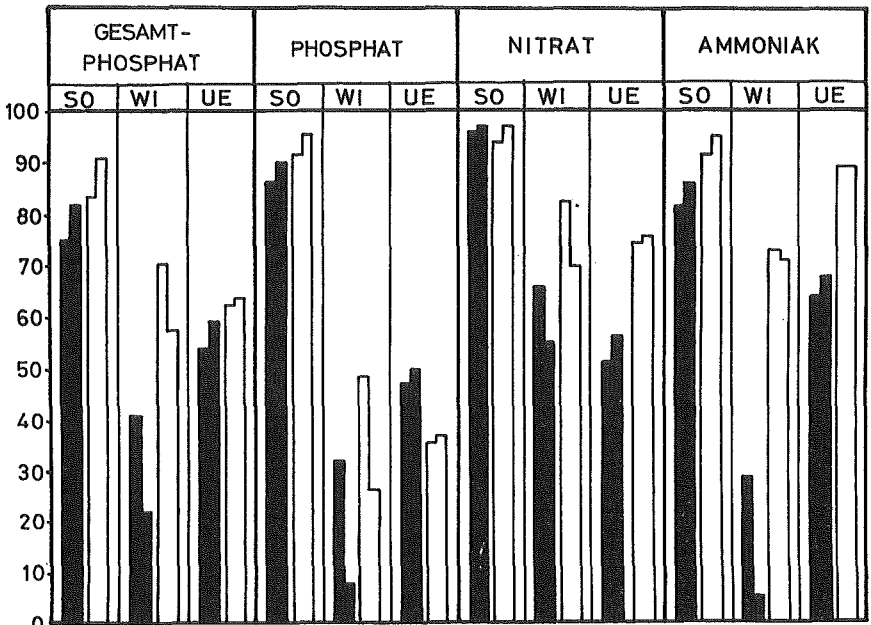
Übergangsmonate (April, Mai, Juni, November): Die Schichtbildungen waren wenig ausgeprägt. Kräftige Algenblüten waren möglich, wenn auch noch stark von Witterungsschwankungen abhängig. Regenfälle ermöglichten eine Veränderung der Wasserqualität im Abfluss infolge von Teilzirkulationen im See. Die Übergangszeit im Frühling dauerte länger als jene im Herbst.

Die Nährstoffzufuhr innerhalb der genannten Zeitabschnitte wurde bei Abbildung 37 nach zwei verschiedenen Annahmen berechnet:

1. Die Zuflussmenge der untersuchten Stoffe verläuft proportional zur Wasserführung.
2. Die Zuflussmenge der untersuchten Stoffe ist unabhängig von der Wasserführung und somit konstant.

Die Abflussmengen wurden wie bei den jährlichen Zuflüssen je gleich berücksichtigt. Alle Rückhalte, die im Sommer zunahmen, wurden direkt oder indirekt durch die Primärproduktion beeinflusst. Es waren dies in erster Linie die spezifischen Algen-nährstoffe:

Phosphat: Im Untersuchungsjahr wurden 49% der total zugeflossenen Phosphate im See zurückgehalten. Im Sommer war der Rückhalt mit annähernd 90% am grössten. Für den Phosphatrückhalt war es von entscheidender Bedeutung, dass die sedimentierten Anteile grösstenteils im Sedimentschlamm zurückgehalten wurden.



Rückh., wenn Zufluss prop. Wasserführung
 Rückhalt, wenn Zufluss konstant

do. do.

GREIFEN SEE PFÄFF. SEE

Abb. 37. Prozentuale, saisonbedingte Stoff-Rückhalte beim Pfäffikersee und Greifensee.

SO = Sommermonate (Juli bis Oktober)
 WI = Wintermonate (Dezember bis März)
 UE = Übergangsmonate

Selbst gegen Ende des Winters, nachdem während mehreren Monaten bei geringster Primärproduktion volle Durchmischung des Seewassers stattgefunden hatte, lag die Phosphatkonzentration im Abflusswasser nicht höher als in den Zuflusswässern. Der mittlere Rückhalt an Gesamtphosphaten war nur im Sommer niedriger als bei den Phosphaten.

Anorganische Stickstoffverbindungen: Im Sommer wurden die Stickstoffverbindungen am stärksten zurückgehalten. Aber auch im Winter war der Stickstoffrückhalt bedeutend. In dieser Zeitperiode waren direkte Sedimentation oder Aufnahme durch Primärproduzenten in solchem Ausmasse unmöglich. Der Rückhalt konnte nur auf denitrifizierende Vorgänge im See zurückgeführt werden, welche auch bei winterlichen Bedingungen sehr aktiv sein mussten.

Im Pfäffikersee wurden die Stickstoffverbindungen noch gründlicher zurückgehalten als im Greifensee (84,7% gegenüber 64,8%), obwohl letzterem höhere Stickstoffkonzentrationen zufflossen.

Bei der Härte und den Chloriden waren die Unterschiede des Rückhaltes sowohl im Sommer als auch im Winter klein.

D. Der Einfluss des Pfäffikersees auf den Nährstoffhaushalt des Greifensees

Während die aus dem Pfäffikersee abfliessenden Wassermengen 26% des gesamten Greifenseezuflusses ausmachten, stammten nur 8% der zufließenden Phosphate und 4,4% der anorganischen Stickstoffverbindungen aus dem Pfäffikersee. Während im Sommer nur geringe Nährstoffmengen abflossen, war der Nährstoffgehalt des Pfäffikerseeabflusses im Winter höher, so dass diese Nährstoffe im Frühling stimulierende Wirkungen auf die Produktion im Greifensee hatten. Gleichzeitig war im Frühling der Pfäffikerseeabfluss planktonreich. Der Greifensee wurde also schon bei Beginn der Vegetationszeit reichlich mit Planktonalgen «geimpft».

Von dem in den Greifensee mündenden Aabachwasser kamen im Untersuchungsjahr 57% aus dem Pfäffikersee. Der Nährstoffanteil des Pfäffikerseewassers war aber so gering, dass bei der Mündung die dadurch bedingten jahreszeitlichen Schwankungen der Nährstoffzuruhr nicht mehr erkannt werden konnten. Durchschnittlich stammten nur 17% der Gesamtphosphate, 15% der Phosphate und 12% der anorganischen Stickstoffverbindungen des Aabaches (ohne Abwasser von Uster) aus dem Pfäffikersee. Höher lagen die prozentualen Anteile bei der Sauerstoffzehrung (60%), dem Kaliumpermanganatverbrauch (55%) und der Karbonathärte (43%).

E. Vergleich der Verhältnisse von 1967/68 mit 1951

(Tab. 28)

THOMAS (1955) hatte die Nährstoffzufuhr zum Greifensee und Pfäffikersee aufgrund von Zu- und Abflussuntersuchungen im Jahre 1951 berechnet. Die damaligen Totalzuflüsse sind in Tabelle 28 mit den Zuflüssen von 1967/68 verglichen. Seit 1951 ist bei beiden Seen eine wesentliche Erhöhung der Nährstoffzufuhr eingetreten. Die grössten Zunahmen ergaben sich bei den Phosphaten, wo bei den Greifenseezuflüssen

eine 5,6fache, bei den Pfäffikerseezuflüssen eine 3,5fache Konzentrationszunahme festgestellt wurde. Die Bevölkerungszahl stieg in dieser Zeit im Einzugsgebiet des Greifensees um 91%, im Einzugsgebiet des Pfäffikersees um 30%. Der Phosphatanstieg in den Zuflüssen verlief somit nicht parallel zur Bevölkerungszunahme, sondern zeigte eine bedeutend stärker ansteigende Tendenz.

Vergleicht man die Phosphatgehalte von 1951 mit jenen von 1967/68 im Hinblick auf die Einwohnerdichte, so kann auf eindruckliche Weise gezeigt werden, dass heute pro Einwohner mit einer viel stärkeren Phosphatbelastung zu rechnen ist. 1967/68 bewirkten Abwässer einer Einwohnerdichte von 310 E/km² eine mittlere Phosphatbelastung der Gewässer von 1,78 mg/l PO₄³⁻. Nach Abbildung 15 wäre bei dieser Einwohnerdichte mit 1,72 mg/l PO₄³⁻ zu rechnen. 1951 betrug die Einwohnerdichte (inkl. Uster) 275 E/km²; die mittlere Wasserqualität kann für damals aufgrund der Angaben von THOMAS mit 0,34 mg/l PO₄³⁻ (abzüglich Pfäffikerseeabfluss) berechnet werden. 1967/69 müsste bei dieser Einwohnerzahl mit einer Konzentration von 1,54 mg/l PO₄³⁻ gerechnet werden. Die grosse Differenz kann nur durch eine inzwischen sehr viel grösser gewordene Phosphatquelle erklärt werden, die im vermehrten Verbrauch phosphorhaltiger Produkte (Waschmittel) zu suchen ist. Die bisher erstellten mechanisch-biologischen Klärsysteme (ohne Phosphatfällung) haben diese Entwicklung nicht rechtzeitig aufhalten können und dürften die Tendenz der Phosphorüberdüngung sogar noch begünstigt haben. Wo die Abwässer noch in geschlossenen Jauche- oder Hausklärgruben zurückgehalten und anschliessend landwirtschaftlich verwertet werden, ist dieser Zuwachs weniger belastend. Auf diese Weise könnte der geringere Phosphatzuwachs beim Pfäffikersee interpretiert werden, wo erst 56% der Bevölkerung an Kläranlagen angeschlossen waren.

Die Phosphatdüngung aus der Luft wurde im Rahmen des Bodensee-Projektes der Deutschen Forschungsgemeinschaft (KNORR 1969) für den Bodensee angegeben; die Belastung konnte aufgrund jener Untersuchungen auf 0,14 g PO₄³⁻/m² Seeoberfläche und Jahr berechnet werden. Im Vergleich zu den Phosphatdüngungen durch die Zuflüsse zum Pfäffikersee und Greifensee waren diese Mengen sehr klein (vgl. Tab. 28).

Anders lagen die Verhältnisse bei den anorganischen Stickstoffverbindungen, deren Konzentrationszuwachs beim Greifensee sehr gut mit der in Abbildung 18 erhaltenen Beziehung zwischen Bevölkerungsdichte und Stickstoffkonzentration übereinstimmte. Bei einer Einwohnerdichte von 275 E/km² konnte aufgrund der Angaben von THOMAS eine mittlere Stickstoffkonzentration von 4,0 mg N/l gegenüber 3,7 mg N/l in Abbildung 18 berechnet werden. 1967/68 war bei einer Bevölkerungsdichte von 470 E/km² ein anorganischer Stickstoffgehalt von 4,6 mg N/l gefunden worden (in Abbildung 18 ebenfalls 4,6 mg/l). Dies bedeutet, dass die erhöhte Stickstoffzufuhr in erster Linie durch die menschlichen Abgänge verursacht wurde. Weniger eindeutig waren die Verhältnisse beim Pfäffikersee, wo auch die Bodenauswaschungen bedeutend zugenommen hatten.

Während 1951 die Nährstoffbelastungen der beiden Seen noch annähernd gleich hoch waren (beim Pfäffikersee war die Phosphatbelastung etwas höher, der Stickstoffzufluss dagegen niedriger), erhält der Greifensee heute eindeutig mehr Nährstoffe als der Pfäffikersee. Beide Seen sind aber stärker eutrophiert als bei den früheren Untersuchungen.

Tabelle 28. Phosphor- und Stickstoffzuflüsse zum Pfäffikersee und Greifensee in den Jahren 1951 und 1967/68

	Gesamtphosphate			Phosphate			Anorg. Stickstoffverbindungen		
	Zufluss in t/Jahr	Jahres- mittel mg/l	Jährlicher Zufluss in g/m ² See- oberfläche	Zufluss in t/Jahr	Jahres- mittel mg/l	Jährlicher Zufluss in g/m ² See- oberfläche	Zufluss in t/Jahr	Jahres- mittel mg/l	Jährlicher Zufluss in g/m ² See- oberfläche
<i>Pfäffikersee</i>									
1951	13,8	0,60	4,18	6,2	0,27	1,89	48,4	2,1	14,69
1967/68	44,9	1,54	13,6	21,8	0,75	6,7	99,6	3,43	30,0
<i>Greifensee</i>									
1951	41,0	0,46	4,79	21,8	0,25	2,54	265,9	3,00	31,06
1967/68	187,7	1,71	21,8	154,0	1,40	17,9	388,1	3,54	45,1

Zusammenfassung

Monatliche Untersuchungen der Zu- und Abflüsse der beiden stark eutrophierten Seen während eines Jahres (1967/68) bezweckten, die mittlere Zufuhr der Nährstoffe nach Herkunft und Menge zu erfassen sowie deren Rückhalte im See zu bestimmen. Die Wasseranalysen umfassten beim Pfäffikersee folgendes Programm: Temperatur, pH-Wert, Gesamtposphat, Phosphat, Nitrat, Ammoniak, Nitrit, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden, Kaliumpermanganatverbrauch und Karbonathärte. Bei den Greifenseezuflüssen und dem Abfluss wurden zusätzlich die Chlorid- und Eisengehalte sowie die Keimzahl und die coliformen Keime bestimmt.

In der Arbeit sind Analysenergebnisse von 60 Wasseruntersuchungen bei den Pfäffikerseezuflüssen und 240 bei den Greifenseezuflüssen in Tabellen wiedergegeben. Ferner sind die Mittelwerte und Extremwerte von 156 Untersuchungen der beiden grössten Zuflüsse des Greifensees, des Aabaches Uster und der Mönchaltorfer Aa, aufgeführt. Mit den fünf untersuchten Zuflüssen des Pfäffikersees wurden 82,4% der Zuflusswässer charakterisiert, mit den 20 Zuflüssen des Greifensees 95,8%.

Algentiterversuche unter Laboratoriumsbedingungen mit Rohkulturen bei allen Greifenseezuflüssen und dem Abfluss sowie mit Reinkulturen von *Dictyosphaerium* und *Raphidonema* bei 10 Zuflüssen und dem Abfluss erwiesen sich als geeignete Testverfahren zur Beurteilung der Algennährstoffe in den Wässern.

Hochwasseruntersuchungen verfolgten die Wasserqualitäten unter extremen Bedingungen, und Tagesprofiluntersuchungen wurden bei drei Zuflüssen und dem Greifenseeabfluss durchgeführt. Zur Bestimmung der Nährstoffabgaben der Kläranlagen wurden deren Abflüsse je zwei Tagesprofiluntersuchungen unterzogen.

Die wichtigsten Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

1. Die für die Eutrophierung dieser Seen bedeutendsten Nährstoffe Stickstoff (grösstenteils als Nitrat zugeführt) und Phosphor (grösstenteils als Phosphat zugeführt) flossen beiden Seen in hohen Konzentrationen zu. Im Untersuchungsjahr betrug der Zufluss zum Pfäffikersee $6,7 \text{ g PO}_4^{3-}$ pro m^2 Seeoberfläche oder $0,39 \text{ g/m}^3$ Seeinhalt sowie $30,5 \text{ g/m}^2 \text{ N}$ (nur anorganisch gebundener Stickstoff) oder $1,77 \text{ g/m}^3$. Beim Greifensee war der Zufluss mit $17,9 \text{ g/m}^2 \text{ PO}_4^{3-}$ oder $0,99 \text{ g/m}^3$ sowie $45,1 \text{ g/m}^2 \text{ N}$ oder $2,50 \text{ g/m}^3$ noch bedeutend höher.

2. Bei Normalwasserführungen wurden die Abwässer bei Einwohnerdichten von 270 E/km^2 im Einzugsgebiet der Pfäffikersees und 430 E/km^2 im Einzugsgebiet des Greifensees als absolut dominierende Phosphorquellen erkannt. Waldbäche enthielten mit stets weniger als $0,02 \text{ mg PO}_4^{3-}$ die niedrigsten Phosphatkonzentrationen, und auch intensiv bewirtschaftetes Kulturland gab bei Normalwasserführung weniger als $0,02 \text{ mg/l PO}_4^{3-}$ ab, sofern nicht bei unsachgemässer Düngung die Nährstoffe oberirdisch in den Vorfluter abflossen. In besiedelten Gebieten verlief die Phosphatkonzentration im Bachwasser parallel der Einwohnerdichte und somit der Abwasserbelastung. Mechanisch-biologisch reinigende Kläranlagen bewirkten für Bachwässer keine Verminderung der Phosphatkonzentrationen. Nur bei Einführung der Phosphatfällung wurde der Phosphatabfluss entscheidend herabgesetzt.

3. Im Verlaufe von Hochwässern wurden zusammen mit den Erdbatragungen grosse

Phosphatmengen in den See geschwemmt. Diese Phosphate setzten sich in Fünf-Liter-Flaschen schon innerhalb einer Stunde grösstenteils mit den Sedimentpartikeln ab. Die im überstehenden Wasser verbliebenen Phosphatkonzentrationen lagen bedeutend tiefer als die durchschnittlichen Konzentrationen in den Zuflusswässern beider Seen.

4. Der Phosphorzufuss hatte seit 1951 beim Pfäffikersee 3,5fach zugenommen, beim Greifensee 5,6fach. Die Bevölkerung stieg in dieser Zeit im Einzugsgebiet des Pfäffikersees um 30%, im Einzugsgebiet des Greifensees um 91% an. Es war somit 1967/68 mit einer bedeutend stärkeren Belastung der Gewässer pro Einwohner zu rechnen. Die starke Zunahme konnte nur durch vermehrten Verbrauch phosphathaltiger Produkte in Haushalt und Industrie erklärt werden.

5. Die grössten Stickstoffquellen stellten die Bodenauswaschungen dar. Aus Waldboden waren die Nitratauswaschungen mit durchschnittlich 7 mg/l NO_3^- am geringsten. Moorböden und Kulturland gaben mit durchschnittlich über 10 mg/l NO_3^- bedeutend mehr Nitrate ab. Die Konzentrationen der Nitratauswaschungen waren von der Wasserführung wenig beeinflusst. Selbst bei Hochwasser konnte nur ein geringer Rückgang der Nitratkonzentration im Bachwasser festgestellt werden.

6. Die hohen Stickstoffgehalte der Abwässer stellten eine zusätzliche, starke Belastung der Bäche dar und bewirkten bei geringen Wasserführungen merkliche Erhöhungen der Stickstoffkonzentrationen in den Bachwässern.

7. Die Zunahme des Stickstoffzuffusses seit 1951 stimmte gut mit der in der Arbeit empirisch ermittelten Beziehung zwischen Stickstoffkonzentration und Einwohnerdichte im Einzugsgebiet überein.

8. Allgemeingültige Angaben über prozentuale Anteile der aus Boden oder Abwässern stammenden Nährstoffe konnten weder für die Phosphate noch für die Nitrate gemacht werden, da beide Anteile je nach Wasserführung sehr variierten.

9. Algen konnten sich in Kulturversuchen mit Waldbachwässern unter Laboratoriumsbedingungen infolge Nährstoffmangels nicht vermehren. Ebenso wurde in Bachwässern aus Kulturland mit hohen Nitratgehalten aber geringer Phosphatbelastung keine oder nur sehr geringe Vermehrung beobachtet. Kräftige Vermehrungen setzten erst in Bachwässern ein, die mit Abwässern belastet waren.

10. Die Zuflusswässer waren meistens sauerstoffgesättigt und enthielten nur geringe Mengen sauerstoffzehrender Substanzen, so dass die tiefen Sauerstoffgehalte im See nur durch sekundäre Sauerstoffzehrunen erklärt werden können, also durch den Abbau der im See synthetisierten organischen Stoffe und deren Umwandlungsprodukte.

11. Neben den Phosphatkonzentrationen hatten sich auch die Chloridkonzentrationen als zuverlässige Indikatoren zur Ermittlung der Abwasserbelastung erwiesen. Aus Kulturland wurden durchschnittlich 7 mg/l Cl^- abgegeben. Je 100 Einwohner pro Quadratkilometer bewirkten eine durchschnittliche Erhöhung des Chloridgehaltes im Bachwasser um 1,5 mg/l Cl^- .

12. Tagesprofiluntersuchungen zeigten, dass die täglichen Schwankungen des Nährstoffzuffusses bei kleinen, stark belasteten Zuflüssen erheblich sein können, bei den grössten beiden Zuflüssen aber unbedeutend waren.

13. Der Nährstoffgehalt der Seeabflusswässer war nicht plötzlichen, sondern jahres-

zeitlich bedingten Schwankungen unterworfen. Plötzliche Schwankungen könnten im Sommer nach Stürmen vorkommen.

14. Die höchsten Nährstoffrückhalte der zwei Seen traten im Sommer auf, wobei sowohl Nitrate als auch Phosphate im Seeabfluss zeitweise unter die Erfassungsgrenzen der Analysenmethodik sanken. Bei beiden Seen war im Untersuchungsjahr der Rückhalt bei den Stickstoffverbindungen grösser als bei den Phosphaten, beim Pfäffikersee 85% N und 52% Phosphat und beim Greifensee 65% N und 49% Phosphat. Die Rückhalte von Stickstoff konnten namentlich im Winter nicht allein durch Assimilation der Primärproduzenten erklärt werden, da zur selben Zeit die Phosphate nur geringfügig zurückgehalten wurden. Die wirkliche Bedeutung denitrifizierender Reaktionen konnte jedoch nicht erfasst werden, da im See auch die umgekehrten Vorgänge, die Fixierung gasförmigen Stickstoffes durch Blaualgen und Bakterien, möglich sind.

Summary

The purpose of this investigation was to study the amounts of important nutrients flowing into the Lakes of Pfäffikon and Greifensee. All inflows of the two eutrophic lakes were studied during a period of one year (1967/68) in order to determine the sources and amounts of nutritive substances entering into these lakes. Studies on the outflows of these lakes were conducted at the same time to compare these waters with the inflows.

Determinations were made of the amounts of phosphate, nitrate, ammonia, nitrite, dissolved oxygen content, biochemical oxygen demand (B.O.D.₂), potassium permanganate consumption and hardness. Further, the samples collected from the inflows and outflows of the Lake of Greifensee were also examined for chloride, ferric, standard plate count of bacteria at 20°C and coliform bacteria at 37°C.

This thesis presents the results of 60 samples from the five major inflows of the Lake of Pfäffikon, representing 82% of the total water inflow, and 240 samples collected from 20 different inflows of the Lake of Greifensee, representing 95.8% of the total influx. In addition, the averages and extremes of 156 samples, collected from the two biggest inflows of the Lake of Greifensee, are illustrated in the thesis.

"Biomass tests" with raw cultures of all samples collected from the inflows and outflows of the Lake of Greifensee and tests with pure cultures of *Dictyosphaerium* and *Raphidonema* from ten inflows and the outflows of the Lake of Greifensee were regularly carried out in laboratory.

Special studies were conducted during high water flow in order to explore the nutrient inflows under extreme conditions. Diurnal variation studies were made on three inflows and the outflow of the Lake of Greifensee during summer and winter periods.

All effluents of the sewage treatment plants in the catchment area were tested on their phosphorus and nitrogen contents.

Following are the most important findings of this investigation:

1. Both lakes were highly loaded with the most important nutrients for the eutrophication: nitrogen (mainly in form of nitrate) and phosphorus (as phosphates). During the investigation period the Lake of Pfäffikon showed an inflow of 6.7 g

$\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2$ of the surface area or $0.39 \text{ g}/\text{m}^3$ of the lake volume; the nitrogen load was $30.5 \text{ g}/\text{m}^2$ of the surface area or $1.77 \text{ g}/\text{m}^3$ of the lake volume. At the Lake of Greifensee the inflow of the nutrients was even higher, i.e. $17.9 \text{ g PO}_4^{3-}/\text{m}^2$ of the surface area or $0.99 \text{ g}/\text{m}^3$ of the lake volume, and $45.1 \text{ g N}/\text{m}^2$ of the surface area or $2.50 \text{ g}/\text{m}^3$ of the lake volume.

2. Under normal conditions the domestic and industrial water was found to be the preponderant source of phosphorus. The population in the catchment area of the Lake of Pfäffikon showed 270 inhabitants per km^2 and 430 at the Lake of Greifensee. Creeks from forests had always less than $0.02 \text{ mg}/\text{l PO}_4^{3-}$, and water running even from fertilized cultivated land had less than $0.02 \text{ mg}/\text{l}$, if the manure did not flow into the creek without percolating the ground. The phosphate concentration of the rivers in populated areas depended on the population in the catchment area. Conventional mechanical and biological sewage treatment plants showed no positive effect concerning reduction of phosphates ranging in the rivers which had been investigated. A considerable reduction of phosphates in the rivers was only observed by means of precipitation of the phosphates in the sewage purification plants.

3. During floods big amounts of phosphates have been washed away into the lakes. When these high water samples were kept in the five-liter-flasks, it was found that most of the phosphates settled down within one hour along with other sedimented particles. The concentration of free phosphates remaining in the surface water in these flasks was remarkably lower than the average inflow phosphate concentration of the two lakes.

4. Since 1951 the phosphate content has been increased 3.5 times in the inflows of the Lake of Pfäffikon and 5.6 times in the one of the Lake of Greifensee. The population in the catchment area of the Lake of Pfäffikon augmented by 30% and at the Lake of Greifensee by 91% during this period. The increase of phosphate inflow during the last 17 years, per inhabitant, can only be explained by a higher consumption of phosphates in household and industry.

5. The most important source of nitrate was the outwash from the soil. Nitrate outwash from forest soil was $7 \text{ mg}/\text{l NO}_3^-$. The outwash from agricultural land and marshy soil represented more than $10 \text{ mg}/\text{l}$. The waterflow had only little influence on the concentrations of the outwashes from the soils. Even in times of very high waters, only a slight decrease could be noticed.

6. The domestic sewage water was found to be another important source of nitrogen that had the biggest influence during low water flows.

7. The present study indicates that the increase of nitrate inflow since 1951 has been according to the relation between nitrogen content in the river water and the population in the catchment area.

8. Exact estimates regarding percentage of the origin of phosphate and nitrogen from the ground and wastewater could not be given due to heavy influence of the water flow on the very content of these nutrients.

9. Algae cultures showed no growth in samples of the stream waters from forests, and there was little or no growth in waters from the agricultural land bearing high amounts of nitrate but very little phosphate. Heavy growth was only observed in stream waters polluted with sewage.

10. Especially rivers were saturated with oxygen and indicated little amounts of oxygen consumption. The lack of oxygen in the lakes was caused by secondary oxygen consumption, i.e. the oxydation of substances being synthetized in the lake itself.

11. Besides the phosphates, the chloride content was found to be a good indicator for detecting the amounts of sewage in the streams. The chloride content of the out-wash from the agricultural land was 7 mg/l. Every 100 inhabitants/km² caused an increase of 1.5 mg/l of chloride in the streams.

12. Significant diurnal variations only proved to appear in small, but highly polluted rivers.

13. The nutrient content of the outflows of the lakes were not exposed to sudden changes although the seasonal variations were observed. Sudden changes could only happen in summer after strong storms.

14. In the lakes, the highest retentions of nutrients were observed in summer when the phosphate concentrations in the outflows sank below 0.02 mg/l PO₄³⁻ and nitrate below 0.5 mg/l NO₃⁻. In both lakes nitrogen was retained more than phosphate. In the Lake of Pfäffikon 85% nitrogen and 52% phosphate, and in the Lake of Greifensee 65% N and 49% PO₄³⁻ were retained. Especially in winter the high retention of nitrogen could not only be explained by the primary production because the consumption of phosphate was very little at that time. The real importance of denitrifying reactions could not be realized as there might have occurred a fixation of gaseous nitrogen by blue-green algae and bacteria.

Literaturverzeichnis

- AMBÜHL, H. (1960): Die Nährstoffzufuhr zum Hallwilersee. Schweiz. Z. Hydrologie, Bd. XXII, Heft 2, S. 563–597.
- American Public Health Association, Inc., 11. Auflage (1960): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- BRINGMANN, G., KÜHN, R. (1963): Bestimmung des Begrenzungsfaktors der Trophierung. Gesundheitsing. 84 (12), S. 364–365.
- (1956): Der Algen-Titer als Massstab der Eutrophierung von Wasser und Schlamm. Gesundheitsing. 77. Jg., Heft 23/24, S. 374–381.
- (1958): Veränderungen der Eutrophierung und Bioproduktion gemessen am Biomassetiter von Testalgen. Gesundheitsing. 79. Jg., Heft 2, S. 50–54.
- (1960): Kartierung der Wassergüte nach dem Biomassetiter-Verfahren. Gesundheitsing., 81. Jg., Heft 2, S. 49–52.
- CZENSNY, R. (1938): Titrationskolorimetrische Bestimmung geringer Phosphatmengen in natürlichen Gewässern. Grigore Antipa, Bukarest (Jubiläumsschrift).
- DEMMELE, S. D. (1966): Über die Verschmutzung des Rheines von Schaffhausen bis Kaiserstuhl. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Ges. in Zürich, Jg. III, Heft 2, S. 155–224.
- Deutsches Einheitsverfahren, 3. Auflage (1960): Verlag Chemie GmbH, Weinheim.
- EINSELE, W. (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphorkreislauf im eutrophen See. Arch. f. Hydrobiol. 29, S. 664–686.
- (1941): Die Umsetzung von zugeführtem, anorganischem Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkung auf seinen Gesamthaushalt. Zeitschr. für Fischerei und deren Hilfswissenschaften. 39.
- FEHLMANN, W. (1915): Gutachten betreffend die Fischereiverhältnisse im Greifensee und Aabach z.H. der Finanzdirektion des Kantons Zürich.

- GÄCHTER, R. (1968): Phosphorhaushalt und planktische Primärproduktion im Vierwaldstättersee (Horwer Bucht). *Schweiz. Zeitschr. für Hydrologie*, 30, 1, S. 1–67.
- GUYER, O. (1910): Beiträge zur Biologie des Greifensees. Diss. Zürich, ETH, Druck Stuttgart.
- HANTKE, R. (1967): Geologische Karte des Kantons Zürich und seiner Nachbargebiete. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Ges. in Zürich, Bd. 112, Heft 2, S. 91–122.
- HASLER, A. D. and EINSELE, W. (1948): Fertilisation for increasing productivity of natural inland lakes. *Transact. of the Thirteenth North American Wildlife Conference*.
- JUNG, G. (1969): Beiträge zur Morphogenese des Zürcher Oberlandes im Spät- und Postglazial mit besonderer Berücksichtigung des Greifen- und Pfäffikersees. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Ges. in Zürich, Jg. 114, Heft 3, im Druck.
- KNORR, M. (1969): Bodensee-Projekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, zweiter Bericht. *Wasser, Abwasser*, 30, Nr. 110, S. 816–820.
- MÄDLER, K. (1968): Phosphatelimination in Bächen, Fortschritte der Wasserchemie, Heft 8, S. 245–256. Titel: Untersuchungen über den Phosphorgehalt in Bächen.
- MÄRKI, E. (1944): Chemische, physikalische und bakteriologische Untersuchungen am Greifensee. *Ber. der Schweiz. Bot. Ges.*, Bd. 54, S. 75–140.
- MINDER, L. (1918): Über chemische Untersuchungen des Greifensees (Gutachten z.H. der Finanzdirektion des Kantons Zürich).
- MÜLLER, R. and WIDEMANN, O. (1955): Die Bestimmung des Nitrat-Ions im Wasser. *Vom Wasser*, Bd. XXII, S. 247–271.
- NÜMANN, W. (1967): Der Chemismus eines Flusses vor und nach Beseitigung von Zelluloseabwässern durch eine Verbrennungsanlage sowie nach vollständiger Stilllegung des Werkes, dargestellt am Bodenseezufluss Argen. *Vom Wasser*, Bd. XXXIV, S. 236–260.
- OHLE, W. (1953): Das Winklersche Verfahren zur Sauerstoffbestimmung. *Internat. Verein. Limnol., Mitteilungen Nr. 3*, S. 18.
- PATALAS, K. (1968): Landschaft und Klima als Faktoren der Massenproduktion von Algen. *Fortschritte der Wasserchemie*, Heft 8, S. 21–31.
- RAWSON, D. S. (1960): A limnological comparison of twelve lakes in Northern Saskatchewan. *Limnol. Oceanogr.* 5.
- RODHE, W. (1948): Environmental requirements of freshwater plankton algae. *Symb. bot. Upsal.* X, 1.
- RUTTNER, F. (1962): *Grundriss der Limnologie*. 3. Auflage. Walter de Gruyter & Co., Berlin.
- SCHNEEBELI, W. and STAUB, M. (1945): Bestimmung der Chloride im Wasser. *Mitt. aus dem Schweiz. Gesundheitsamt*, 26, S. 20.
- Schweizerisches Lebensmittelbuch (1937): 4. Auflage, Zimmermann & Cie. AG, Bern.
- SILBERSCHMIDT, W. (1916): Gutachten betreffend Greifensee und Aabach vom 8. Januar 1916 an die Finanzdirektion des Kantons Zürich.
- THOMAS, E. A. (1953): Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung: Empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. *Ver. Gas-Wasserfach.* 33, S. 25–32 und 71–79.
- (1955): Über die Bedeutung der abwasserbedingten direkten Sauerstoffzehrung in Seen. *Monatsbulletin des Schweiz. Ver. von Gas- und Wasserfachmännern.* 5, S. 119–129.
- (1955): Stoffhaushalt und Sedimentation im oligotrophen Ägerisee und im eutrophen Pfäffiker- und Greifensee. *Mem. Inst. ital. Idrobiol., suppl.* 8, S. 357–465.
- (1958): Das Plankton-Test-Lot, *Monatsbulletin des Schweiz. Vereins von Gas- und Wasserfachmännern.* Nr. 1, 8 Seiten.
- (1967): Die Phosphat-Hypertrophie der Gewässer. *Chemisch Weekblad* 63, 26 und 27, S. 305–319.
- (1968): Greifensee, Fischsterben im Abfluss. Brief an Kantonale Fischerei- und Jagdverwaltung am 8. Mai 1968.
- TREADWELL, F. P. (1949): *Kurzes Lehrbuch der analytischen Chemie*. Bd. I und II, 11. Auflage. Franz Deuticke, Wien.
- VERDUIN, J. (1952): Limiting factors. *Science* 115, 23, S. 29–75.
- WASER, E., HUSMANN, W., BLÖCHLIGER, G. (1934): Die Glatt. *Berichte der Schweiz. Bot. Ges.*, Bd. 43, Heft 2, S. 253–388.
- WASER, E., BLÖCHLIGER, G., LIEBER, A. (1935): Der Aabach, Seewasser und Abwasser von Pfäffikon (Zch.). Buchdruckerei Huber & Co. AG, Frauenfeld.