Neuere hydrobiologische Forschungsergebnisse aus dem Gewässersystem Walensee-Linth-Zürichsee

Autor(en): **Thomas, E.A.**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Wasser- und Energiewirtschaft = Cours d'eau et énergie**

Band (Jahr): **43 (1951)**

Heft 10

PDF erstellt am: **31.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-921683

Nutzungsbedingungen

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

Haftungsausschluss

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

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

http://www.e-periodica.ch

Neuere hydrobiologische Forschungsergebnisse aus dem Gewässersystem Walensee-Linth-Zürichsee[1]

Von Dr. *E. A. Thomas,* Hydrobiologe am kantonalen Laboratorium Zürich (Vorstand: Dr. *M. Staub*)

Einleitung

Die Seen und Flüsse spielen in der Kulturgeschichte der Menschen unserer Gegend von der Urzeit bis zur Gegenwart eine wichtige Rolle. Trotzdem wurde die intensive wissenschaftliche Erforschung unserer Gewässer erst kurz vor der Jahrhundertwende begonnen. Es blieb der überaus erfolgreichen Arbeit des Lausanner Professors *François-Alphonse Forel* (1841—1912) vorbehalten, das sichere Fundament für die neue Wissenschaft der Binnengewässerkunde oder Limnologie zu legen, wie das in zahlreichen Fachschriften und besonders in seinem dreibändigen Werk «Le Léman» mit rund 2000 Seiten zum Ausdruck kommt. So waren dem großen Forscher z. B. die Grundzüge der Thermik der Seen aus seinen eigenen Forschungen heraus bereits bekannt. Für das Verständnis der Lebensvorgänge in unseren Seen ist die Kenntnis dieser physikalischen Vorgänge von großer Wichtigkeit, was wir am Beispiel des Zürcher Obersees darlegen möchten.

1. Die Temperaturverhältnisse im Jahresverlauf

Bei Überlegungen über das Temperaturgeschehen im See muß man sich in Erinnerung rufen, daß Wasser bei einer Temperatur von 4° C am schwersten ist. Wie in Abb. 1 an den horizontalen Linien erkennbar ist, finden wir z. B. im Monat August im See eine Schichtung, bei der sich an der Oberfläche warmes Wasser, in zunehmender Tiefe kälteres Wasser befindet. In den kühlen Nächten wird das Oberflächenwasser etwas kälter, d. h. schwerer und sinkt deshalb soweit hinunter, bis es in eine Wasserschicht von gleicher Temperatur gelangt. Auf diese Weise wird im Sommer, wie in Abb. 1 durch die punktierten Pfeillinien angedeutet, im See eine obere Wasserschicht Nacht für Nacht etwas durchmischt. Im Obersee beträgt die Mächtigkeit dieser Zone im August etwa 7—10 m. Man nennt diese Schicht von ausgeglichenem Charakter das Oberflächenwasser (Epilimnion). In der unmittelbar darunter liegenden, wenige Meter mächtigen Zone nimmt die Temperatur rasch ab und auch verschiedene andere Eigenschaften des Wassers ändern sich sprungartig; daher nennt man diese Zone die Sprungschicht (Metalimnion). Unterhalb der Sprungschicht liegt das Tiefenwasser (Hypolimnion), dessen Temperatur im Obersee im Sommer zwischen etwa 12 und 5 ° C liegt.

Mit der herbstlichen Abkühlung sinkt die Temperatur an der Wasseroberfläche, weshalb die Zirkulationsströmungen immer tiefer in die Wassermasse hineingreifen. Dies kann im Obersee anfangs Winter dazu führen, daß die ganze Wassermasse von der Oberfläche bis zum Grund gleichmäßig durchmischt wird, was man als Vollzirkulation bezeichnet. Hat sich alles Wasser auf 4 ° C abgekühlt, so ist die Voraussetzung gegeben, daß sich an der Wasseroberfläche Eis bilden kann, weil ja Wasser unterhalb von 4 ° C leichter ist als Wasser von 4 ° C. Mit der Eisbedeckung des Sees verschwinden die Zirkulationsströmungen; man spricht dann von Winterstagnation. Wenn die warmen Frühjahrsstürme das Eis brechen, kann die Wassermasse des Sees erneut umgewälzt werden, bis sich bei stärkerer Erwärmung des Oberflächenwassers wieder die typische Sommerschichtung einstellt und damit die sog. Sommerstagnation des Tiefenwassers.

Aus Abb. 1 kann man ferner entnehmen, daß der Obersee sich im Januar 1946 im Stadium der Winterstagnation befand, daß dann aber die vorwiegend über 0 ° C liegende Lufttemperatur ein Zufrieren im Februar nicht nur verhinderte, sondern bereits zu einer Vollzirkulation führte. Anderseits lag die Lufttemperatur im Februar 1947 vorwiegend unter 0 ° C, was den See in diesem Monat gefrieren ließ (Abb. 1, rechts außen).

2. Schwebeorganismen

Im Frühling regt die vermehrte Sonnenstrahlung die Wasserpflanzen zu intensiverer Lebenstätigkeit an. Die

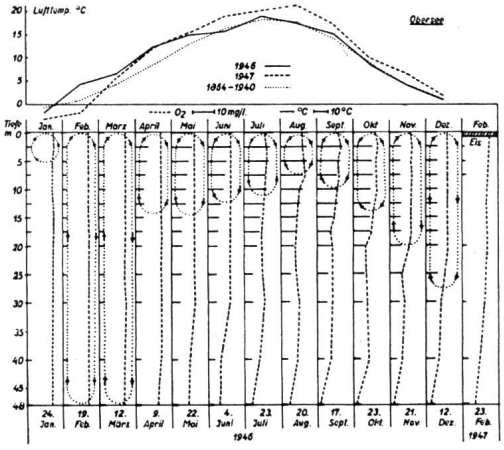

Abb. 1 Oberer Teil: Lufttemperaturen nach Angaben der Meteorologischen Zentralanstalt in Zürich in den Jahren 1946 und 1947 und im Mittel der Jahre 1864—1940.
Unterer Teil: Wassertemperaturen (horizontale Linien) und Sauerstoffgehalt (gestrichelte Kurve) im Obersee im Jahre 1946 und Februar 1947. Die punktierten Pfeillinien geben die Vertikalzirkulationen in den verschiedenen Monaten an.

[1] Nach einem Vortrag, gehalten an der Hauptversammlung des Linth-Limmatverbandes vom 30. Januar 1951.

nächtlich kühlen Lufttemperaturen vermögen zwar das Wachstum der Landpflanzen vorerst noch zurückzuhalten; für die Wasserpflanzen wirkt sich diese nächtliche Abkühlung weit weniger aus, weil die im Wasser aufgespeicherte Tageswärme nachtsüber nur langsam abgegeben wird. Die stärkste Einstrahlung genießen die in der obersten Wasserschicht schwebenden Algen, die teils als einzelne Zellen frei leben, teils zu Kolonien zusammengeschlossen sind. Diese Algenzellen von der Größenordnung eines Zehntel- bis Hundertstelmillimeters vermehren sich meist durch einfache Zweiteilung. Wenn deshalb das Seewasser reichlich Pflanzennährstoffe enthält, dann genügt im Frühling eine kleine Zahl von überwinterten Algenzellen oder von Algen-Dauerformen, um in kurzer Zeit eine dichte Besiedelung der oberen, lichtreichen Wasserschicht hervorzubringen. Von Auge ist diese massenhafte Entwicklung von Planktonalgen an einer grüngelben bis gelbbraunen Trübung des Wassers erkennbar. Hat sich eine Algenart zu einer Massenentwicklung vermehrt, dann verschlechtert sie ihre eigenen Lebensbedingungen oft derart, daß die weitere Entwicklung aufhört. Stillstand im Wachstum und in der Vermehrung ist aber für zahlreiche Algenzellen gleichbedeutend mit Absinken in den Bodenschlamm des Sees und Absterben. Die Stelle dieser zurücktretenden Algenart wird dann eine andere Algenart mit anderen Lebensansprüchen einnehmen, bis auch diese wieder das gleiche Schicksal erleidet. So kann die Zusammensetzung des pflanzlichen Planktons im Laufe des Sommers im gleichen See starken Schwankungen unterworfen sein.

Ein weiterer Grund für die Änderung in der Zusammensetzung des pflanzlichen Planktons ist das Vorhandensein tierischer Feinde der Algen. Es sind dies kleine Krebschen, die nicht größer werden als etwa 1—2 Millimeter, im Wasser schwimmen oder schweben und sich oft von Planktonalgen ernähren. Im Gegensatz zum pflanzlichen oder Phytoplankton faßt man diese Tierchen als Zooplankton zusammen. Den Kleinkrebsen kommt im See eine große Bedeutung zu als Nahrung für die Jungfische und vor allem auch für die erwachsenen Felchen, die ihren Magen oft ausschließlich damit füllen. Die Planktonkrebschen haben die eigenartige Lebensgewohnheit, daß sie tagsüber in Tiefen von 20 und mehr Metern leben und nachts gegen die Wasseroberfläche hinauf schwimmen. Entsprechend ändern auch diejenigen Fische ihren Standort, die sich vom Zooplankton ernähren. — Auch parasitische Pilze verhindern gelegentlich die Vermehrung gewisser Planktonalgen.

3. Stoffzufuhr und Stoffentfernung

Durch Wind, Regen und vor allem durch die Zuflüsse werden dem See in großen Mengen Stoffe zugetragen, unter denen die Nährstoffe größte Beachtung verdienen. Seit Jahrtausenden lösen die Zuflüsse auf ihrem Weg vom Sickerwasser bis zur Quelle und von der Quelle bis zur Mündung geringe Mengen von Nährstoffen aus den natürlichen Böden und aus dem Gestein. Blätter des herbstlichen Laubfalls, Pollenkörner der Gräser und Nadelhölzer, verunglückte Tiere (Insekten, Maikäfer usw), Exkremente von Wasservögeln gelangen in den See und geben bei der Zersetzung Nährstoffe frei. Hierbei handelt es sich um eine natürliche Zufuhr geringer Nährstoffmengen zum See, die notwendig ist, damit die Wassertiere, und nicht zuletzt die Fische, Nahrung finden für ihre Entwicklung.

Beim Zürichsee wird aber diese ursprüngliche, normale Nährstoffzufuhr um ein Vielfaches übertroffen durch die künstliche Nährstoffzufuhr durch den Menschen. Wiesen und Felder werden nicht nur durch tierischen Dünger gedüngt, wie in früheren Zeiten, sondern intensiv mit Kunstdünger bewirtschaftet, weshalb die Regenfälle viel mehr Nährstoffe aus dem Boden auswaschen als früher; aber auch aus Schutt- und Kehrichtablagerungen im Einzugsgebiet der Seezuflüsse oder am Seeufer werden reichlich Nährstoffe herausgelöst und in den See getragen. Noch viel größer sind die Nährstoffmengen, die mit den häuslichen und industriellen Abwässern in den See geschwemmt werden, während man früher das häusliche Abwasser als Dünger auf die Felder verteilte.

Im See besteht die Tendenz, die Nährstoffe aus dem freien Wasser wieder zu entfernen, wozu das Absinken von Feststoffen wie toten Pflanzen und Tieren oder von ausfallenden chemischen Verbindungen auf den Seegrund beiträgt; das hierbei entstehende Sediment ist später nur teilweise wieder löslich. Auch durch den Fischfang entfernt man aus dem See Nährstoffe, die im See bei der Zersetzung der Fische wieder frei würden. Große Mengen von Nährstoffen fließen besonders im Winter in gelöster Form aus dem See, während im Sommer ein Abfließen von Plankton (z. B. nachts Zooplankton) in Betracht fällt. Beim Zürichsee werden glücklicherweise alljährlich beträchtliche Mengen der Burgunderblutalge durch den Abfluß aus dem See entfernt. Insektenlarven, die sich im Wasser entwickeln und als ausgewachsenes Insekt dem nassen Element entfliehen, tragen das ihrige zur Entlastung des Sees bei. Schließlich kann die Entfernung von Uferalgen (*Chara, Cladophora*) und von höheren Uferpflanzen (Schilf, Laichkräuter) durch den Menschen als Nährstoffentfernung aus dem See erwähnt werden. Beim Zürichsee ist jedoch die durch den Menschen zugeführte Nährstoffmenge viel größer als die weggeführte.

4. Stoffkreisläufe

Mit der Betrachtung der Stoffzufuhr zum See und der Stoffentfernung aus dem See haben wir bereits einen Blick in den Stoffhaushalt des Sees getan. Während indessen Stoffzufuhr und Stoffentfernung in einem belie-

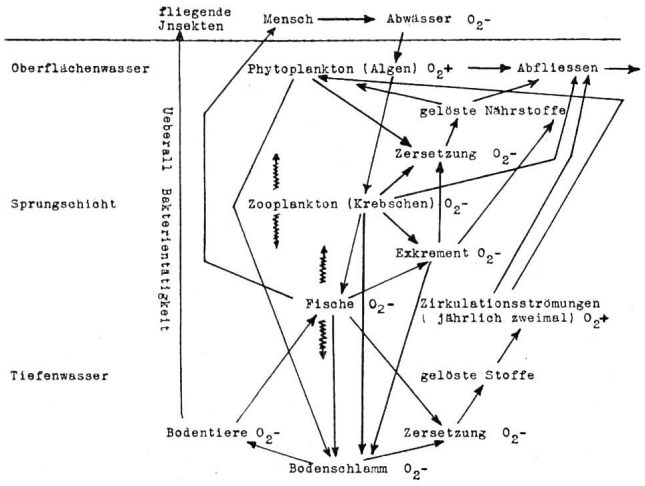

Abb. 2 Wichtigste Stoffkreisläufe im offenen See. O_2- bedeutet Sauerstoffverluste des Seewassers; O_2+ bedeutet Sauerstoffgewinne.

bigen Flußabschnitt über dessen biologischen Charakter entscheiden, so wird in einem See das Lebensgeschehen durch die Stoffkreisläufe ausschlaggebend beeinflußt. Wir zeigen deshalb in Abb. 2 ein einfaches Schema über die Stoffkreisläufe im See.

Als einfachster Kreislauf mag betrachtet werden: der Übergang gelöster Stoffe in die Substanz einer autotrophen Alge, deren Substanz nach ihrem Absterben durch Zersetzung teilweise wieder in gelöste Form übergeht und der lebenden Alge von neuem zur Verfügung steht. Dieser Kreislauf kann durch die Einschaltung zahlreicher Organismen als Zwischenglieder viel länger und komplizierter werden, angefangen bei den Bakterien, Viren, Flagellaten über Protozoen bis hinauf zu den Reihen der Metazoen. Von den in einem größeren See stattfindenden Stoffkreisläufen scheinen mir die folgenden drei Gruppen besonders wichtig, wobei immer auch Bakterien usw. beteiligt sind:

1. Der Kreislauf Phytoplankton—Zooplankton—(Fisch)—Exkrement—Phytoplankton;
2. Der Kreislauf Plankton — Bodenschlamm — Bodentier—Fisch—Exkrement—Plankton;
3. Der Kreislauf Plankton—Bodenschlamm—Nährstoffe der bodennahen Wasserschicht — Zirkulationsströmungen zum Oberflächenwasser — Phytoplankton und Zooplankton.

Der letztgenannte Kreislauf ist insofern von großer Bedeutung, als ja im Sommer die Nährstoffe des Oberflächenwassers in Plankton übergehen. Beim Absterben des Planktons sinken sie auf den Seegrund, wo Zersetzung erfolgt, so daß die Nährstoffe teilweise ins bodennahe Wasser übergehen. Die temperaturbedingten Zirkulationsströmungen (unterstützt durch Sturmwirkung) bringen dann diese Nährstoffe ins Oberflächenwasser, wodurch sie wieder dem Plankton zur Verfügung stehen.

Die Zahl der Stoffkreisläufe in einem See erreicht eine beliebige Mannigfaltigkeit. Das quantitative Erfassen der wichtigsten Kreisläufe in einem See gehört zu den Hauptaufgaben der Produktionsforschung, ist aber mit Schwierigkeiten verbunden, weil bei jedem Stoffkreislauf Verluste auftreten.

5. *Der Sauerstoffhaushalt*

In Abb. 2 haben wir angedeutet, auf welche Weise Sauerstoff in die Wassermasse eines Sees hineingelangt (O_2+) und an welchen Stellen vorwiegend Sauerstoffzehrung (O_2—) erfolgt. Im Oberflächenwasser produziert das Phytoplankton bei der Assimilation in reichlichem Maße Sauerstoff. Aber auch der Luftsauerstoff kann leicht in die obersten Wasserschichten eindringen, und eine weitere Sauerstoffquelle für das Oberflächenwasser bedeuten die Zuflüsse. Im Tiefenwasser dagegen sind es nur die jährlich zweimaligen Zirkulationsströmungen, die den Sauerstoffvorrat erneuern, während gerade dort die Sauerstoffzehrung durch die Atmung der Wassertiere und durch die Zersetzung der Exkremente und des Bodenschlammes in denjenigen Seen groß ist, in denen sich viel organisches Material auf dem Seeboden ablagert. Je mehr Düngstoffe in einen See gelangen, um so mehr Plankton entwickelt sich, stirbt ab und sinkt auf den Seegrund, und um so größer ist die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser, wobei allerdings Düngung und Sauerstoffzehrung nicht immer im gleichen Verhältnis zueinander stehen.

Aus den gestrichelten Kurven im unteren Teil von Abb. 1 kann man herauslesen, in welcher Weise sich der Sauerstoffgehalt des Oberseewassers im Verlaufe des Jahres 1946 verändert hat. Man erkennt, daß in den Monaten Januar bis März 1946 die ganze Wassermasse dank guter Durchmischung rund 12 mg/l Sauerstoff enthielt. Aber schon im Monat April begann sich im bodennahen Wasser eine vorläufig noch geringe Sauerstoffzehrung geltend zu machen, die dann von Monat zu Monat den Sauerstoffvorrat des Tiefenwassers immer mehr verminderte, um im Oktober einen minimalen Wert zu erreichen. Erst dann brachte die in Gang gekommene Teil-

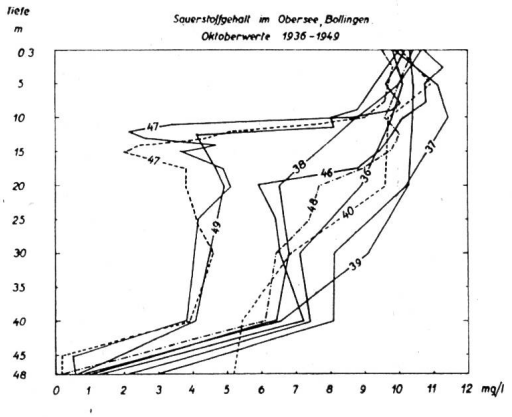

Abb. 3 Sauerstoffgehalt im Oberseewasser bei der tiefsten Stelle im Oktober.

zirkulation sauerstoffreiches Oberflächenwasser in immer tiefere Wasserschichten. Die überdurchschnittlich kalten Lufttemperaturen im Januar und Februar ließen den See zufrieren, worauf wir bei Eisbedeckung, die eine gute Durchmischung verhinderte, im bodennahen Tiefenwasser im Gegensatz zum Vorjahr eine Sauerstoffzehrung von 7mg/l feststellen konnten. Schon daraus ist ersichtlich, daß die Sauerstoffverhältnisse im gleichen Monat von Jahr zu Jahr verschieden sein können.

Ein weiterer Beweis hierfür gibt Abb. 3, wo wir die Oktoberwerte der Untersuchungen verschiedener Jahre nebeneinander aufgezeichnet haben. Man erkennt, daß die beiden Trockenheitsjahre 1947 und 1949 im Obersee ganz besonders ungünstige Sauerstoffverhältnisse aufkommen ließen. Unter den Ursachen hierfür sind das Fehlen kräftiger Winde und die erst spät eintretende herbstliche Abkühlung zu erwähnen. Die Sauerstoffwerte des Jahres 1948 lagen ungefähr im üblichen Rahmen.

Über die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse im Jahre 1947 im Zürichsee im Gebiete von Thalwil gibt uns Abb. 4 Auskunft. Am 16. Januar befand sich der See im Zustand der Homothermie, d. h. die gesamte Wasser-

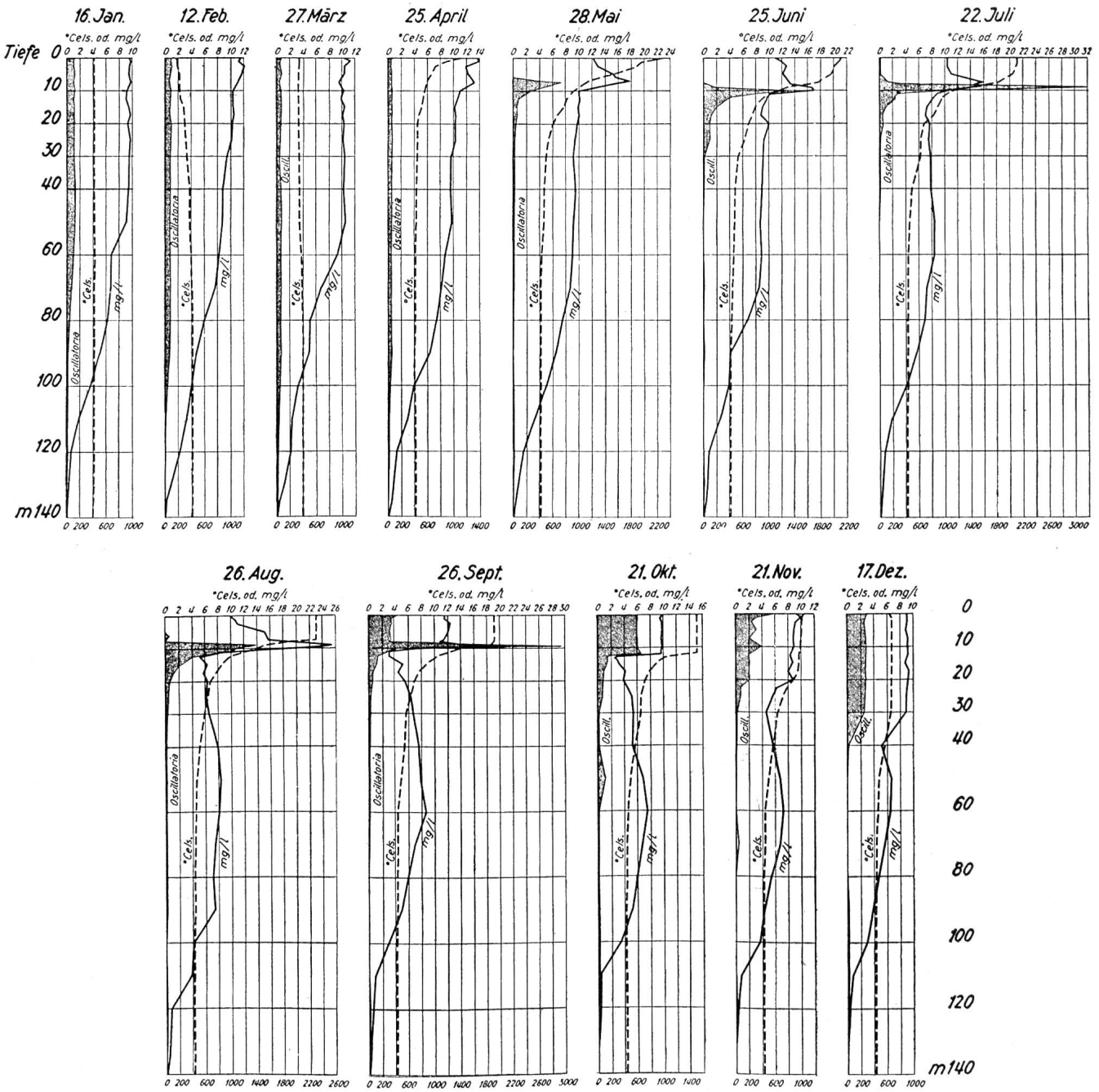

Abb. 4 Jahreszyklus von Temperatur, Sauerstoffgehalt und *Oscillatoria rubescens DC* (Burgunderblutalge) im Zürichseewasser bei der tiefsten Stelle, Thalwil—Herrliberg, 1947 (Maßstab für *Oscillatoria* unterhalb der Abbildung, angegeben in Fäden pro cm³ Seewasser.

masse zeigte eine Temperatur von 4° C; trotzdem stieg der Sauerstoffgehalt nur in der Zone von 0—60 m Tiefe bis zum 12. Februar um 1 bis 2 mg/l. In den beiden folgenden Monaten brachten die Austauschströmungen noch gewisse Sauerstoffmengen in die tiefer gelegenen Schichten, während unmittelbar ob Grund Sauerstoff praktisch während des ganzen Jahres fehlte. Im Mai bildete sich erstmals eine deutliche Sprungschicht aus, erkennbar an den Temperatur- und Sauerstoffkurven sowie an der Verteilung der Burgunderblutalge *(Oscillatoria rubescens)*, die sich nun in einer Tiefe von etwa 10 Metern ansammelte. Es ist offensichtlich, daß diese Alge in 10 Metern Tiefe die während des ganzen Sommers günstigen Sauerstoffwerte schafft. Anderseits nimmt der Sauerstoffgehalt des gesamten Tiefenwassers gegen den Herbst hin in beängstigender Weise ab, wobei vor allem die Tiefenzonen von 10 bis 30 und von 80 bis 110 Metern betroffen werden. So sank z. B. der Sauerstoffgehalt des Zürichseewassers in 13 bis 15 m Tiefe in der Seemitte bei Wädenswil auf weniger als 1 mg/l, weshalb hier oft tote Fische aus den Netzen gezogen wurden. Beängstigend ist die Tatsache, daß sich dieses Sauerstoffminimum schon in unmittelbarer Nähe der in etwa 30 m Tiefe liegenden Trinkwasserfassungen befindet, weil sauerstoffarmes Wasser auch in bezug auf die Trinkwassernutzung schwerwiegende Nachteile aufweist, wie erhöhte Eisen- und Kalkaggressivität, muffiger bis fauliger Geschmack und Geruch. In solchen Fällen ist eine kostspielige Aufbereitung des Wassers unumgänglich.

Der Sauerstoffschwund im Tiefenwasser des Zürichsees schädigt heute die Entwicklung des Felchenlaiches schon derart, daß der Felchenbestand nur durch künstliche Erbrütung erhalten werden kann. Bei vermehrter Zufuhr von Abwässern muß die Gefahr ins Auge gefaßt werden, daß der Felchenbestand trotz künstlicher Maßnahmen zugrunde geht, was einen großen volkswirtschaftlichen Schaden mit sich brächte. Im Seegebiet zwischen Männedorf—Wädenswil—Rapperswil, dessen Tiefe nur etwa 20—25 Meter beträgt, ist der Sauerstoffgehalt im Herbst unterhalb von 12 Metern Tiefe heute schon derart niedrig, daß die hier lebenden Felchen zeitweise die noch etwas günstigeren Zonen des unteren, tieferen Seebeckens aufsuchen müssen. Solche zwangsmäßigen Zusammenballungen von Felchenschwärmen bringen die erhöhte Gefahr der Ausbreitung von Seuchen mit sich.

Im Oktober bewirkt die zunehmende Abkühlung des Wassers bereits eine Wasserzirkulation bis zu mehr als 10 Metern Tiefe, weshalb die im Sommer in 10—12 Meter Tiefe schwebenden Burgunderblutalgen nun im ganzen Oberflächenwasser gleichmäßig verteilt werden, wie aus Abb. 4 hervorgeht. Die bei weiterer Abkühlung tiefer greifende Wasserzirkulation vergrößert dann in den Wintermonaten in den tieferen Wasserschichten den Sauerstoffvorrat.

Das Verständnis für die Sauerstoffverhältnisse im Zürichsee wird wesentlich erleichtert durch einen Vergleich mit anderen Seen der Nordschweiz, wie dies Abb. 5 ermöglicht. Wir sehen, daß der Walensee, obschon 5 Meter tiefer als der Zürichsee, im Vorfrühling von der Oberfläche bis zum Grund einen Sauerstoffgehalt von mehr

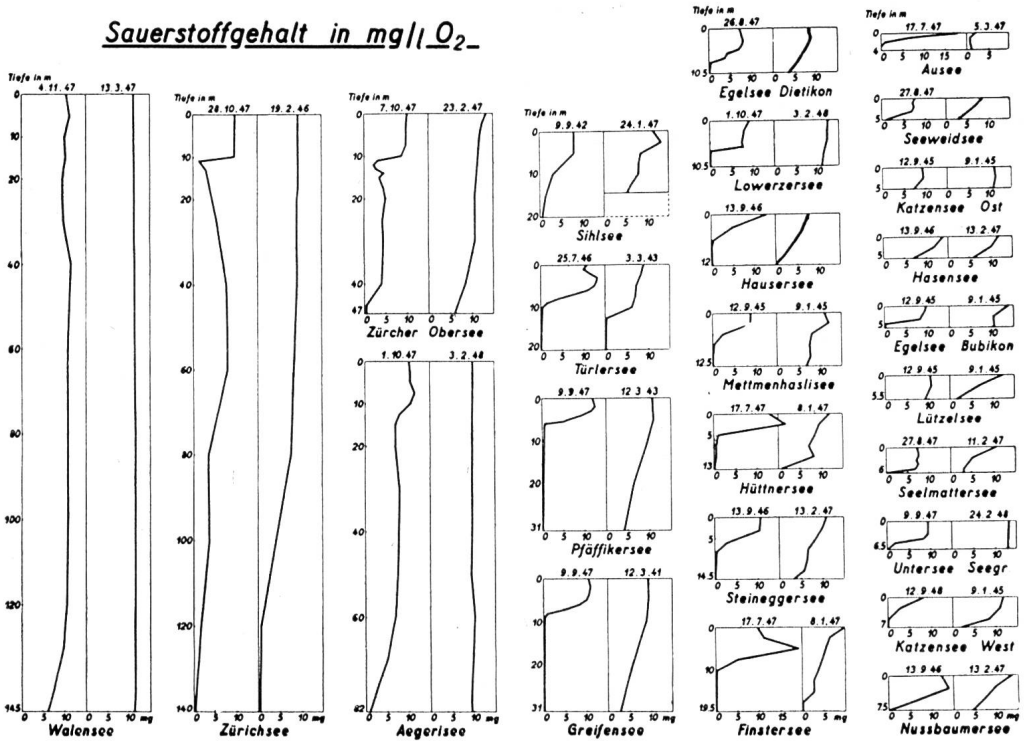

Abb. 5
Sauerstoffverhältnisse in 25 nordschweizerischen Seen

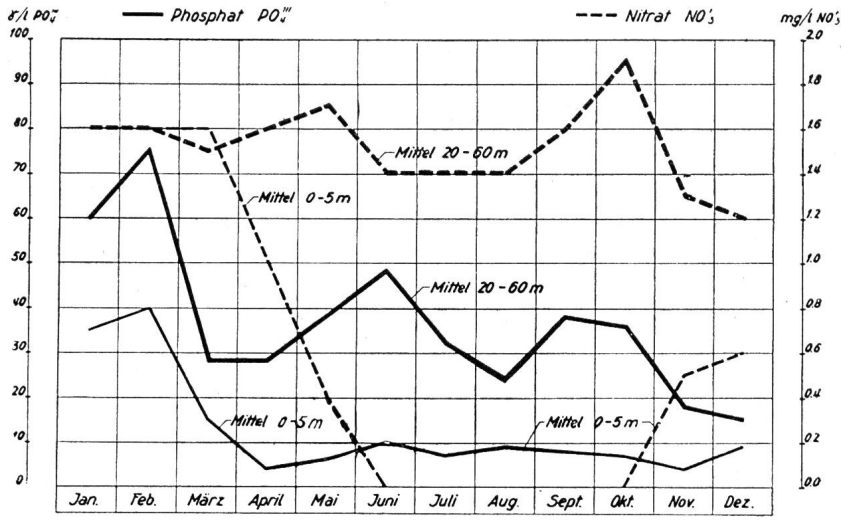

Abb. 6
Jahreszyklus wichtiger Nährsalze

als 11 mg/l aufweist; aber auch im Spätherbst, der seebiologisch kritischen Jahreszeit, ist der Sauerstoffgehalt auch in der größten Tiefe noch befriedigend. Der See befindet sich noch in seinem ursprünglichen, nährstoffarmen oder oligotrophen Zustand und enthält einen vorzüglichen Fischbestand.

In diesem Zustand hat sich nach allen uns zur Verfügung stehenden Unterlagen auch der Pfäffikersee noch vor wenigen Jahrzehnten befunden. Die zunehmende Einleitung von Abwässern düngte jedoch das Plankton zu stark und veranlaßte es zu massenhafter Entwicklung, so daß sich nach dessen Absterben in jeder Vegetationsperiode viel fäulnisfähiger Bodenschlamm bildete. Bei der Zersetzung verbrauchte dieser Bodenschlamm den Sauerstoff des Tiefenwassers, so daß der See im Sommer und Herbst für Fische nur noch in Tiefen von 0—6 Metern bewohnbar ist, während das Wasserbecken von 6 bis 34 Meter Tiefe — einst der Lebensraum hochwertiger Felchen — heute brach liegt. Auch beim Greifensee und Türlersee ist die Sauerstoffarmut des Tiefenwassers auf die Einleitung von Abwasser oder Jauche zurückzuführen (Abb. 5).

Daneben gibt es eine Anzahl kleinerer Seen mit einer Tiefe zwischen 20 und 5 Metern, bei denen die Verhältnisse von Natur aus ungünstig liegen. Die Wassermasse solcher Seen ist klein, so daß die eingeschwemmten Nährstoffe nur wenig verdünnt werden. Zudem ist die Uferzone verhältnismäßig bedeutend, weshalb der See von verfaulenden Pflanzenteilen stets eine relativ große zusätzliche Nährstoffzufuhr erhält. Im bodennahen Wasser solcher Kleinseen schwindet deshalb der Sauerstoffvorrat im Sommer auch ohne Zutun der Menschen, und da diese Seen im Winter während längerer Zeit von Eis bedeckt sind, kann auch dann im Tiefenwasser eine Sauerstoffzehrung auftreten.

Neben dem nährstoffarmen oder oligotrophen Seetypus gibt es somit noch einen zweiten Typus, charakterisiert durch reichliche Nährstoffzufuhr und dadurch hervorgerufene reichliche Planktonentwicklung im Sommer; als Folge davon tritt im Tiefenwasser in den Stagnationszeiten (Perioden ohne tiefgreifende Zirkulationsströmungen) Sauerstoffschwund auf. Diese nährstoffreichen Seen nennt man eutroph. Oligotrophe Seen können durch Nährstoffzufuhr (z. B. Abwasser) in den eutrophen Zustand übergehen.

6. Chemischer Charakter der wichtigeren Nährstoffe

Wir haben bisher nur ganz allgemein von Nährstoffen oder Düngstoffen gesprochen, die das Wachstum der Planktonalgen ermöglichen und befördern. Unter diesen Nährstoffen sind folgende Salze in größeren Mengen nötig: Kalzium-, Kalium- und Magnesiumsalze und Sulfate, die im Oberflächenwasser unserer Gegend in relativ reichlicher Menge vorhanden sind; von diesen Salzen nimmt das Phytoplankton in unseren Gewässern nicht derartige Mengen auf, daß davon ein Mangel entstehen würde. Das Vorhandensein von Eisenverbindungen ist zwar sehr wichtig, doch genügen davon geringe Spuren, wie auch von einer Anzahl weiterer Elemente. Von hervorragender Bedeutung sind besonders die im Wasser gelösten Phosphate und Stickstoffverbindungen wie Nitrate und Ammoniak. Schnellwüchsige Planktonalgen nehmen besonders die Phosphate und die Stickstoffverbindungen rasch auf, wodurch die Konzentration dieser Stoffe im Wasser immer geringer wird, was anderseits bewirkt, daß die Vermehrung der betreffenden Algenart abgebremst wird. Wenn es auch anspruchslosere Algenarten gibt, die sich auch dann noch entwickeln können, so beobachtet man doch allgemein, daß in unseren Seen die Nitrate und Phosphate besonders begehrt sind. Ohne gelöste, verwertbare Stickstoff- und Phosphorverbindungen im Seewasser ist auch für anspruchslose Algen keine weitere Entwicklung möglich. Ist irgend ein Stoff nur in so geringer Menge im Seewasser gelöst, daß sein Mangel

die weitere Algenentwicklung verunmöglicht, so bezeichnet man ihn als Minimumstoff.

In welcher Weise im Zürichsee im Jahresverlauf die beiden wichtigen Nährstoffe Nitrat und Phosphat verbraucht werden, geht aus Abb. 6 hervor. Die größte Menge von den beiden Stoffen enthält das Oberflächenwasser (0—5 m Tiefe) in den Monaten Januar und Februar, weil die Zirkulationsströmungen dann die Vorräte aus den tieferen Wasserschichten an die Oberfläche bringen. Der Phosphatgehalt wird aber durch das Plankton schon im März und April bis zu einem sehr niedrigen Wert vermindert; anderseits sinkt der Nitratgehalt im April und Mai rasch, um im Juni ebenfalls den Minimalwert zu erreichen. Der sehr geringe Phosphatgehalt des Wassers in der Zeit vom April bis Juni genügte also dem Phytoplankton, um nochmals die beträchtliche Menge von 1 mg/l Nitrat aufzuzehren. Dabei ist allerdings zu bedenken, daß durch Wassertiere, die aus tieferen Schichten emporsteigen, Phosphate emporgebracht werden können und daß vor allem die ständige Abwasserzufuhr von den Seeufern her einen Teil der verbrauchten Nährstoffe ersetzt. Der Phosphatverbrauch im Oberflächenwasser des Zürichsees wird also durch die Abwässer leichter gedeckt als der Nitratverbrauch.

Grundsätzlich anders als im Zürichsee liegen die Nährstoffverhältnisse im Obersee und Walensee. Während das Walenseewasser im Winter mit 1,6 mg/l NO_3' etwa gleichviel Nitrate enthält wie das Zürichseewasser, haben wir im Sommer noch nie niedrigere Werte als 0,8 mg/l Nitrat im Oberflächenwasser oder 1,0 mg/l in 5 m Tiefe gefunden. Ganz ähnliche Nitratverhältnisse fanden wir im Obersee mit dem einzigen Unterschied, daß die Nitratzehrung im Sommer etwas größer war, indem wir als minimale Werte im August bis zu 10 m Tiefe 0,4 bis 0,6 mg/l NO_3' fanden. Dieser Befund beweist, daß die Nitrate in den beiden Seen zur Zeit nicht als Minimumstoffe bezeichnet werden dürfen. Indessen ist im Walensee und im Obersee der Phosphatgehalt viel kleiner als im Zürichsee, was zur Annahme berechtigt, daß jede vermehrte Zufuhr von Phosphaten in den beiden Seen mit einer vermehrten Phytoplanktonproduktion beantwortet wird; dies bedeutet aber eine vermehrte Eutrophierung.

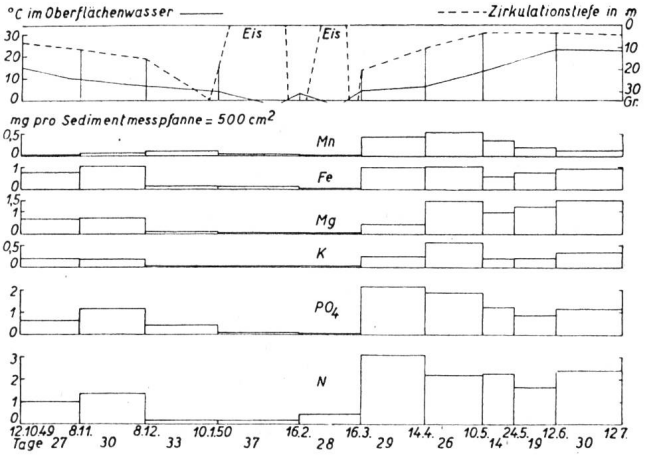

Abb. 7 Zirkulationsströmungen und sedimentierte Nährstoffe im Pfäffikersee vom 12. Oktober 1949 bis 12. Juli 1950, aufgezeichnet in mittleren Tagesmengen.

Diese Befunde sind von größter praktischer Bedeutung. Will man heute den Walensee und den Obersee vor einer vermehrten Überdüngung und Eutrophierung bewahren, so muß man jede vermehrte Zufuhr von Phosphaten abstoppen. Dem Zürichsee kann schon eine verminderte Einleitung von Stickstoffverbindungen die weitere Überdüngung fernhalten; das gleiche Ziel würde aber auch durch ein sehr gründliches Vermeiden der Zufuhr von Phosphorverbindungen erreicht.

7. *Planktonproduktion und Sedimentation*

Bei größeren Seen gibt die Menge des produzierten Planktons ein gutes Bild über den Grad der Überdüngung oder Eutrophierung des Sees. Wollte man aber bisher die Menge der Planktonproduktion im Verlaufe eines Monats oder Jahres genau bestimmen, so sah man sich vor die Schwierigkeit gestellt, daß dafür noch keine befriedigende Methode existierte. Wir mußten also eine Methode schaffen, die einen genauen Vergleich der Planktonproduktion verschieden trophierter Seetypen untereinander zuließ. Es war als sehr wahrscheinlich anzunehmen, daß die Produktion eines Sees an organischem Material in der Intensität der Sedimentation zum Ausdruck komme. Biologische und chemische Untersuchungen an über 30 Sedimentproben, die sich während durchschnittlich 4 Wochen in unserem Apparat, der «Sedimentmeßpfanne» abgesetzt hatten, bestätigten unsere Annahme und ermutigten uns, die begonnenen Untersuchungen systematisch fortzusetzen.

Über einen Teil unserer ersten Untersuchungen im Pfäffikersee orientiert Abb. 7. Die Ablagerung von Eisen-, Magnesium-, Kalium-, Phosphor- und Stickstoffverbindungen war im Herbst bis anfangs Dezember beträchtlich, hörte dann aber in den Wintermonaten fast ganz auf. Eine Überraschung trat im Frühjahr auf. Kaum hatte im März die massenhafte Entwicklung von Planktonalgen begonnen, so starb schon ein großer Teil davon ab und sank zu Boden, was in den hohen Werten von abgelagerten Phosphor- und Stickstoffverbindungen zum Ausdruck kommt. Die Auffassung, daß erst zur Zeit des herbstlichen Laubfalles im See ein großes Sterben der Schwebeorganismen einsetzt, ist deshalb unrichtig. Auf Grund von quantitativen biologischen Untersuchungen an den Sedimentproben konnten wir die Lebensdauer einiger wichtiger Planktonalgen wie *Fragilaria crotonensis Kitt.*, *Stephanodiscus astraea* var. *minutula (Kg.) Grun.* und einer planktischen *Mougeotia* spec. berech-

nen; sie liegt zwischen etwa 5 und 12 Tagen. Eine Ausnahme macht die im Zürichsee häufige Burgunderblutalge, die ausgesprochen langlebig ist, indem sie beinahe ein ganzes Jahr aushält. Sie entwickelt sich im Mai bis Juni in etwa 12 m Tiefe reichlich und stirbt erst im folgenden Frühling in großen Massen ab. Während des Winterhalbjahres wird sie von der Limmat in großen Mengen aus dem See getragen, was den Stoffhaushalt des Sees erfreulich entlastet. Die auf dem Seegrund verfaulenden Burgunderblutalgen machen lediglich einen kleinen Bruchteil der gesamten Planktonproduktion des Zürichsees aus.

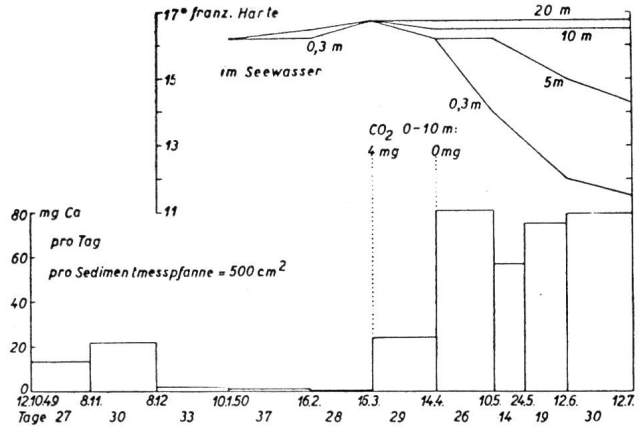

Abb. 8 Der Kalkgehalt im Sediment des Pfäffikersees in Abhängigkeit vom Kohlensäuregehalt und von der biochemischen Kalkfällung im Seewasser (Kalkgehalt in mittleren Tagesmengen aufgezeichnet).

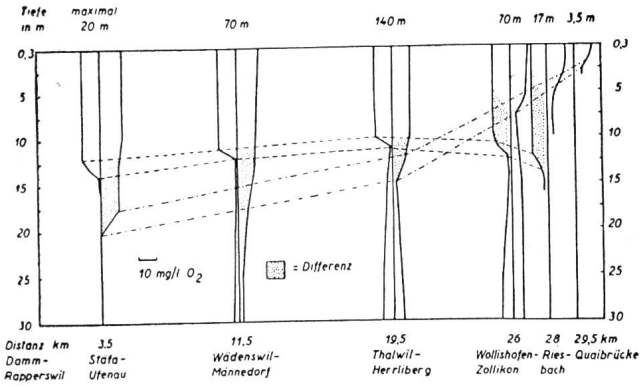

Abb. 9 Der Sauerstoffgehalt des Zürichseewassers in der Seemitte bei Stäfa, Wädenswil, Thalwil, Wollishofen, Riesbach und der Quaibrücke (nur 14. November), für den 28. Oktober 1947 links der Ordinaten (Sprungschicht gestrichelt) und für den 14. November 1947 rechts der Ordinaten (Sprungschicht strichpunktiert) aufgetragen.

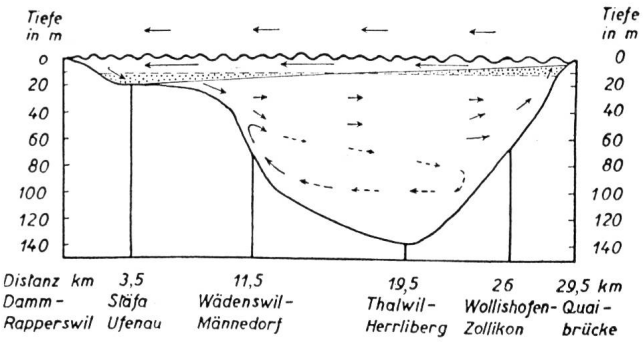

Abb. 10 Schema über die Vertikalrotationen des Wassers in der Längsrichtung des Zürichsees unmittelbar vor dem 14. November 1947.

Um Untersuchungsergebnisse über die Menge und den Chemismus der in den verschiedenen Monaten abgelagerten Sedimente zweckmäßig auswerten zu können, ist es von Vorteil, wenn man sich auf gleichzeitig durchgeführte Analysen von Seewasserproben aus verschiedenen Tiefen stützen kann. Ein Beispiel für eine derartige Betrachtungsweise gibt Abb. 8. Obschon gemäß Abb. 7 die maximale Phosphat- und Stickstoffsedimentation zwischen dem 16. März und dem 14. April erfolgte, trat die maximale Kalkfällung nach Abb. 8 erst zwischen dem 14. April und dem 10. Mai ein. Dieses spätere Einsetzen der Kalkfällung ist dadurch zu erklären, daß dem Phytoplankton zur Deckung seines Kohlenstoffbedarfes am 16. März im Oberflächenwasser noch 4 mg/l freie Kohlensäure zur Verfügung standen, welcher Wert allerdings bis zum 14. April auf 0 mg/l sank. Mit dem Verschwinden der freien Kohlensäure begann die durch *L. Minder* bekannt gewordene biochemische Kalkfällung, bei der das Phytoplankton dem Oberflächenwasser einen Teil der Bikarbonatkohlensäure entzieht und dadurch Kalziumkarbonat ausfallen läßt. Deshalb ging, wie in Abb. 8 dargestellt, das Sinken der Karbonathärte in 0,3 m und später auch in 5 m Tiefe mit dem Beginn einer intensiven Sedimentation von Kalziumkarbonat parallel.

8. *Windbedingte Seeströmungen*

Dem aufmerksamen Berufsfischer, der Tag für Tag seine Netze ins Wasser hängt, ist gut bekannt, daß andauernde und kräftige Winde im See zu sehr bedeutungsvollen Strömungen führen können. Solche Strömungen können Trinkwasserfassungen, Badeplätze und Fischfang auffällig beeinflussen, indem sich dann die Wasserbeschaffenheit an den betreffenden Stellen unter Umständen innert kürzester Zeit stark verändert. Sie sind aber auch wissenschaftlich von großem Interesse; ihre Erforschung erleichtert das Verständnis für die besonderen Eigenarten eines Sees, weshalb wir den Windwirkungen im Zürichsee nach Möglichkeit unsere Aufmerksamkeit schenken. Von unseren bisherigen Untersuchungen greifen wir im folgenden einige Beispiele heraus.

Bei Besprechung der herbstlichen Schichtung im Zürichsee legten wir dar, daß sich im Gebiete der Temperatursprungschicht eine Zone befindet, die weniger Sauerstoff enthält als das darüber oder das unmittelbar darunter liegende Wasser. Am 28. Oktober 1947 lag diese sauerstoffarme Zone, wie in Abb. 9 gestrichelt angedeutet, zwischen Stäfa und der Quaibrücke ungefähr horizontal in etwa 12,5 m Tiefe. In den folgenden zwei Wochen nahm die Temperatur des Oberflächenwassers nur

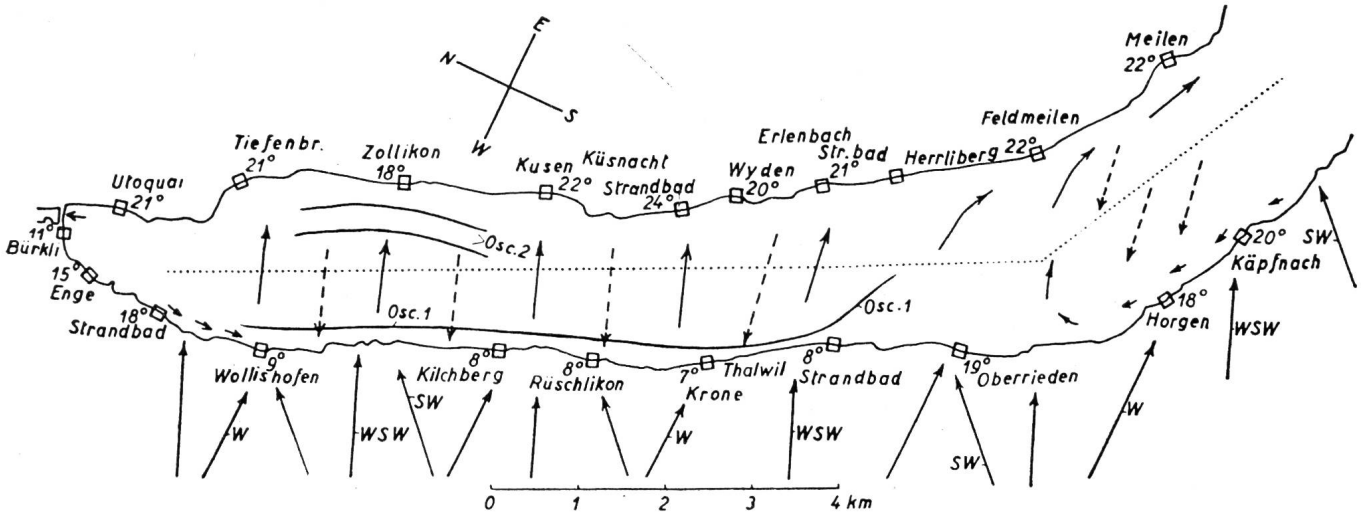

Abb. 11 Unterer Zürichsee mit minimalen Wassertemperaturen vom 3. August 1949, Wind- und Wasserströmungen (gestrichelt = meta- oder hypolimnisches Wasser)

wenig ab. Hingegen konnten wir am 14. November 1947 feststellen, daß sich die Lage der sauerstoffarmen Schicht stark geneigt hatte (in Abb. 9 strichpunktiert). Die Differenz vom höchsten Punkt (bei der Quaibrücke) zum gleichwertigen tiefsten Punkt (bei Seemitte Stäfa—Ufenau) betrug rund 16 m. Die Erklärung für diese Bewegung gibt Abb. 10. Während vier Tagen andauernde Nordweststürme hatten gewaltige Massen von warmem, sauerstoff- und planktonreichem Oberflächenwasser seeaufwärts gepreßt, während das Wasser in 20—60 m Tiefe seeabwärts strömte. Wie aus Abb. 9 herauszulesen ist, führte die dabei entstehende Sprungschichtneigung zum Abfließen von sehr sauerstoffarmem Wasser in die Limmat; das Sohlenwasser der Limmat enthielt damals nur 4,2 mg/l Sauerstoff, was bereits zu Standortsveränderungen der Fische führen konnte.

Am 2. August 1949 erhoben wir in allen Badanstalten rund um den Zürichsee herum bakteriologische Wasserproben zur Überprüfung der hygienischen Verhältnisse. Gleichzeitig bestimmten wir die Temperatur des Oberflächenwassers, die an den verschiedenen Stellen nur zwischen 22,4 und 25,6° C schwankte. Gegen Abend bis zum 3. August trat ein heftiger Westsüdweststurm auf, der das Oberflächenwasser von Wollishofen—Kilchberg—Thalwil auf die andere Seeseite drängte und dadurch am linken Ufer das Tiefenwasser emporpreßte. Dies führte zu der in Abb. 11 aufgetragenen, eigenartigen Temperaturverteilung am 3. August. Mitten im Hochsommer wurden z. B. bei Thalwil Oberflächentemperaturen von 7° C gemessen; gleichzeitig mit dem kalten Tiefenwasser war auch die vorher in etwa 12 m Tiefe lebende Burgunderblutalge an die Oberfläche getreten und dann teilweise gegen das rechte Seeufer geschwemmt worden. Diese Sturmwirkung beeinflußte die für das ganze Seegeschehen so wichtige Sprungschicht nachhaltig. Während gemäß Abb. 12 vor dem Sturm eine deutliche Temperatursprungschicht und Sauerstoffsprungschicht ausgebildet und auch die Burgunderblutalge in ihrer Horizontalverteilung extrem geschichtet war, verwischte der Sturm diese Schichtungen für einen Zeitraum von mehr als einer Woche.

Ende Juni 1949 hatte uns der zürcherische Fischerei- und Jagdverwalter, Forstingenieur *Ed. Ammann,* auf eine außergewöhnliche Massenentwicklung von Uferalgen im Gebiet von Stäfa und an einigen anderen Stellen des rechten Seeufers aufmerksam gemacht. Drei diese Erscheinung gut zeigende Photos finden sich z. B. in einem Bericht von Dr. *E. Märki* in dieser Monatsschrift, 41. Jahrgang, Oktober 1949, Nr. 10, S. 123. Es stellte sich uns damals die Aufgabe, die Ursache der erstmaligen Massenentwicklung zu ermitteln. Da vorher während dreier Wochen fast ständig Winde in der Querrichtung des Sees von Stäfa nach Richterswil geweht hatten, vermuteten wir, daß hier eine Windwirkung im Spiele sei, und legten dementsprechend unsere Untersuchung an.

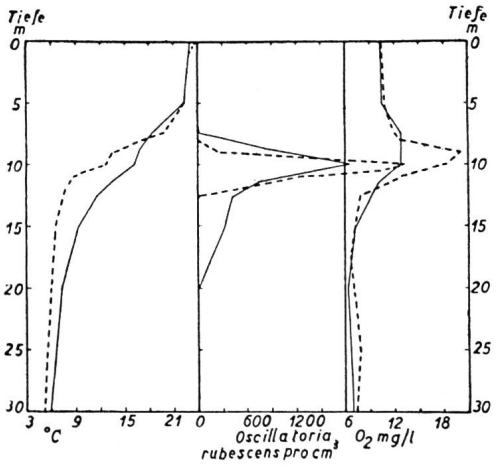

Abb. 12 Temperaturverlauf, *Oscillatoria rubescens*-Menge und Sauerstoffgehalt am 27. Juli (gestrichelt = vor dem Sturm) und 10. August 1949 (ausgezogen = nach dem Sturm) in der Seemitte bei Thalwil.

Abb. 13 zeigt ein schematisches See-Querprofil mit hundertfacher Überhöhung. Die eingezeichneten Isothermen für 19,5 ° C, 14 ° C und 10 ° C lassen leicht erkennen, daß die zur Zeit der Probenahme in der Nähe des rechten Seeufers liegende Wassermasse wesentlich kälter war als die linksseitige. Erst in 14 m Tiefe war die Wassertemperatur im ganzen Querprofil ausgeglichen. Nordostwinde hatten im vorliegenden Falle das warme Oberflächenwasser von Stäfa gegen Richterswil gedrängt, was zu einer deutlichen Neigung der Sprungschicht führte. Bei Stäfa wurden gleichzeitig mit dem Emporstreben der tieferen Wasserschichten gegen die Oberfläche auch die in den See eingeleiteten Abwässer gegen das Ufer zurückgestaut. Ferner zeigten unsere Untersuchungen, daß dieses emporgedrängte Tiefenwasser, wie zu erwarten war, mehr Nährstoffe enthielt als das vom Wind verschobene Oberflächenwasser. Aus beiden Gründen wurden dem rechten Seeufer zu dieser Zeit mehr Nährstoffe zugeführt als dem linken; bei der Ende Juni andauernden Schönwetterperiode waren also Düngstoff- und Lichtverhältnisse für die Entwicklung der Uferalgen auf der rechten Seeseite besonders günstig, was zu dem üppigen Wachstum führte. Es ist beizufügen, daß diese erstmals aufgetretene Massenentwicklung von Uferalgen als Ausdruck für die zunehmende Eutrophierung des Zürichsees zu werten ist, weil ja auch in früheren Zeiten schon ähnliche Witterungsbedingungen vorlagen, dann aber die mangelnden Düngstoffe eine Massenentwicklung der Algen verhinderten.

Wie wir in Abb. 4 gezeigt haben, enthält das Wasser des Zürichsees bei stabiler Schichtenlage in Tiefen von 100 m bis zum Grund (140 m) während des ganzen Jahres nur wenig Sauerstoff, zu gewissen Zeiten sogar weniger als 1 mg/l. Nach der bisherigen Literatur über den Zürichsee war anzunehmen, daß dieses sauerstoffarme Bodenwasser stets eine Mulde des Seebeckens ausfüllt, deren Übergangszone zum darüberliegenden sauerstoffreicheren Wasser des Hypolimnions parallel zum Seespiegel steht.

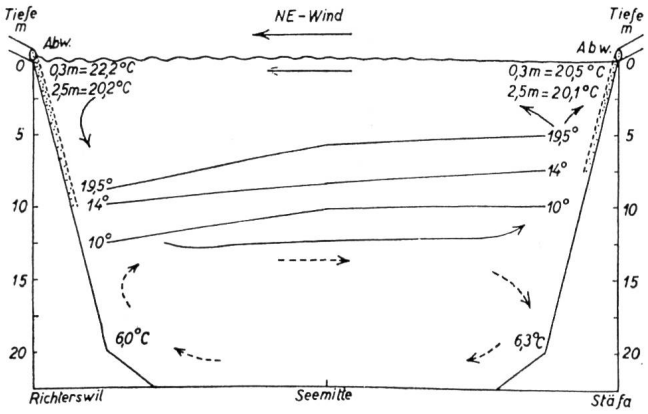

Abb. 13 Seequerprofil mit Sprungschichtneigung durch Windstau am 25. Juni 1949; hundertfach überhöht. *Abw.* = Abwassereinläufe.

Man hielt deshalb den oberhalb von 100 m Tiefe liegenden Seeteil für einigermaßen unberührt und ungefährdet vom sauerstoffarmen Tiefenwasser. Auf Grund von Untersuchungen aus dem Frühjahr 1950 mußten wir diese Auffassung richtigstellen. Während fast des ganzen Monates Februar wehten stärkere oder schwächere Winde in Richtung seeaufwärts. Da sich die ganze Wassermasse des Sees auf etwa 4 ° C abgekühlt hatte, beeinflußten diese Winde nicht nur die obersten Wasserschichten, sondern konnten ihre Wirkung bis in große Tiefen hinein ausüben. Immerhin war das in Tiefen von 100 bis 140 m liegende Wasser zufolge seines etwas höheren Kalkgehaltes etwas schwerer als das darüberliegende Wasser. Unter diesen Umständen fand nicht eine gleichmäßige Durchmischung der gesamten Wassermasse des Sees statt, sondern lediglich eine mächtige Verschiebung, wie dies aus unseren in Abb. 14 gegebenen Aufzeichnungen hervorgeht. Danach wurde ein Teil des zwischen der Quaibrücke und Thalwil liegenden Oberflächenwassers durch den Sturm seeaufwärts gepreßt; der zwischen Meilen und Wädenswil—Männedorf entstehende Windstau drückte seinerseits das Wasser der größten Tiefen in entgegengesetzter Richtung gegen Wollishofen. Dieser Druck war so groß, daß das sonst in Ruhelage in 100 und mehr Meter Tiefe liegende sauerstoffarme Wasser bei Wollishofen bis zu Tiefen von weniger als 55 m hinaufbrandete. Wie bei allen Sprungschichtneigungen handelt es sich auch hier aus physikalischen Gründen um eine labile Lage, so daß bei eintretender Windstille das bodennahe Wasser in pendelartige Schwingungen gerät, die vom darüber liegenden Wasser entsprechend pariert werden. Auf diese Weise wird auch im oberen Seeteil der in etwa 55 und mehr Metern Tiefe liegende Bodenschlamm zeitweise von sauerstoffarmem Tiefenwasser überflutet. Falls sich dann auf diesen Flächen Felchenlaich befindet, so dürfte kaum eine Aussicht für seine Weiterentwicklung bestehen.

9. Einflüsse auf den Zustand eines Sees

Die Produktion von Phytoplankton, Zooplankton, Bodenorganismen und Fischen im offenen See ist, wie wir gesehen haben, von sehr zahlreichen Faktoren abhängig, wie z. B. Stoffzufuhr, (Salzgehalt, Düngung), Volumen des Seebeckens (Verdünnung, Zirkulations- und Stagnationszeit), Gestalt des Seebeckens (Tiefe, Uferart), Windexposition (Durchmischung), Klima (Herbst- und Frühjahrszirkulation), Jahreszeit (Licht, Temperatur), Witterung (Dauer der Stagnation), Wetter (Sonne, Lichtwirkung), Durchflutung (Plankton und Nährstoffabfuhr, Durchmischung), Fischbestand und Fischfang. Alle diese Faktoren sind limnologisch betrachtet variabel, sogar das Volumen, weil es sich in einen veränderlichen epilimnischen und hypolimnischen Teil (Oberflächen- und Tiefenwasser) gliedern kann, ein Umstand, der auch der Ge-

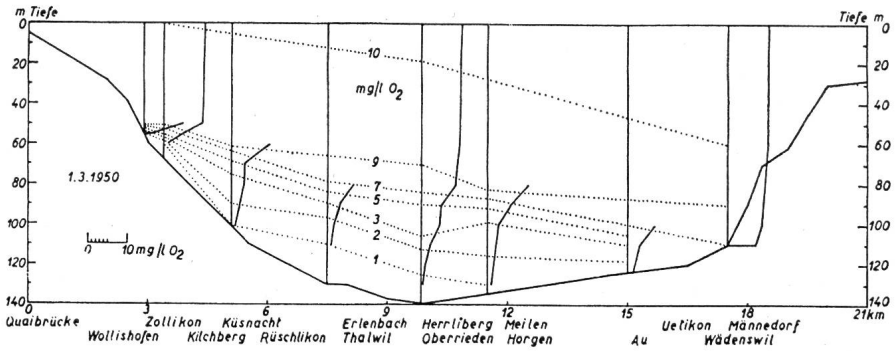

Abb. 14 Verschiebung des sauerstoffarmen Tiefenwassers in der Längsrichtung des Zürichsees als Folge eines Windstaus bei Homothermie, aufgezeichnet auf Grund der Sauerstoffprofile vom 1. März 1950.

stalt des Seebeckens im Jahresverlauf verschiedenartige Bedeutung zukommen läßt. Die Zahl variabler Faktoren vermehrt sich um ein Vielfaches, wenn wir in einem Querschnitt durch den offenen See die wichtigsten Stoffkreisläufe betrachten (Abb. 2) und wenn wir auch die ganze Uferzone mit ihrem eigenen Charakter in unsere Betrachtung einbeziehen. Ein See stellt deshalb einen komplizierten Lebensort dar, für dessen Beurteilung Schlagworte nicht genügen.

10. Die Notwendigkeit der Abwasserreinigung am Zürichsee

Wir haben dargelegt, wie die Abwasserzufuhr zum Zürichsee die Planktonalgen übermäßig düngt, so daß nach deren Absterben im Tiefenwasser unterhalb von 100 m Tiefe, im Herbst aber auch in einer Tiefe von 10—15 m, Zonen mit minimalem Sauerstoffgehalt entstehen. Unter dieser abwasserbedingten Verschlechterung des Sauerstoffgehaltes leidet vor allem die Fischerei. Mit einer weiteren Ausdehnung der sauerstofffreien Zonen im Zürichsee wird der mit künstlichen Maßnahmen noch hochgehaltene Felchenbestand ernstlich bedroht. Da die Felchen heute Plankton in Fischfleisch umwandeln, würde sich dann der Gesamtzustand des Sees sprungartig verschlechtern, ähnlich dem Greifensee oder dem Pfäffikersee. Eine weitere Verschlechterung des Sauerstoffgehaltes stellt aber auch die Gewinnung von einwandfreiem Trinkwasser in Frage, weil mit der Abnahme des Sauerstoffes im See die Zunahme von freier Kohlensäure parallel geht und damit die Aggressivität des Seewassers, d. h. die Gefahr der Korrosion von Eisen und Beton. Sauerstofffreies Seewasser weist auch geschmackliche und geruchliche Fehler auf, deren Beseitigung durch künstliche Maßnahmen schwierig und teuer ist. Auch wenn es gegenwärtig noch nicht gelingt, die Plankton-Düngstoffe restlos aus dem Abwasser zu entfernen, so soll man durch die Abwasserreinigung an Seen stets eine möglichst große Menge dieser Stoffe herausholen, so daß im See wenigstens für die nächste Zeit keine unangenehmen Überraschungen zu befürchten sind.

Eine hygienische Gefährdung der Badeplätze und des rohen Trinkwassers stellt der hohe Bakteriengehalt der in den See geleiteten Abwässer dar. In Betracht fallen dabei vor allem die Vertreter aus der Gruppe des *Bacterium coli,* die Darmbakterien, unter denen sich Krankheitserreger befinden. Unsere regelmäßigen bakteriologischen Kontrollen im Gebiete der Zürichseebäder beweisen, daß die Anzahl von Colibakterien pro cm^3 verschiedentlich 1000 überschreitet; einige hundert Colibakterien pro cm^3 findet man recht oft. Dabei sollte gutes Seebadewasser nicht viel mehr als etwa 10 Colibakterien pro cm^3 enthalten.

Zu denken gibt auch die Tatsache, daß bei einer Seegemeinde einmal die Chlorierungsanlage, die das Trinkwasser keimfrei machen sollte, defekt war, so daß die Bevölkerung das Seewasser mit all seinen Bakterien trank. Die beiden Beispiele wollen darlegen, wie wichtig bei der Abwasserreinigung auch die Entfernung der Abwasserbakterien ist. Glücklicherweise arbeiten die heutigen Abwasserreinigungsanlagen in dieser Beziehung recht gut, indem $^9/_{10}$ der Abwasserbakterien oder mehr entfernt werden. Man darf deshalb erwarten, daß nach vorgenommener Reinigung aller in den See geleiteten Abwässer nicht mehr von einer hygienischen Gefährdung der Badeplätze oder des rohen Trinkwassers gesprochen werden muß. Gründliche Abwasserreinigung bringt auch eine Verbesserung des Zustandes des Sees in ästhetischer Beziehung, indem dann dem gesunden menschlichen Empfinden Rechnung getragen wird, kein Wasser für Trink- oder Badezwecke zu verwenden, das durch ungereinigtes oder zu wenig gereinigtes Abwasser verschmutzt wurde.

Verwendete Literatur:

Ammann, Ed., Die Verunreinigung des Zürichsees und die Fischereiwirtschaft (Finanzdirektion des Kantons Zürich, 1942, 36 S.).

Ammann, Ed., Kampf der Verunreinigung der Gewässer — die Verpflichtung unserer Generation! (Jahrbuch 1950/51 des Verbandes zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, 16 S.).

Märki, E., Unser Zürichsee ist in der Agonie (Wasser- und Energiewirtschaft, 1949, H. 10, S. 122—124).

Minder, L., Der Zürichsee im Lichte der Seetypenlehre (Neujahrsblatt, Naturf. Ges. in Zürich, 1943, 83 S.).

Thomas, E. A., Beitrag zur Kenntnis des Planktons dreier Zürcher Seen (Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie, 1941, *9*, H. 1/2, S. 34—49).

Thomas, E. A., Regionallimnologische Studien an 25 Seen der Nordschweiz (Verh. Int. Vereinig. f. Limnologie, 1949, *10*, S. 489—495).

Thomas, E. A., Sprungschichtneigung im Zürichsee durch Sturm (Schw. Z. f. Hydrologie, 1949, *11*, H. 3/4, S. 527—545).

Thomas, E. A., Auffällige biologische Folgen von Sprungschichtneigungen im Zürichsee (Schw. Z. f. Hydrologie, 1950, *12*, S. 1—24).

Thomas, E. A., Beitrag zur Methodik der Produktionsforschung in Seen (Schw. Z. f. Hydrologie, 1950, *12*, S. 25—37).

Thomas, E. A., Sturmeinfluß auf das Tiefenwasser des Zürichsees im Winter (Schw. Z. f. Hydrologie, 1951, *13*, S. 5—23).

Thomas, E. A. und *Märki, E.*, Der heutige Zustand des Zürichsees (Verh. Int. Vereinig. f. Limnologie, 1949, *10*, S. 476—488).

Waser, E. und *Blöchliger, G.*, Untersuchung des Zürichsees 1936—38 (Aus dem kantonalen Laboratorium Zürich, 1939).

Genäherte Berechnung einer Abflußkurve

Von Hofrat Dipl.-Ing. *Wilhelm Reitz* (†), Graz (Österreich)

Im Nachlaß des verstorbenen langjährigen Vorstandes der Hydrographischen Landesabteilung Graz, fand sich der Entwurf für die vorstehende Abhandlung, die mit geringen textlichen Änderungen hiemit veröffentlicht wird.

Die Abflußkurve, also die Beziehung zwischen Wasserstand und Wassermenge läßt sich bekanntlich unter anderem auch durch die Gleichung darstellen:

$$Q = K\,(w - w_0)^n \qquad (1)$$

Darin ist: Q die Abflußmenge in m^3/s
K eine Konstante
w der Wasserstand am Pegel in cm
w_0 eine Konstante, und zwar gleich jenem Pegelstand, der dem tiefsten Sohlpunkt des Pegels entspricht (siehe Abb.)
n eine Konstante.

In der Praxis wurde bisher auf die Erstellung einer Gleichung meist überhaupt verzichtet, man wartete eben, bis genügend Messungen bei verschiedenen Wasserständen durchgeführt waren, trug die Messungsergebnisse in ein Achsenkreuz ein, legte mehr oder weniger freihändig eine Kurve durch die Meßpunkte und hatte so die gewünschte Abflußlinie.

Leider ist es aber nicht immer möglich, darauf zu warten, bis Wassermessungen bei verschiedenen Wasserständen vorliegen. Es ist daher eine genäherte Berechnung des Kurvenverlaufes für die Praxis von größter Bedeutung.

In der Abhandlung gleichen Titels von Dipl.-Ing. W. Reitz und H. Kreps in der «Deutschen Wasserwirtschaft», Jahrgang 1943, Heft 2, Seite 67, wurde gezeigt, wie sich aus den Häufigkeitsauszählungen der Wasserstände und aus einer theoretischen Ermittlung der Abflußhöhe, die Konstante K der obigen Formel errechnen läßt.

Für die Bestimmung des Exponenten n wurde dort ein Näherungsverfahren angegeben, das sich auf die beobachteten Extremwerte HHW und NNW und die dazu theoretisch ermittelten Durchflußwerte HHQ und NNQ stützt. Die Form des Pegelprofiles blieb dabei unberücksichtigt.

Im Folgenden wird nun gezeigt, daß es einen sehr einfachen Weg gibt, die Potenz n mit hinreichender Genauigkeit zu bestimmen.

Geht man vom Pegel-Querprofil, das jederzeit beschaffbar ist, aus, so läßt sich die Form des Querprofiles genügend genau darstellen durch:

$y = a \cdot z^{\frac{1}{m}}$ ..... wobei z = größte Tiefe.

Die Fläche wird: $F = 2\int_0^z y \cdot dz = 2\int_0^z a \cdot z^{\frac{1}{m}}\,dz =$

$$F = 2a\,\frac{m}{m+1} \cdot z^{\frac{m+1}{m}} = 2\,\frac{m}{m+1} \cdot y \cdot z$$

$2y = b$, wobei b die Spiegelbreite.

Die mittlere Tiefe ist:

$$\bar{t} = \frac{F}{b} = \left(\frac{m}{m+1} \cdot z\right)$$

Setzt man zur Vereinfachung

$$\frac{m+1}{m} = \nu \quad \text{und} \quad 2a\,\frac{m}{m+1} = \alpha$$

und $z = w - w_0$ ..... ausgedrückt durch Pegelstände

so wird: $F = 2a\,\frac{m}{m+1} \cdot z^{\frac{m+1}{m}} =$

$$F = \alpha\,(w - w_0)^{\nu} \qquad (2)$$

Auf Doppel-Logarithmenpapier aufgetragen ergibt diese Beziehung eine Gerade. Tatsächlich wird fast jedes Flußprofil dieser Bedingung gehorchen.

Ferner wird:

$$\bar{t} = \frac{m}{m+1} \cdot z \qquad \bar{t} = \frac{1}{\nu}\,(w - w_0) \qquad (3)$$

Die Geschwindigkeitsformel von Manning (Strickler, Forchheimer) lautet:

$$v = c \cdot r^{2/3} \cdot J^{1/2} \qquad (4)$$