176
PERMUTIT AKTIENGESELLSCHAFT

SCHRIFTENREIHE
DES VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
BERLIN-DAHLEM / GEGRÜNDET IM JAHRE 1902
HERAUSGEGEBEN IM AUFTRAGE DES
VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE
VON PROF. DR. E. TIEGS
Nr. 5

Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie

von

Prof. Dr. phil. Herbert Beger
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Berlin-Dahlem

PISCATOR-VERLAG STUTTGART
1952

Umweltbundesamt
2010.03129
Fachbibliothek
Umwelt

0023499 F9

Alle Rechte vorbehalten
Copyright by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem
Printed in Germany

Es sind erschienen:

1. Lieferung 22. 8. 1950
2. Lieferung 1. 6. 1951
3. Lieferung 25. 1. 1952
4. Lieferung 28. 7. 1952

Vorwort

Die Erkenntnis, daß die Biologie in Fragen der Wasserversorgung nicht nur theoretische, sondern auch nicht abzustreitende praktische Bedeutung besitzt, hat zur Abfassung der nachfolgenden Darstellung geführt. Wir blicken dabei auf eine mehr als fünfundzwanzigjährige Beschäftigung auf diesem Gebiete zurück und haben auch das in einem weitschichtigen Schrifttum zerstreute einschlägige Tatsachenmaterial für Klein- und Großwasserversorgungsanlagen zusammengetragen und verarbeitet.

Die Forschungsergebnisse und praktischen Erfahrungen zeigen, daß sich die Zielsetzungen auf zwei vielfach verzahnte Hauptgebiete erstrecken:

1. Auf die hygienisch-biologische Diagnostik mit dem Ziel eines Nachweises:
   a) von unmittelbar feststellbaren pathogenen Schädlingen (z. B. Wurmeiern, pathogenen Wasserblüten);
   b) von sonstigen belebten und unbelebten Verschmutzungsanzeigern (Saprobien, H_2O-Anzeigern);
   c) von Tieren, die durch ihre Ausscheidungen die Keimzahlen erhöhen bzw. den Kolitest verschleiern oder sogar pathogene Keime übertragen (Fliegen, Vögel usw.).
2. Auf technische Belange:
   a) Bedeutung bestimmter Organismen für die Wasserwerkstechnik;
   b) Ist die Anwesenheit solcher Organismen erwünscht oder wenigstens für gewisse Aufbereitungsstufen notwendig oder stellen solche Organismen im Gegenteil sogar unerwünschte oder lästige Schädlinge dar?
   c) Auf welchen Wegen vermögen solche Organismen in die Wasserwerke einzudringen und welche baulichen oder betrieblichen Maßnahmen sind erforderlich, um im Falle einer Schadwirkung ihren Zugang zu verhindern bzw. ihre Weiterentwicklung zu unterbinden oder mindestens auf ein erträgliches Maß zurückzuführen?

Diese beiden Arbeitsmöglichkeiten weisen also — besonders bei Großwasserversorgungsanlagen — eindeutig darauf hin, daß die Trink- und Brauchwasserbiologie nicht nur zur hygienischen Beurteilung eines Wassers oder eines Wasserwerks, sondern in erheblichem Ausmaße zur Ergründung von Mängeln in der baulichen Ausgestaltung einer Wassergewinnungsanlage bzw. eines Wasserwerks und seiner Betriebsführung beitragen kann, bis-

weilen sogar ausschlaggebend ist. Das Erfassen solcher Tatsachen setzt allerdings zum mindesten biologisches Denken und biologisches Einfühlungsvermögen voraus. Beides auf breiter Grundlage den Wasserfachmännern, Hygienikern und anderen interessierten Kreisen zugängig zu machen, ist das Hauptziel unserer Darstellung. Aus diesem Grunde wurde auch die Zahl der Abbildungen reichlich und vielseitig bemessen, ist doch bekannt, daß einerseits viele Wasserfachmänner und Hygieniker mit den auftretenden Lebewesen und deren Lebenserfordernissen wenig vertraut sind, während andererseits den meisten Biologen und entfernter stehenden Interessenten die technischen Einrichtungen von Wasserversorgungsanlagen und deren Betriebsführung kaum geläufig zu sein pflegen.

Durch zeitgebundene Ursachen bedingt, hat sich die Herausgabe der einzelnen Lieferungen über 3 Jahre erstreckt. Wir haben uns aber bemüht, auch die neuesten Ergebnisse der Forschung und Praxis soweit als möglich auszuwerten. Andererseits gebührt dem Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem, der trotz aller Schwierigkeiten die Drucklegung ermöglichte, mein verbindlichster Dank.

Berlin-Dahlem, den 3. Juli 1952.

Herbert Beger

Inhaltsübersicht

I. Historischer Rückblick 1

II. Die biologischen Entnahme-Methoden 11

A. Wasser-Untersuchungen 13

1. Direkte Entnahme-Methoden 13

2. Anreicherungs-Methoden 16

a) Filter-Verfahren 16

b) Zentrifugen-Verfahren 32

c) Kultur-Verfahren 33

3. Extraktions-Methoden 35

B. Besatz-Untersuchungen 35

C. Grund-Untersuchungen 40

III. Die biologische Bestimmungs- und Beurteilungs-Methode 43

IV. Das Indikatoren-System 50

A. Gesundheitsschädliche Organismen und ihre Ueberträger 50

B. Rein- und Schmutzwasser-Anzeiger 56

C. Schwefelwasserstoff-Anzeiger 75

D. Eisen- und Mangan-Anzeiger 82

E. Kalk-Anzeiger 92

F. Salz-Anzeiger 96

G. Grund- und Oberflächenwasser-Anzeiger 102

H. Kalt- und Warmwasser-Anzeiger 110

I. Farb-Anzeiger 113

K. Geschmacks- und Geruchs-Anzeiger 115

V. Die Klein-Wasserversorgung 117

A. Das Grundwasser 117

1. Die einfachsten Gewinnungsanlagen 117

2. Die Kesselbrunnen 118

a) Allgemeines 118

b) Offene Kesselbrunnen 125

c) Kesselbrunnen mit losem Verschluß 131

d) Kesselbrunnen mit festem Abschluß 132

3. Die Rohrbrunnen 136

4. Artesische Brunnen 139

B. Das Quellwasser 139

C. Das Regenwasser 145

VI. Die Groß-Wasserversorgung 154
A. Das Grundwasser 154
1. Die Wassergewinnungsanlagen (Rohr- und Sammelbrunnen) .. 154
2. Die Aufbereitungsanlagen 160
a) Die Enteisenung 160
b) Die Entmanganung 168
c) Die Schwefelwasserstoff-Entgasung 170
d) Die Entsäuerung 172
e) Die Enthärtung 173
f) Die Ozonisierung 174
3. Die Verteilungsanlagen 174
a) Die Reinwasserkammern 174
b) Die Rohrleitungen 176
c) Die Zwischenbehälter 181
d) Die Zapfhähne 183
B. Die natürliche Uferfilterung 184
C. Die künstliche Grundwassererzeugung 191
D. Das Quellwasser 194
E. Das Oberflächenwasser 202
1. Die Flußwasser-Versorgung 203
a) Stauseen 204
b) Flußwasserwerke ohne Aufbereitungsanlagen 206
c) Flußwasserwerke ohne Filteranlagen 210
d) Flußwasserwerke mit vollkommener Wasseraufbereitung .. 215
α) Die Zuleitung 215
β) Absetzbecken mit kurzer Speicherzeit 215
γ) Speicherbecken mit langfristiger Verweilzeit 217
δ) Die Filteranlagen 227
§ Die Langsamsandfilter 228
§§ Die Schnellfilter 243
ε) Das Verteilungsnetz 247
2. Die Seewasser-Versorgung 248
3. Die Talsperren-Versorgung 259
VII. Die Algen- und sonstige Schädlingsbekämpfung 274
Schrifttum 286
Sachregister 310

I. Historischer Rückblick

Lebewesen sind seit altersher in Trink- und Brauchwässern beobachtet worden. Bereits im 4. vorchristlichen Jahrhundert stellte *Aristoteles* (384—322) fest, daß sich die faulende Schlammoberfläche verschmutzter Brunnen zunächst weiß — durch die Bildung von Schwefelbakterienrasen —, dann schwarz — infolge Schwefeleisenbildung — und schließlich blutrot färbte; die roten Farbflecke waren beweglich — Schlammwürmer und rote Zuckmückenlarven —; am Wasserspiegel hingen Gebilde — Puppen —, aus denen geflügelte Insekten hervorgingen (*Thienemann* 1912). *Albertus Magnus*, der Doctor universalis des Mittelalters (1193—1280), erwähnt wohl als erster Brunnendrahtwürmer. Von diesen berichtet drei Jahrhunderte später der Schweizer *Konrad von Gesner* (1516—1565), daß sie der Volksmeinung entsprechend aus Pferdehaaren entstünden, wenn solche beim Tränken der Pferde in das Brunnenwasser fallen (*Lambert* 1925). Der Holländer *Anton van Leeuwenhoek* (1632—1723), der Erfinder des Mikroskops und Vater der Protozoologie und Bakteriologie, darf als der erste angesprochen werden, der auch Kleinstlebewesen in Trinkwässern nachwies. Daß solche in verunreinigten Wässern auch seinerzeit weit verbreitet waren, bedarf keiner besonderen Hervorhebung. Es genüge, daran zu erinnern, daß z. B. bei der ursprünglichen Wasserversorgung von Stralsund die Hausbrunnen mit natürlichem Oberflächenwasser gespeist wurden und daß zudem die einzelnen Brunnen untereinander in Verbindung standen. Auch ist bekannt, daß die bekannten blutroten Wasserverfärbungen, die gelegentlich in offenen Wasserbehältern auftreten und z. T. auf der Massenentwicklung von Blutalgen oder Eisenbakterien beruhen, im Mittelalter zur Sage von Brunnenvergiftungen Anlaß gaben. Aesthetische Erwägungen mögen unter solchen oder ähnlichen Verhältnissen dazu geführt haben, ein Wasser solcher Beschaffenheit für den menschlichen Gebrauch abzulehnen. Der Gedanke jedoch, die Güte eines Wassers in gesetzmäßige Beziehungen zu den in ihm enthaltenen festen Stoffen, insbesondere zu den in ihm lebenden Organismen zu bringen und diese Erfahrungen zur Trink- und Brauchwasserbeurteilung einzusetzen, stammt erst aus der Mitte des vergangenen Jahrhunderts.

Die ersten, die diesen Weg beschritten und auch die folgerichtigen Schlüsse zogen, waren anscheinend 1840 die Franzosen *Donné* und *Dupasquier*. Nach den allerdings sehr allgemein gehaltenen Angaben von *Despeignes* (1891) stellte ersterer bei Planungsarbeiten für die seinerzeit zu schaffende Wasserversorgung von Lyon fest, daß die als Wasserspender in Aussicht genommenen Wasserläufe der Rhône und Saône reichlicher „animalcules infusoirs" enthielten als einige gleichfalls in Betracht kommende Quellbäche. Jedenfalls lehnte *Dupasquier* als

der technische Bearbeiter des Bauvorhabens wegen dieser Befunde die Verwendung der Flußwässer ab. Das Vorgehen der beiden Franzosen fand zunächst keinen weiteren Widerhall, sondern fiel wegen der seinerzeit noch fehlenden allgemeinen wissenschaftlichen Grundlagen der Vergessenheit anheim. Aber auch gegensätzliche Auffassungen, wie sie besonders von *Pettenkofer* vertreten wurden, wirkten sich noch

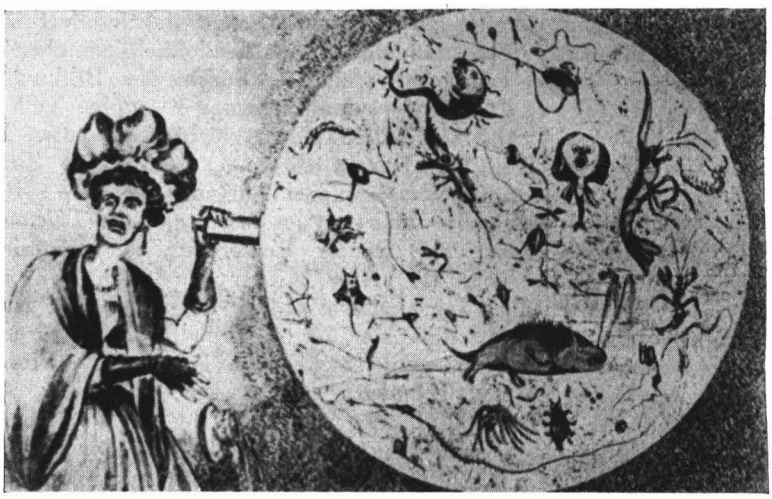


Abb. 1. Karikatur aus dem Jahre 1827 über die Verschmutzung des Themsewassers in London bei seinem Eintritt in das Grand Junction Wasser Werk (The Dolphin or Grand Junction Musance) — vgl. Engineering News Records **124** [1942] Nr. 15 und Water (Den Haag) **26** [1942], 8.

bis in die Zeit von *R. Koch* hemmend aus. So schrieb *v. Naegeli* (1877) der Anwesenheit von Organismen in Trinkwässern nur ästhetische Bedeutung zu. Er verglich sie „etwa mit dem Auftreten einer Made in einer Kirsche" und erklärte, daß „eine Flasche von sog. verpestetem Trinkwasser nur die homöopathische Dosis einer Mahlzeit von Käse" sei. Auch der Niederländer *Gunning* hielt noch 1883 ein unmittelbares Aufsuchen von Bakterien und sonstigen Lebewesen in den allermeisten Fällen für bedeutungslos, da einerseits stark belebte Wässer selten als Trinkwässer benutzt würden und andererseits in organismenarmen Wässern die Lebewesen rasch in Keim- und andere Dauerzustände übergingen.

Ueberblickt man das bis in die jüngste Neuzeit an zahlreichen Orten weit zerstreut niedergelegte Schrifttum über trink- und brauchwasserbiologische Fragen, so ergibt sich, daß der weitaus überwiegende Teil dieser Veröffentlichungen aus Mitteleuropa, England und Nordamerika stammt und sich in seinen Wurzeln auf zwei Männer zurückführen läßt, und zwar für Mitteleuropa auf den Breslauer Universitätsprofessor *Ferdinand Cohn* und für die anglikanischen Länder auf den englischen Apotheker und erfolgreichen Algologen *Hassall.* Von diesen beiden Vätern der Trinkwasserbiologie ist *Hassall* der ältere, *Cohn* der jüngere. Die grundlegende Veröffentlichung von *Hassall*

stammt aus dem Jahre 1850, die von *Cohn* aus dem Jahre 1853, wobei bemerkt sei, daß *Cohn* die Arbeit von *Hassall* nicht kannte. Für beide Autoren waren Cholera-Epidemien Ursache ihrer trinkwasserbiologischen Untersuchungen. Ersterer befaßte sich dabei mit der Themse und den mit ihr in Verbindung stehenden Londoner Wasserwerken, letzterer mit zahlreichen Hausbrunnen in Breslau, die je nach ihrer örtlichen Lage, ihrer Wasserzufuhr, ihrer baulichen Gestaltung und ihrer Pflege eine Musterkarte für die Wandlungsfähigkeit der biologischen Belebung lieferten. Beide Forscher erstrebten eine Kennzeichnung des Verschmutzungsgrades des Wassers mit Hilfe der darin enthaltenen festen Stoffe, insbesondere der Organismen, bzw. die Aufstellung von Leitorganismen für Rein- und Schmutzwasser. Mit Recht betonen beide, daß bei der Arteneinstufung der Häufigkeitsgrad von wesentlicher Bedeutung sei. Auch die Bedeutung der Grünalgen als Sauerstoffspender im Selbstreinigungsvorgang war *Hassall* (1845) durchaus nicht unbekannt. Er hebt weiterhin ausdrücklich hervor, daß die Biologie dort mit Vorteil eingesetzt werden sollte, wo die chemisch-physikalische Arbeitsmethode ihre Grenzen erreicht und wo die mikroskopische Untersuchung in der Lage ist, durch die nähere Bestimmung und Auswertung der ungelösten Stoffe die chemischen und physikalischen Feststellungen zu verfeinern und zu ergänzen. Die gleiche Auffassung vertritt auch *Cohn*, wenn er a. a. O. mitteilt, daß es ihm gelang, im Landauer Thermalwasser Kalkkristalle festzustellen, obgleich dieses Wasser Kalkkarbonate nur in Spuren enthält und deren Nachweis auf chemischer Grundlage erst von *Lothar Meyer* geführt

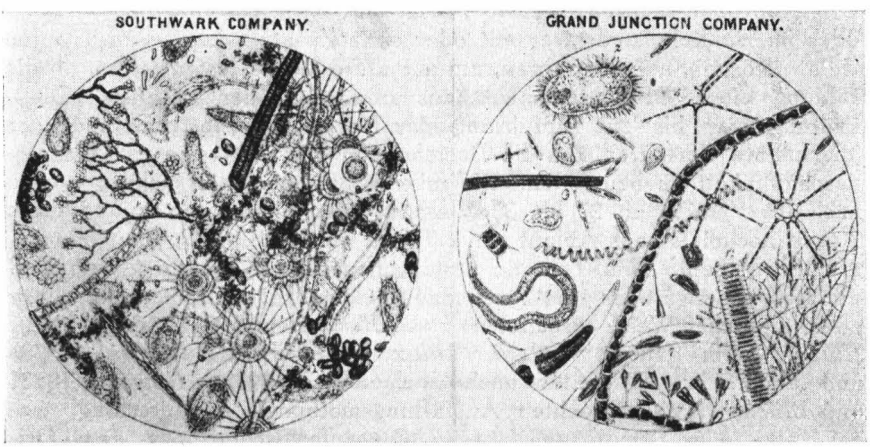


Abb. 2. Mikroorganismen-Abbildungen von *Hassall* (1850) aus der Trinkwasserversorgung von London.

wurde. Als Merkmal eines aufbereiteten Reinwassers fordert *Hassall*, soweit technisch möglich, die Abwesenheit jedweder belebter und unbelebter Bestandteile. Die Gefahren eines verschmutzten Trinkwassers erblickt er u. a. in der Möglichkeit der Uebertragung gesundheitsschädlicher Pilze. Auch hält er es für durchaus möglich, daß die Cholera durch ein spezifisches Gift oder aber, was wahrscheinlicher sei,

durch ein pathogenes tierisches oder pflanzliches Lebewesen hervorgerufen werden. *Cohn* spricht sich in dieser Hinsicht etwas positiver aus, indem er eine bakterielle Uebertragung für möglich erachtet. Den tatsächlichen Beweis für die Richtigkeit dieser Annahme erbrachte allerdings erst *R. Koch* durch die Entdeckung des spezifischen Kommabakteriums *Vibrio cholerae*. Andererseits vermochte *Cohn* seinerzeit noch nicht zu überblicken, daß auch Wässer, die nur Kiesel- und Grünalgen — Anzeiger reinen Wassers nach *Cohn* — enthalten, durchaus nicht immer hygienisch einwandfrei zu sein brauchen. Auch diese Erkenntnis wurde erst durch den Ausbau der bakteriologischen Untersuchungsmethodik, insbesondere durch die Einführung der festen Kulturböden durch *R. Koch* gewonnen. Bleibenden Wert erlangten hingegen die späteren Vorfluter-Untersuchungen *Cohns*, die u. a. die diagnostische Bedeutung von Abwasserorganismen wie *Sphaerotilus, Leptomitus* und *Beggiatoa* als typische Abwasseranzeiger sicherstellten.

Die biologische Trinkwasseruntersuchung beschränkte sich ursprünglich fast ausschließlich auf die Prüfung der Schwebestoffe des Wassers. Noch 1885 lehnte *Eyferth* die Untersuchung des Bodenschlammes und des Wandbelages mit der Bemerkung ab, „daß man im Schlamm wohl immer Organismen finden wird". Die Probenahme erfolgte durch Flaschen, deren Absatz nach geraumer Zeit durch eine Pipette entnommen und mikroskopiert wurde. In den 80er Jahren bediente man sich auch der Anreicherung durch Papierfilter, Glaswolle usw. Die älteren Untersucher pflegten überdies die entnommenen Originalproben mehrere bis viele Tage hindurch verschlossen im Licht oder im Dunkeln, und zwar mit oder ohne Zusatz von einigen Tropfen Gelatinelösung, aufzubewahren, um auf diese Weise festzustellen, ob die Bildung eines Oberflächenhäutchens einsetzte oder ausblieb. Diese Prüfung war bis zur Einführung der *Koch*'schen Plattenmethode das anerkannte Verfahren, um die Beziehungen der Bakterien zur Wasserbeschaffenheit zu beurteilen. Die mikroskopische Untersuchung wurde nach *Hirt* (1879) an 20 bis 30 Wassertropfen vorgenommen und diese Arbeit nochmals nach Ablauf von 2 Tagen wiederholt. Als Beurteilungsgrundlage diente zum Teil die Organismenzusammensetzung, zum Teil die Absetzmenge oder eine Verbindung beider Möglichkeiten. Auf diese oder ähnliche Weise arbeiteten z. B. *Radlkofer* (1863, 1865, 1872), *Hulva, Kühn* (1866), *Fölsch, Linter, Hölzner, Holdefleiss* (1878) und andere, z. T. später auch noch *Mez* (1898). *Nowak* (1883) und *Blücher* (1900) brachten Ausfällungsmethoden in Vorschlag, wobei Kalk- oder Barytlösungen bzw. Gipsaufschwemmungen dem Originalwasser zugesetzt wurden. Feinfilternde Gewebe fanden während dieses ersten Zeitabschnittes in Deutschland auffälligerweise erst sehr spät Eingang, obgleich seit dem Jahre 1845 das von *Johannes Müller* geschaffene und 1882 von *Hensen* (1887) für Meeresuntersuchungen erprobte Planktonnetz zur Verfügung gestanden hätte und Gazennetze bereits um 1850 in London von *Hett* (in *Hassall)* und Flanelltücher um 1890 in Rotterdam von *H. de Vries* mit gutem Erfolg angewendet worden waren. Mit den beiden letztgenannten Stoffen arbeitete zum ersten Male in Deutschland *Timm* (1894), um aus

der Hamburger Wasserleitung „Leitungsplankton" zu erbeuten. Die Benutzung von Planktonnetzen für trinkwasserbiologische Zwecke dürfte bei uns zuerst von *Blücher* (1900) empfohlen worden sein. Die Norweger *Wille* und *Huitfeldt-Kaas* verwendeten sie hingegen bereits fünf Jahre früher (1895), um die vom Maridalsvandet-See in zwei Staubecken der Osloer Wasserversorgung einfließenden Wässer biologisch zu untersuchen.

Aus der großen Zahl von Mitarbeitern, die sich im Verlauf der ersten fünfzig Jahre am Ausbau der Trinkwasserbiologie auf dem europäischen Kontinent beteiligten, sind besonders *Vejdovsky, Kraepelin* und *Hugo de Vries,* der spätere Begründer der Mutationstheorie, sowie *Zopf* hervorzuheben. Die erstgenannten drei Autoren erforschten eingehend die Besiedlung lichtloser Wassergewinnungsanlagen, *Zopf* lieferte als erster die wissenschaftliche Erklärung über die bakterielle Ursache der seinerzeit herrschenden „Eisenbakterienkalamitäten". Einen weiteren Fortschritt bedeutete es auch, daß die gewonnenen biologischen Erkenntnisse bereits frühzeitig im Schrifttum der Hygieniker und Techniker Eingang fanden, und zwar gleichgültig darum, ob sie begrüßt, abwartend behandelt oder abgelehnt wurden. Verwiesen sei in dieser Hinsicht auf die Veröffentlichungen und Lehrbücher von *Lersch* (1864), *Flügge* (1877), *Reichardt* (1880, 1885), *Wolffshügel* (1882), *Nowack* (1883), *de Bary* (1885, 1887), *Hueppe* (1887), *Tiemann-Gärtner* (1889, 1895), *Baumgarten* (1890), *Proskauer* (1890), *Ohlmüller* (1894), *Loeffler, Oesten* und *Sendtner* (1896) usw. Von hygienischer Seite wurde begreiflicherweise die Hauptbedeutung der biologischen Untersuchung in der Möglichkeit erblickt, Fäkalbestandteile, Wurmeier und sonstige unmittelbare Verschmutzungsanzeiger nachzuweisen. Die Beurteilung der Organismen wurde von *Tiemann* und *Gärtner* in folgenden zwei hygienischen Leitsätzen zusammengefaßt: „Ein Wasser, das grüne Algen und Diatomeen in nicht großer Menge, Wasserpilze und niedere Tiere aber in geringer Menge enthält, ist deshalb allein noch nicht immer als unrein zu bezeichnen" und „Mit zunehmender Zahl der Organismen nimmt die Ansehnlichkeit und Appetitlichkeit, kurz die gute Beschaffenheit des Wassers ab. Enthält das Wasser reichliche Mengen von Organismen, so ist es als unrein und, da niemand unreines Wasser verwenden kann und will, auch als unbrauchbar zu bezeichnen". Diese Beurteilung bezieht sich, wie *Tiemann* und *Gärtner* abschließend bemerken, „auf die Reinlichkeitsverhältnisse, nicht aber auf die mehr oder weniger große Möglichkeit einer Infektion mit Krankheitserregern."

Ihren Abschluß fand die erste Entwicklungsperiode in Mitteleuropa mit dem Erscheinen der „Mikroskopischen Wasseranalyse" von *Mez* (1898), einem groß angelegten Werk, das von umfangreichen eigenen Untersuchungen ausgehend das auf dem Gebiete der Trinkwasserbiologie angesammelte Wissen zusammenfaßt und gleichzeitig einen für die praktischen Bedürfnisse zugeschnittenen Ueberblick über die gesamte Mikrofauna und Mikroflora einschließlich der Bakterien bringt. Die Ausführungen beschränken sich allerdings fast ausschließlich auf Verhältnisse, wie sie in Brunnen anzutreffen sind. Die Bedeutung, die der Biologie bei der Lösung vieler betriebstechnischer Fragen im Bereiche

der zentralen Wasserversorgung zukommt, wird hingegen kaum gestreift.

Vier Jahre nach *Mez* veröffentlichten *Kolkwitz* und *Marsson* (1902) ihr bekanntes Saprobiensystem, für das eine eingehende Gliederung der pflanzlichen Leitorganismen 1908 und die der tierischen Arten 1909 folgte. Dieses im Dienste der Hygiene geschaffene ökologische System geht von den Erfahrungen aus, die in England von der *Royal Commission of River Pollution* (1870 u. f.), in Frankreich von *Gérardin* (1868—1875) und in Deutschland von *Alexander Müller* (1873, 1877), *Cohn* (1882), *Hulva* (1883—1885), *Emich* (1885), *Pettenkofer* (1891), *Volk* (1901—1906), *Schiemenz* (1903 u. f.), *Lauterborn* (1903), *Hofer* (1905), *Senft* (1905) und anderen Autoren bei der Untersuchung verschmutzter Vorfluter gewonnen worden waren. Auf die grundsätzliche Bedeutung dieses Systems für trink- und brauchwasserbiologische Zwecke wird später nochmals einzugehen sein. An dieser Stelle sei nur hervorgehoben, daß es sehr bald von *Thienemann* (1911, 1914), *Wilhelmi* (1914, 1915) und anderen aufgegriffen und zum Teil weiter ausgebaut wurde, so daß auf diese Weise für die Praxis eine wissenschaftlich fest begründete Unterlage zur Beurteilung der Beschaffenheit eines Wassers auf biologischer Grundlage hinsichtlich seiner organischen Belastung geschaffen wurde. Das Saprobiensystem fand dementensprechend, vereint mit anderen Ergebnissen der Wasserbiologie, ziemlich rasch Eingang in eine große Anzahl von Sammelwerken. Solche Darstellungen finden sich z. B. in den Handbüchern der Hygiene von *Rubner, v. Gruber* und *Fischer* (durch *Kolkwitz* 1911) und *Weyl* (durch *Wilhelmi* 1914), im Handbuch der hygienischen Untersuchungsmethoden von *Gotschlich* (durch *Kolkwitz* 1926), im Handbuch für pathogene Mikroorganismen von *Kolle-Wassermann* (durch *Kolkwitz* 1929), im Encyclopädischen Handbuch der Technischen Chemie von *Muspratt-Bunte* (durch *Weigelt* [und *Proskauer*] 1917 und *Schikorra* 1917), im Handbuch der mikroskopischen Technik von *Kraus-Uhlenhuth* (durch *Kolkwitz* 1924), in *König*, Untersuchungen der Nahrungs-, Genußmittel und Gebrauchsgegenstände (durch *Thienemann* 1918) im Handbuch für Hydrologie von *Prinz* und *Kampe* (1934), im Handbuch der Lebensmittelchemie von *Barnes, Bleyer* und *Grossfeld* (durch *Kolkwitz 1940).*

Gleich wichtig wie die Einbürgerung des Saprobiensystems war der weitere Ausbau der Untersuchungsmethodik und die Zusammenstellung bzw. Neuschaffung handlicher Entnahme- und Untersuchungsgeräte. *(Kolkwitz* 1907 b). Dabei trat das Planktonnetz als bequemes Mittel zur Anreicherung der Schwebestoffe und die Planktonkammer als Instrument für ihre Feinbestimmung in den Vordergrund. Die praktische Bedeutung des Netzes für die Gewinnung der Schwebestoffe aus Brunnen und zur Beurteilung der Leistung von Sandfiltern wurde zuerst 1903 *(Kolkwitz* 1903), bzw. für Talsperren 1904 dargelegt *(Kolkwitz* und *Thiesing* 1904), die Planktonkammer 1907 eingeführt *(Kolkwitz* 1907, 1911 b). *Borchardt* (1903, 1903—1916), der im Wasserwerk Remscheid zum Reinigen von Talsperrenwässern Filtertücher aus Wolle oder Flanell in die Aufbereitung einschaltete, bestimmte die Menge der dabei gefaßten Schwebestoffe gewichtsmäßig. 1911 wurde

das dem Planktonnetz wesensgleiche Planktonsieb entwickelt *(Kolkwitz* 1911 d) und für den Gebrauch der Betriebskontrolle von Talsperren (1911 a, b) und Schnellfiltern *(Bruns, Kolkwitz* und *Schreiber* 1913, *Kolkwitz* 1914) empfohlen. Gleichzeitig (1913) wurde die Grenzzahl für den raummäßigen Schwebestoffgehalt des Reinwassers auf 1 ccm je cbm Wasser festgesetzt. Für die Schlammentnahme wurde 1907 neben dem in ähnlicher Form bereits von *Thum* verwendeten Messing-Schlammbecher eine zusammenlegbare Klappdretsche geschaffen. In zeitlich weiterem Abstande folgte 1927 das in seiner Konstruktion allerdings inzwischen überholte Planktonmembranfilter (*Kolkwitz* 1927), das bei geeigneter Wahl der Nitrozellulose-Filterscheiben Schwebestoffe bis zu 0,35 μ Größe zurückzuhalten vermag. Absiebungen durch Filterkerzen mit dem Ziel der Schwebestoffgewinnung nahm allerdings bereits *Casagrandi* (1912) an Wasserleitungen vor. Dem Studium der Rohrbeläge diente das von *Kolkwitz* gemeinsam mit *E. Beger* geschaffene Prüfrohr (1931).

Abgesehen von der Berücksichtigung hygienischer Gesichtspunkte hat sich in der neueren Zeit durch das Anwachsen der Großwasserversorgung auch die Behandlung betriebstechnischer Fragen vom biologischen Gesichtswinkel aus als recht vordringlich und fruchtbar erwiesen. So ist im Anschluß an die Untersuchungen von *Zopf* und *Winogradsky* über die Eisenbakterien ein sehr eingehendes und weitschichtiges Schrifttum über die biologische Eisen- und Manganfällung entstanden, das mit Namen wie *Schorler* (1904, 1905), *Molisch* (1910, 1925), *Lieske* (1912), *E. Naumann* (1921), *Cholodny* (1926), *Dorff* (1934, 1935), *Baier* (1937), *Minder* (1936, 1940) und anderen verknüpft und von *Beger* (1938/39) für den Wasserwerksbetrieb zusammenfassend dargestellt worden ist. Ein praktisches Ergebnis solcher Untersuchungen war die Schaffung des *Vollmar*'schen Entmanganungsfilters. Der viel umstrittene Zusammenhang zwischen biologischen Vorgängen und Korrosionserscheinungen wurde durch *Haase* (1940) einer Klärung zugeführt, die Einwirkung sulfatreduzierender Bakterien auf Werkstoffe von *Bayer* (1942) erörtert. *Thienemann* (1918, 1928), *Jeannel* (1926), *Budde* (1927), *Kiefer* (1927 u. f.), *Griepenburg* (1933), *Beger* (1937), *Noll* (1939, 1943) und andere berichten über tierische Grundwasserbewohner, *Dietrich* (1913), *Berka* (1915), *Kisker* (1921), *Weber* (1923) und *Schmidt-Lange* (1938) über verunreinigte Einzelbrunnen. Ueber Störungen des Wasserwerksbetriebs durch Dreikantmuscheln, Schnecken, Süßwasserschwämme, Moostierchen, Keulenpolypen, Nematoden, Wasserasseln, Mücken und Fliegen liegen Angaben besonders von *Wilhelmi* (1922, 1928), *Roch* (1925), *Kemper* (1931), *Peus* (1931), *Böttcher* (1935), *Jettmar* (1938), *Krüger* (1942), *Boettger* (1946) und *Beger* (1948) vor. Fragen der See-, Talsperren- und Flußwasserversorgungen und der damit verknüpften Aufbereitung erörtern u. a. *Ruttner* (1906), *Thienemann* (1911), *Rasser* (1913, 1916), *Schneider* (1913), *Schroeder* (1914), *Kisskalt* (1915, 1922, 1940), *Diénert* und *Gizolma* (1916), *Heymann* (1921), *Gasner* (1925, 1929), *Keim* (1927/28), *Kuenzi* und *Gubelmann* (1927). (1938, 1941), *Stundl* (1940, 1942), *v. d. Werff* (1949), *Wautier* (1949) u. a. Beobachtungen über die Zapfbahnbärte wurden von *Wilhelmi* (1923, 1923-24), *Uhlenhut* und *Zuelzer* (1921), *Beger* (1935) u. a., solche über

laufende Brunnen von *Kurz* (1922), *Stadler* (1924), *Budde* usw. niedergelegt. Eine zusammenfassende Darstellung der Trink- und Brauchwasserbiologie erfolgte durch *H.* und *E. Beger* (1928).

Kennzeichnend für die neuzeitliche deutsche Wasserwerkspraxis ist endlich die Anwendung chemischer Mittel zur Bekämpfung pflanzlicher und tierischer Werksschädlinge. Von diesen Mitteln wurden das Chlor, bzw. Chlorverbindungen, sowie das Kupfersulfat als besonderes Algen- und Protozoengift aus der amerikanischen Praxis übernommen, während die Benutzung von Insektenpulver (*Buchmann* [1932], *Kemper* [1932], *Boettcher* [1935]) gegen Insektenlarven und Wasserasseln und die von Ammoniak gegen Vollkerfen (*Boettcher* [1935]) vor allem bei uns erprobt wurde.

In England, wo — an *Hassall* (1850, 1856) anschließend — Veröffentlichungen von *Allman* (1852), *Snow* (1854) und anderen erschienen, nahm die Entwicklung der Trinkwasserbiologie zunächst etwa den gleichen Verlauf wie auf dem europäischen Kontinent. Zur Beschaffung der Untersuchungsstoffe diente die einfache Sedimentation in Gläsern, die Anreicherung durch Befestigung kleiner Leinenläppchen an Zapfhähne oder die Benutzung von einfachen oder gehärteten Papierfiltern. Macdonald (1875, 1884) bildete ein eigenes Absetzverfahren aus, bei dem eine an einer Schnur befestigte und auf den Boden des Absetzzylinders versenkte Glasscheibe unmittelbar als Objektträger für die mikroskopische Untersuchung diente. *Dibdin* filterte durch gefrittete Kieselgur und bestimmte die erhaltenen Rückstände raummäßig. Größere Plankter wurden mit feinporigen Sieben gefangen, von denen das von *Sorby* (1884) benutzte Gerät 79 Maschen je cm enthielt. Für streng quantitative Untersuchungen wurde gegen Ende jenes Jahrhunderts auch die aus Nordamerika stammende *Sedgwick-Rafter*-Methode übernommen. Eine entfernt dem deutschen „Mez" entsprechende englische Veröffentlichung liegt von *Thresh* (1904) — und seinen späteren Mitarbeitern (4. Aufl. 1933) — vor. Obgleich von keinem Biologen geschrieben, enthält das Werk zahlreiche biologische Angaben aus Einzel- und Zentralwasserversorgungen. Im übrigen wird mehrfach hervorgehoben, daß zu Beginn des Jahrhunderts der Biologie in England nicht die Beachtung gezollt wurde, die ihr gebührt. Von 1917 an baute *Houston* die biologische Betriebsüberwachung durch die Ausbildung einer photographischen Schaubildmethode, sowie 1924 durch die Einführung eines Verfahrens zur Messung des Filterwiderstandes in großzügiger Weise aus. Letztgenanntes Verfahren ist seither in einer etwas abgeänderten Form eine Standardmethode in den Londoner Wasserwerken geworden. Eine andere, dem gleichen Zwecke dienende Apparatur entwickelten 1925 *Thresh* und *Beale*. Gegenwärtig werden nach *Pearsall, Gardiner* und *Greenshields* (1946) je nach den gesteckten Zielen für Wasseruntersuchungen das Planktonnetz, die *Sedgwick-Rafter*-Methode bzw. das Schleuderfilter von *Whipple* oder das Aceton-Extraktionsverfahren nach *Harvey* benutzt, während die quantitative Zählung durch eine eigens geschaffene „Tropfen-Methode" oder durch die *Utermöhl*sche Sedimentationsmethode erfolgt.

Ergänzend sei noch bemerkt, daß z. B. *Fisher* (1902), *Garrett* (1912), *Harmer* (1913), *Johnson* (1914), *Batty* (1916), *Kirkpatrik* (1924), *Hastings* (1937) und *Gardiner* (1939) weitere Beiträge zur Trinkwasserbiologie in England lieferten. *Ellis* hat sich seit 1907 in einer größeren Zahl von Schriften mit der Frage der Eisenbakterien beschäftigt.

In Nordamerika reichen die Anfänge der Trinkwasserbiologie auf *Horsford* und *Jackson* (1854) zurück, die sich mit der Geruchs- und Geschmacksbildung durch Mikroorganismen befaßten. Nach den historischen Darstellungen von *Whipple* (1898, 1905) und *Rafter* (1900) erschienen anschließend etwa die Arbeiten von *Torrey* (1859), *Lewis* (1869), *Bell* (1871), *Gissler* (1872), *Farlow* (1876, 1877), *Nichols* (1877 u. f.), *Reinsch* (1877), *Kellicott* (1878), *White* (1878) und *Thomas* (1879). Vom Jahre 1880 mehrten sich solche Veröffentlichungen ständig. Von ihnen sind besonders die von *Mills* (1882), *Parkes* (1884), *Potts* (1884), *Wolff* (1885) und *Rafter* (1888) hervorzuheben. Die Entnahmemethoden trugen bis zum letztgenannten Jahre fast ausschließlich qualitativen Charakter. Die Schwebestoffe wurden in der Regel durch Filter aus dichtem Baumwollstoff gewonnen, der Rückstand ausgewaschen und aus diesem einzelne Tropfen mikroskopiert. Auf diese Weise arbeiteten z. B. *Mills* und anfänglich auch *Rafter*. Das *Sedgwick-Rafter*-Verfahren, das als sehr fein arbeitende quantitative Methode gegenwärtig in den nordamerikanischen Wasserwerken als verbindliche Standard-Methode dient, wurde im Zusammenhang mit den Gründungen von Untersuchungsstellen in Massachusetts (1887), Connecticut (1889), Boston (1889), Lynn 1893 und Brooklyn, N.Y. (1897) ausgebildet. Ursprünglich fing das Massachusetts State Board of Health die Schwebestoffe aus 200 ccm Wasser mit Hilfe eines am Halse eines Glastrichters befestigten Baumwollüberzuges ab (*Parker* 1887), wozu *Forbes* (1890) zur Beschleunigung des Filtervorganges eine Saugpumpe anschloß. Die Bestandteile des Filterrückstandes wurden ausgezählt. Der unmittelbare Vorläufer der *Sedgwick-Rafter*-Methode war die „Sand-Methode" von *Kean* (1889), der — von der Wirkung der Sandfilterung in Wasserwerken ausgehend — die Absiebungen von je 100 ccm Wasser mit Hilfe einer kleinen Menge von ziemlich grobkörnigem Sand in einen Glaszylinder vornahm. Der Sand wurde mit 1 ccm Wasser ausgewaschen, ein Teil des Waschwassers in eine 1-ccm-Kammer übertragen und die darin vorhandenen Bestandteile mikroskopisch bestimmt und ausgezählt. Diese von *Sedgwick* und *Rafter* (1889) weiter verfeinerte Sand-Methode stellt durch ihre Apparatur ein an ein Laboratorium gebundenes Verfahren dar, ist aber durch das Schleuderfilter von *Whipple* (1918) auch für den Gebrauch an anderen Orten anwendbar gemacht worden. Die in Deutschland seit 1902 eingeführte, nicht ortsgebundene Planktonnetz-Methode hat in Nordamerika zum mindesten im eigentlichen Wasserwerksbetrieb keinen Anklang gefunden. Diese Ablehnung wird von *Whipple* damit begründet, daß die Fehlergrenzen beim *Sedgwick-Rafter*-Verfahren innerhalb von 10 %, die bei der Planktonnetz-Methode aber innerhalb von 50 % liegen sollen. Sicherlich besitzt die nordamerikanische Methode ihre großen Vorzüge. Ihre Anwendung hat sich besonders in Oberflächenwasserwerken bewährt, und zwar namentlich in solchen Fällen, in denen es sich um das Auf-

treten von pflanzlichen oder tierischen Geruchs- und Geschmacksbildnern und deren Bekämpfung mit Kupfersulfat oder Chlor handelt. Im übrigen ist es für die amerikanischen Wasserversorgungsverhältnisse geradezu bezeichnend, daß das führende Lehrbuch der amerikanischen Trinkwasserbiologie von *Whipple* auch noch in seiner vierten, von *Fair* und *Whipple* (1927) besorgten Auflage zwar die Oberflächenwässer sehr eingehend behandelt, dafür aber auf die Biologie der Grund- und Quellwässer wesentlich weniger eingeht. Bei der Auswertung der biologischen Befunde stehen in Nordamerika betriebstechnische Gesichtspunkte weitaus im Vordergrunde. Der Anwesenheit von Organismen wird im amerikanischen Wasserwerksbetrieb im allgemeinen erst Bedeutung zugemessen, wenn die Lebewesen polysaproben Charakter tragen. Im übrigen wird von der Möglichkeit des Kupferns, Chlorens und Kalkens zur Vernichtung unerwünschter Organismen ausgiebig Gebrauch gemacht und Bericht erstattet. Kupfersulfat wurde zum ersten Male von *Moore* und *Keller* (1904) benützt, Chlor in vollem Umfange von *Hale* (1921) als erstem als Bekämpfungsmittel angewendet[1]). Das Sapriobiensystem von *Kolkwitz* und *Marsson* wurde von *Forbes* und *Richardson* (1912), bzw. *Richardson* (1921, 1925) eingeführt, von *Suter* (1922) und *Frost* (1924) und *Streeter* (1925) mit bakteriologischen Daten in nähere Beziehungen gebracht, aber erst 1927 von *Fair* und *Whipple* in das führende Werk: „Microscopy of drinking water" aufgenommen.

Zum Abschluß unseres kurzen historischen Ueberblickes sei noch kurz auf einige außerhalb von Europa und Nordamerika erschienenen trinkwasserbiologischen Arbeiten hingewiesen. So berichtet *Lemmermann* (1905) über das Plankton von Talsperren auf Hawai, *West* (1909) über das des Yan Yean Reservoirs in Australien. *Hattori* (1917) und *Kotoku* (1925) arbeiteten über die Biologie japanischer, *Wang* über die chinesischer Wasserwerke, *Sardijto* (1934) über ein solches auf Celebes. In Indien ist besonders *Biswas* (1930) zu nennen, der u. a. über die Wasserversorgung von Calcutta berichtet, daneben aber auch Angaben über Eisenbakterien von anderen Orten bringt. *Annandale* (1911, 1922) erforschte eingehend das Auftreten von Süßwasserschwämmen in indischen Wasserspeichern. Kurze Angaben über Algen aus gleichfalls indischen Brunnen liegen von *Fritsch* (1907) vor. Störungen durch Zuckmückenlarven werden u. a. aus Shanghai *(Pearson* 1937, *Rial* 1938) beschrieben.

---

[1]) Die Anwendung der Chlorung zum Zweck der Bakterienabtötung geht etwa auf das Jahr 1908 zurück.

II. Die biologischen Entnahmemethoden

Als Grundlage zur Durchführung trink- und brauchwasserbiologischer Untersuchungen können alle festen, dem Auge sichtbaren Stoffe dienen, die sich in den verwendeten Wässern und ihren Förder-, Aufbereitungs- und Verteilungsanlagen vorfinden. Dieses Untersuchungsmaterial umfaßt sowohl die unbelebten anorganischen und organischen Bestandteile (Sandkörnchen, Kohleteilchen, Pflanzenreste, Fleischmuskelfasern) als auch die in großer Mannigfaltigkeit anzutreffenden pflanzlichen und tierischen Lebewesen verschiedenster Größe. Ihre Gewinnung erfolgt im allgemeinen mit Hilfe derselben Verfahren, die in der Fluß-, Seen- und Höhlenforschung üblich sind. Auch die verwendeten Untersuchungsgeräte sind im wesentlichen die gleichen, wenngleich gerade in dieser Beziehung die Apparaturen der Trink- und Brauchwasserbiologie durch ihre besonderen Zielsetzungen manche Abwandlungen und Eigenheiten aufweisen.

Welche der einzelnen Entnahmeverfahren in einem bestimmten Falle anzuwenden sind, hängt von der jeweiligen Fragestellung ab. Im allgemeinen wird man stets dasjenige Verfahren wählen, das bei Benutzung der einfachsten Apparate und bei geringstem Zeitaufwand die erschöpfendste Gewinnung der Untersuchungsstoffe gewährleistet. Für die Beschaffung der Besatz- und Grundproben genügen fast stets qualitative Verfahren einfachster Art. Bei der Prüfung des Wassers hingegen können neben qualitativen Methoden auch solche quantitativer Art von Wichtigkeit werden. Die von den amerikanischen Fachleuten gewonnenen Erfahrungen haben sogar gezeigt, daß die Anwendung feinarbeitender Verfahren in gewissen Fällen unbedingt nötig ist, und zwar namentlich dann, wenn es sich um die Feststellung von Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen handelt.

Aus der in großer Zahl vorliegenden Verfahren, die im Verlauf des etwa hundertjährigen Bestehens der Trink- und Brauchwasserbiologie entwickelt worden sind, kommen gegenwärtig etwa folgende für die Praxis in Betracht:

A. Für die Untersuchung des Wassers (S. 13)
   1. Direkte Entnahme-Methoden (S. 13)
      a) Absetz-Methoden (S. 13)
      b) Planktonkammer-Methode nach *Kolkwitz* (S. 15)
   2. Anreicherungs-Methoden (S. 16)
      a) Filter-Verfahren mit
         α) Papiertrichtern (S. 16)
         β) Papierblättchen- und Wattescheiben (S. 17)

         (Schaubild-Methoden [S. 17] Flaschenfilter-Methode nach *Eugling* [S. 18], Leitungsfilter-Methode nach *Beger* [S. 19])

γ) Müller- und Metallgaze (S. 21)
(Planktonnetz-Methode [S. 21], Fangtopf von *Kiefer* [S. 25], Planktonsieb-Methode nach *Kolkwitz* [S. 25])
δ) Sand (S. 26)
(*Sedgwick-Rafter*-Verfahren [S. 26], Schleuderfilter nach *Whipple* [S. 29], Züricher Verfahren [S. 30])
ε) Filtermembranen (S. 31)
(Göttinger Membranfilter [S. 31])
b) Reine Zentrifugen-Verfahren (S. 32)
(Methoden nach *Boyce* [S. 32] und nach *Houston* [S. 32])
c) Kultur-Verfahren (S. 33)
α) Allgemeine Verfahren (S. 33)
β) Feststellung der hydrobiologischen Produktivität nach *Schreiber-Franzeff* (S. 34)
3. Extraktions-Methoden (S. 35)
(Chlorophyll-Auszug-Verfahren nach *Harvey* [S. 35])
B. Für die Untersuchung des Besatzes (S. 35)
a) Allgemeine Entnahme-Methoden (S. 35)
b) Spezial-Geräte für Quell- und Grundwasser-Untersuchungen (S. 37)
c) Allgemeine Aufwuchs-Methoden (S. 37)
d) Prüfrohr-Methode nach *Kolkwitz* und *E. Beger* (S. 38)
C. Für die Untersuchung des Grundes (S. 40)
a) Allgemeine Entnahme-Methoden (S. 40).

Kurz bemerkt sei an dieser Stelle, daß es ganz allgemein üblich ist, bei der Entnahme biologischer Absiebproben aus Zapfhähnen von einem den bakteriologischen Vorschriften entsprechenden Abflammen der Zapfstelle abzusehen, die Absiebung also ohne vorausgegangene Reinigung der Zapfstelle vorzunehmen. Dabei sollte die Absiebung unmittelbar nach Oeffnen des Hahnes, nicht aber nach längerem (für die bakteriologische Entnahme erforderlichem) Ablaufen erfolgen, da man auf diese Weise in den Besitz der gegebenenfalls in größerer Menge abgelagerten Schwebestoffe oder der gerade zu Beginn des Ausströmens in größerem Umfang sich ablösenden Rohrbeläge gelangen kann. Gegen diesen Brauch ist im allgemeinen nichts einzuwenden. Immerhin ist zu bedenken, daß bei einer derartigen Absiebung die angetroffenen Bestandteile nicht zwangsläufig dem Leitungsnetz, sondern zum mindesten teilweise den Zapfstellen selbst entstammen können, zumal wenn diese verschmutzt sind. Daher vermögen, wie bereits *Wilhelmi* (1924) betont hat, mehrfach hintereinander aus dem gleichen Hahn entnommene Proben je nach dem Grad der Ausspülungen bzw. der Ablösung von Teilen der Zapfhahnbeläge zu bakteriologisch und biologisch voneinander abweichenden Ergebnissen zu führen. Stellt man also bei Absiebungen im unmittelbaren Anschluß an das Oeffnen eines Hahnes z. B. Schleimflöckchen oder kleine Rundwürmer fest, so besteht der Verdacht ihrer Herkunft aus den Zapfhähnen und damit die Notwendigkeit, die Probenahme nach dem Abschluß der bakteriologischen Untersuchung nochmals vorzunehmen.

A. Die Wasser-Untersuchung

1. Direkte Entnahme-Methoden

a) Absetz-Methoden

Die einfachste Weise, Schwebe- und Sinkstoffe zu gewinnen, ist durch die Absetzverfahren gegeben. Bei diesen Methoden wird das Wasser mit einem Glasgefäß unmittelbar geschöpft oder, sofern es aus einer gewissen Tiefe stammen soll, zunächst mit Hilfe der Schöpfflasche nach *Meyer* (Abb. 3A) oder vollkommeneren Schöpfgeräten *(Lunzer* Wasserschöpfer [Abb. 3 B], Schöpfflasche nach *Friedinger* usw.)

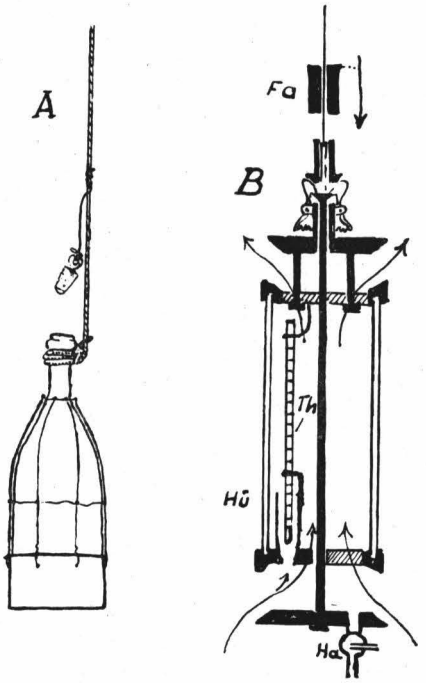


Abb. 3. A. *Meyer*sche Schöpfflasche. — B. Lunzer Wasserschöpfer (geöffnet). Fa = Fallgewicht; Th = Thermometer; Hü = Hülle um das Quecksilber-Gefäß; Ha = Ablaßhahn. — Nach *Ruttner.*

entnommen. Die festen Stoffe sammeln sich, zumal, wenn die beweglichen Organismen zuvor durch den Zusatz von konservierenden Stoffen (z. B. 3 % Formalin) abgetötet worden sind, auf dem Boden des Absetzglases, werden von dort mit einer Pipette entnommen, auf einen Objektträger überführt und dann mikroskopiert. Ist die absetzbare Menge in der Probeflasche so gering, daß eine unmittelbare Entnahme mit der Pipette nur unzureichend erfolgt, so überträgt man zunächst eine etwas größere Wassermenge aus der Probeflasche auf ein Uhrschälchen und bringt auf diesem die festen Stoffe durch ziemlich rasches Drehen des Uhrschälchens um seine Achse zur Ansammlung auf der Schalenmitte. Diese Schälchen können dann unmittelbar als Objektträger benutzt werden, erlauben aber nur die Anwendung geringer Vergrößerungen. Erfolgt die Untersuchung nicht sofort oder kurz nach der Entnahme, so ist je

nach der Wasserbeschaffenheit mit sekundären Eisen-, Mangan- und Kalkfällungen zu rechnen, die das mikroskopische Bild bisweilen merklich verändern. In nichtfixierten Proben treten nach geraumer Zeit nicht unbeträchtliche Veränderungen in der ursprünglichen Organismenzusammensetzung ein. *Gams* (1918) vergleicht derartige Proben mit gewissem Recht mit einer Grasflur, die von Kühen abgeweidet worden ist. Bewahrt man Wasserproben, die unter sterilen Bedingungen etwa mit dem Reinwasser einer zentralen Wasserversorgung gefüllt worden sind, fest verschlossen über Wochen und Monate auf, so entwickeln sich in ihnen nicht selten kleine Kiesel-, Blau- und niedere Grünalgen (besonders Naviculeen, *Scenedesmus*- und *Raphidium*-Arten, sowie auch kleinste Urtierchen (Bodonen und andere Flagellaten). Dieses Wachstum vollzieht sich besonders während des Sommers und steht — auch bei gut geführten Wasserwerken — mit der praktisch unausbleiblichen Einwanderung von pflanzlichen oder auch tierischen Kleinstformen in die Aufbereitungsanlagen in Verbindung.

Die Absetzmethode bietet ähnlich wie die später beschriebene Planktonkammermethode den Vorzug, daß sie sämtliche in einer Probe vorhandenen festen Stoffe der Beobachtung zugängig macht. Schwerwiegender ist aber der Nachteil, daß die Wasseruntersuchungen in der Praxis mit verhältnismäßig geringen Wassermengen durchgeführt werden müssen. Diese bieten aber, zumal bei schwebestoffarmen Wässern, keine Gewähr, daß die in diesen Stichproben enthaltenen festen Bestandteile einen einigermaßen erschöpfenden Ueberblick über das „biologische Gesamtbild" des betreffenden Wassers vermitteln. Auf Grund dieses Sachverhaltes stellen biologische Untersuchungen von Wasserproben von 1 bis 2 Liter Inhalt, wie das z. B. bei eingesandten Wasserproben üblich ist, nur einen Notbehelf dar. Diese Feststellungen seien durch folgendes Beispiel erhärtet.

Bei vergleichenden Untersuchungen einer städtischen Wasserleitung (BEGER, 1930, 1931) wurde durch Absiebungen mit dem Planktonnetz — also einer Anreicherungsmethode — in 0,5 m^3 Wasser das Vorkommen etwa folgender Bestandteile festgestellt:

Vorwiegend:	Eisenoxydhydrat mit reichlich *Leptothrix ochracea* und (seltener) *Crenothrix polyspora;*
Häufig:	Schimmelpilzfäden, *Keratella cochlearis* (etwa 40 lebende Tiere);
Mehrfach:	Bröckchen von kohlensaurem Kalk, Mangankrümel, Sandkörnchen. pflanzliche Reste (z. T. Fasern);
Vereinzelt:	*Leptomitus lacteus,* Bodonen, Difflugien, *Triarthra longiseta* (3 lebende Tiere), Nematoden, Cyclops sp., Diaptomus sp., Nauplien.

Zapft man von derselben Wasserleitung nur 2 l Wasser ab, so erhält man fast stets nur Spuren von festen Stoffen, unter denen — wie bereits theoretisch zu erwarten ist — die mehr oder weniger häufigen Bestandteile stets vorhanden sein werden. Dagegen ist es dem Zufall überlassen, wenn z. B. diagnostisch so wertvolle Bestandteile wie die Rädertiere *(Keratella, Triarthra)* oder der „Abwasserpilz" *Leptomitus* aufgefunden werden. Geht man beispielsweise von den 40 aus 500 l Wasser abgesiebten Keratellen aus, so besteht keine große Wahrscheinlichkeit, daß auch nur eine einzige von ihnen in einer Stich-

probe von nur 2 l Wasser aufgefunden wird. Jahrelange Untersuchungen der in Frage stehenden Wasserleitung zeigten in der Tat, daß bei der Verarbeitung geringer Wassermengen einzig Eisenoxydhydratflöckchen, Sandkörnchen und Detritus regelmäßig, die übrigen, sowie auch noch weitere Bestandteile hingegen nur gelegentlich beobachtet wurden.

b) Die Planktonkammer-Methode nach *Kolkwitz*

Die 1905 von *Kolkwitz* (1907) entwickelte „Planktonkammer" besteht aus einem flachen Glasblock von 3,18 oder 2,63 mm Höhe, aus dessen Mitte ein Zylinder von 1 ccm Fassungsraum ausgeschnitten ist (Abb. 4 A). Die beiden Flachseiten des Blocks sind mit je einer 0,5 bzw. 0,7 mm dicken plangeschliffenen Glasplatte bedeckt, deren obere abnehmbar, die untere fest aufgekittet ist. Die Kammer läßt sich in ein Metallgehäuse einschieben, das durch einen herausnehmbaren Querstift ein Auseinanderfallen von Kammer und Glasplatte verhindert (*Kolkwitz* 1911, 1). Die Kammer wird durch einfaches Eintauchen in das zu prüfende Wasser gefüllt und durch Ueberschieben der Deckplatte unter Wasser geschlossen. Es wird dabei also zwangsläufig eine Wassermenge von 1 ccm eingeschlossen. Durch diese Art der Füllung gewährt die Planktonkammer in einwandfreier, leichter und rascher Weise einen unmittelbaren Einblick in die Zusammensetzung der im Wasser enthaltenen Stoffe. Insbesondere werden auf diese Weise die kleinsten Planktonformen (Nannoplankter), sowie auch die kleinsten unbelebten Bestandteile, die bei vielen der Absiebverfahren nicht oder nur unvollkommen erfaßt werden, der Beobachtung zugänglich gemacht (*Utermöhl* 1936). In Verbindung mit einer Okularzählplatte unter das Mikroskop gelegt, ermöglicht die Kammer sehr genaue quantitative Feststellungen. Für die praktischen Bedürfnisse

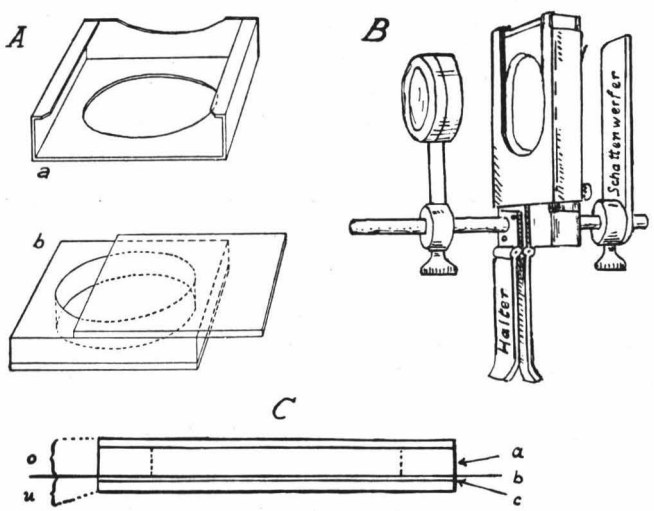


Abb. 4. A. Planktonkammer (*a* Metallgehäuse zur Aufnahme der Kammer; *b* Glaskammer mit Deckplatte). — B. Planktoskop. — C. Spaltkammer (*o* = oberer Blockteil mit Deckscheibe *b* [zur Verdeutlichung an beiden Seiten hervorragend]; *u* = unterer Blockteil). — Nach *Kolkwitz*.

der Trink- und Brauchwasserbiologie genügt es allerdings vielfach, das zeitraubende Auszählen des ganzen Kammerraumes auf einzelne Probequadrate zu beschränken oder sich mit einer Schätzung zu begnügen. Die Schwierigkeit, die rasch bewegliche Tiere der Auszählung bereiten können, läßt sich z. B. durch ein Narkotisieren (etwa mit Jodjodkali-Zusatz) oder durch die Erzeugung einer Wärmestarre (durch Eintauchen der Kammer in erwärmtes Wasser) beheben.

Da die Planktonkammer infolge ihrer Dicke ein Mikroskopieren mit stärkeren Vergrößerungen erschwert bzw. unmöglich macht, hat *Kolkwitz* die Kammer später (1932), zu einer „1-ccm-Spaltkammer" verflacht, bei der der Glasblock wagerecht in einen 2,23 mm hohen oberen und einen 0,4 mm hohen unteren Teil zerlegt worden ist (Abb. 4 C). Nach dem Absinken der Schwebestoffe auf die Grundplatte wird unter Wasser zwischen die beiden Teilkammern ein 0,15 mm starkes Deckglas eingeschoben. Die untere Kammer enthält nunmehr, abgesehen von den Schwebeorganismen, die sich vielleicht zuvor an der Deckplatte der oberen Kammer ansammeln, alle Bestandteile der 1-ccm-Wasserprobe. Einen weiteren Ausbau und damit eine fast unbeschränkte Anwendungsmöglichkeit erhielt das Kammerverfahren durch die Einführung des „Umgekehrten Mikroskops" und der „Röhrenkammern" durch *Utermöhl* (1932, 1936).

Die Leistungsfähigkeit der Kammer ist erstaunlich groß, gestattet sie doch z. B. in nährstoffreichen Gewässern zur Zeit von planktonischen Hochproduktionen gelegentlich 200 000 und mehr Einzelorganismen in 1 ccm Wasser nachzuweisen. Eingehende Untersuchungen mit ihr liegen z. B. von *Nitardy* (1913) und *Bethge* (1938/41) vor. Die Verwendung der 1-ccm-Kammer wird allerdings andererseits durch die verschiedenartige Besiedelungsdichte begrenzt, mit der die Plankter in einem Gewässer auftreten. Seltenere oder größere Organismen pflegen dementsprechend in einer Stichprobe von 1 ccm Wasser nicht oder nur zufällig erfaßt zu werden. Zum Nachweis solcher Formen sind u. a. 20-ccm-Kammern (Kolkwitz 1911) geschaffen worden, sofern sich zur Organismen-Gewinnung nicht andere Methoden besser eignen.

Die Planktonkammer wird in der Trinkwasserpraxis vorzugsweise bei den Untersuchungen von Wässern benutzt, die reich an Schwebe- und Sinkstoffen sind. Sie gestattet aber auch eine sehr genaue Kontrolle anderer Methoden, ferner eine Ueberprüfung der Leistung von Sandfiltern usw. Zur Klärung gewisser Fragen, die bei Behandlung von Geruchs- und Geschmackserscheinungen in gechlorten oder gekupferten Reinwässern auftreten, stellt sie das beste Untersuchungsgerät dar.

In Vereinigung mit einer an einem Stabe beweglichen Lupe und einem „Schattenwerfer" ist die Planktonkammer von *Kolkwitz* (1922) weiter zum „Planktoskop" (Abb. 4 B) entwickelt worden.

2. Anreicherungs-Methoden

a) Filter-Verfahren

α) Die Papiertrichter-Methoden

Die einfachste Weise, Schwebestoffe abzufiltern und somit anzureichern, ergibt sich durch die Benutzung einfacher Papier-

filter, wie solche für chemische Zwecke verwendet werden. Ihr Vorzug beruht auf der Möglichkeit, ohne besondere Schwierigkeiten unbegrenzte Wassermengen zu filtern; die Nachteile ergeben sich besonders dadurch, daß sich die Schwebestoffe zu einem nicht unbeträchtlichen Teile im Filterpapier verfangen und schwer aus diesem abspülbar sind; der abgespülte Rückstand ist fast stets mit Papierfasern des benutzten Papierfilters versetzt.

Der von *Kofoid* eingeschlagene Weg, an Stelle der gewöhnlichen Papierfilter solche aus gehärtetem Material — Hartfilter von *Schleicher* und *Schüll* No. 575 oder von *Watman* No. 50 — scheint nur in England und Nordamerika weitere Verbreitung gefunden zu haben.

Nach den Vorschriften von *Kofoid* wird eine gemessene Wassermenge bis auf einen Rest von 5 ccm durch das Hartfilter gegeben. Dieser Rest wird mit Hilfe einer Pipette in ein graduiertes Absetzglas übertragen oder in dieses gegossen, das Filter mit 10 ccm destilliertem Wasser nachgespült und das Waschwasser der erstgenannten Probe zugegeben. Der gebildete Niederschlag wird mengenmäßig gemessen und — gegebenenfalls — nach der auf S. 26 beschriebenen *Sedgwick-Rafter*-Methode weiter ausgewertet.

β) Die Filterblättchen- und Watteschеiben-Methoden

Die Schaubild-Methoden

Filter aus Fließpapier in Gestalt von Filterblättern sind ursprünglich bei der Abwasseruntersuchung als *Renk*sche Filter verwendet worden. Die Filterung erfolgt dabei in einer Nutsche, in die das Filterblatt auf eine poröse Porzellanplatte gelegt wird (Abb. 5). Der Wasserdurchlauf wird meist durch den Anschluß der

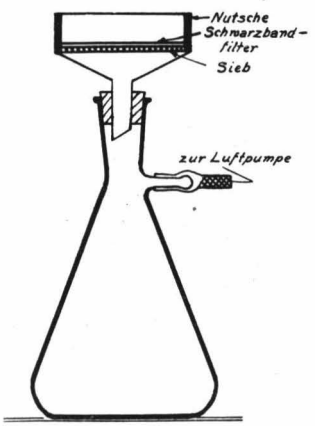


Abb. 5. Filtergerät nach *Sierp* für die Erzeugung von Schaubildern.

Nutsche an eine Wasserstrahlpumpe beschleunigt. In einer Reihe industrieller Werke und anderen Betrieben ist diese Methode seit längerer Zeit zur dokumentarischen Festlegung von Daueruntersuchungen in

Anwendung, bei denen es sich darum handelt, den Schwebestoffgehalt einer stets einheitlich gehaltenen Wassermenge kennenzulernen. Die Filterblätter werden nach Beendigung der Filterung auf Fließpapier getrocknet und auf Karten oder in Bücher geklebt. Sie gestatten, an ihrem Farbton und ihrer Belagsdichte augenfällig vergleichbare, wenn auch nur grobe Rückschlüsse auf die jeweils quantitative, seltener auch qualitative Schwebestoffbeschaffenheit des Wassers zu ziehen. Der Ruhrverband verwendet 7 cm im Durchmesser messende Schwarzbandfilter von *Schleicher* und *Schüll* No. 589 (*Sierp* 1932).

Schaubilder gleicher Art liefert auch eine in Nordamerika in die Wasserwerkspraxis benützte Watteschei ben-Methode, die ihre Apparatur der Milchkontrolle entliehen hat. Sie besteht im wesentlichen aus zwei mit ihren Halsteilen aufeinandergestellten Flaschen und der zwischengeschalteten Filtereinrichtung, deren Hauptteil eine Wattescheibe von rd. 2,5 cm Durchmesser bildet. Die Filterung wird nach dem Füllen der oberen Flasche durch Druckluft (unter Verwendung eines angeschlossenen Gummiballes) beschleunigt. Der Filterrückstand läßt sich ähnlich wie bei der Benutzung des *Renk*schen Filters durch mehrfaches Füllen der oberen Flasche beliebig anreichern.

Die Flaschenfilter-Methode nach *Eugling*

Das „Flaschenfilter" (Abb. 6) besteht im einfachsten Falle aus einer Weinflasche, deren Boden abgesprengt worden ist und an deren Hals ein mit einem Bajonettverschluß versehener Siebboden einen zusammengedrückten Wattebausch gegen die Halsöffnung drückt. Die Flasche

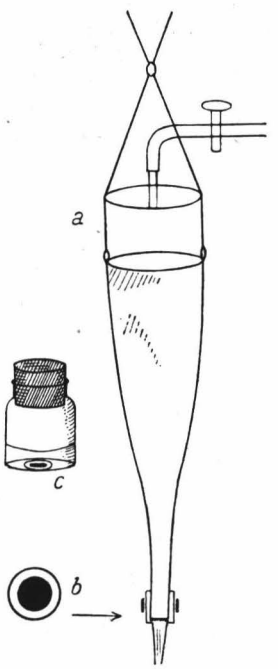


Abb. 6. Flaschenfilter nach *Eugling*.

besitzt ferner in der Nähe ihres unteren Randes zwei Löcher, durch die Schnüre gezogen werden, um die Flasche verkehrt aufhängen zu können. Die Filterleistung kann bei Verwendung von schwebestoffarmen Wässern und gleichmäßiger Beschickung etwa 350 l in 2 Stunden, bei unreinen Brunnenwässern häufig weniger als 30 l betragen. Bei mangelndem gleichmäßigem Wasserzufluß kann dieser mit Hilfe einer tragbaren Flügelpumpe, die am zweckmäßigsten 0,25 l bei jedem Pumpenstoß fördert, und einem Ausgleichsgefäß geschaffen werden.

Nach Abschluß der Filterung wird die Watte mehrmals sorgfältig gewaschen, der Rückstand in ein zweites Becherglas zum Absetzen gebracht und dann mikroskopiert. Die Artenbestimmung läßt sich bei quantitativer Schwebestoffgewinnung mit Zählungen verbinden. Will man die sich bei der Wäsche unweigerlich einstellenden Baumwollfasern ausschalten, so wird das Wattefilter durch ausgestanzte, zu 3 bis 5 übereinandergelegte Scheiben aus Müllergaze ersetzt.

Eugling hat z. B. bei der biologischen Untersuchung der schwebestoffarmen Wiener Hochquelleitung mit seiner Flaschenfilter-Methode (1931) sehr beachtliche praktische Erfolge erzielt. Es sei aber betont, daß durch die Verwendung von Watte als filternder Grundlage die quantitative Genauigkeit mehr oder weniger beeinträchtigt werden kann. Zum mindesten ergibt sich bei der Verarbeitung von eisenreichen Grundwässern eine so starke Durchsetzung des Wattematerials mit feinen und feinsten Eisenoxydhydratflöckchen und den sie häufig begleitenden Eisenbakterien, daß deren späteres Ausspülen nur sehr unzureichend möglich ist. Auch bei der Absiebung von Oberflächenwässern, die u. a. Nannoplankter mit Häkchen und Stacheln oder solche von nadelspitzer Gestalt (z. B. *Scenedesmus-*, *Raphidium-* und *Stephanodiscus*-Arten) enthalten, verfilzen diese Organismen z. T. so innig mit den Fasern, daß sie gleichfalls durch die Wäsche nicht mehr auszuspülen sind.

Die Leitungsfilter-Methode nach *H. Beger*

Die für die Wasseruntersuchung aus Zapfhähnen zugeschnittene „Leitungsfilter-Methode" von *H. Beger* (1937, 1941) baut auf der Verwendung von Papierfiltern auf. Das dazu benutzte „Leitungsfilter" besteht aus zwei Hauptteilen, einem Rohrstück und einem Schraubenmutternring, in dessen unteren Teil das Filter auf einem einsetzbaren Drahtsieb ruht (Abb. 7). In die obere Oeffnung des etwa 10 cm langen Rohres ist ein kurzes Stück Gasmuffenschlauch fest eingeschoben, das zum Anschluß an den Zapfhahnstutzen dient. Diese Verbindung wird durch eine verstellbare Gliederkette verstärkt. Das untere, zu einer lichten Weite von etwa 4 cm erweiterte Rohrende ist zur Aufnahme des Mutternringes mit einem Gewinde versehen. In den Ring wird zunächst das durch einige Metallstäbchen versteifte, paßrechte Messing- oder Bronzedrahtsieb, dann das vor der Filterung anzufeuchtende Filterblatt und über dieses zur Wandabdichtung ein flacher Gummiring gelegt. Nach dem Zusammenschrauben des auf diese Weise vorbereiteten Mutternringes mit dem Rohrstück ist der kleine Apparat verwendungsfähig.

Die Filterung erfolgt am zweckmäßigsten bei nur geringem Wasserdurchlauf. Filterdauer und Papierwahl sind vom Schwebestoffgehalt des Wassers und von der Zielsetzung der Untersuchung abhängig. Steht die Bestimmung der Schwebestoffe im Vordergrund, so eignen sich gehärtete Papiere ihrer glatten Oberfläche wegen am besten als Auffangfläche. Will man aber nur Schaubilder schaffen, so sind ungehärtete Papiere, wie z. B. die *Schleicher* und *Schüll*-Filterpapiere No. 589[2] und



Abb. 7. Leitungsfilter nach *Beger*.

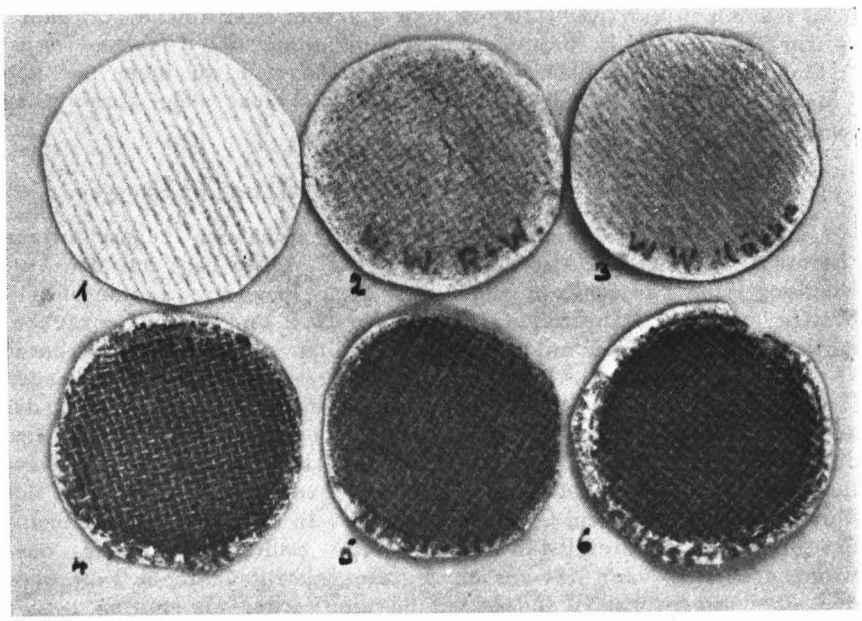


Abb. 8. Schaubilder von Leitungswässern mit verschieden hoher Eisen- und Manganbelastung aus der Wasserleitung von Angerburg (Ostpreußen). — Nach *Beger*.

598, oder im Notfall gewöhnliches Fließpapier vorteilhafter. Um den Farbton solcher Schaublätter möglichst deutlich hervortreten zu lassen, empfiehlt sich, sie in noch feuchtem Zustand auf eine weiße Porzellan- oder Weißglasplatte aufzulegen (Abb. 8). Eisen- und manganreiche Leitungswässer, wie sie in Norddeutschland nicht selten anzutreffen sind, färben bei derartigen Absiebungen die Papierfläche so rasch und ausdrucksvoll eisenrot oder manganschwarz, daß das Leitungsfilter von Wasserfachmännern wohl auch schon als „Leitungsschreck" bezeichnet worden ist. Das Auswaschen der Filterrückstände von ungehärteten Papieren bereitet dieselben Schwierigkeiten wie ihre Rückgewinnung aus Wattescheiben. Genauere mikroskopische Untersuchungen, die sich auf Artbestimmung und Mengenverhältnisse der Stoffe zueinander beziehen, sollten daher nur an solchen vorgenommen werden, die mit gehärteten Filterblättern gewonnen wurden.

γ) Müller- und Metallgaze-Methoden

Die Planktonnetz-Methode

In Deutschland verwendet man für die Schwebestoffgewinnung aus Trink- und Brauchwässern zumeist „Planktonnetze", und zwar solche einfacher Form. Sogenannte „quantitative Planktonnetze" und „Schließnetze" werden ausnahmsweise bei Talsperren- oder Seen-Untersuchungen benutzt.

Das gebräuchlichste Netz stellt einen kegelförmig zugeschnittenen Beutel aus Müllerseide von 35 cm Länge dar, der an einem Messingring von 13,5 cm Weite hängt und an seinem unteren Ende einen kleinen, 4,5 cm hohen und 2,2 cm breiten Messingbecher mit angesetztem Rohrstück trägt. Ueber dieses Ansatzstück ist ein kurzer Gummischlauch

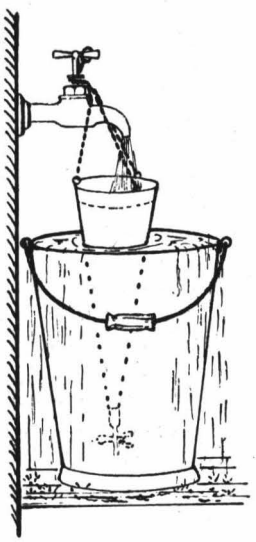


Abb. 9. Schwebestoff-Absiebung aus einem Leitungshahn mit dem Planktonnetz mit untergestelltem Eimer, um die Höhe der Schwebestoffverluste zu verringern. — Nach *Beger*.

gezogen, der durch einen Quetschhahn verschließbar ist. Beigaben sind ein am Netzrand angebrachtes Ansatzstück, das zur Befestigung an einen Ausziehstock dienen kann, sowie drei am Netzring befestigte und in einem kleinen Ring zusammenlaufende Schnüre, die ein Aufhängen ermöglichen (Abb. 9). Als Netzstoff dient Müllergaze No. 25 oder No. 27, von denen die erstere eine lichte Maschenweite von 75, die letztere eine solche von etwa 40 μ aufweist (Abb. 10). Die leistungsfähigeren dichtgewebten Netze eignen sich besonders zur Untersuchung der schwebestoffarmen Reinwässer, arbeiten aber langsam. Bei Vorfluter- und Talsperrenuntersuchungen verstopfen sie sich meist rasch.

Vor Beginn der Filterung wird der am Messingbecher angebrachte Gummischlauch durch den Quetschhahn verschlossen. Das Netz wird dann bei „Rohbestimmungen" durch das Wasser gezogen oder an einen Zapfhahn gehängt, oder aber es werden für f e i n e r e Untersuchungen die in Betracht kommenden Wassermengen mit Hilfe von Gefäßen bekannten Inhalts eingefüllt oder — bei Wasserleitungen — die Durchflußmengen mit der Uhr bestimmt. Die abgesiebten Schwebestoffe

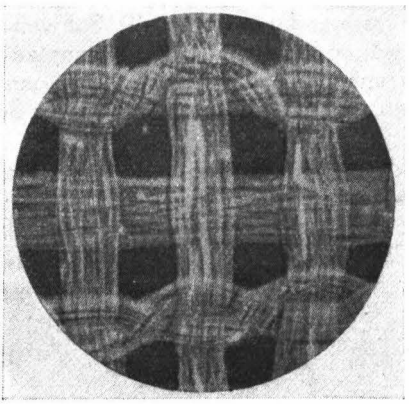


Abb. 10. Müllergaze No. 25, 100 × vergr. — Nach *E. Naumann.*

sammeln sich im Ansatzbecher und werden von dort durch das Oeffnen des Quetschhahns in ein graduiertes Planktonglas (Abb. 11 C, D) übergeführt. Das entleerte Netz wird nochmals verschlossen und sorgfältig rückgespült. Der sich dabei erneut ansammelnde Restrückstand wird gleichfalls abgefüllt. Das Absetzen des Filtergutes vollzieht sich in der Regel innerhalb einer Stunde, kann sich aber auch je nach der Beschaffenheit der Schwebestoffe und der Wassersäule über längere Zeiträume erstrecken. Die abgesetzte Menge wird raummäßig abgelesen und ihre Zusammensetzung mikroskopisch festgestellt. Weiterhin kann diese Menge auch lufttrocken gewogen werden (*Borchardt* 1909). Zerstört man den organischen Anteil der Absiebstoffe durch Kochen mit konzentrierter Schwefelsäure und nachfolgendem Zusatz einiger Kaliumnitratkristalle, so läßt sich der Anteil an anorganischen und organischen Stoffen raum- oder auch gewichtsmäßig ermitteln. Zu mehr oder weniger großen Ungenauigkeiten führt diese chemische Behandlung allerdings bei kalkreichen Rückständen infolge der eintretenden Gipsbildung.

Letztere läßt sich, allerdings unter Einführung einer neuen Fehlerquelle, durch Lösen des Kalkes in Salzsäure vor der Schwefelsäure-Behandlung und nachfolgendem Auswaschen verhüten.

Eindringlich ist darauf hinzuweisen, daß die Planktonnetze nach jeder Probenahme gründlich durchzuspülen sind, um die Verschleppung von Schwebestoffen von einer Wasserprobe in eine andere zu verhüten. Diese Forderung ergibt sich zwangsläufig besonders bei der Untersuchung aufbereiteter Reinwässer, da andererseits Befunde erzielt werden, die zu grundsätzlich falschen Ergebnissen führen können. Am sichersten geht man, wenn für die Absiebungen von Reinwässern ein anderes Netz als für solche von Rohwässern benützt wird, und zwar besonders dann, wenn letztere Oberflächenwässer sind. Das Durchspülen des zuvor durch Abnehmen des Quetschhahnes geöffneten Netzes läßt sich in den Wasserwerken ohne Schwierigkeiten mit Reinwasser vornehmen. Auch bei aufeinanderfolgenden Probenahmen aus Oberflächenwässern ist ein sorgfältiges Durchspülen notwendig. Dieses wird am zweckmäßigsten jeweils an der neuen Entnahmestelle vor Beginn der Abfilterung vorgenommen.

Welche Wassermengen zu einer Filterung erforderlich sind, richtet sich grundsätzlich nach dem Grade der stofflichen Wasserbelastung. Bei Rohwässern genügen in der Regel Proben von 25 oder 50 l, bei Reinwasser ist die Absiebung weit größerer Wassermengen, d. h. von 0,5 bis 1 m^3 ratsam. Soweit das Wasser in das Netz geschöpft wird, dienen diesem Zwecke am besten genormte Becher von 0,5 oder 1 Liter Inhalt (Abb. 11 A) oder Eimer bis zu 10 l Fassungsraum. Für die praktische Tätigkeit im Freien sind bei der Verwendung von Bechern solche am zweckmäßigsten, die sich durch ein Ansatzstück mit einem „Ausziehstock" (Abb. 11 B) verbinden lassen. Letzterer besteht aus etwa 6

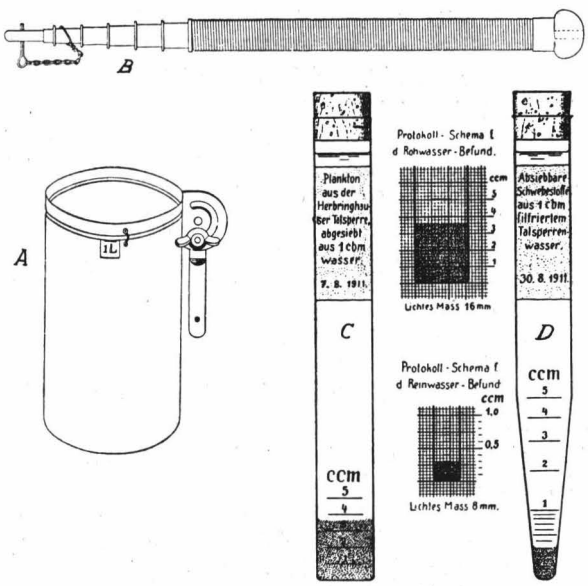


Abb. 11. A. Entnahmebecher. — B. Ausziehstock. — C. und D. Planktongläser mit abgesiebten Schwebestoffen. — Nach *Kolkwitz*.

runden, teleskopartig ineinander schiebbaren Messinggliedern, die sich beim Ausziehen durch Bajonettverschlüsse fest binden und eine Gesamtlänge von rd. 1,2 m besitzen.

Zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit der Planktonnetz-Methode sind noch folgende Gesichtspunkte von Bedeutung. Die Netzmethode liefert keine absoluten Werte, genügt aber für die allermeisten trink- und brauchwasserbiologischen Untersuchungen. Die Stoffverluste, die zwangsläufig bei der Filterung eintreten, sind vor allem von der Maschenweite der Netze abhängig und umfassen besonders die feineren unbelebten Bestandteile und den größten Teil der nannoplanktischen Lebewesen. Immerhin verengen sich beim Durchgang großer Wassermengen die Maschenöffnungen so weit, daß auch ein Teil dieser Stoffe zurückgehalten wird. Bei viel gebrauchten Netzen fasern die Seidefäden allmählich auf, so daß das Gewebe an Dichte erheblich zunimmt und feiner, wenn auch langsamer arbeitet. Eine gewisse Minderung des Schwebestoffverlustes läßt sich auch durch langsames Filtern erreichen. Zweckmäßig ist es dabei, das Netz bis dicht unter seinen Rand in das Wasser bzw. in einen mit Wasser gefüllten Behälter einzutauchen, um auf diese Weise ein Durchpressen der feineren Stoffe durch die Maschen nach Möglichkeit zu verhindern (Abb. 9). Das Nachspülen der Netze nach dem Ablassen des ersten Filterrückstandes liefert bisweilen noch recht erhebliche Schwebestoffmengen. Nach unseren Feststellungen können sie bis ein Fünftel der Gesamtschwebestoffmenge betragen. Im übrigen weicht dieses Material in seiner Beschaffenheit häufig merklich vom erstgewonnenen Rückstand ab. Während sich dieses vorwiegend aus den schwereren und den größeren Bestandteilen zusammensetzt, enthält die Nachspülung vorwiegend die feineren und leichteren Teilchen (z. B. viele Fasern). Man kann diesen Unterschied bei eisenführenden Wässern bereits grobsinnlich daran erkennen, daß der erste Absatz rotbraun gefärbt ist und ziemlich fest erscheint, wohingegen der Nachspülabsatz heller gefärbt und lockerer ist.

Die Dichte, mit der sich das Filtergut in den Planktongläsern absetzt, hängt von der Beschaffenheit der Schwebestoffe ab. Filtergut abwechslungsreicher Zusammensetzung pflegt sich gleichmäßig und ziemlich dicht abzulagern, solches, das viele Fasern oder sperrige Stoffe enthält, hingegen locker. Derartiges Material läßt sich durch leichtes wiederholtes Aufstoßen der Spitze des Meßglases gegen eine elastische Unterlage — etwa einen Radiergummi — etwas verdichten. Ein anderer Weg der Verdichtung ist durch die Benutzung einer Zentrifuge gegeben. Festzuhalten bleibt aber auch dann stets, daß die räumlichen Mengenablesungen eine Rohbestimmung darstellen und der Vergleich verschiedener solcher Bestimmungen nur statthaft ist, wenn die Untersuchungsstoffe annähernd die gleiche Zusammensetzung aufweisen.

Handelt es sich um die Erzielung eines genauen Gesamtbildes der Schwebestoffe, so müssen die gewonnenen Planktonnetzbefunde mit denen des Kammerplanktons verknüpft werden, da, wie *Bethge* (1939) mit Recht hervorhebt, durch das Netz nur die größeren Organismen zurückgehalten werden, während die kleineren (etwa von 20 μ abwärts) zum großen Teil durch die Maschen laufen. Und gerade dieses Nannoplankton ist oft in außerordentlich großer Zahl im Wasser enthalten.

Andererseits erfaßt man aber in der Planktonkammer nur diejenigen Lebewesen, die zumindest in Einzahl in jedem ccm enthalten sind. Es fehlen daher vor allem die großen Formen, die durch ihre großen Maße für die biologischen Vorgänge im Wasser von besonderer Bedeutung sind, vor allem die höheren Tiere, wie die Kleinkrebschen, aber auch manche Flagellatenkolonien. Selbst die meisten Rädertiere sind im Kammerplankton nicht zu finden.

Der Fangtopf nach *Kiefer*

Wie beim Planktonnetz ist auch bei dem „Fangtopf" nach *Kiefer* (1926/27) Müllergaze als Filterstoff verwendet worden (Abb. 12). Dieses Gerät dient dazu, um auf verhältnismäßig großer Filterfläche empfindliche Organismen ungeschädigt aus Wasserleitungen abzufangen. Es besteht behelfsmäßig aus einem Blumentopf, dessen Boden beseitigt und dessen Seitenwand dicht über dem Rande mit zwei gegenüberliegenden Löchern versehen worden ist. Die weite Topföffnung wird mit Netzseide verschlossen und der Topf dann mit Hilfe einer durch die beiden Löcher

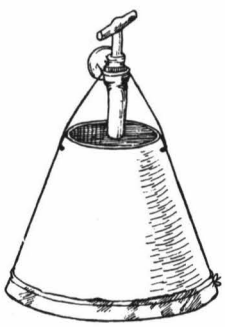


Abb. 12. Fangtopf nach *Kiefer*.

gezogenen Schnur umgekehrt an einen Zapfhahn gehängt. *Kiefer* erbeutete auf diese Weise z. B. aus der Wasserleitung von Oeffingen bei Donaueschingen, deren Wasser er tagelang durch das Fanggerät laufen ließ, eine größere Menge sehr interessanter Vertreter der Grundwasserfauna.

Die Planktonsieb-Methode nach *Kolkwitz*

Bei diesem grundsätzlich mit der Planktonnetzmethode übereinstimmenden Verfahren ist die Netzseide durch Phosphorbronzegaze ersetzt. Das von *Kolkwitz* (1911) geschaffene „Planktonsieb" (Abb. 13 A) besteht aus einem 15 cm hohen rechteckigen Kupferkasten mit gerundetem Boden. In eine oder — für die Praxis weniger geeignet — beide Breitseiten ist ein hartgelötetes Phosphorbronzesieb von 50 cm² Fläche eingebaut. Bei der Siebgaze No. 260 beträgt die Maschenweite 60 bis 70 μ; sie entspricht also etwa der der Müllergaze No. 25, doch ist die Zahl ihrer Maschen infolge der geringeren Metallfadendicke größer als beim Netz (Abb. 13 B bzw. Abb. 9). Weitere Vorzüge beruhen auf der Unveränderlichkeit der Maschenweite auch im Verlaufe längerer

Benutzung sowie auf der leichten Reinigungsmöglichkeit bei Verölungen und Verfettungen. Andererseits sind die Metallsiebe aber gegen Stoß und Druck empfindlich und bei ernsthafteren Beschädigungen nur mit Schwierigkeiten auszubessern. Ihrer geringeren Filterfläche wegen sind sie auch zeitlich weniger leistungsfähig. Vor Beginn der Filterung muß die Siebfläche mit Benzin, Xylol oder einer Lauge entfettet werden. Das Filtergut wird aus dem Behälter ausgespült und entsprechend dem Netzverfahren weiter behandelt. Die Säuberung des Apparates erfolgt mit einem Schwamm oder einer weichen Bürste.

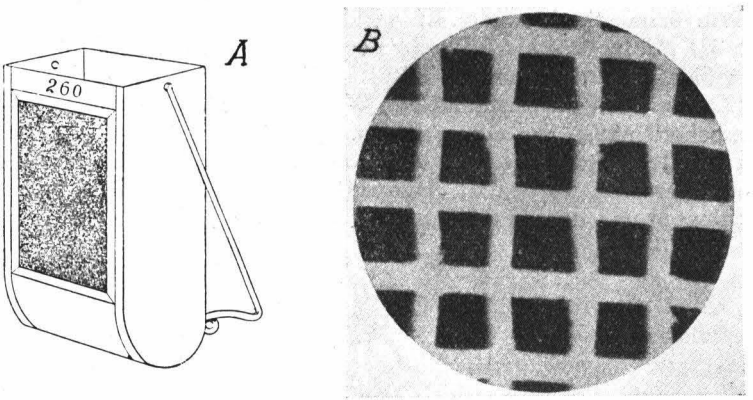


Abb. 13. A. Planktonsieb. — B. Phosphorbronzegaze No. 260 (100 ×). — A. nach *Kolkwitz;* B. nach *E. Naumann.*

Planktonsiebe ähnlicher Beschaffenheit sind später noch mehrfach geschaffen worden. Einer dieser Typen besteht ganz aus Nickel. Die Siebwände sind aufgeschraubt. Die Größe des Metallkastens ist so berechnet, daß er in eine Schutzhülle aus Nickel eingeschoben wird, die ihrerseits als Schöpfgefäß von 0,5 l Inhalt dienen kann.

δ) Die Sandfilter-Verfahren

Die *Sedgwick-Rafter*-Methode

Die *Sedgwick-Rafter*-Methode, in Nordamerika als biologisches „Standardverfahren" der Wasserwerke weit verbreitet, auf dem europäischen Kontinent aber kaum angewendet, beruht auf dem Prinzip der Sandfilterung. Das Gerät besteht aus einem graduierten Zylindertrichter von 1 Liter Inhalt, dessen verjüngtes Ende durch einen durchbohrten, mit feinmaschiger Seide überzogenen Gummistopfen verschlossen wird (Abb. 14 A—C). Ueber diesen Stopfen wird eine Schicht von sorgfältig gewaschenem und ausgeglühtem Feinsand (Quarzsand) eingebracht. Die Korngröße hängt im allgemeinen von der Beschaffenheit des zu prüfenden Wassers ab, doch wird eine Mischung verschiedener Größen bevorzugt. Diese Sandschicht wird zu ihrer Festigung und zur Erleichterung der Filterung vor dem Eingießen des Probewassers mit etwas destilliertem Wasser angefeuchtet und das Probe-

wasser dann langsam zugesetzt, um ein Aufwirbeln der Sandschicht zu verhüten. Bei Grundwässern werden gewöhnlich 1 Liter, bei Oberflächenwasser meist 0,5 Liter verwendet. Die Filterdauer der letztgenannten Menge nimmt durchschnittlich eine halbe Stunde in Anspruch. Sie läßt sich aber durch Anschließen des Zylindertrichters an eine Wasserstrahlpumpe verringern.

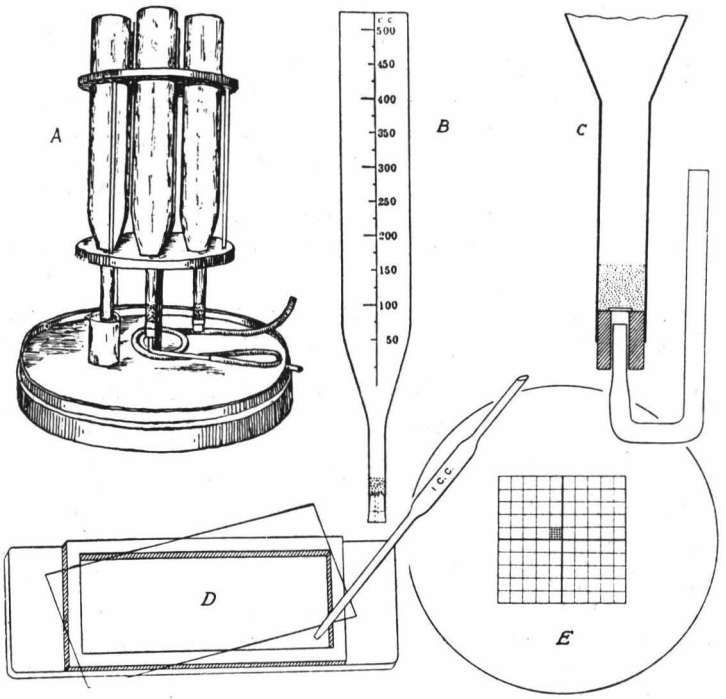


Abb. 14. Apparatur für die *Sedgwick-Rafter*-Methode. — A. Gestell mit Zylindertrichtern. — B. Graduierter Zylindertrichter. — C. Unterer Teil eines Trichters mit der Sandfüllung. — D. Zählkammer. — E. Mikrometer-Zählplatte. — Nach *Fair* und *Whipple*.

Nach dem Abschluß der Filterung wird der Gummistopfen herausgezogen und der angereicherte Sand sowie die an den Glaswandungen noch haftenden Bestandteile mit einer gemessenen Menge destillierten Wassers in ein Becherglas gespült. Werden für eine Filterprobe von 500 cm^3 5 cm^3 Waschwasser benötigt, so erhält man eine Einengung von 500 : 5. Das Becherglas wird geschüttelt und die aufgewirbelten Schwebestoffe durch vorsichtiges Umgießen des Wassers in ein zweites Becherglas vom Sand getrennt. Diese Sandwäsche wird zum mindesten einmal wiederholt, auf alle Fälle so oft, bis sämtliche festen Stoffe ausgespült sind. Das Spülwasser wird gleichfalls in das Becherglas gegossen.

Zur mikroskopischen Weiterverarbeitung wird eine abgemessene Menge der Abschwemmung nach guter Durchmischung in die „*Sedgwick-Rafter*-Zelle" übertragen. Diese gleicht im wesentlichen

der Planktonkammer von *Kolkwitz*, besitzt wie diese einen Rauminhalt von 1 ccm, ist aber rechteckig gestaltet, wobei Länge : Breite : Höhe des Hohlraumes 50 : 20 : 1 mm beträgt (Abb. 14 D). Zur Auszählung dient eine Meßokularplatte nach Whipple, bei der ein Quadrat von 7 mm Seitenlänge in 4 gleich große Teilflächen mit je 25 Quadraten unterteilt ist; eines dieser kleinen Quadrate zerfällt wieder in 25 Quadrate dritter Ordnung (Abb. 14 E). Die Größe des Meßokulars ist so bemessen, daß es bei einer bestimmten Kombination von Objektiv, Okular und Tubuslänge des Mikroskopes die Fläche von 1 mm² bedeckt und damit, da die Zählkammer 1 mm tief ist, 1 mm³ umfaßt.

Die mikroskopische Untersuchung wird durch die sog. „Uebersichtszählung" eingeleitet, bei der sämtliche in der Kammer vorhandenen selteneren Plankter und die übrigen größeren Bestandteile (z. B. Kleinkrebschen, Würmer, Faserstoffe) zahlenmäßig festgelegt werden. Ihr folgt die „Totalzählung" der übrigen Bestandteile. Sie wird aus praktischen Gründen auf 10 bis 12 mm-Quadrate beschränkt.

Setzt man die zu ermittelnde Gesamtzahl der Bestandteile = G, das Volumen der Zählkammer in cm³ = z, die Zahl der bei der Uebersichtszählung gefundenen Teile = ü, die Zahl der ausgezählten mm-Quadrate = q, die Zahl der bei der Totalzählung festgestellten Teile = t, die Menge des gefilterten Originalwassers in cm³ = o und die Menge des Waschwassers in cm³ = w, so läßt sich auf Grund der beiden Auszählungen die Gesamtzahl G der in 1 cm³ Originalwasser enthaltenen Bestandteile nach folgender Formel berechnen:

$$G = \frac{w}{oz}\,ü + \frac{1000\,w \cdot t}{o\,q} \quad \text{bzw. weiter aufgelöst:} = \frac{w}{o}\left(\frac{ü}{z} + 1000\,\frac{t}{q}\right).$$

Wurden beispielsweise 500 cm³ Originalwasser (o), 10 cm³ Waschwasser (w) und die *Sedgwick-Rafter*-Zählkammer (z = 1 cm³) verwendet, 10 Quadrate (q) ausgezählt und die Organismenzahl mit 544 bei der Uebersichtzählung (ü) und 1577 bei der Totalzählung (t) ermittelt, so ergibt sich eine Gesamtzahl (G) von

$$G = \frac{10}{500}\left(\frac{544}{1} + \frac{1000 \cdot 1577}{10}\right) = \frac{1}{50}\,(544 + 157\,700) = \frac{158\,244}{50} = 3164{,}8$$

d. h. also, die verarbeitete Menge von 500 cm³ Originalwasser enthielt rd. 3200 Organismen und unbelebte Stoffe.

Bei laufenden Untersuchungen mit gleicher Apparatur und gleichem Arbeitsverlauf sind die Werte für z, q, o und w konstant, während sich die bei der Uebersichts- und Totalzählung ergebenden Werte verändern. Diese beiden Werte (ü und t) werden aus diesem Grunde als „Multiplikatoren" bezeichnet.

Die bisher erläuterte zahlenmäßige Schwebestofferfassung je cm³ läßt sich im Bedarfsfalle weiter durch Flächen- oder noch besser durch Raummessungen erweitern. Erstere gehen von der bereits 1889 von *Whipple* (1894) aufgestellten „Standard-Unit" (Flächen-Einheit) aus, die ein Quadrat von 20 μ Seitenlänge, d. h. eine Fläche von 400 μ^2 umfaßt. Die von *Purdy* (1922) vorgeschlagene und 1925 in die nordamerikanischen Einheitsverfahren übernommene „Cubic Standard

Unit" (Raum-Einheit) wird, auf der Flächeneinheit aufbauend, von einem Würfel von $20 \times 20 \times 20\ \mu = 8000\ \mu^3$ gebildet. In Verbindung mit der Zählung ist auf diese Weise eine gleichzeitige Oberflächen- und Rauminhaltsbestimmung möglich. Da solche Messungen begreiflicherweise sehr zeitraubend sind, bedient man sich bei den häufiger wiederkehrenden Arten vorliegender Normwerte oder kürzt bei der Raumbestimmung die Messungen durch die Zuziehung eigens geschaffener Kurvenkarten ab. Bei den selteneren Organismen und solchen Arten, die in ihrer Größe starken Schwankungen unterworfen sind, sowie auch bei unbelebten Stoffen sind allerdings besondere Messungen unerläßlich. Andererseits unterliegt es keinem Zweifel, daß die Flächen- und noch mehr die Raumbestimmungen für die praktischen Bedürfnisse einen anschaulicheren Maßstab als die reinen Zahlenwerte vermitteln. Im amerikanischen Schrifttum werden die biologischen Untersuchungsergebnisse häufig in Flächeneinheiten angegeben.

Daß bei völliger Würdigung seiner großen Leistungsfähigkeit dem *Sedgwick-Rafter*-Verfahren und den mit ihm verknüpften Zähl- und Meßmethoden mancherlei Mängel anhaften, läßt sich nicht von der Hand weisen, doch soll bei einwandfreiem Arbeiten der Gesamtfehler für die errechnete Endsumme 10 % nicht übersteigen. Die Anwendungsmöglichkeit des Verfahrens ist im übrigen im wesentlichen auf stehende Laboratorien beschränkt.

In England, wo die Methode neuerdings gleichfalls Eingang gefunden hat, ist die zeitraubende amerikanische Art der Auszählung vom Londoner Water Board durch die Einführung einer besonderen „Tropfen-Methode" abgekürzt worden. Bei dieser werden 3 Tropfen des durchmischten Filtrats hintereinander ausgezählt, wobei zur Bedeckung eines jeden Tropfens (0,25 cm^3) ein Deckglas von 19 mm Kantenlänge benutzt wird. Die Durchmusterung auf dem beweglichen Objekttisch dauert etwa 10 bis 15 Minuten. Diese Stichproben-Methode ist aber nur anwendbar, wenn die Organismenzahl mehr als 25 je cm^3 beträgt.

Das Schleuderfilter nach *Whipple*

Grundsätzlich gleich gebaut wie der Zylindertrichter von *Sedgwick* und *Rafter* ist das von *Whipple* (1918) stammende Schleuderfilter („Slingfilter") (Abb. 15). Da es aber für den Gebrauch im Freien bestimmt ist, wurde der zerbrechliche Glastrichter durch einen solchen aus Metall ersetzt. Am freien Ende des gerade verlaufenden Rohrteiles befindet sich ein mit Hilfe eines Bajonettverschlusses befestigter Ansatzbecher, der zur Aufnahme des Filtersandes oder — in einer Abwandlung — einer Wattescheibe dient. Der Trichter hängt mit drei am Trichterrand befestigten Ketten an einer Kurbel, durch deren Drehen das in den Trichter eingebrachte Probewasser ausgeschleudert wird. Die Weiterverarbeitung der abgefangenen Stoffe kann, soweit es sich um sandgefiltertes Material handelt, im Sinne der *Sedgwick-Rafter-Methode* erfolgen, wohingegen die Verwendung von Wattescheiben ungenauere quantitative Ergebnisse liefert.

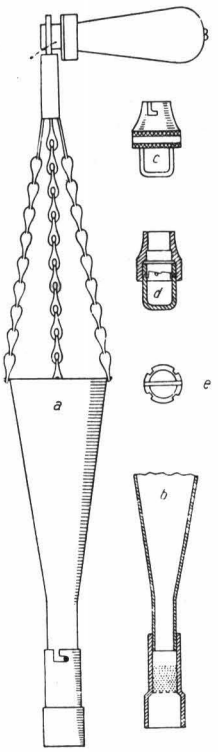


Abb. 15. *a* Schleuderfilter nach *Whipple* mit Schleudervorrichtung. — *b* Längsschnitt durch den unteren Filterteil. — *c, d, e* Ansatzstück für die Filterung nach der Baumwollfilter-Methode. — Nach *Fair* und *Whipple*.

Das Züricher Verfahren

Zur Beurteilung der Leistung der Wasserwerksfilter bedient man sich in Zürich nach *Bosshard* (1950) neuerdings kleiner Feinsandfilter von 25 cm Durchmesser und 4 cm Sandschichthöhe. Bei Wahl der Korngröße von 0,2—0,3 mm wurden Wirkungsgrade von mindestens 98 % erreicht. Das Rohwasser bzw. das Filtrat lassen sich im Stetslauf in Wassermengen von 0,5—1,0 l/min durch diese Filter während 24—48 Stunden schicken, so daß sehr genaue Planktonmessungen gemacht werden können. Dies ist außerordentlich wichtig, da das Plankton nach *Bossard* in Zürich von einer Stunde auf die andere stark wechseln kann. Das gewonnene Plankton wird ausgewaschen und auf einer 1400tourigen Schwingmaschine konzentriert. Im dreijährigen Mittel wurden im Winter — in der sog. Oscillatorienzeit — im Mittel 3—3,5 cm^3 und ausnahmsweise 6,5 cm^3/m^3, während der im Frühling — April, Mai oder Juni — eintretenden biogenen Entkalkungszeit im Mittel 6 cm^3/m^3 und ausnahmsweise bis 10 cm^3/m^3 gemessen. Die volumenmäßige Schwebestoffeststellung hat sich praktisch wertvoller als die Organismenauszählung erwiesen.

ε) Die Membranfilter-Verfahren

Die Göttinger Membranfilter

Der charakteristische Bestandteil aller Membranfilter ist eine aus Nitrozellulose bestehende „Filtermembran" nach *Zzigmondi* (1918), die in Porenweiten von 5 bis 0,35 μ hergestellt wird und sich durch große Glätte auszeichnet. Die Membranfilter dienten ursprünglich (*Zzigmondi* und *Bachmann* [1918]) zur Entkeimung von Flüssigkeiten. *Gimeri* (1924; vgl. *Utermöhl* 1936) und *Kolkwitz* (1924) verwendeten sie hingegen zur Gewinnung der festen Bestandteile des Wassers, ein Gedanke, der später auch von bakteriologischer Seite aufgenommen worden ist. Dabei werden die mit den abgefangenen Bakterien beladenen Filtermembranen auf feste Nährböden gelegt und auf diese Weise unmittelbar gezüchtet.

Die Konstruktion des von *Kolkwitz* entwickelten „Planktonmembranfilter" kann, da es für den praktischen Gebrauch zu zerbrechlich ist, an dieser Stelle übergangen werden. Es sei aber in Hinsicht auf die generelle Bedeutung der Membranfilter hervorgehoben, daß wir auch diesen Apparat mit gutem Erfolg zu Feinuntersuchungen benutzen konnten, um die Leistungsfähigkeit von Berkefeldfiltern und einer Aluminiumfällungsanlage vergleichend zu prüfen. Die Ursache der Untersuchungen waren grünbräunliche Verfärbungen, die in einem Kunstseide erzeugenden Betriebe beim Waschen des Spinngutes aufgetreten waren. Als Urheber des Mißstandes erwiesen sich nannoplanktische Kleinalgen und feinste Detritusteilchen. Das aufbereitete Waschwasser entstammte einem Oberflächengewässer.

Gegenwärtig liegen bei der „Filtergesellschaft Göttingen (Sartoriuswerke)" mehrere Ausbildungsformen von Membranfiltern vor, von denen aus praktischen Erwägungen für trink- und brauchwasserbiologische Zwecke das aus Leichtmetall geschaffene Gerät erhöhte Beachtung verdient. Es zerfällt in drei Einzelteile, einen Trichter von 1 Liter Fassungsraum, ein Ansatzstück, das eine eingesenkte poröse Filterplatte trägt und mit einem Absperrhahn ausgerüstet ist, und einen Schließring, mit dem Trichter und Ansatzstück nach erfolgter Auflage der Filtermembran fest miteinander verbunden werden. Das Filtergerät wird auf ein Ablaufgefäß gesetzt, das mit einer Wasserstrahlpumpe verbunden sein kann. Im letztgenannten Falle lassen sich 0,5 Liter Wasser in etwa 3 Minuten durchfiltern. Der auf dem Membranfilter verbliebene Rückstand wird nach *Kolkwitz* in einen Becher oder in ein Absetzglas abgespritzt oder mit einer Gummifahne abgestreift. Stammt er aus gemessenen Wassermengen, so kann die weitere mikroskopische Untersuchung auf zum mindesten gleich streng quantitativer Weise wie bei der *Sedgwick-Rafter*-Methode vorgenommen werden. Es besteht auch die Möglichkeit, die noch feuchte Filtermembran nach Auflegen eines Deckglases unter Benutzung einer starken Lichtquelle mikroskopisch im auf- oder durchfallenden Lichte unmittelbar auszuzählen oder aber entsprechend der unmittelbaren Züchtung der Bakterien auch die den Biologen interessierenden Organismen durch Uebertragen der Membran auf geeignete Nährmedien zu kultivieren.

b) Die Zentrifugen-Verfahren

Reine Zentrifugenverfahren, bei denen die Schwebestoffe aus dem Originalwasser ausgeschleudert werden, haben in der Trink- und Brauchwasserbiologie keinen größeren Anklang gefunden, obgleich sie bereits von *Loeffler* (1896), *Ohlmüller* (1896), *Blücher* (1900), *Baucher* (1904), *Ogier* und *Bonjean* (1906) u. a. empfohlen worden sind. Diese im ersten Augenblick vielleicht auffällige Tatsache erklärt sich ungezwungen daraus, daß solche Methoden in der Regel die zeitraubende Aufarbeitung größerer Wassermengen erfordern und überdies an stehende Laboratorien gebunden sind. Ihre Verwendung beschränkt sich in der Wasserwerkspraxis im wesentlichen auf schwebestoffreichere Wässer.

Erwähnt seien folgende zwei in England eingeführte Verfahren:

Die Methode nach BOYCE

Nach der Vorschrift von BOYCE werden zunächst 600 cm³ Probewasser zentrifugiert, der gewonnene Absatz dann in ein graduiertes Spitzglas übertragen und in diesem nochmals mit einer Handzentrifuge mit 2000 Umdrehungen 2½ Minuten lang ausgeschleudert. Der Absatz wird raummäßig gemessen und kann dann mikroskopiert werden.

Die Methode nach HOUSTON

Das von HOUSTON (1928/29) angewandte Verfahren diente zur Schaffung photographischer Schaubilder. Es wurde viele Jahre hindurch als Standard-Methode angewendet, um für mehr als 20 Londoner Trinkwasserwerke die biologische Beschaffenheit allwöchentlich geschöpfter Wasserproben dokumentarisch festzuhalten.

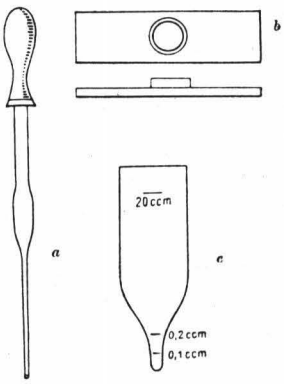


Abb. 16. Apparatur für die *Houston*-Methode. *a* = Entnahmepipette; *b*, b_1 = Kammer für die photographische Aufnahme; *c* = Zentrifugenglas. — Nach *Fair* und *Whipple*.

Als Ausgangspunkt dienten 20 cm³ Probewasser, die nach Zusatz geringer Formalinmengen, um die beweglichen Organismen zur Ruhe zu bringen, in einem graduierten Zentrifugenglase ausgeschleudert wurden. Das über der 0,2 cm³ Marke (Abb. 16) stehende Wasser wurde abgesaugt, der verbliebene Teil mittels einer Pipette gut durchmischt und 0,1 cm³ der Aufschwemmung in eine sog. „Photokammer" übertragen. Die Photokammer bestand aus einem Objektträger mit aufgekittetem Glasring. Seine Größe und die Einstellung der verwendeten Kamera wurden so gewählt, daß bei 50facher Vergrößerung etwa ein Zwanzigstel des Präparates in ein Gesichtsfeld kam, d. h. das Photogramm gab ein Vierzigstel der gesamten Schwebestoffe bzw. das Konzentrat aus 0,5 cm³ Originalwasser wieder.

c) Kultur-Verfahren

a) Allgemeine Verfahren

Bereits bei der Behandlung der Absetzmethoden (S. 13) wurde erwähnt, daß sich in sterilen Probeflaschen, die mit einem aufbereiteten Reinwasser gefüllt und verschlossen in diffusem Lichte aufbewahrt werden, nach geraumer Zeit Kleinlebewesen entwickeln können,

Bei trinkwasserbiologischen Untersuchungen wird von einer derartigen Organismenanreicherung nur in Sonderfällen Gebrauch gemacht. Voraussetzung dabei sind in allen Fällen eine sterile Probeentnahme und die Benutzung keimfreier Kulturgefäße. Auf diese Notwendigkeit hat u. a. bereits *Neisser* (1896) durch die Feststellung aufmerksam gemacht, daß bei der Verwendung von Brunnenwässern gleicher Herkunft in keimfreien Flaschen z. T. andere Urtiere als in nicht sterilisierten Gefäßen zur Entwicklung zu gelangen vermögen.

Ueber die Vielzahl der Kulturverfahren eingehend zu berichten, die zur Anreicherung der einen oder anderen Lebewesen geeignet sind, würde den Rahmen unserer Darstellung bei weitem überschreiten. Aus diesem Grunde sei auf das einschlägige Fachschrifttum verwiesen.

Ganz allgemein sei aber erwähnt, daß es sich in der Trink- und Brauchwasserpraxis beim Ansetzen von Kulturen in der Regel um Verfahren handeln dürfte, die zu einem allgemeinen Organismennachweis führen sollen. Da hierbei zunächst unbekannt ist, welche Arten überhaupt auftreten werden, wird man durch den Zusatz möglichst unspezifischer Nährstoffe Wachstumsmöglichkeiten auf breitester Grundlage schaffen. Die Vermehrung der Algen wird durch die Verwendung von mineralischen Nährsalzen — Nährlösungen nach *Artari, Detmer, Knopf, Kolkwitz, Molisch, Pringsheim* usw. —, die der Pilze und Urtierchen durch Zugabe organischer Stoffe — Nährlösungen von *Bach, Beijerinck, Diakonow, Hansen, Hayduck, Pasteur, Raulin* usw. — begünstigt. Die mit den mineralischen oder organischen Nährsalzen beschickten Kulturgefäße sind z. T. in diffusem Lichte, z. T. im Dunklen aufzustellen, wobei im ersten Falle besonders das Algenwachstum, im zweiten Fall die Pilz- und Protozoen-Entwicklung gefördert wird. Angaben über die Verwendung von Abkochungen von grünem Blattsalat als geeignetem Kulturmedium für Protozoen finden sich bereits bei *Razetto* (1908). Die mikroskopische Untersuchung kann bei Wässern mit etwas größerem Gehalt an Urtierchen vom 4. Tage an einsetzen und sollte sich über einen weiteren Zeitraum von etwa 2 Wochen erstrecken.

Ein recht ansprechendes Verfahren der Protozoen-Anreicherung liefert auch die von *Beijerinck* (1894) ursprünglich für bakteriologische Zwecke ausgearbeitete „Methode der Bakterienniveaus". Bei diesem Verfahren werden Reagenzgläser mit einigen Tropfen Nährgelatine oder Agar beschickt und nach dem Erstarren und Entkeimen mit dem zu prüfenden Wasser überschichtet. Je nach der Art der verwendeten Nährstoffe und der Beschaffenheit des Probewassers bildet sich nach Ablauf von 24 bis 48 Stunden in gewisser Entfernung von der Reagenzglasspitze ein scharf abgesetzter Schleierring, der aus einer Massenanhäufung von Bakterien besteht. Dieses „Bakterienniveau" teilt, da es als Diaphragma wirkt, die Wassersäule in zwei Teile,

von denen der untere nährstoffreich, aber mehr oder weniger sauerstoffarm, der obere hingegen nährstoffarm, aber mehr oder weniger sauerstoffreich ist. Die Protozoen vermehren sich besonders dicht über dem Bakterienschleier, da dieser ihnen die Ernährungsgrundlage liefert. Bei dem von *Beijerinck* untersuchten Wasser der Delfter Wasserversorgung traten zunächst massenhaft Monaden verschiedener Artzugehörigkeit auf, von denen u. a. *Oikomonas termo* am Wasserspiegel ein feines Schwimmhäutchen bildete. Unterhalb des Bakterienringes hingegen pflegen die Urtiere zu fehlen. Bei Verwendung von Würzegelatine, die bekanntlich die Bakterienentwicklung sehr fördert, stellen sich besonders Schleim- und Gärungsbakterien ein. Sie bilden bisweilen an der Wasseroberfläche eine dicke breiige Kahmhaut, die ihrerseits den zur Entwicklung gelangenden Geissel- und Wimpertieren reichlich Nahrung bietet. Die Materialentnahme aus solchen Oberflächenhäutchen erfolgt nach *Rylow* (1926) am einfachsten durch einen am Ende ringförmig zusammengebogenen Draht, der vorsichtig auf das Häutchen gelegt oder — bei weithalsigen Gefäßen — auch seitlich unter das Häutchen geschoben wird. Im erstgenannten Falle ist es zweckmäßig, bereits vor der Entnahme auf den Drahtring ein Deckglas zu legen, auf das sich dann das Oberflächenhäutchen unmittelbar überträgt.

Brussoff (1932) erhielt in einer organisch stark belasteten Brunnenwasserprobe aus einem Aachener Steinkohlenbergwerk, die mehrere Monate in einem verkorkten Gefäß gehalten worden war, als Bildner solcher Oberflächenhäutchen ein in die Verwandtschaft von *Siderocystis* gehörendes heterotrophes Eisenbakterium, das auf einem gleichfalls eisenfällenden Pilzgeflecht *(Rhizopus?)* eigenartige Zoogloeen bildete.

Die Züchtung solcher Eisenbakterien bereitet, soweit es sich um Reinkulturen handelt, ziemlich große Schwierigkeiten, ist aber z. B. für *Gallionella ferruginea* und mehrere *Leptothrix*-Arten geglückt (vgl. u. a. *Dorff* 1938, *Kalinenko* 1940). Rohkulturen hingegen lassen sich weit leichter herstellen. Für diagnostische Zwecke der Wasseranalyse kann man die Bakterien in eisenreichen Proben dadurch anreichern, daß man auf den Wasserspiegel gut ausgekochte Korke setzt, an die zuvor Deckgläschen gesteckt werden. Als ausgesprochen wachstumsfördernd hat sich dabei die Beigabe eines Stücks frisch geglühten Eisendrahtes erwiesen, der so anzubringen ist, daß er dem Deckglas aufliegt (*Beger* 1941).

Hydrobiologisches Produktivitäts-Verfahren nach *Schreiber-Franzeff*

Nicht zu unterschätzende Bedeutung hat in neuerer Zeit in Verbindung mit der Wasserblütenentwicklung und deren Bekämpfungsmöglichkeit die Feststellung der „hydrobiologischen Produktivität" eines Gewässers erlangt, die von *Schreiber* (1927) vorgeschlagen und von *Franzeff* (1932) als Schnellverfahren ausgebildet worden ist. Diese Methode ermöglicht, die Entwicklungsstärke einzelner Plankter vorauszusagen, bzw. sie in einem für die Praxis gewünschten Sinne zu lenken. Sie besteht nach der zusammenfassenden Darstellung von *Kolbe* (1942) im wesentlichen darin, daß nach Ausschluß (Absieben) des größeren

Zooplanktons je 25 ccm des zu untersuchenden Wassers in kleine Glasgefäße verteilt werden; einige Gefäße verbleiben als Kontrollen, während den anderen wechselnde Mengen von N, P und Fe (bzw. Kombinationen dieser drei Zusätze) beigefügt werden. Die Gefäße werden bei einer konstanten Temperatur von 21° C einer starken Beleuchtung (7500 Lux) im „Luminostaten nach *Franzeff*" ausgesetzt. Zu Anfang des Versuchs wird die Individuenzahl der Plankter je ccm festgestellt, und die Zählungen werden laufend fortgesetzt. Die ersten Verschiebungen ergeben sich bereits nach wenigen Tagen; die Versuche können im allgemeinen bereits nach 14 Tagen abgebrochen werden. Die Zu- und Abnahme der Individuenzahl läßt auf den Nährstoffvorrat des Wassers, d. h. seine „hydrobiologische Produktivität" schließen; die Wirkung der Zusätze gibt einen Aufschluß über die Mangelstoffe des Wassers.

3. Extraktions-Verfahren

Die Chlorophyll-Auszugs-Methode nach *Harvey*

Grundlage für diese zuerst von *Harvey* (1934) für meereskundliche Zwecke benutzte Methode ist der Chlorophyllauszug aus Algen mit Hilfe von Aceton, wobei die jeweiligen Farbtöne einen Maßstab für die vorhandene Planktonmenge liefern bzw. mit einer Standardlösung verglichen werden können. Diese Methode ist in neuester Zeit (*Pearsall, Gardiner* und *Greenshields* 1946) — auf das Süßwasser übertragen — in der Londoner Wasserwerkspraxis eingeführt worden, um in einfacher und rascher Weise einen vergleichenden Einblick über die Gesamtmenge der Algen in verschiedenen Tiefen größerer Wasserspeicher zu gewinnen und dementsprechend die günstigste Stelle für die Wasserentnahme feststellen zu können. In zweiter Linie wird sie auch benutzt, um jahreszeitliche Schwankungen des Algengehaltes in solchen Becken zu beobachten.

Für den Auszug von Chlorophyll aus Süßwasserplankton eignet sich das Aceton insofern nur unvollkommen, als die Farbtöne der Kiesel-, Grün- und Blaualgen-Auszüge einander nicht völlig decken und bei den Grün- und Blaualgen einzelne Chlorophyllbestandteile in Aceton unlöslich sind. Aus diesem Grunde ist in der Londoner Wasserwerkspraxis das Aceton durch Methylalkohol ersetzt worden. Dieser eignet sich vorzüglich zur Lösung der Farbstoffe der letztgenannten zwei Algengruppen, besitzt aber den Nachteil, bei den Kieselalgen weniger wirksam zu sein. Immerhin hat sich Methylalkohol in der Praxis brauchbarer als Aceton erwiesen. Zur Herstellung der Auszüge werden 1 oder 2 Liter Wasser auf einem Watman-Papierfilter No. 42 abgefiltert, der Rückstand mit 5 bzw. 10 ccm Methylalkohol überlagert und 12 Stunden im Dunkeln aufbewahrt. 2 ccm dieser Lösung werden in ein Gläschen übertragen und mit standardierten Vergleichslösungen verglichen.

B. Besatz-Untersuchungen

a) Allgemeine Entnahme-Methoden

Die Entnahme des sog. „Besatzes", d. h. der an Uferbauten, auf Brunnenwandungen, in Rieseleranlagen oder auf anderen festen Unter-

lagen angesiedelten Lebewesen bietet bei weitem nicht die methodischen Schwierigkeiten wie die der Schwebestoffe, zumal quantitative Bestimmungen für die Wasserwerkspraxis fast ganz ausscheiden.

Zur Ablösung der Besatzproben von ihren Unterlagen bedient man sich eines Messers, Schabers, Löffels oder eines Pfahlkratzers, welch letzterer auch zur Schlammentnahme verwendet wird. Er besteht aus einem Metallrahmen mit aufgesetzter zugeschärfter Metallschneide und einem Beutel aus grobmaschigem Kongreßstoff (Abb. 17 C). Der Beutel wird am zweckmäßigsten so zugeschnitten, daß er an einer Seitenecke länger als an der anderen ist, d. h. dort eine Art von Ausbauchung bildet, in die sich der abgekratzte Bewuchs zusammenspülen läßt. Bei dem „großen Pfahlkratzer" nach *Schiemenz* (Abb. 17 B) ist der Metallrahmen mit einer starken Holzstange fest verbunden, so daß das Gerät ein kräftiges Arbeiten gestattet; bei dem „kleinen Pfahlkratzer" nach *Kolkwitz* (Abb. 17 A) wird der wesentlich kleinere Metallbügel an einen Ausziehstock befestigt. Zum Abschneiden von Pflanzen erweist sich nicht selten das mit einer gekrümmten Stahlklinge bewehrte „Schilfmesser" (Abb. 17 D) als recht brauchbar.

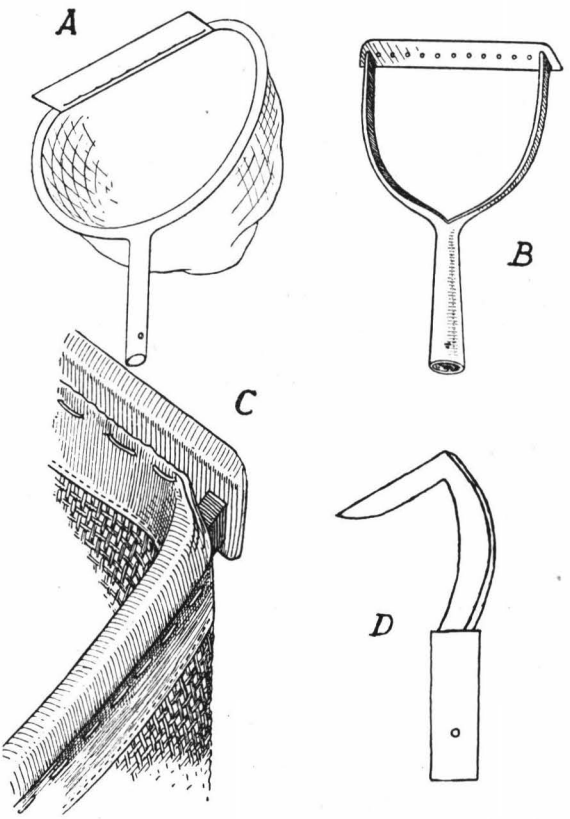


Abb. 17. A. Der kleine Pfahlkratzer nach *Kolkwitz*. — B. Der Eisenrahmen des großen Pfahlkratzers nach *Schiemenz*. — C. Einzelteil eines Pfahlkratzers nach *Wundsch*. — D. Schilfmesser nach *Kolkwitz*.

Das entnommene Material wird, wenn seine Untersuchung nicht unmittelbar nach der Entnahme erfolgt, für die spätere Bearbeitung in Probeflaschen mit einigen Tropfen Formalin (3 %) versetzt aufbewahrt. Bei Besätzen, die mehr oder weniger stark verschlammt sind, ist anzuraten, die Untersuchung mit der mikroskopischen Prüfung zu beginnen, das Material dann mit Hilfe eines feinmaschigen Drahtsiebes auszuschlemmen und die zurückbleibenden gröberen Bestandteile einer neuen Bestimmung zu unterziehen.

b) Spezial-Geräte für Quell- und Grundwasser-Untersuchungen

Unter gewissen örtlichen Voraussetzungen, insbesondere bei Untersuchungen von Quell- und Grundwasserwerken, reichen Pfahlkratzer und Planktonnetze zur Erbeutung der mehr flüchtigen oder auch spärlich auftretenden Lebewesen nicht aus. In solchen Fällen stehen zu ihrer Erfassung verschiedene andere Fangmöglichkeiten offen. Eine der einfachsten besteht nach *Spandl* (1926) darin, ein flaches weithalsiges Gefäß, z. B. einen flachen Steintopf, bis zum Rande in den Untergrund einer Quellfassung einzusetzen und nach einigen Tagen die inzwischen eingespülten Tiere, die zumeist der Grundwasserfauna angehören, zu entnehmen. Voraussetzung für dieses Verfahren ist eine geringe Fließgeschwindigkeit des Wassers. Einen weiteren Weg solcher Materialbeschaffung bietet das Einlegen kleiner „Fangreusen", die nach dem Vorbild von Aalreusen gebaut sind. Die an sich vorhandene Möglichkeit, derartige Fanggeräte durch die Zugabe von Ködern wirksamer zu gestalten, verbietet sich allerdings aus hygienischen Gründen im Bereiche von Trinkwasserversorgungen.

c) Allgemeine Aufwuchs-Methoden

Zur eingehenderen Erforschung der Besiedlungsvorgänge, die z. B. für die Erklärung mancher Korrosionserscheinungen von Wichtigkeit sind, liefern die Aufwuchs-Methoden eine sehr geeignete, bisweilen sogar die einzige Möglichkeit der Materialbeschaffung. Grundlegend für die Methoden ist die Benutzung eines festen „Besatzträgers", der am gewünschten Orte untergebracht wird. Je nach der Fragestellung können dazu Werkstoffe Verwendung finden, die in der Praxis üblich sind, wie z. B. Eisen, Blei, Ziegel, Holz usw., oder auch werkfremde Stoffe, wie z. B. Glas und Zelluloid. Letzgenannte zwei Stoffe besitzen den Vorzug, daß ihr Aufwuchs dank der Durchsichtigkeit der Besatzträger der mikroskopischen Untersuchung unmittelbar zugängig ist. Bekannt sind die guten Erfolge, die z. B. *Serres* (1880), *Hentschel* (1916), *Duplakoff* (1928), *Ivlev* (1929), *Butscher* (1932), *Henrici* (1933, 1936), *Karsinski* (1934), *Salimovskaia-Rodina* (1936), *Godward* (1937), *Hurter* (1924) u. a. durch Einhängen von Glas- bzw. Zelluloidplatten in Quellen, Seen und fließende Wasserläufe gemacht haben. *Henrici* verwendete Deckgläschen, die auf eine Glaskugel zementiert waren. Die Glaskugeln hingen an einem leicht gummierten Kupferdraht. Der zur Festlegung des Seiles auf dem Grund erforderliche Anker war etwa 2 Pfund schwer. Neuerdings hat *Kolkwitz* (1949) auch auf die Möglichkeit aufmerksam gemacht, als Besatzträger Photofilme zu verwenden, die vor dieser Verwendung von der auflagernden Gelatineschicht zu befreien sind.

Dieser Vorschlag ist insofern recht beachtlich, weil er die Benutzung langer Filmbänder einschließt, die, an einem Ende beschwert und am anderen Ende an einem Floß, einer verschlossenen Flasche oder irgend einem anderen festen Gegenstand befestigt, in Talsperren und Seen in einfachster Weise ein ungestörtes Studium der sich in den verschiedenen Wassertiefen vollziehenden Besiedlungsvorgänge gestatten.

Bei der von *E. Naumann* (1923) als Kontrollmethode für Wasserwerke in Vorschlag gebrachten Glasplatten-Methode wird die Glasplatte für mehrere Tage oder Wochen ununterbrochen unter den ruhig fließenden Ablauf eines Zapfhahnes gelegt. Ist das verwendete Leitungswasser eisen- oder manganreich, so können sich auf der Glasfläche Eisenbakterien ansiedeln (Abb. 18). In dieser einfachen Art an-

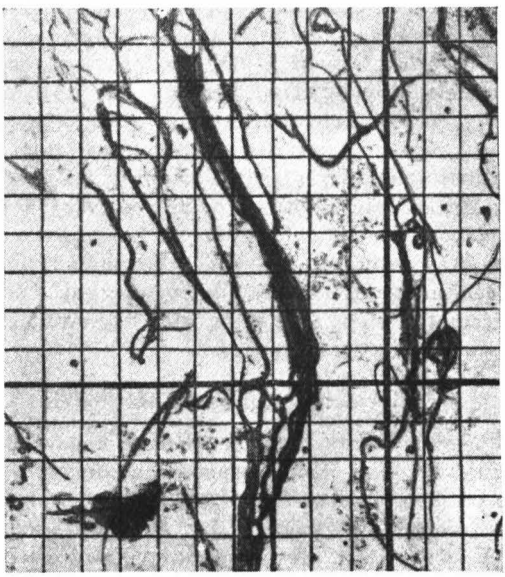


Abb. 18. Eisenbakterien-Aufwuchs nach der Glasplatten-Methode. — Nach *E. Naumann.*

gewendet gestattet das Verfahren allerdings nur in beschränktem Ausmaße einwandfreie qualitative und quantitative (u. a. zeitliche Zuwachs-) Bestimmungen, da es infolge eines mangelnden Abschlusses nach außen keine Gewähr gegen die Einschleppung ortsfremder Bestandteile bietet.

d) Die Prüfrohr-Methode nach *Kolkwitz* und *E. Beger*

Die Mängel, die der Glasplatten-Methode nach *E. Naumann* für Wasseruntersuchungen anhaften, sind bei der „Prüfrohr-Methode" nach *Kolkwitz* und *E. Beger* (1931) durch die Verlagerung des Besatzträgers in das Innere der Rohrleitung behoben worden. Das Prüfrohr (Abb. 19 B) besteht aus zwei offenen, ineinanderschiebbaren Zinkrohren (B_1, B_2), deren inneres (B_2) — der „Prüfplattenträger" — senkrechte und wagrechte Schlitze zum Einschieben paßrechter „Prüfplatten" besitzt, während das

äußere Rohr (B_1) nur als Schutzhülle dient, um ein unbeabsichtigtes Herausgleiten der Platten zu verhindern. Nach seiner Beschickung mit letzteren, die aus Werkstoffen verschiedenster Beschaffenheit bestehen können, sowie nach erfolgter Entkeimung wird das Prüfrohr in die zu untersuchende Wasserleitung eingesetzt.

Der Einbau in einen Leitungsstrang verursacht begreiflicherweise, da das Prüfrohr jederzeit ohne umständliche Vorbereitungen wieder zugängig sein soll, gewisse technische Schwierigkeiten. Aus diesem Grunde wurde bei der Ausarbeitung der Prüfrohrmethode ein Teil des Leitungswassers durch eine kurze Umlaufleitung (CBD) geführt, deren Zu- und Ablauf durch Hähne (b, c) zu regeln war. Das Verbindungsstück (B) zwischen dem Zu- und Ablaufrohr (C und D), das sog. „Mantelrohr", diente zur Aufnahme des Prüfrohres (B_1, B_2) und ließ sich durch einen Bajonettverschluß, der durch eine Verschraubung (f) gesichert war, leicht

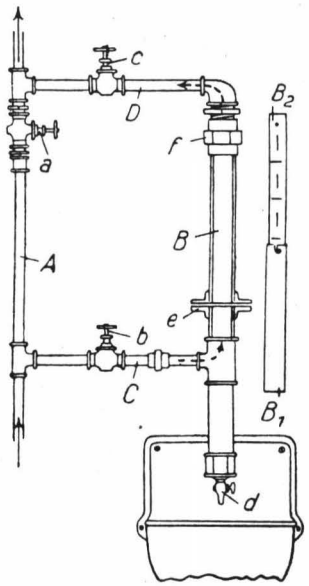


Abb. 19. Prüfrohr (B) nach *Kolkwitz* und *E. Beger*, durch Rohrleitungen C und D mit dem Leitungsstrang A verbunden.

herausnehmen. Unterhalb dieses Mantelrohres befand sich weiter ein Ansatzrohr, das durch einen Hahn (d) verschließbar war und als Schlammfang für die Aufnahme der gegebenenfalls beim Stehen des Wassers in der Leitung absinkenden Bestandteile diente. Der Wasserdurchlauf durch die Umleitung erfolgte durch Schließen eines Hahnes (a), der in der Hauptleitung (A) zwischen dem Zu- und Ableitungsrohr der Umleitung eingesetzt war.

Zu Beginn der Untersuchung wird die Umlaufleitung durch die Hähne b und c verschlossen und durch den Hahn d entleert, dann das Mantelrohr B ausgebaut, mit dem vorbereiteten Prüfrohr B_1 beschickt und wieder eingesetzt. Dreht man nun den Hahn a der Hauptleitung zu und öffnet die Hähne b und c, so erfolgt der Wasserdurchlauf in der gewünschten Richtung.

C. Grund-Untersuchungen

Die zur Entnahme von Grundproben angewandte Methodik und die dazu erforderlichen Geräte entbehren in der Trinkwasserbiologie besonderer Eigentümlichkeiten, zumal fast ausschließlich qualitative Ziele verfolgt werden.

Das einfachste und seiner handlichen Ausgestaltung wegen fast überall für Schlammentnahmen benutzbare Gerät ist der „Schlammbecher" (*Kolkwitz* 1907), ein Messingbecher mit beschwertem und mit einem kleinen Loch versehenen Boden und einer etwas schwereren Eisenkugel, die durch 2 Ketten mit dem Becherrand verbunden ist (Abb. 20 B). An die Eisenkugel ihrerseits ist zur Befestigung einer Wurfleine ein Ring eingesetzt. Das im Boden angebrachte Loch erleichtert nach dem Einwerfen des Bechers in das Wasser den Luftaustritt und damit auch das Absinken, die Eisenkugel ein seitliches Schleppen über die Bodenfläche. Nachteilig für die Probegewinnung ist bei den üblichen Ausmaßen des Gerätes — 15,5 cm Höhe und 4,5 cm Durchmesser — seine geringe Schwere und sein kleiner Fassungsraum (rd. 250 ccm).

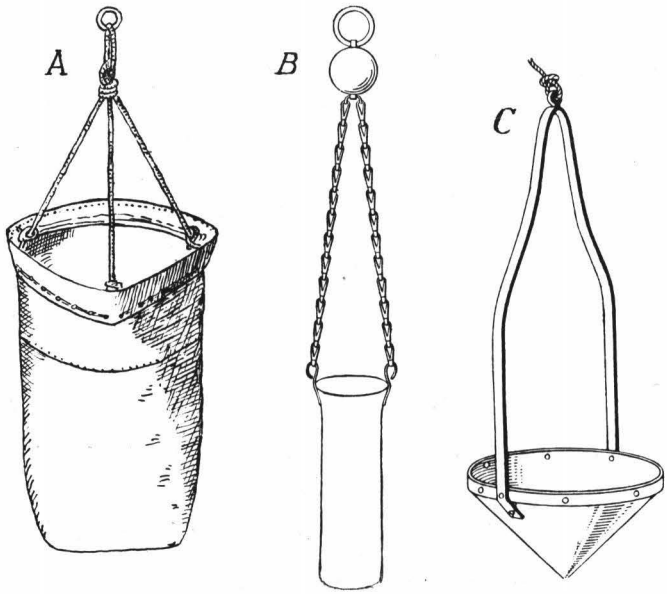


Abb. 20. A. Brunnennetz nach *Thienemann*. — B. Schlammbecher nach *Kolkwitz*. — C. Schlammsammler nach *Purdy*.

Wesentlich größer und schwerer als der Schlammbecher ist der in Nordamerika übliche „Schlammsammler" (Mud sampler) nach *Purdy*, der aus einer eisernen Schale von 3 Litern Fassungsraum mit zugeschärftem Eisenbandaufsatz und langem eisernen Schwunghenkel (Abb. 20 C) besteht.

Bekannt sind ferner die in verschiedenen Ausführungen vorliegenden Schlammdretschen, bei denen der Fangbeutel an einem

Eisenrahmen angebracht ist. Von ihnen sei besonders die sog. „Klappdretsche mit Gleitbügel" von *Kolkwitz* (1907) hervorgehoben, deren Eigenart darin beruht, daß der aufgesetzte Rahmenteil und die zur Befestigung dienenden Gleitbügel einschlagbar sind, so daß sich diese Dretsche leicht in eine handliche Form bringen läßt (Abb. 21 A, B).

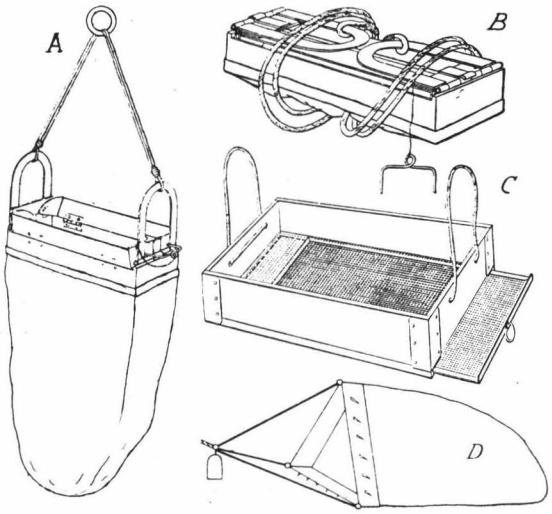


Abb. 21. A. Klappdretsche nach *Kolkwitz*. — B. desgl. zusammengeklappt. — C. Schlammsieb mit doppeltem Siebboden nach *Kolkwitz*. — D. Dreikantige Dretsche nach *Steinmann*.

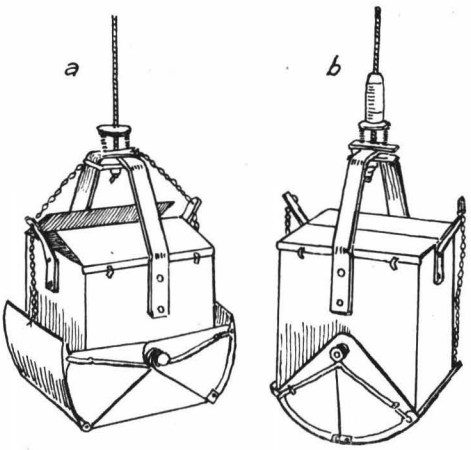


Abb. 22. *Ekman*scher Schlammgreifer. *a* = geöffnet; *b* = geschlossen.

Zur Erfassung der Ablagerungen in Brunnen und der darauf lebenden Lebewesen verwendet man in der Regel Gerätschaften, die teils nach dem Vorbilde der gewöhnlichen Planktonnetze, teils aber auch nach dem der Schlammdretschen gebaut sind. Die von *Vejdovsky*,

dem Altmeister der Prager Brunnenuntersuchungen (1882) benutzte Brunnendretsche besaß einen Rahmen von 45 cm Länge und 15 cm Breite mit zugeschärften Leisten und einem leinenen Beutel. Das Brunnennetz von *Thienemann* (1923) zeichnet sich durch einen dreieckigen Rahmen mit konisch nach außen vorgewölbten Seitenstäben aus. Der Beutel kann aus Müllergaze oder Kongreßstoff bestehen. Um ein rasches Absinken solcher Geräte zu fördern, beschwert man den Beutel vor dem Versenken mit einem Stein, Eisenbolzen oder einem sonstigen schweren Gegenstand. Bei der von *Samter* und *Weltner* (1916) eingeführten und von *Steiner* (1919) später umgeformten Netzdretsche, die besonders zu Probenahmen in Höhlengewässern dienen soll, ist der dreieckige Eisenrahmen zinkenbewehrt und der eigentliche feinmaschige Fangbeutel von einem derberen, geteerten Schutzbeutel umhüllt (Abb. 21 D). Ein sehr brauchbares Schlammentnahmegerät stellt schließlich noch der *Ekman*'sche Schlammgreifer (1910/11) in der von *Birge* abgewandelten Ausbildungsform dar. Der geöffnet in den Schlamm gesenkte Apparat wird durch ein Fallgewicht zum Schließen seiner zwei am unteren Teile des Schlammkastens angeordneten Greifschaufeln und der oben befindlichen Deckplatten gebracht (Abb. 22 A, B). Für quantitative Feststellungen empfiehlt *Lundbeck*, die Größenausmaße so zu wählen, daß die Bodenfläche 250 cm^2, bzw. die Seitenlänge des Kastens 15,8 cm beträgt. Das Gewicht des Greifers beträgt etwa 3 kg.

Der entnommene Schlamm wird, wie die übrigen biologischen Proben, entweder unmittelbar untersucht oder in fixiertem Zustande in weithalsige Flaschen untergebracht. Gegebenenfalls wird ein Teil des geförderten Schlammes zuvor mit Hilfe eines Schlammsiebes — ein solches mit doppeltem Siebboden ist in Abb. 21 C wiedergegeben — ausgewaschen, um die gröberen Bestandteile in größerer Menge der Untersuchung zugängig zu machen.

III. Grundzüge der Bestimmungs- und Beurteilungsmethodik

Allgemeine Voraussetzung für die biologische Beurteilung der Wasserbeschaffenheit ist neben der nötigen Erfahrung der Mikroskopiertechnik in erster Linie eine sichere Materialbestimmung, die sich sowohl auf die unbelebten anorganischen und organischen Stoffe als auch auf die zu erwartenden pflanzlichen und tierischen Organismen und deren Lebenserfordernisse zu erstrecken hat. Diese Kenntnisse lassen sich, da sie in gleichem Maße die Beherrschung weiter Gebiete der Botanik und Zoologie erfordern, nur durch sorgfältiges, lange anhaltendes Studium erreichen. In gewissen Fällen wird es sogar zur Sicherung der Bestimmungen und der später daraus zu ziehenden Schlüsse erforderlich sein, Fachgelehrte in Anspruch zu nehmen, bzw. eingehende Kulturen durchzuführen. Als Beispiel dafür sei auf die eigenartige Z u c k m ü c k e *Stylotanytarsus inquininus* hingewiesen, die in einer westdeutschen Wasserleitung zu erheblichen und anhaltenden Belästigungen führte und aus dem Rohrnetz trotz der Anwendung der üblichen Bekämpfungsmaßnahmen nicht zu vertreiben war. Die Ursache dieser überraschenden Widerstandsfähigkeit ergab sich erst bei der wissenschaftlichen Untersuchung des Entwicklungsganges der Mücke, die eine eigenartige parthenogenetische Vermehrung besitzt (s. später). Solche und ähnliche Beispiele beweisen, daß unzureichendes und besonders oberflächliches Wissen zu Trugschlüssen und damit auch zu praktischen Leerläufen führen kann.

Bei der Durchmusterung eines mikroskopischen Präparates wird man sich am zweckmäßigsten zunächst die Frage vorlegen, welche Bestandteile überhaupt in einem bestimmten Falle zu erwarten sind und damit von vornherein den Kreis der Möglichkeiten einschränken. Aus diesem Grunde ist es stets ein Vorteil, wenn die jeweiligen örtlichen Verhältnisse, aus denen die Proben stammen, dem Untersucher eingehend bekannt sind und wenn ihm auch die chemischen Ergebnisse rechtzeitig zugängig sind. Auf diese Weise lassen sich auch Fehlerquellen vermeiden, die sich daraus ergeben, daß man Siegellackteilchen, Korkstückchen, weiße Baumwollfäden (Watte) und Glassplitter, die in den Präparaten angetroffen wurden, als aus der Originalprobe stammend ansieht, während sie in Wirklichkeit von den Entnahmegefäßen bzw. deren Verschlüssen stammen. Peinliche Sauberkeit der Entnahme- und Aufbewahrungsgeräte sowie auch der zur mikroskopischen Untersuchung benutzten Pipetten, Nadeln, Objektträger, Deckgläser usw. gehören gleichfalls zu den Grundlagen einer einwandfreien Untersuchung. Einen recht sprechenden Beitrag in dieser Hinsicht lieferte folgende praktische Beobachtung: Bei der laufenden hygienischen Ueberwachung einer ausgedehnten Trinkwasserleitung wurden sowohl die bakteriologischen als auch die mikroskopisch-biologischen Untersuchungen unter Benutzung der gleichen Probeflaschen ausgeführt,

wobei zunächst die für die Keimzahl und Coli-Bestimmung erforderlichen Wassermengen in der üblichen Weise mit sterilen Pipetten entnommen wurden. Anschließend erfolgte die biologische Prüfung. Bei dieser tauchten nun von einem gewissen Zeitpunkt an plötzlich weißglänzende Asbestfasern auf, und zwar beschränkte sich deren Vorkommen keineswegs nur auf einzelne Proben, sondern war gelegentlich am gleichen Tage in einer größeren Anzahl von Probeflaschen aus verschiedenen Stadtteilen nachzuweisen. Es wurde also der Eindruck erweckt, als ob das gesamte Leitungsnetz zeitweilig mit Asbestfasern überschwemmt sei, eine Erscheinung, für die sich aber keinerlei stichhaltige Ursachen ausfindig machen ließen. Die Lösung des Rätsels brachte mehrere Wochen später die zufällige Beobachtung, daß zum Uebertragen der Wassermengen für die bakteriologischen Zwecke z. T. Pipetten benutzt worden waren, an denen sich Asbestfasern aus der Asbestausfütterung der kupfernen Aufbewahrungsbüchsen verfangen hatten. Diese Asbestfasern lösten sich beim Eintauchen der Pipetten von den Spitzen ab und wurden bei der nachfolgenden biologischen Untersuchung wieder aufgefunden.

Das Bestimmen der unbelebten Bestandteile, die man, soweit sie im Wasser schweben, mit *Wilhelmi* (1915) als „Tripton" bezeichnen kann, wird in der Regel auf Grund ihres äußeren Gepräges erfolgen. So erkennt man pflanzliche Oberhautzellen am Verlauf der Zellwände (Abb. 23, 1), Pollen von Kiefern an ihren beiden Luftsäcken (Abb. 22, 13), Baumwollfäden an ihrer gedrehten Flachbänderigkeit, den abgerundeten Faserkanten und dem mittelständigen Lumen (Abb. 23, 2), Flachs an der sehr bezeichnenden Faserspitze (Abb. 23, 3), Rohseide an den beiden nebeneinander verlaufenden und miteinander verklebten, strukturlosen Fibroinfäden (Abb. 23, 5), Kunstseide entsprechend ihrer Herstellung an den zu mehreren nebeneinander verlaufenden Längslinien (Abb. 23, 9), unverarbeitete Wollhaare an den sich dachziegelig deckenden Hornschuppen, deren Form im übrigen die Hauptunterschiede zwischen den wichtigsten Wollsorten liefert (Abb. 23, 6). Das Merkmal für Nadelholzreste sind besonders die kreisrunden Hoftüpfel (Abb. 23, 7). Stärkekörner zeichnen sich durch ihre asymmetrische Schichtung (Abb. 23, 10—12), Fleischmuskelfasern durch ihre quer verlaufende Streifung und, falls sie durch den Darmkanal gegangen sind, durch ihre gallige Ockerfarbe (Abb. 23, 16) aus. Sandkörnchen stellen teils scharfkantige, teils abgeschliffene, lichtbrechende Gebilde dar (Abb. 23, 21). Ungelöstes Eisen bildet, wenn es sich um ausgeflocktes Eisenoxydhydrat handelt, feine gelbrote bis braune Flitter und Klümpchen (Abb. 23, 20) oder, sofern abgelöstes Rohreisen vorliegt, auch schwärzliche, rissige Bröckchen und Plättchen. Manganteilchen erscheinen zumeist als dunkelschwarzbraune Krümel (Abb. 23, 15). Steinkohlenreste verraten sich durch Farbe, Glanz und Bruch (Abb. 23, 18), Braunkohle besonders durch den Mangel an Glanz, Schlackenasche durch ihre wabige Struktur. Gut gekennzeichnet sind auch die Formen von Wurmborsten, Schmetterlingsschuppen und Vogelfederstrahlen (Abb. 23, 23—25). Zerfallserzeugnisse organischer und anorganischer

Herkunft, die eigener Merkmale entbehren, werden als Detritus bezeichnet (Abb. 23, 22). Vielfach herrschen sie in den entnommenen Proben vor und bilden den Hauptanteil schlammiger An- und Ablagerungen. Finden sich kleine Zylinderkörper von etwa 30 μ Dicke, die etwas verschwommene Umrißformen und graue bis tiefsepiabraune Färbung aufweisen, so besteht der dringende Verdacht, daß es sich um den Kot von Wasserasseln handelt, den bereits *H. de Vries* (1890) zur Abbildung brachte (Abb. 130).

Ergeben sich bei der rein mikroskopischen Bestimmung mancher unbelebter Stoffe Schwierigkeiten oder Unsicherheiten, so wird man mit Vorteil auch einfache mikrochemische Reaktionen anwenden können, wie solche z. B. von *Boettcher* und *Kunike* (1928) zusammengestellt worden sind. Als solche sind etwa zu nennen: Auflösung von Karbonaten durch Salzsäure, wobei Kohlensäureblasen entweichen; Nachweis von Eisen als Berlinerblau — oder durch die weit empfindlichere Rhodankaliumfärbung. Schwefeleisen entwickelt bei Zusatz von Salzsäure Schwefelwasserstoff; Mangankrümel, die in der Regel dunkler als Eisenoxydhydrat gefärbt sind, lassen sich für die praktischen Bedürfnisse durch die negative Eisenprobe erkennen. Der Nachweis von Zellulose (Baumwollfasern [Watte], Flachs, pflanzlichem Detritus usw.) geschieht durch die eintretende Blau- oder Violettfärbung nach Zusatz von Chlorzinkjod. Stärkekörner färben sich durch Jodjodkaliumlösung schwarzblau. Tierische Bestandteile behandelt man am besten zur Aufhellung mit Diaphanol und weist den Eiweißkomplex durch die Xanthoproteinreaktion (Gelbfärbung nach Zusatz von verdünnter Salpetersäure), durch *Millons* Reagens oder durch die *Biuret*reaktion nach.

Die Beurteilung eines Wassers oder einer Wasserversorgung wird mit um so größerer Sicherheit erfolgen können, je umfassender das Untersuchungsmaterial zur Verfügung steht und je eingehender es bestimmt wird. Diese Beurteilung ist, wenn keine Sonderfragen hygienischer oder betriebstechnischer Art zu beantworten sind, nicht auf einzelne Organismen oder unbelebte Stoffe zu beschränken, sondern auf sämtliche durch die biologische Arbeitsmethode erfaßbaren Bestandteile abzustellen. Von besonderer Wichtigkeit ist dabei die Festlegung des sog. „biologischen Gesamtbildes", das dadurch gewonnen wird, daß man mit der Gesamtliste aller aufgefundenen Bestandteile den Häufigkeitsgrad der einzelnen Teilglieder verknüpft. Aus diesem Verhältnis läßt sich die Belastungsgröße am sichersten abschätzen. Als weiterer Beurteilsfaktor kommt noch die Gesamtmenge aller Bestandteile in Betracht, die bei Wasserproben in der Regel raummäßig (cm^3 je m^3 Wasser), gelegentlich oder unter bestimmten Voraussetzungen auch gewichtsmäßig festgestellt wird. Die Frage nach der Gesamtmenge ist nicht nur für aufbereitete Trinkwässer, sondern auch in bestimmten Fällen für Brauchwässer von ausschlaggebender Bedeutung. Aus diesem Grunde ist es üblich geworden, die raummäßige Menge der absiebbaren Schwebestoffe für ein noch einwandfreies Reinwasser nach oben hin mit 1 cm^3 je m^3 Wasser zu begrenzen. Derartige Raumbestimmungen ergeben auch für sich allein ausgeführt recht wertvolle Ergebnisse. Sie

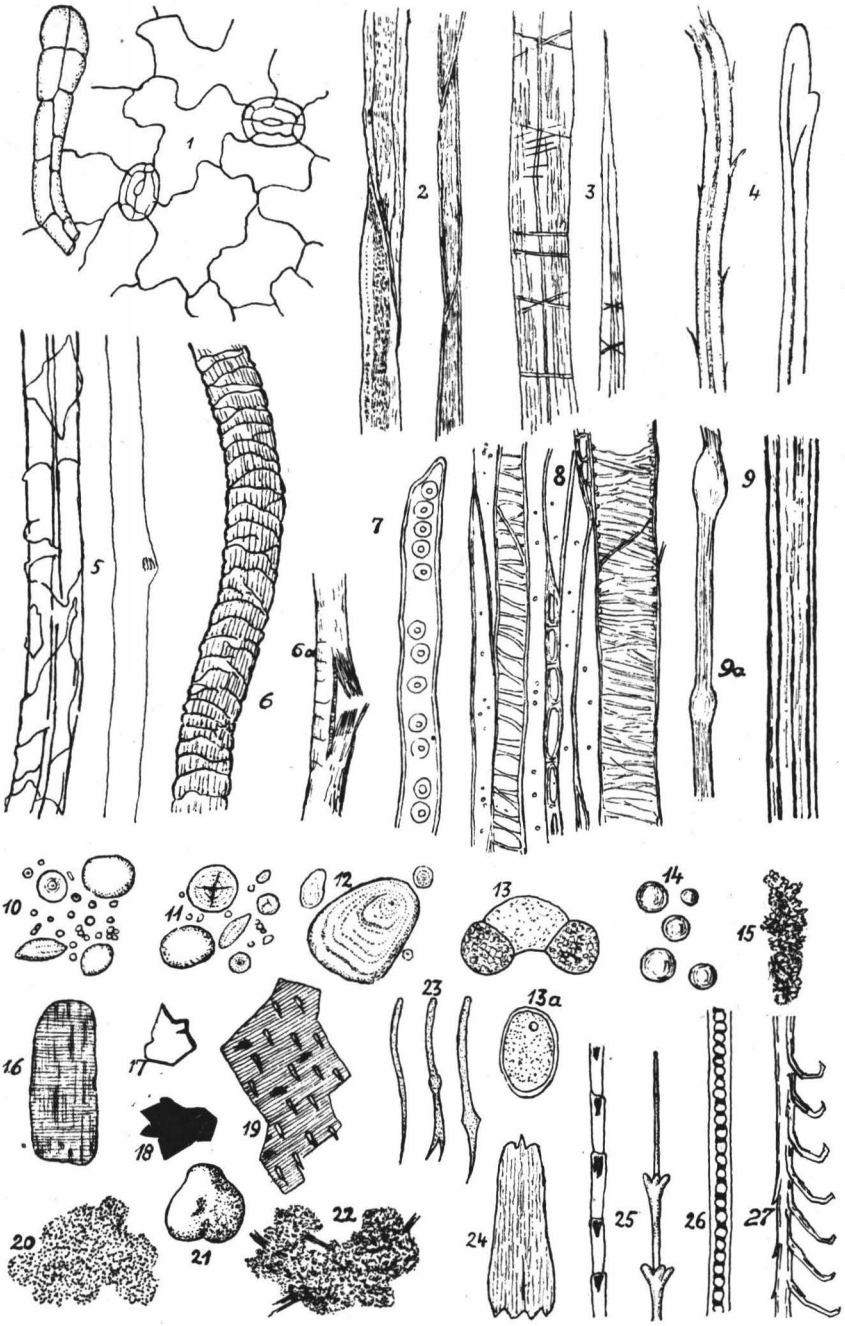


Abb. 23. Typen unbelebter Bestandteile. 1. Oberhautgewebe von Blattsalat. 2. Baumwollfasern. 3. Leinenfasern. 4. Hanffasern. 5. Rohseidefasern. 6. Schafwolle. 7. Nadelholzfaser. 8. Laubholzfaser. 9. Kunstseidefasern. 10. Weizenstärke. 11. Roggenstärke. 12. Kartoffelstärkekörner. 13. Kiefern-

sollten daher, zumal sie sich rasch ausführen lassen, in der Wasserwerkspraxis weit häufiger als gegenwärtig üblich angewendet werden. Es dürfte keinem Zweifel unterliegen, daß durch derartige Dauerüberwachungen von uferfiltriertem Rohwasser oder Filtern manche betriebstechnischen und auch hygienischen Mißstände frühzeitig erkennbar werden können und sich damit auch die Möglichkeit ergibt, rechtzeitig Gegenmaßnahmen zu ergreifen. *Minder* (1913) hat auch auf die praktische Bedeutung der Größenmessung der Schwebestoffe für die Beurteilung von Filterleistungen hingewiesen. Nach seinen im Wasserwerk von Zürich gewonnenen Erfahrungen muß ein befriedigend arbeitendes Schnellfilter alle Bestandteile bis 5 μ abwärts zurückhalten, während der Ablauf eingearbeiteter Langsamsandfilter keine festen Körper enthalten sollte, die etwa Bakteriengröße, d. h. 1 μ Durchmesser überschreiten (Abb. 24).

Bei der qualitativen Auswertung der Bestandeslisten ist der Maßstab für die Beurteilung von Reinwässern wesentlich schärfer anzulegen als bei Rohwässern oder gar bei abwasserbiologischen Fragen, wenn solche in die Belange der Wasserversorgung hineinspielen. Vereinzelt in einem Vorfluter auftretende Fleischmuskelfasern, Stärkekörnchen, Papierfasern, Abwasserpilze usw. lassen zwar sicherlich auf eine Belastung des betreffenden Wassers schließen, müssen aber in einem derartigen Oberflächengewässer, das seiner örtlichen Lage wegen der Verunreinigung von außen leicht ausgesetzt ist, nicht unbedingt als Kennzeichen einer hochgradigen Verschmutzung bewertet werden. Ganz anders verhält es sich dagegen, wenn derartige Bestandteile in derselben geringen Menge in Trinkwasseranlagen — und seien es auch nur offene Kesselbrunnen — angetroffen werden. Man wird dann ein solches Wasser bereits als unbrauchbar für Trinkzwecke ablehnen müssen. Dasselbe gilt auch, wenn sehr bezeichnende belebte Verunreinigungsanzeiger, wie etwa vereinzelte Fäden des Abwasserpilzes *Leptomitus*, in Wasserleitungen nachgewiesen werden. Wenn man aus der spärlichen Anwesenheit solcher Pilzfäden vielleicht auch nicht allzuweitgehende hygienische Schlüsse auf die Wasserbeschaffenheit ziehen sollte, so ist ihr Vorkommen an sich in einer zentralen Wasserversorgung doch höchst auffällig und weist mit Sicherheit auf erhebliche Mängel der Aufbereitungseinrichtungen oder des Rohrnetzes hin. Derartige Organismen müssen daher geradezu als ernste „Warnungszeichen" angesprochen werden.

In der amerikanischen Wasserwerkspraxis ist an Stelle der raummäßigen Schwebestoffbestimmung die Zählung der einzelnen Bestandteile unter Berücksichtigung ihrer Zugehörigkeit als verbindlich erklärt worden. Diese „Standard Unit-Methode" (vgl. S. 28) ist in ihrer Durchführung zwar zeitraubend, liefert aber bei Daueruntersuchungen gleich-

pollen. 14. Oeltröpfchen. 15. Mangankrümel. 16. Quergestreifte Fleischmuskelfasern. 17. Gesteinssplitter. 18. Steinkohlenteilchen. 19. Chitinrest. 20. Eisenoxydhydratflöckchen. 21. Sandkörnchen. 22. Organischer Detritus. 23. Wurmborsten. 24. Schmetterlingsschuppe. 25 und 27. Vogelfederstrahl. 26. Rattenhaar. — Nach *Eichler, Gassner, Kolkwitz, Spitschka*, z. T. Orig.

falls gute Ergebnisse. Der Wert solcher Zählungen ist besonders dann von Bedeutung, wenn es sich um Feststellungen über Geschmacks- und Geruchsbildungen durch Kleinalgen und deren Bekämpfung durch chemische Giftstoffe handelt.

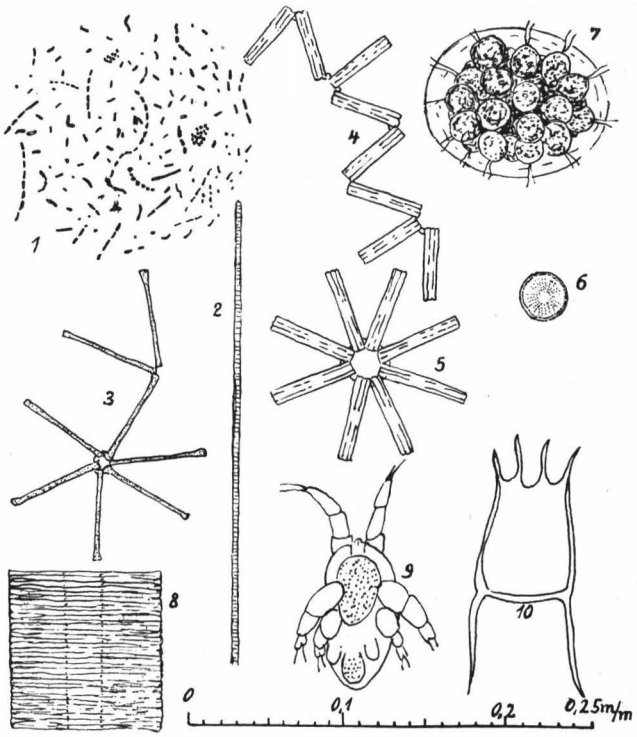


Abb. 24. Größenverhältnis verschiedener im Wasserwerk Zürich auftretender Mikroorganismen. 1. Bakterien, die sich in befriedigender Menge nur durch Feinfilter zurückhalten lassen. 2. *Oscillatoria rubescens.* 3. *Asterionella.* 4 u. 5. *Tabellaria fenestrata.* 6. *Cyclotella.* 7. *Pandorina morum.* 8. *Fragilaria crotenensis.* 9. *Nauplius.* 10. *Keratella quadrata.* — Nach *Minder.*

In einer etwas abgewandelten Form wurde die Zählmethode von *Eugling* (1931) bei der Ueberwachung der Wiener Hochquelleitung angewendet. Bei diesen biologischen Untersuchungen, die mit gleichlaufenden Keimzahl- und Coli-Bestimmungen durchgeführt wurden, ergab sich u. a. die praktisch bedeutsame Feststellung, daß die Kurve der Organismenmenge einen auffällig gleichsinnigen Verlauf mit der Kurve des Keimgehaltes in cm^3 Wasser nach 48stündiger Bebrütung zeigte, d. h. daß mit jedem Ansteigen der Keimzahl auch ein Ansteigen der Organismenzahl im Wasser festzustellen war (Abb. 25). Auch die Zahl der unbelebten Stoffe, wie etwa die der Kiefernpollen, ging mit der Keimzahl des Wassers praktisch parallel. Alle diese Erscheinungen standen nachweislich mit starken Regenfällen im Quellbezirk in Verbindung und bestätigten u. a. die Notwendigkeit, der Schutzzone dieses Bereiches besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Im übrigen betont

auch *Eugling*, daß jeder auffällige biologische Befund in einem Trinkwasser zu einer bakteriologisch-chemischen Untersuchung, vor allem aber zu gründlichen Erhebungen der örtlichen Verhältnisse eines Wasserspenders Anlaß geben sollte.

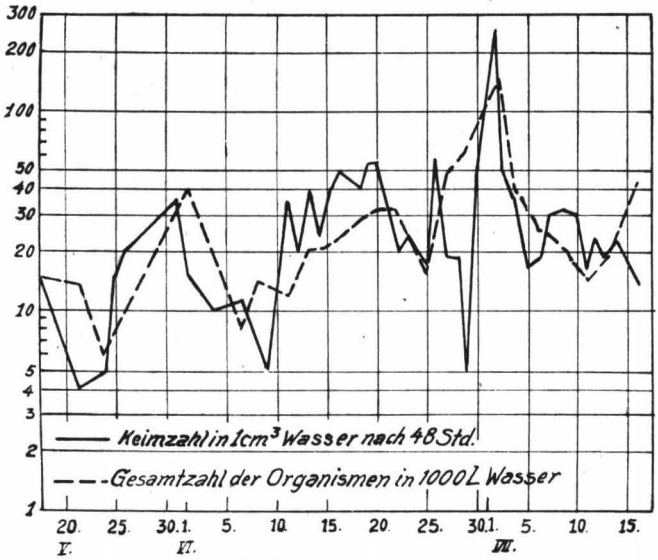


Abb. 25. Gleichsinniger Gang der Organismenzahl und der Keimzahl im Wasser der Wiener Hochquellenleitung. — Nach *Eugling*, in der Umzeichnung nach *Prinz-Kampe*.

IV. Das Indikatorensystem

Ursprünglich wurde die biologische Wasseranalyse ausschließlich zur Lösung der Frage herangezogen, ob ein Wasser rein oder organisch verschmutzt und damit für den menschlichen Gebrauch verwendbar oder unbrauchbar ist. Diese Zielsetzung führte zur Heraushebung und Zusammenfassung bestimmter Organismen, die den Ausgangspunkt für das Saprobiensystem lieferten. Beim weiteren Ausbau der Trink- und Brauchwasserbiologie zeigte sich aber bald, daß darüber hinaus die Auswertung der Untersuchungsbefunde auch zur Klärung anderer, z. T. ausgesprochen betriebstechnischer Fragen beitragen kann. Diese mehrseitige Beurteilungsmöglichkeit ergibt sich zwangsläufig aus der Erkenntnis, daß jeder Organismus von einer größeren Zahl ökologischer Bedingungen abhängig ist, wie z. B. von der Menge und Beschaffenheit der Nährstoffe, von dem zur Verfügung stehenden Sauerstoff, von der Temperatur, vom Licht usw., und daß ferner jeder Organismus physiologische Eigenheiten besitzt. Von diesem Gesichtswinkel aus betrachtet lassen sich viele Lebewesen, sowie auch unbelebte Stoffe zur Lösung praktischer Fragen in diesem oder jenem Sinne als ausgeprägte Indikatoren heranziehen. Als Indikatoren in der Wasserwerkspraxis sind dementsprechend (*Beger* 1931) alle in Roh- und Reinwässern auftretenden, makro- und mikroskopisch feststellbaren, belebten und unbelebten Bestandteile zu bezeichnen, die infolge ihres Lebenshaushaltes, ihrer sonstigen Beschaffenheit oder ihrer bloßen Anwesenheit Rückschlüsse auf die Wassergüte oder auf die technischen Einrichtungen der Wasserversorgung und ihre Betriebsführung zu ziehen gestatten.

Den Bedürfnissen des Wasserwerksbetriebes entsprechend seien diese Anzeiger nunmehr in zehn, vielseitig miteinander verkettete Gruppen gegliedert, so daß das Indikatorensystem folgende Einteilung erfährt:

A. Gesundheitsschädliche Organismen und ihre Ueberträger (S. 50)
B. Rein- und Schmutzwasser-Anzeiger (S. 56)
C. Schwefelwasserstoff-Anzeiger (S. 75)
D. Eisen- und Mangan-Anzeiger (S. 82)
E. Kalk-Anzeiger (S. 92)
F. Salz-Anzeiger (S. 96)
G. Grund- und Oberflächenwasser-Anzeiger (S. 102)
H. Kalt- und Warmwasser-Anzeiger (S. 110)
I. Farb-Anzeiger (S. 113)
K. Geruchs- und Geschmacks-Anzeiger (S. 115)

A. Gesundheitsschädliche Organismen und ihre Ueberträger

Zu den Organismen, die unter Vermittlung eines Trinkwassers unmittelbar oder mittelbar zu bisweilen schweren Schädigungen der

menschlichen Gesundheit führen können und deren Vorkommen fast stets in Verbindung mit fäkalen Verunreinigungen steht, zählen eine Anzahl von Eingeweidewürmern, Protozoen und pathogenen Bakterien. Aus Nordamerika und Südafrika liegen auch Angaben über pathogene Blaualgen vor. *Stephens* (1948) führt als solche eine *Microcystis toxica* an. Nach *Fitch* (1934), *Holtje* (1939) und *Durrel* und *Deem* (1940) rief auch der Genuß von *Anabaena*-reichem Wasser den Tod von Pferden, Rindern und Schafen hervor. Aehnliche Angaben, die z. T. den Menschen betreffen, werden aus Südafrika von *Steyn* (1945) gemacht. Weitere Mitteilungen finden sich bei *Prescott* (1948)[1].

Der Befall von Wasserversorgungen durch Eingeweidewürmer in ausgewachsenem Zustande ist u. W. bisher nicht mit Sicherheit bekannt geworden. Hingegen ist, wenn auch nur in Sonderfällen, ein solcher durch Wurmeier oder junge Larven verbürgt. Das gilt besonders für die 50 bis 75 μ langen, braunen, mit einer höckerigen Eiweißhülle umschlossenen Eier (Abb. 26 A) des gefährlichen, meist 20 bis 25 cm langen, gelblichen oder rötlichen Spulwurms *Ascaris lumbricoides*, der im Dünndarm und in der Lunge des Menschen lebt und bisweilen den Tod seines Wirtes hervorruft. Die Eier sind längere Zeit nach ihrer Ausscheidung lebensfähig und können z. B. mit den Abläufen infizierter Dunghaufen in undichte Brunnen eingeschwemmt werden. Aehnliches gilt für die Eier des im Dünn- und Dickdarm parasitierenden, nur 0,5 cm langen Peitschenwurms *Trichocephalus dispar* (Abb. 26 B). *Wilhelmi* traf in einer Trinkwasseranlage auch Oncosphaeren an, d. h. planktisch lebende Larven des Breiten Fischbandwurms *Diphyllobothrium latum*, der im menschlichen Dünndarm 10 bis 15 cm Länge erreicht. Soweit bekannt, ist allerdings eine unmittelbare Weiterentwicklung der Oncosphaeren im Menschen nicht möglich, da sie hierbei zunächst von Kleinkrebschen und dann von Fischen als Zwischenwirten aufgenommen werden müssen. Von letzteren wird der Fischbandwurm erst auf den Menschen übertragen, wenn das Fischfleisch roh als Fischsalat oder ungenügend gekocht genossen wird. Aehnliches trifft für den Katzenleberegel *Opisthorchus tenuicollis* zu, doch setzt dieser die Anwesenheit anderer Fischarten und die von Schnecken (*Bythinia*-Arten) voraus. Gering ist auch die Wahrscheinlichkeit der Uebertragung des verbreiteten Madenwurms *Enterobius (Oxyurus) vermicularis* durch Trinkwasser, da die Eier dieses etwa 1 cm langen weißen Rundwurmes nach ihrem Abgang mit dem Stuhl im Wasser bereits nach kurzer Zeit zugrunde gehen. Sie sind 50 bis 60 μ lang, glattwandig, glashell und lassen den Embryo erkennen (Abb. 26 C und D). Vorübergehend spielte endlich der Tunnelwurm *Ancylostemum (Anchylostemum) duedenale* eine gefährliche Rolle. Das ursprünglich tropische Tier ist der Urheber der oft tödlich verlaufenden „ägyptischen Chlorose" („Gruben"- oder „Tunnelkrankheit") und z. B. aus dem Gott-

[1]) Einen in seinen toxischen Auswirkungen entsprechenden marinen Organismus stellt die Peridinee *Gonyaulax catenata* dar, die im Pazifischen Ozean rostrote Wasserblüten bildet und ein äußerst giftiges Alkaloid enthält. 2000 solcher Organismen reichen aus, um eine Maus zu töten (*Dack* 1943).

hardgebiet und aus rheinischen Steinkohlengruben bekannt geworden. Aus seinen mit dem menschlichen Stuhl ausgeschiedenen Eiern (Abb. 26 E) entwickeln sich im Wasser und Schlamm die sog. *Rhabditis*-Larven, die unter Umständen von den Bergleuten mit fäkal verunreinigtem Wasser wieder aufgenommen werden und so zu einem Neubefall führen. Da der Verlauf der Larvenentwicklung Raumtemperaturen von 25 bis 30 ° C voraussetzt, blieben die Befallsherde in den Gruben auf die hochtemperierten Stollen beschränkt, bzw. sie konnten auch aus diesen durch die Einschaltung starker Durchlüftung zum Verschwinden gebracht werden.

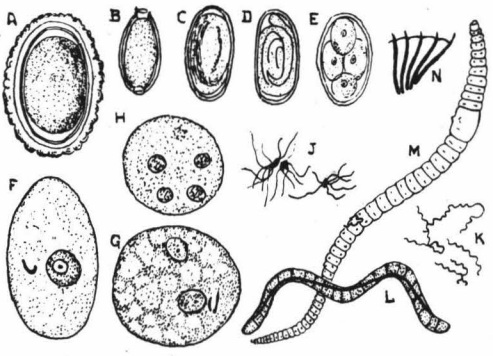


Abb. 26. A.—E. Eier von Eingeweidewürmern: A. vom Spulwurm *Ascaris*, B. vom Peitschenwurm *Trichocephalus dispar*, C. und D. vom Madenwurm *Oxyurus*, E. vom Tunnelwurm *Ancylostemum*. — F.—H. Entwicklungsgang von *Endamoeba tetragena*. — J. *Bacterium coli*. — K. Spirochaeten. — L. Schema einer Spirochaete. — M. Der Borstenwurm *Pachydrilus lineatus*. — N. desgl. Borstenanordnung. — Nach *Leuckart*, *Michaelsen*, *Zuelzer* u. a.

In Trinkwasseranlagen treten gelegentlich noch eine kleine Zahl anderer Würmer auf, die an sich entweder keine oder zum mindesten keine menschlichen Parasiten sind, aber dennoch zu vorübergehenden Binnenbewohnern des Menschen werden. In diese Gruppe zählt u. a. der weit verbreitete, sehr anpassungsfähige Borstenwurm *Pachydrilus lineatus* (Abb. 26 M, N), der z. B. von *R. Müller* (1927) im menschlichen Stuhl, von andererseits (vgl *Heymons* 1926) in ausgespieenem Gurgelwasser angetroffen wurde. Die gleichen Beobachtungen machte *Pottier* (1925) mit Brunnendrahtwürmern *(Phreoryctes gordioides)*. Auch Saitenwürmer *(Gordioiden)* werden als Scheinparasiten genannt, so Angehörige der Gattungen *Gordius* und *Paragordius*. Ein Tier der letztgenannten Gattung stellte u. a. *Stilles* (1922) in der menschlichen Blase fest. Das Einwandern solcher Würmer kann durch unbeabsichtigtes Verschlucken ausgewachsener Tiere, sowie vielleicht auch durch die Aufnahme ihrer Eier erfolgen.

Als Erreger der in schweren Fällen zu Siechtum und zum Tode führenden „infektiösen Gelbsucht" oder der „*Weil*schen Krankheit" kommt die *Spirochaete icterogenes* in Betracht, ein zu den Protozoen zählendes Lebewesen von sehr eigenartiger Form (Abb. 26 K, L), das allem Anschein nach durch Ratten bzw. deren Kot in Trinkwasseranlagen verschleppt und so auf den Menschen übertragen wird. Die bei uns ge-

wöhnlich in Wasserwerken, Leitungen, Zapfhähnen, Wasserschläuchen usw. auftretenden Spirochaeten gehören allerdings nach *Kunstein* (1932), *v. Vagedes* (1934) u. a. ausnahmslos der nicht pathogenen, wenn auch sehr ähnlich gestalteten *Spirochaete pseudoicterogenes* an. Eine Umwandlung in die echten *Weil*-Spirochaeten, die *Baermann* und *Zuelzer* in den Tropen beobachtet haben wollen, ist bei uns noch nicht festgestellt worden.

Praktisch bedeutungslos in unseren Breiten sind ferner die Protozoen aus der Gruppe der Entamoeben, die wie *Entamoeba histolytica (Magath* 1935) und *E. tetragena* in wärmeren Ländern unter Vermittlung des Trinkwassers zur Amoeben-Ruhr führen (Abb. 26 F-H). Untersuchungen, die u. a. *Walker* (1911) auf den Philippinen an der Wasserleitung von Manila mit *Amoeba limax* oder ihr nahestehenden Formen anstellte, ergaben keinerlei Beziehungen zu den pathogenen Entamoeben.

Als Krankheitserreger bakterieller Zugehörigkeit kommen für uns die Cholera-Vibrionen, die Typhus- und Paratyphus-Bakterien, die sog. Gärtner-Bazillen, die Ruhrbakterien, sowie eine weitere Gruppe von Keimen in Betracht, die zumeist leicht verlaufende Magen- und Darmerkrankungen hervorrufen. Da der unmittelbare Nachweis dieser pathogenen Keime im Wasser schwierig bzw. mit einem großen Zeitaufwand verknüpft ist, verzichtet man aus praktischen Erwägungen bei den landläufigen Trinkwasseruntersuchungen auf ihre Feststellung und wendet an ihrer Stelle die viel bequemeren indirekten Methoden an. Dabei wird der Hauptwert auf den Nachweis des *Bacterium coli commune* gelegt, einem Vertreter der *Bacterium coli-aerogenes*-Gruppe, der im Dickdarm des Menschen lebt und gegebenenfalls als Begleiter der pathogenen Keime auftritt. Sein sicheres Erkennen erfordert die Durchführung ganz bestimmter Kulturverfahren. Diese müssen streng durchgeführt werden, da es neben dem echten Warmblütler-*Coli* eine größere Zahl atypischer *Coli*-Stämme („Fremdcoli") gibt, die bald diesen, bald jenen Kulturanforderungen nicht genügen und z. T. nur in Kaltblütlern auftreten. Ueberdies sind noch *coli*artige Keime bekannt, die zwar in ihrem Verhalten in den Kulturen den *Coli*-Keimen weitgehend gleichen, in ihrem morphologischen Bau aber deutlich von ihnen abweichen. Solche Bakterien sind anscheinend für den Darminhalt von Insekten kennzeichnend.

Die Lebensdauer und Virulenz solcher pathogenen Keime wurde von *Bartos, Bansagi* und *Bakos* (1947) in einem künstlich verseuchten Kesselbrunnen von 4 m Tiefe für Typhus bis zu 31 Tagen und für Dysenterie bis zu 22 Tagen nachgewiesen. *Bacterium coli* blieb bis 55 Tage lebensfähig.

Der Nachweis der saprophytisch lebenden *Coli-* und *coli*artigen Bakterien ohne nähere Bestimmung ihrer engeren Zugehörigkeit genügt zwar, um auf eine organische Verunreinigung des Wassers zu schließen. Er reicht aber nicht aus, um mit Sicherheit auf eine Verschmutzung durch Abgänge von Warmblütlern und damit gegebenenfalls vom Menschen zu schließen. Eine Seuchengefahr für den Menschen besteht aber nur im letztgenannten Falle, da nur die eigenen Abgänge die Träger der unmittelbaren Erreger seiner Krankheiten sind. Bei positi-

vem Nachweis von *Bacterium coli commune* wird also ein Trinkwasser stets zu beanstanden sein, es sei denn, daß die *Coli*zahl äußerst gering ist. Typische Kaltblütler-*Coli* und *coli*artige Bakterienstämme hingegen geben noch keinen sicheren Anhaltspunkt für die Anwesenheit menschlicher Abgänge. Die Klärung der Frage, welcher Zugehörigkeit die *coli*verdächtigen Bakterien sind, liegt im übrigen nicht nur im Interesse des Hygienikers, sondern auch in dem der Wasserwerksleitung, der die Pflicht obliegt, die zur Abstellung der Verunreinigungsquellen erforderlichen, bisweilen recht einschneidenden technischen Maßnahmen zu ergreifen.

Neben dem Nachweis des *Bacterium coli commune* bietet die Feststellung der sog. „Gesamtkeimzahl" eine zusätzliche Beurteilungsmöglichkeit. Man versteht darunter die Anzahl von Bakterienkolonien, die auf der gebräuchlichen Nährgelatine aus 1 cm^3 Originalwasser bei 22° C nach 48 Stunden zur Entwicklung gelangen. Erfahrungsmäßig pflegt diese Zahl mit zunehmender Verschmutzung zu steigen.

Abgesehen vom Menschen kommen als Ueberträger von Warmblütler-*Coli* kleine Säugetiere (Mäuse, Ratten usw.) und Vögel (Sperlinge, Schwalben, Tauben usw.) in Betracht, die gelegentlich selbst in gut gehaltene Werksanlagen einzudringen vermögen. Sie erlangen aber in Großwasseranlagen praktisch kaum Bedeutung. Zum mindesten betont *Bruns* (1942), daß ihm in Deutschland kein Fall bekannt geworden sei, in dem auf diese Weise Krankheiten auf den Menschen übertragen worden seien. Hingegen erwähnt er aus Rußland mehrere Epidemien der pestartig verlaufenden Tularämie, die nachweislich auf den Genuß von Brunnenwasser zurückzuführen waren, das durch Rattenkot verseucht war.

Die älteren Angaben von *Bettencourt* und *Borges* (1908), denen zufolge im Darm von Molchen, Salamandern und Fröschen u. a. echter Warmblütler-*Coli* auftritt, dürften überholt sein. Zum mindesten wurden sie für die Frösche in neuerer Zeit von *Minkewitsch* und *Trofimuk* (1925) nicht bestätigt. Das schließt aber nicht aus, daß auch diese Tiere gelegentlich zu Urhebern auffälliger „*Coli*-Befunde" werden, und zwar nicht nur in offenen oder unzureichend abgedeckten Einzelbrunnen, sondern auch in zentralen Wasseranlagen, in deren Rieselerräumen und Reinwasserkammern die Frösche bisweilen anzutreffen sind. Nicht umsonst werden daher in Wasserwerken Rückschlagklappen („Froschklappen") eingebaut. Andererseits setzt die bäuerliche Bevölkerung noch gegenwärtig hie und da mit Absicht Frösche in Brunnen, weil nach dem Volksglauben ein Wasser „gesund" sein muß, wenn Frösche in ihm leben können.

Typische Ueberträger von Kaltblütler-*Coli* sind ferner die Fische. Auch sie werden bisweilen absichtlich in Kesselbrunnen, ja sogar auf Langsamsandfilter eingesetzt. Der dabei vielfach leitende Gedanke, daß die Fische bei ihrer Nahrungssuche zu einer Verminderung der etwa reichlich vorhandenen Kleinlebewelt beitragen könnten, ist aber insofern abwegig, als sich bei vielen Fischarten nur die Jungfische von planktischen Organismen ernähren, später aber fast ausschließlich gröbere Nahrung wie Würmer, Insektenlarven und Schnecken aufnehmen. Das

Hältern von Fischen in Brunnen ist auch in tropischen Ländern seit altersher üblich. Nach *R. Müller* (1949) erfolgt es wahrscheinlich, um die Hüpferlinge *(Cyclopiden)* kurz zu halten, da diese in den Tropen die Träger der Larven des gefürchteten Guinea-Wurmes *(Fuellibornius* [*Dracunculus*] *medinensis*) sein können. Wenn *P. Th. Müller* (1914) den Standpunkt einnimmt, daß das Hältern von Fischen in einwandfrei gehaltenen Anlagen im allgemeinen unbedenklich und eine Verbreitung pathogener Keime durch sie nur möglich sei, wenn sie aus einem verseuchten Wasser stammen, so mag diese Feststellung an sich vielleicht zutreffen. Sie trägt aber den allgemein-hygienischen Forderungen in keiner Weise Rechnung, ganz abgesehen davon, daß durch die ständige Ausscheidung von Fremd-*Coli*, wie solche z. B. von *Schröder* (1927) und *Minkewitsch* und *Trofimuk* (1928) mit großer Regelmäßigkeit in frisch gefangenen Süßwasserfischen nachgewiesen wurden, eine stete Quelle der Unsicherheit in die hygienische Beurteilung getragen wird.

Als Urheber erhöhter *Coli*-Zahlen in Wasserwerken sind mehrfach auch Insektenlarven angesprochen worden, so die Larven von Zuckmücken durch *Pennink* und *van der Sleen* (1910) im Wasserwerk Leiduin bei Amsterdam und zusätzlich auch die Larven von Köcherfliegen durch *Fejgina* und *Wadjuchin* (1941) in der Wasserversorgung von Moskau. Soweit sich bisher überblicken läßt, sind solche Angaben insofern nicht zutreffend, als es sich bei diesen Keimen nicht um den echten Warmblütler-*Coli*, wahrscheinlich sogar überhaupt um keine Angehörige der *Bacterium coli*-Gruppe handelt. Zum mindesten traf *von Wolzogen Kühr* (1932) bei der Wiederholung der Leiduiner Untersuchung in den dort namentlich über Sommer auf den Sandfiltern häufig auftretenden roten Zuckmückenlarven aus der *Chironomus plumosus*-Gruppe keine echten *Coli*-Bakterien, sondern gramnegative Stäbchen von 1,7 bis 3,4 μ Länge und 0,4—0,6 μ Dicke an, die meist nur 1 (2—3) polständige Geißeln besaßen und auch in ihrem Verhalten in Kulturen von *Bacterium coli* abwichen. Dieses Bakterium wurde als *Pseudomonas fermentans* bezeichnet. Auch bei der von *Boettcher* (1935) geschilderten Mückenplage, die jahrelang im Wasserwerk Stolpe bei Berlin durch die Zuckmücke *Dyscamptocladius perennis* (Abb. 85) hervorgerufen wurde, dürfte ein ähnliches Bakterium Ursache der anfänglich ungeklärten „*Coli*"-Erhöhung gewesen sein. Desgleichen ergaben die von *Jettmar* (1935, 1938) mit den Köcherfliegen *Neureclepsis bimaculata* (Abb. 117 A) und *Micropterna sequax* und der Dungfliege *Leptocera silvatica*, weiter aber auch mit der Höhlenschrecke *Troglophila cavicola* (Abb. 56 H), dem Brunnendrahtwurm *Phreoryctes gordioides* und der Nacktschnecke *Limax cinereo-nigra* (Abb. 56 F) ausgeführten bakteriologischen Untersuchungen, daß diese Tiere zwar, zumal bei sehr reichlichem Vorkommen, zu bisweilen sehr erheblichen Keimvermehrungen führen können, daß sie aber nur ganz vereinzelt echte *Coli*-Keime enthielten. Da Vergärer von Traubenzuckerbouillon (bei 37 ° C, nicht bei 46 ° C) z. T. sehr reichlich angetroffen wurden, könnte man bei nur unvollständig durchgeführter Diagnostizierung solcher Keime und Unkenntnis der örtlichen Verhältnisse zu ausgesprochenen Fehlschlüssen hinsichtlich der Verunreinigungsquelle geführt werden. Trotzdem bleibt aber, was auch *Jettmar* ausdrück-

lich hervorhebt, die grundsätzliche Tatsache bestehen, daß ein Massenauftreten von Insekten und anderen Kleintieren in Wasserversorgungsanlagen für die hygienische Beurteilung eines Trinkwassers nicht gleichgültig ist, sofern eine Verunreinigung des Wassers durch die tierischen Ausscheidungen eintreten kann. Bei der von *Jettmar* (1935) eingehend untersuchten Köcherfliegenlarven-Störung der Wientalwasserwerkes ergab sich u. a., daß die Insektenlarven durch ihre Fraßtätigkeit zwar die Zahl der mitgeschwemmten Bakterien verringerten, dem Wasser dafür aber andererseits mit ihren Ausscheidungen in reichlicher Menge ihre eigenen, Gelatine verflüssigenden und gleichzeitig Zucker vergärenden Bakterien zuführten. Da letztere in den Tieren fast in Reinkulturen — 1 bis 20 Millionen je Larve — vorkommen, erfolgte eine beträchtliche Anreicherung derartiger Keime im Wasser.

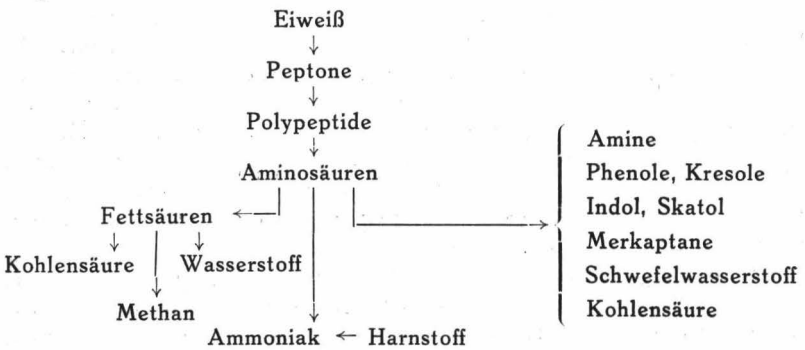
Auf die Bedeutung der die Malaria übertragenden Fiebermücken *(Anopheliden)* wird bei der Regenwasserversorgung näher eingegangen werden.

B. Rein- und Schmutzwasser-Anzeiger

Der Zugang zersetzlicher organischer Stoffe in ein der Trinkwasserversorgung dienendes Wasser verdient stets der Beachtung. Je nach Beschaffenheit und Menge dieser Fremdstoffe kann die Einwirkung praktisch belanglos oder aber von einschneidender Bedeutung sein.

Der Zerfall der fäulnisfähigen Bestandteile vollzieht sich vor allem auf bakterieller Grundlage und stellt einen sehr verwickelten Vorgang dar, bei dem Reduktion und Oxydation einander ablösen oder auch nebeneinander verlaufen. Er setzt — den Zulauf häuslicher Abwässer als Beispiel gewählt — mit dem Abbau von Eiweiß, Zucker und Stärke ein und ergreift dann die schwerer zerstörbaren Fettkörper, die zellulosehaltigen pflanzlichen Reste mit ihren Pektinen und Ligninen usw. Er endet über den Weg zahlreicher Umsetzungen mit der Bildung von Gasen (CO_2, H, NH_3, H_2S usw.), Wasser und Mineralstoffen einerseits und mit der von organischen Humusverbindungen andererseits. Letztere häufen sich — wie auch ein großer Teil der pflanzlichen Reste — am Boden an oder verbleiben in kolloidaler Form im Wasser.

Der Zerfall der Eiweißstoffe nimmt (nach *Rippel-Baldes* [1947]) etwa folgenden Verlauf:



Als Eiweißzersetzer kommen zahlreiche saprophytische Bakterien in Betracht. Ihre typischsten Vertreter sind neben *Bacillus subtilis, B. mesenthericus, B. mycoides, Bacterium coli, Pseudomonas fluorescens* usw. besonders der anaerob arbeitende *Bacillus putrificus*, der Erreger der stinkenden Fäule, und der fakultativ tätige *Bacillus vulgaris (= Proteus vulgaris)*. Alle diese Bakterien und Bakteriengruppen verflüssigen Gelatine und führen zum Abschluß zur Bildung von Kohlensäure und Ammoniak. Der beim Eiweißabbau entstehende Schwefelwasserstoff wird durch verschiedene Schwefelbakteriengruppen und grüne Bakterien mineralisiert. Harnstoff unterliegt den Angriffen der Sammelgruppe des *Bacillus probatus (Urobacillus)*, der *Sarcina ureae*, sowie der Zerstörung durch viele Pilze. Der Abbau verläuft über Harn- und Hippursäure wiederum zu Ammoniak und Kohlensäure. Stärke und Fette werden durch zahlreiche heterotrophe Bakterien gespalten. Erstere verwandelt sich durch diastatische Fermente in Zucker, letztere werden über Glycerin und organische Säuren in Kohlensäure und Wasser übergeführt. Der „Abwasserpilz" *Sphaerotilus* und der „Zuckerpilz" *Leptomitus* verarbeiten besonders niedere Fettsäuren (Butyrate) und zur Deckung ihres Stickstoff-Bedarfs lediglich Aminosäuren *(Wuhrmann* 1945). Schwer abbaubar sind die in den pflanzlichen Resten enthaltenen Zellulosen, Pektine und Lignine, sowie das besonders in den Kleinkrebspanzern enthaltene Chitin. Ihre Zerstörung erfolgt daher nur langsam und zumeist erst im abgelagerten Schlamm. Bei der aeroben Zellulosezersetzung sind besonders die den Myxobakterien nahestehenden *Cytophaga*-Arten beteiligt und das Endprodukt Kohlensäure und Wasser; bei Sauerstoffmangel hingegen treten der sowohl Zellulose als auch Pektin vergärende sporenbildende *Bacillus cellulosae dissolvens*, der nach den neuesten Feststellungen Essig- und Buttersäure, etwas Kohlensäure, bisweilen Wasserstoff, nicht aber Methan bildet, und die aus dem Vorgang der Flachsröste bekannt gewordenen, obligat oder fakultativ anaeroben Bakteriengruppen des *Bacillus amylobacter, B. felsineus* und *B. asterosporus* in Tätigkeit. Die Bildung von Methan erfolgt, von verschiedenen Säuren ausgehend, anaerob durch Arten der Gattungen *Methansarcina, Methanococcus* und *Methanbacterium* (*Liebmann* 1950). Das Chitin wird von *Bacterium chitinovorum* und zahlreichen Pilzen, besonders Mucorineen, in Lösung gebracht.

In diese Abbauvorgänge greift, bereits ehe der Zustand der völligen Mineralisation erreicht worden ist, stufenweise der Neuaufbau der lebenden Substanz durch eine Vielzahl von grünen Pflanzen, Tieren und auch bestimmten Bakteriengruppen ein. Halten sich Abbau und Aufbau die Waage, so tritt im Verlauf der Selbstreinigungsvorgänge ein biologischer Gleichgewichtszustand ein. Ist der Abbau unvollkommen, so reichern sich die kolloidalen und fäulnisfähigen Stoffe im Wasser und am Boden an. Diese Entwicklung kann gelegentlich zur Ausbildung so lebensfeindlicher Verhältnisse (Bildung von H_2S, Methan) führen, daß nur noch ein beschränkter Kreis besonders gearteter Organismen aufzutreten vermag, der allerdings seinerseits wieder abbauend wirkt.

Die Bedeutung der aufbauenden Bakterien für den Wasserhaushalt ergibt sich z. B. sehr kennzeichnend am Kreislauf des Stickstoffs, als dessen Ausgangsort die Eiweißstoffe gewählt seien (Abb. 27). Von

der Faulung dieser Stoffe ausgehend, führt ihre Spaltung zunächst über die Aminosäuren usw. zu den Ammoniumsalzen, die entweder wieder als Nährstoffe dienen oder weiter in Nitrite und Nitrate übergeführt werden. Die Nitritbildung vollzieht sich meist, die Nitratbildung stets auf bakteriellem Wege, und zwar die Nitrifikation durch *Nitrosomonas* und *Nitrococcus*-Arten, die Nitrifikation durch *Nitrobacter Winogradskyi*. Die Umsetzungen verlaufen lichtunabhängig nach den Formeln:

$$NH_3 + 3\,O = HNO_2 + H_2O + 78{,}3\ \text{Kal.}$$
$$HNO_2 + O = HNO_3 + 21{,}5\ \text{Kal.}$$

Beide Vorgänge folgen zeitlich meist rasch aufeinander. Die entstandenen Nitrate dienen den grünen Pflanzen als Nahrung oder werden bei Sauerstoffmangel wieder bakteriell abgebaut. Diese Reduktion kann bei Anwesenheit geeigneter Kohlenstoffverbindungen folgenden Verlauf nehmen:

$$2\,KNO_3 + C = 2\,KNO_2 + CO_2$$
$$2\,KNO_2 + C = 2\,K_2CO_3 + N_2O$$
$$2\,N_2O + C = 2\,N_2 + CO_2$$

Auch diese Reaktionen verlaufen bisweilen in so kurzer Zeit, daß z. B. nach *Hofer* (1915) in salpetergedüngten Teichen die Nitrate innerhalb von ein bis zwei Wochen verschwinden und damit als Nährstoff von den grünen Pflanzen nur unzureichend ausnutzbar sind. Der sich im Wasser lösende elementare Stickstoff wird durch *Azotobacter*-Arten *(A. chroococcum, A. vinelandii, A. agilis)* oder auch bei Anwesenheit von Molybdän und Licht von verschiedenen Blaualgen *(Nostoc punctiformis, N. muscosum, Anabaena variabilis, A. gelatinosa)* wieder gebunden. Der Nitratabbau kann aber unter bestimmten Verhältnissen rückläufig über die Nitritstufe wieder zur Ammoniakbildung führen.

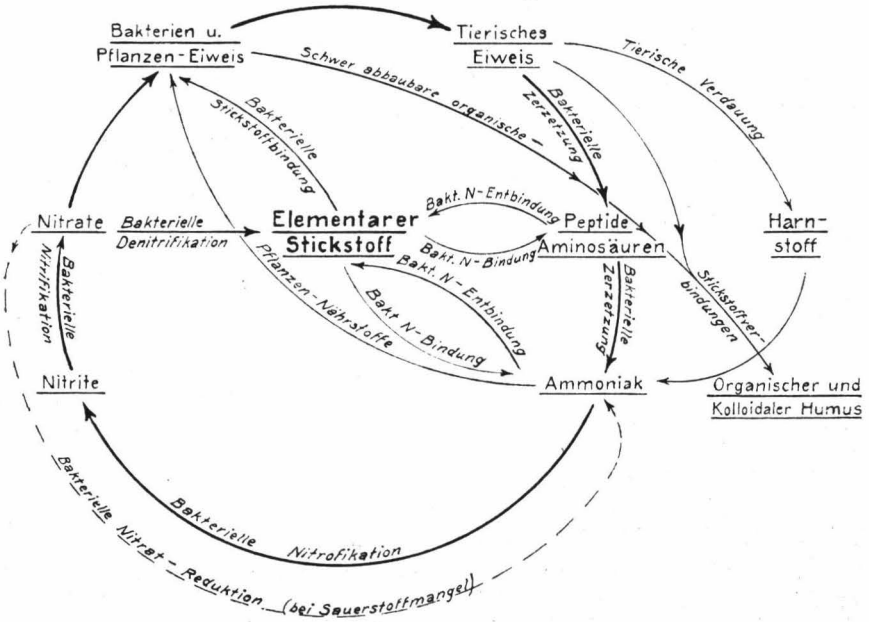


Abb. 27. Kreislauf des Stickstoffs im Wasser. — Frei nach *Wurtz*.

Auf den Schwefelkreislauf als dem zweitwichtigsten Vorgang der Selbstreinigung, sei an dieser Stelle nur insofern hingewiesen, als der Schwefel nach seiner Entbindung aus den Eiweißstoffen zunächst durch den Uebergang in freien Schwefelwasserstoff zu einer weitgehenden Verödung des Wassers führen kann, andererseits aber später nach seiner bakteriellen Umwandlung in Schwefelsäure bzw. Sulfate zu einem wichtigen Pflanzennährstoff wird (näheres s. S. 75).

So wertvoll nach den vorstehenden Ausführungen die Bakterien für die Kenntnis der Wasserbeschaffenheit auch sein mögen, so bedauerlich ist es, daß sich der größte Teil davon infolge mangelnder morphologischer Eigenheiten für den Zweck der mikrobiologischen Wasseranalyse nicht eignet, da diese die Möglichkeit einer unmittelbaren Artenbestimmung unter dem Mikroskop voraussetzt. Immerhin bleibt trotz dieses Ausfalles noch eine größere Zahl von Bakterien (*Sphaerotilus*, Schwefel- und Purpurbakterien usw.) übrig, die dank ihrer besonderen Gestalt und Färbung der letztgenannten Forderung genügt. Gemeinsam mit zahlreichen Pflanzen und Tieren, sowie auch mit unbelebten Stoffen (galligen Fleischmuskelfasern, Stärkekörnern, Papierfasern usw.) bilden sie die biologischen Gesamtbilder, auf Grund deren die biologische Untersuchung erfolgen kann. Bei ihrer Anwendung für die Wasserwerksbetriebe ist allerdings darauf hinzuweisen, daß gewisse nachgewiesene unbelebte Stoffe nicht unbedingt mit dem Wasser selbst in enger Beziehung stehen müssen, und daß z. B. Leder- und Hanffasern von Dichtungen usw. stammen können, nicht also unbedingt als echte, hygienisch verwertbare Verunreinigungsanzeiger bewertet werden können.

Die Gliederung der Organismen in Rein- und Schmutzwasser-Anzeiger erfolgt mit Hilfe des von *Kolkwitz* und *Marsson* geschaffenen Saprobiensystems (1902). Als Einteilungsgrundlage dienen, von der Fäulnis ausgehend, die Hauptabbaustufen im Selbstreinigungsvorgang, wobei der Mineralisationsverlauf des Eiweißes in den Vordergrund gestellt wird[1]). Der chemischen Dreiteilung: Reduktion, einsetzende Oxydation und Mineralisation (vollendete Oxydation) entspricht im biologischen Sinne die Poly-, Meso- und Oligosaprobie. Die mesosaprobe Stufe wird weiterhin unterteilt in einen α- und einen β-Abschnitt, von denen der erste chemisch durch das Vorherrschen von Aminosäuren, letzterer durch ein solches von Ammoniakverbindungen der Fettsäuren gekennzeichnet ist. Diese drei in Fließgewässern räumlich aufeinandergereihten Zonen folgen in stehenden Wassermassen zeitlich aufeinander, so daß auf diese Weise z. B. verschmutztes Wasser durch Speicherung zur Selbstreinigung gebracht werden kann. Die polysaprobe Stufe gelangt am ausgeprägtesten in Abwasseranlagen zur Aus-

[1]) Im produktionsbiologischen System von *E. Naumann* (1919 u. f.), das viele Berührungspunkte mit dem Saprobiensystem besitzt und gleichfalls die ausschlaggebende Rolle des Stickstoffes (neben der des Phosphors) für die Organismenentwicklung betont, ist nicht der Abbau, sondern der Aufbau der organischen Stoffe richtungweisend. Gewässer von geringem Aufbauwert werden als oligotroph, solche mit reichlicher Organismenentwicklung als eutroph bezeichnet. Humose Gewässer zählen in der Regel zum distrophen Typus.

bildung. In Vorflutern ist sie vom Abwassercharakter, von den Vorfluterverhältnissen und vom Verdünnungsgrade abhängig. Sind z. B. die organischen Stickstoffverbindungen zur Zeit des Abwassereinlaufes bereits weitgehend abgebaut, so stellen sich die polysaproben Anzeiger nur in beschränktem Umfang ein. Liegen reichlich Nitrate vor, so wird besonders das mesosaprobe Algen- und Krautwachstum gefördert.

Die Arteneingliederung in die drei Saprobienstufen erfolgt entsprechend dem Grade der ökologischen Spezialisierung, der Mengenentwicklung und dem jeweiligen Entwicklungszustand, der in der betreffenden Stufe erreicht wird. Hochspezialisierte Organismen sind dementsprechend meist auch gute Stufenanzeiger (Leitarten), die anspruchslosesten Arten hingegen bisweilen fast Ubiquisten[1]). Eine weitere Hilfe für die Eingliederung bietet die mehr oder weniger gesetzmäßige Vergesellschaftung bestimmter Arten miteinander und ihre standörtliche Bindung. Der Untersuchung solcher „Leitgesellschaften" wird in jüngster Zeit erhöhte Beachtung gewidmet. Für die praktische Beurteilung fließender Gewässer hat neuerdings *Fjerdingstad* (1950) wieder bestätigt, daß die Aufwuchsgesellschaften den Saprobienzustand eines Gewässers biologisch besser widerspiegeln als die Planktongemeinschaften. Diese Feststellung ergibt sich zwangsläufig aus der Tatsache, daß die ersteren als standörtlich gebundene Dauergesellschaften in ihrer Ausbildung und Zusammensetzung weit mehr von der Wasserbeschaffenheit über einen längeren Zeitabschnitt hinweg abhängig sind als die Planktongesellschaften, die mit dem strömenden Wasser wandern und sich eintretenden Veränderungen des Wassercharakters in der Regel weit langsamer anzupassen vermögen. Bedeutungsvoll sind dabei auch die Strömungsverhältnisse.

Daß die Einstufung mancher Arten seit der ersten Aufstellung des Saprobiensystems mancherlei Verschiebungen erfahren mußte (vgl. z. B. *Steinmann* und *Subeck* (1918), und daß ferner auch ursprünglich im System fehlende Arten späterhin als sehr bezeichnende Leitformen erkannt wurden (vgl. z. B. *Liebmann* [1947]), ist ein erfreuliches Merkmal des wissenschaftlichen Fortschrittes, berührt aber den grundsätzlichen Wert und die praktische Bedeutung des Systems in keiner Weise. *Kolkwitz* selbst hat diesem neuen Stande zweimal (1935, 1950) durch bereinigte Listen Rechnung getragen und ihnen gleichzeitig Durchschnittswerte für die die einzelnen Saprobienstufen kennzeichnenden bakteriellen Keimzahlen beigefügt. Er folgte in letzterer Beziehung dem Vorgehen der Amerikaner *Frost* und *Streeter* (1924, 1925).

---

[1]) *Helfer* (1931), der das Saprobiensystem bei Vorfluteruntersuchungen nur „auf die größeren, grobsinnlich wahrnehmbaren Tiere und Pflanzen angewandt wissen möchte", hat dem System die weitere Gruppe der Pantosaprobien beigefügt, die solche Lebewesen umfaßt, die keine ausgesprochene ökologische Abstimmung für eine bestimmte Saprobienstufe aufweisen, vielmehr in allen Zonen heimisch sind. Immerhin besteht auch für diese Gruppe kein ökologisches Optimum in allen Saprobienstufen.

Die grundlegenden Merkmale der pflanzlichen Saprobien legt *Kolkwitz* (1935) folgendermaßen fest:

	Polysaprobien	Mesosaprobien	Oligosaprobien
Organische Nahrung	obligatorisch	z. T. obligatorisch	fakultativ
Chlorophyll-Funktion	fakultativ (?)	obligatorisch	obligatorisch
Beispiel von Organismen	Euglena viridis	Stephanodiscus Hantzschii	Cyclotella bodanica
Davon Zellen je cm³ Wasser	bei Wasserblüte über 100 000	bis 60 000	bis mehrere hundert Zellen
Keimzahl je cm³ Wasser	ca. 1 000 000	meist < 100 000	meist < 500

Für die praktische Untersuchung und Beurteilung ist nun folgendes zu bemerken: Die polysaprobe Stufe ist bei typischer Ausbildung bereits an ihrem physiognomischen Gepräge, d. h. ihrer vorherrschend grauen Färbung zu erkennen. Die Zahl der in ihr auftretenden, morphologisch bestimmbaren Arten ist in der Regel gering. Diese auffällige Einförmigkeit wird dadurch bedingt, daß vor allem gewisse Pflanzen- und Tiergruppen so gut wie ganz fehlen, so z. B. die Kieselalgen, Sonnentierchen, Süßwasserpolypen, Muscheln und Fische. In Fällen sehr starker Verschmutzung kann man sogar von einer Verödung sprechen, die sich allerdings nicht auf die Bakterien bezieht, da gerade diese in zahlreichen Formen in dieser zum mindesten sauerstoffarmen, wenn nicht sogar sauerstofflosen Zone ihre Hauptentwicklung finden. Die Uferwandungen pflegen mit schleimigen oder zottigen Abwasserorganismen bakterieller Zugehörigkeit überzogen, die Gewässersohle mit graushwarzem, schwefeleisenreichem, gährendem Faulschlamm und seiner sehr bezeichnenden Besiedlung bedeckt zu sein.

Zu den kennzeichnenden Polysaprobien zählen, zumal wenn sie in größerer Zahl auftreten, aus dem Kreise der morphologisch bestimmbaren Bakterien eine Anzahl farbloser, paketebildender Sarcinen, ferner wellig geformte Spirillen (Abb. 28 G), die geweihartige *Zoogloea ramigera* (Abb. 28 D), Purpurbakterien, wie z. B. die bisweilen in roten Wolken auftretenden *Chromatium-* und *Lamprocystis*-Arten (Abb. 28 J u. K), weiter Vertreter der durch gelbgrüne Färbung auffallenden Chlorobakterien und eine Reihe weißer, fädiger Schwefelbakterien aus den Gattungen *Beggiatoa* und *Thiothrix* (Abb. 28 E und F). Polysaprob sind auch die in stark verschmutzten flachen Tümpeln und Teichen zur Massenentwicklung neigenden Volvocalen *Polytoma uvella* (Abb. 29, 4), *Carteria ovata* (vgl. Abb. 29, 5) und eine größere Zahl von *Chlamydomonas*-Arten. Gleichen Anzeigerwert besitzen unter den formreichen und z. T. schwer bestimmbaren farblosen Flagellaten, die *Emmerich* nicht mit Unrecht als „hygienische Schutz- und Polizeitruppe der Gewässer" bezeichnet, unter anderem *Bodo putrinum* (Abb. 29, 10), *Cercobodo longicauda* (Abb. 29, 11), *Tetramonas*

(Abb. 29, 12) und *Hexamitus* (Abb. 29, 13), unter den Ciliaten *Vorticella microstoma, Paramaecium putrinum* (Abb. 29, 22), *Uronema marina* (Abb. 29, 24), *Glaucoma scintillans* (Abb. 29, 23) und *Colpidium colpoda*,

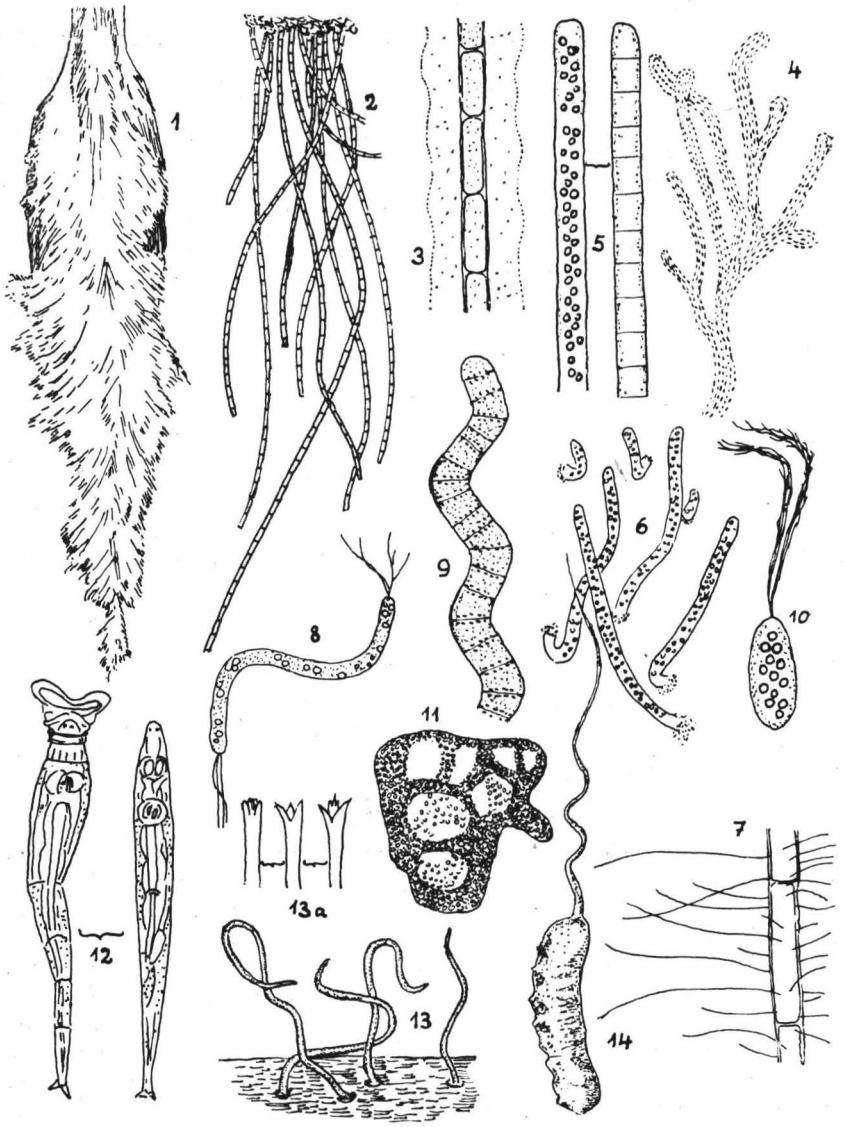


Abb. 28. Typentafel für Polysaprobien. 1. Zotte von *Sphaerotilus natans*. — 2. Fadenbüschel dieses Bakteriums. — 3. Vom Gallerte eingehüllter Einzelfaden. — 4. *Zoogloea ramigera*. — 5. *Beggiatoa alba*. — 6. *Thiothrix nivea*. — 7. desgl. als Aufwuchs. — 8. *Spirillum Kolkwitzii*. — 9. *Spirulina Jenneri*. — 10. *Chromatium Okenii*. — 11. *Lamprocystis roseo-persicina*. — 12. *Rotifer vulgaris*. — 13. *Tubificiden*, mit dem Hinterende aus dem Schlamm ragend. — 13 a. Borstentypen dieses Schlammwurmes. — 14. *Eristalis tenax*. — Nach *Kolkwitz, Bavendamm* u. a.

sowie unter den Rädertieren die beiden *Rotifer*-Arten *R. actinurus* und *vulgaris* (Abb. 28 L). Das gleiche gilt für gewisse Zuckmückenlarven (Gruppe der *Chironomus plumosus),* für die blutroten Schlammwürmer *(Tubificiden,* Abb. 28 M) und für die Rattenschwanzlarven (Abb. 28 N), die beim Schlüpfen die Schlammbiene *(Eristalis tenax)* ergeben. Alle diese Arten kommen mit sehr geringen Sauerstoffspannungen aus.

Ausgeprägte Besiedler des Schwefelwasser-Bereiches auf der Faulschlammdecke sind, abgesehen von Bakterien, gelbgrüne Oscillatorien wie *Oscillatoria minima, O. putrina* und *O. chlorina* (Abb. 29, 1 u. 2), die blaßblaue *Pseudanabaena constricta* (Abb. 29, 3), die Wimpertierchen *Metropus es* und *M. contortus* (Abb. 38 A u. B), *Saprodinium dentatum* (Abb. 38 C) und *Epalxis striata* (Abb. 38 E). *Hexatricha caudatum* (Abb. 38 F) und *Trimyema compressa* (Abb. 38 G) hingegen, die ebenfalls mit ihnen vergesellschaftet sein können, sind nach *Liebmann* keine typischen Schwefelwasserstoff-Anzeiger.

Uebergangsglieder von der polysaproben zur α-mesosaproben Zone stellen vor allem die beiden „Abwasserpilze" *Sphaerotilus natans* (Abb. 28 A—C) und *Leptomitus lacteus* (Abb. 30 B) dar, ersterer ein Fadenbakterium von etwa 2 μ Dicke mit einreihig hintereinander gelagerten und gemeinsam umscheideten Zellen, letzterer ein durch die charakteristischen Einschnürungen des Zellschlauches und den Besitz von Cellulinkugeln gut kenntlicher Pilz. Beide Organismen bilden an Steinen, Zweigen, Faschinen, Holzbohlen und ähnlichen Unterlagen schleimige Zotten und Strähne. Sie sind an sich trübweißlich gefärbt, erscheinen aber durch Einlagerungen von Schlammteilen, Eisenoxydhydrat oder Schwefeleisen als graue, gelbbraune oder schwärzliche Besätze. Die Voraussetzungen für ihr Wachstum sind für beide Arten etwa dieselben (vgl. S. 57), doch scheint *Leptomitus* leicht saure Wässer (pH $\pm$ 6) zu bevorzugen, während *Sphaerotilus natans* den alkalischen Bereich liebt. Diese Eigenheiten schließen aber nicht aus, daß, wofür mehrfach Beweise vorliegen, beide Arten gemeinsam auftreten, wobei *Sphaerotilus* als Epiphyt auf *Leptomitus* zu sitzen pflegt. Andererseits ist ersterer aber weniger sauerstoffbedürftig und dringt daher weiter in die Polystufe vor. Seine Fadenmassen sind dann meist kurz und struppig, während sie in der sauerstoffreicheren Uebergangsstufe starkwüchsig sind und bis 2 und mehr Dezimeter Länge erreichen. Wenn nun auch das experimentell nachgewiesene Wachstumsoptimum von *Sphaerotilus* bei 22° C und sein Maximum erfahrungsmäßig bei etwa 40° C (*Linde* 1913) liegt, so entwickelt er sich aber ebenso gut in Wässern von 4 und weniger Grad C. Er vermag daher das ganze Jahr hindurch in Trink- und Brauchwasseranlagen, die mit Flußwasser arbeiten, zu einem ausgeprägten Schädling zu werden, sei es, daß er sich in den Aufbereitungsanlagen, besonders in den Zuleitungen ansiedelt, sei es, daß er im Flußbett nach seiner Ablösung von der Unterlage abtreibt und in Flockenform mit dem Rohwasser in die Betriebsanlagen eingeschwemmt wird. Die abgelösten Strähnen führen, wenn sie an ruhigen Orten zur Ablagerung gelangen, zu neuen sekundären Verunreinigungsherden. Der von ihnen gebildete Schlamm ist schleimig, sehr locker gelagert, stark fäulnisfähig und schwer zu trocknen. In Kesselbrunnen findet sich *Sphaerotilus*

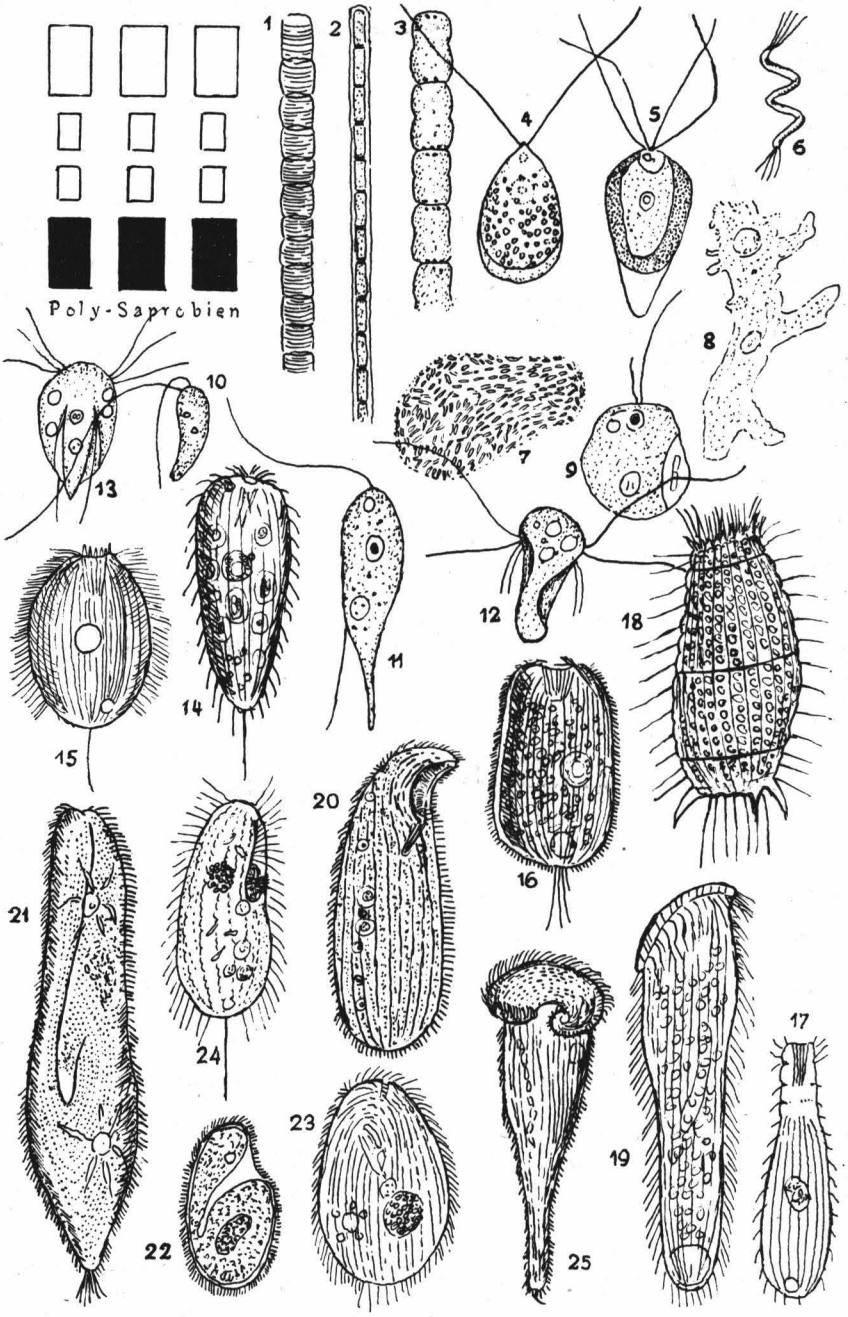


Abb. 29. Typen der polysaproben Stufe. — 1. *Oscillatoria chlorina.* — 2. *Oscillatoria minima.* — 3. *Pseudanabaena constricta.* — 4. *Polytoma uvella.* — 5. *Carteria caudata.* — 6. *Spirillum undula.* — 7. *Pelogloea bacillifera.* — 8. *Amoeba nitida.* — 9. *Monas vulgaris.* — 10. *Bodo putrinum.* — 11. *Cercobodo longicauda.* — 12. *Tetramonas steinii.* — 13. *Hexamitus tissus.* — 14. *Holophrya*

bisweilen in Gestalt einzelner Fäden auf der Schlammoberfläche. Er kann aber auch auf Holzbohlen, Brunnenwänden und Rohren schleimige oder fellartige Beläge bilden, die beim Abpumpen gelegentlich abgerissen werden und zu Rohrverstopfungen Anlaß geben. Dies ist besonders bei frischem Holz der Fall, das reich an Nährstoffen ist. Nach der Erschöpfung dieser Nahrungsquelle stellt er sein Wachstum von selbst ein. In den letztgenannten Beispielen liegt der praktische Wert seines Nachweises weniger in seiner Saprobienzugehörigkeit, d. h. auf hygienischem Gebiete, als vielmehr im technischen Bereiche.

Die mesosaprobe Zone ist bei weitem artenreicher als die Polystufe. Für die Beurteilung des Verschmutzungsgrades von Trink- und Brauchwasseranlagen sind besonders diejenigen ihrer Arten von erhöhter Bedeutung, die auf dem zur Polystufe neigenden α-mesosaproben Flügel stehen. Von ihnen wurden als Grenzarten bereits *Sphaerotilus natans* und *Leptomitus* lacteus genannt. Kennzeichnend für den sauerstoffreicheren, dafür aber an zersetzungsfähigen Stoffen ärmeren Bereich ist ein Verwandter des genannten Fadenbakteriums *Sphaerotilus (Cladothrix) dichotomus* (Abb. 30 A), der seinerseits wieder bis in die β-Mesostufe reicht. Er ist feinfädiger und vor allem scheinverzweigt. Die von ihm gebildeten Beläge pflegen nur ausnahmsweise die gleiche Ueppigkeit wie die der Schwesterart zu erreichen. In Kesselbrunnen und auf der Rohwasserseite von Aufbereitungsanlagen ist er ein nicht allzu seltener Gast und bildet in ihnen feinflaumige Ueberzüge. In Kühlrohren vermögen diese bisweilen so zu wuchern, daß sie nur durch periodisch häufig wiederkehrende Reinigungen kurz zu halten sind. Dem äußeren Aussehen nach sehr ähnlich sind ferner die grauweißlichen Beläge verschiedener Schimmelpilze aus den Gattungen *Mucor* (Abb. 30 F, F_1), *Fusarium* (Abb. 30 D) und *Penicillium* (Abb 30 C, C_1) usw. Da die meisten dieser Pilze — abgesehen von *Fusarium* — im Wasser nicht fruchten, d. h. nur als vegetative Fäden zur Beobachtung gelangen, ist ihre nähere Artbestimmung ohne besondere Kulturen nicht möglich. Aber auch der Nachweis von Pilzfäden an sich deutet bereits auf die Anwesenheit organischer Stoffe. Auf stark faulendem Schlamm pflegen die Pilze allerdings nicht recht zu wachsen, da ihnen dort die Entwicklung anscheinend durch die Konkurrenz sauerstoffzehrender Bakterien unterbunden wird (*Baier* 1935).

Merkmale der α-mesosaproben Stufe sind ferner die flachen, tiefgrünlichschwärzlichen Algendecken, die von Oscillatorien, wie *Oscillatoria tenuis, O. princeps* (Abb. 31, 1 u. 2) und *O. formosa*, und *Phormidien*, gemeinschaftlich mit Kieselalgen (besonders *Nitzschien* und *Naviculeen)*, fädigen Pilzen usw. gebildet werden. Sie überkleiden die Uferwandungen oder ruhen auf der Gewässersohle. Von dort aus steigen sie gelegentlich zur Zeit starker Belichtung durch Assimilationsgase als große Fetzen an den Wasserspiegel empor. Diese aufgeblähten Decken werden, zumal wenn sie noch mit weißen Schwefelbakterien be-

---

gracilis. — 15. *Urotricha gracilis.* — 16. *Prorodon viridis.* — 17. *Lacrimaria elegans.* — 18. *Coleps amphicanthus.* — 19. *Spathidium opimus.* — 20. *Loxodes rostrum.* — 21. *Paramaecium caudatum.* — 22. *P. putrinum.* — 23. *Glaucoma scintillans.* — 24. *Uronema marinum.* — 25. *Stentor coeruleus.*

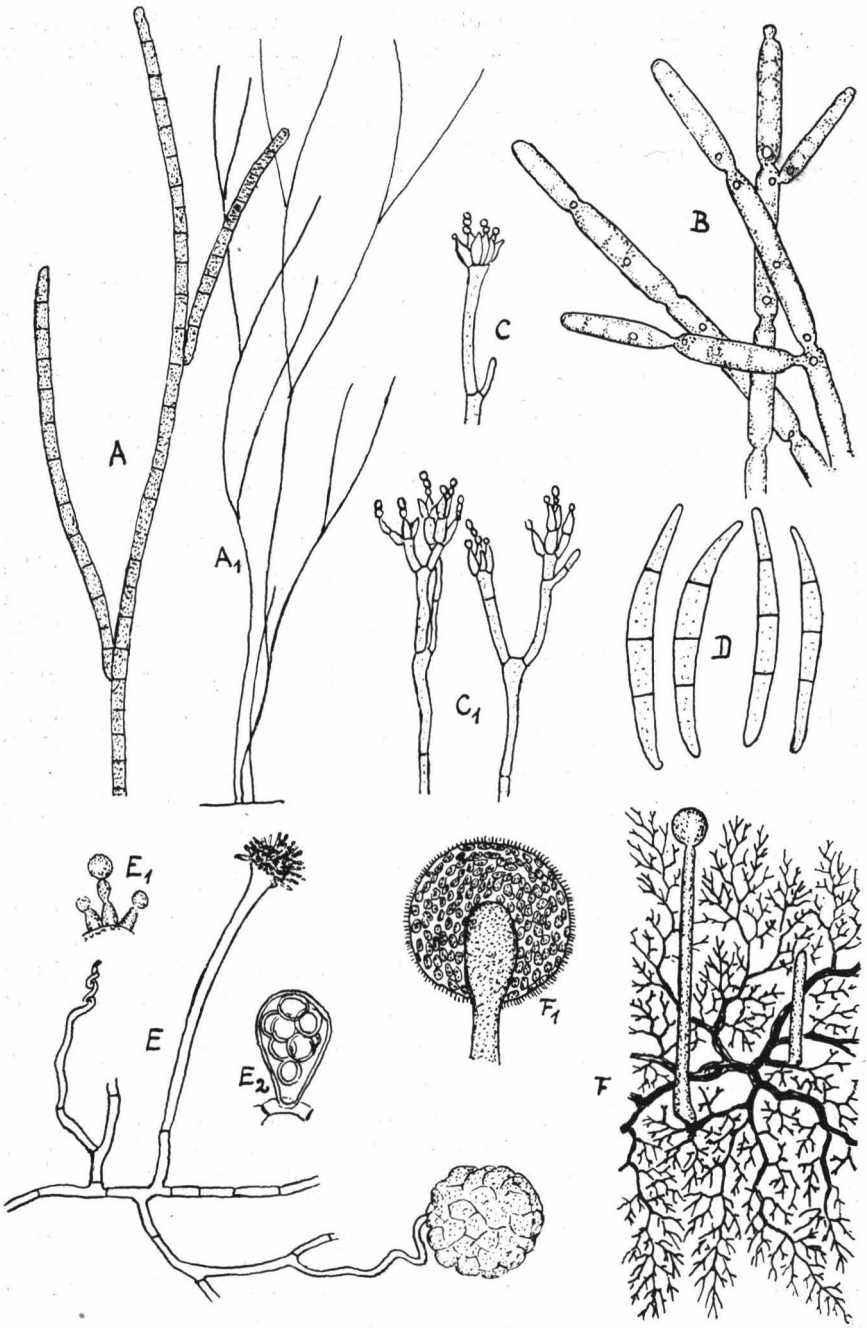


Abb. 30. „Abwasserpilze." — A. Das Bakterium *Sphaerotilus dichotomus*. — B. *Leptomitus lacteus*. — C. *Penicillium (fluitans*-Typus). — C1. *Penicillium (glaucum*-Typus). — D. *Fusarium*-Sporen. — E. *Aspergillus glaucus*. — F, F1. *Mucor mucedo*. — Nach *Bredfeld, de Bary, Kny, Niethammer, Pringsheim, Steinmann*.

setzt sind, bisweilen als „Totenköpfe" bezeichnet. *Böcher* (1949) und *Fjerdingstad* (1950) haben neuerdings die Bedeutung der Oscillatorien und Phormidien für die Kennzeichnung der Saprobienstufen besonders hervorgehoben.

Unter den Grünalgen besitzen bei Massenentwicklung u. a. die Zieralge *Cosmarium botrytis* und die Protococcalen *Chlamydomonas Reinhardi, Spondylomonas quaternarum* und *Gonium pectorale* ausgesprochenen α-mesosaproben Anzeigerwert. Gleiches gilt bei den Flagellaten für die eisenspeichernden Bäumchen von *Anthophysa vegetans* (Abb. 31, 8), gewisse Bodonen, *Peranema trichophorum* (Abb. 31, 7) und *Chilomonas paramaecium*, bei den Wimpertierchen für *Chilodonella cucullulus* (Abb. 31, 12), *Paramaecium caudatum, Cylidium glaucum* (Abb. 31, 15), *Stylonychia mytilus* (Abb. 31, 14), *Spirostomum ambiguum* (Abb. 31, 21), für die Trompetentierchen *Stentor coeruleus* und *St. polymorphus*, sowie für *Vorticella convallaria, Carchesium lachmanni* (Abb. 31, 18) und *Opercularia coarctata* (cf. Abb. 31, 16). Weiter sind in dieser Verbindung zu nennen der Schlammegel *Nephelis vulgaris*, die Rädertiere *Callidina elegans, Hydatina senta* und *Brachionus pala*, Muscheln aus den Gattungen *Sphaerium* und *Unio*, die Wasserassel *Asellus aquaticus* (Abb. 33), die Larven der Waffenfliege *Stratiomys chamaeleon* (Abb. 32, 11), sowie auch die der Kriebelmücke *Simulium ornatum* (Abb. 32, 12 u. 13) und der Stechmücke *Culex pipiens*. Als erste Vertreter der Fische stellen sich, abgesehen von Moorkarpfen, die noch in die ausklingende Polystufe reichen, Karpfen, Schleie und Aale ein. Das gleiche trifft auch für einige höhere Wasserpflanzen zu, von denen vor allem Wasserlinsen *(Lemna minor* und *L. polyrrhiza)*, das Hornkraut *(Ceratophyllum demersum)* und das Kammlaichkraut *(Potamogeton pectinatus)* gegen verschmutztes Wasser sehr widerstandsfähig sind.

Der anschließende β-Abschnitt der mesosaproben Zone pflegt in unseren heimischen Gewässern räumlich und zeitlich einen gewissen Dauerzustand darzustellen, der nur langsam sein biologisches Gleichgewicht verändert. Vorfluter β-mesosaproben Charakters zählen aus diesem Grunde bei uns zu den normalen Erscheinungen. Sie verfügen über einen zumeist ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt. Letzterer wird durch die reichliche Entwicklung von belüftenden Blau- und Grünalgen gewährleistet, von denen überdies eine größere Zahl zur Bildung von Wasserblüten neigt. Als planktische Leitgesellschaften derartiger eutrophen Gewässer nennt *E. Naumann* (1931) besondere Blaualgen-Typen (mit *Oscillatoria Agardhii* und *O. rubescens, Microcystis-, Anabaena-* und *Aphanizomenon*-Arten), Kieselalgen-Typen (mit *Fragilaria crotonensis* bzw. *Melosira* und *Stephanodiscus* (Abb. 32, 3) als Leitarten und *Cyclotella comta, Tabellaria fenestrata* und *Asterionella* als Begleitarten), den Pediastrum-Typus (mit zahlreichen *Pediastrum*-Arten (Abb. 34, 16 u. 17), *Scenedesmus* (Abb. 34, 13 u. 14), *Pandorina, Eudorina, Volvox)*, sowie den „eutrophen Peridineen"-Typus (mit der Massenentwicklung von *Ceratium hirundinella* (Abb. 34, 18) in Gemeinschaft mit zahlreichen *Peridinium-Arten)* (Abb. 34, 19). Diesen Gesellschaften schließen sich als tierische Begleiter u. a. die Sonnen-

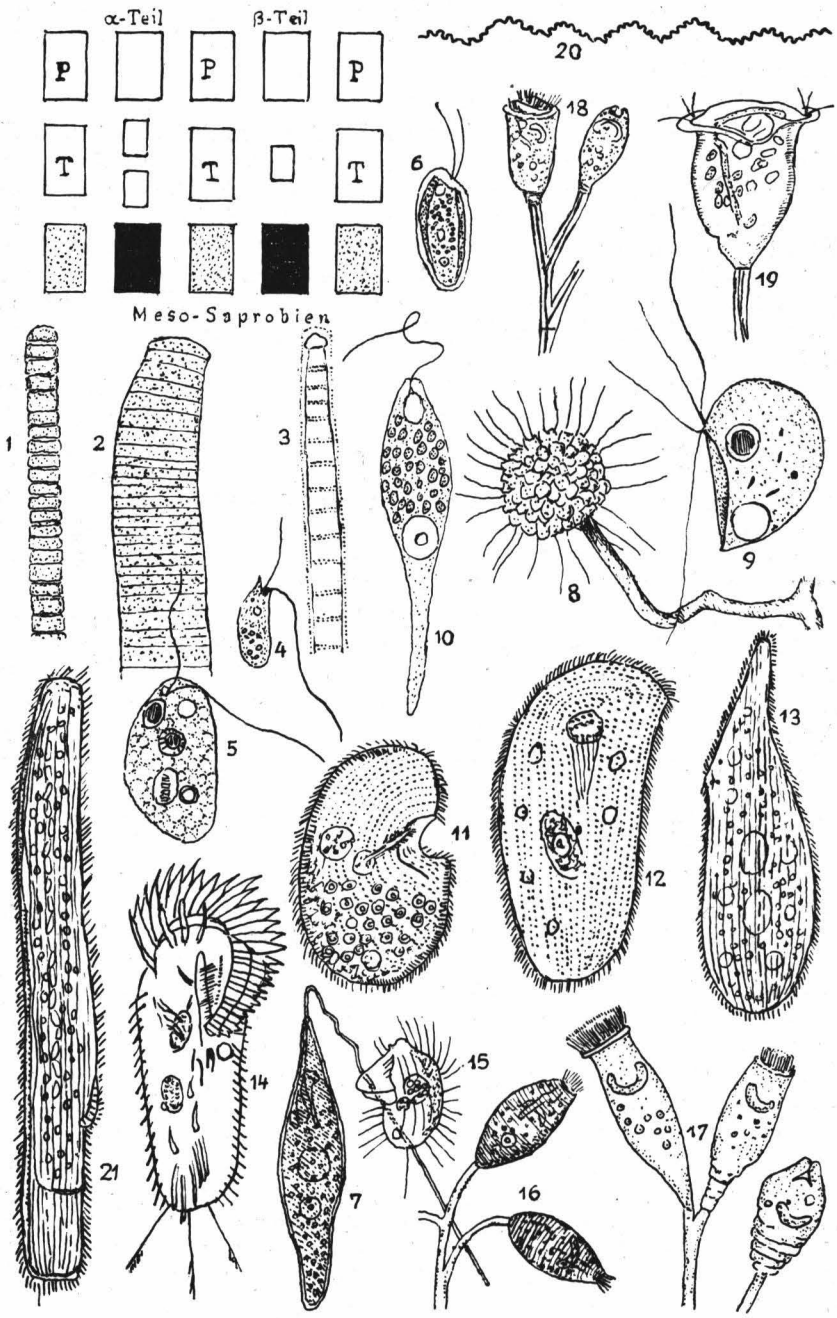


Abb. 31. Typen der α-mesosaproben Stufe. — 1. *Oscillatoria tenuis.* — 2. *Oscillatoria princeps.* — 3. *Phormidium autumnale.* — 4. *Bodo saltans.* — 5. *Bodo caudatus.* — 6. *Cryptomonas erosa.* — 7. *Peranema trichophorum.* — 8. *Anthophysa vegetans.* — 9. *Tetramitus pyriformis.* — 10. *Astasia Klebsii.* — 11. *Colpoda cucullulus.* — 12. *Chilodonella cucullulus.* — 13. *Amphileptus*

tierchen *Actinophrys sol* und *Actinosphaerium Eichhornii*, Rädertiere aus den Gattungen *Asplanchna, Polyarthra, Triarthra, Brachionus* und *Keratella* (Abb. 32, 10), sowie Kleinkrebse aus den Gruppen der Copepoden (z. B. *Cyclops Leuckartii)* und Cladoceren (z. B. *Daphnia pulex* und *D. magna, Bosmina longirostris)* an. Das Erscheinen und die Lebensdauer dieser vorwiegend pflanzlichen Gesellschaften ist jahreszeitlich bedingt und steht häufig in enger Beziehung mit der nachfolgenden Massenentwicklung von Rädertieren oder Kleinkrebsen, die sich auf Kosten des Phytoplanktons ernähren. Ein plötzliches natürliches oder künstlich hervorgerufenes Absterben solcher Hochproduktionen kann bisweilen zu neuen, wenn auch meist rasch vorübergehenden Selbstverunreinigungen führen.

In ihrem Uferbesatz unterscheidet sich die meso- von der polysaproben Stufe durch das praktische Fehlen der grauen Abwasserpilzüberzüge und durch den Reichtum an grünen und braunen Algenbesätzen. Als Bildner der letzteren sind Fadenalgen wie *Cladophora-, Oedogonium-, Mougeotia-* und *Spirogyra*-Arten ebenso verbreitet wie zahlreiche benthonische Kieselalgen, von denen z. B. *Melosira varians, Synedra ulna, Gomphonemen* und *Rhoicosphenia* als Aufwuchsformen, viele Naviculeen, Pinnularien, *Cymatopleura-* und *Surirella*-Arten als typische Grundbewohner auftreten. Beigesellt finden sich Wurzelfüßler *(Euglypha, Cyphoderia, Arcellen),* Wimperinfusorien *(Coleps hirtus, Loxophyllum fasciola, Chilodonella cucullulus, Halteria grandinella, Euplotes charon),* die Suktorie *Acineta grandis,* der Süßwasserpolyp *Hydra viridis,* Würmer wie z. B. *Chaetogaster, Stylaria lacustris* usw. Auch deckenbildende Moostierchen *(Plumatella repens* und *P. fungosa),* Süßwasserschwämme *(Euspongilla lacustris)* und Dreikantmuscheln *(Dreissensia polymorpha)* sind Merkmale dieser Zone, leiten aber bisweilen auch zur oligosaproben Stufe über.

Bezeichnend für die β-mesaprobe Stufe ist weiter der Reichtum an höheren Sumpf- und Wasserpflanzen, von denen an dieser Stelle nur das zu dichten Röhrichten zusammenschließende Schilfrohr *(Phragmites communis),* der Igelkolben *(Sparganium ramosum),* die weiße und die gelbe Teichrose *(Nymphaea alba* und *Nuphar luteum),* verschiedene Laichkräuter *(Potamogeton natans, crispus, lucens, perfoliatus* usw.), weißblühende Hahnenfußarten *(Ranunculus fluitans* und *R. flaccidus*-Sippen), das Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)* und die aus Nordamerika eingeschleppte Wasserpest *(Elodea canadensis)* genannt seien.

Der Abbau der sich auf der Gewässersohle ansammelnden pflanzlichen und tierischen Zerfallstoffe vollzieht sich nur langsam und führt noch gelegentlich zu einer mehr oder weniger ausgiebigen Faulschlammanhäufung. Bewohner solcher Bereiche sind z. B. die Larven von Zuckmücken *(Chironomus plumosus, Ch. bathophilus* usw.) und Bartmücken *(Ceratopogon communis).*

---

chaparedi. — 14. *Stylonychia mytilus.* — 15. *Cyclidium glaucum.* — 16. *Opercularia coarctata.* — 17. *Epistylis plicatilis.* — 18. *Carchesium lachmanni.* — 19. *Vorticella convallaria.* — 20. *Spirochaete plicatilis.* — 21. *Spirostoma ambiguum.*

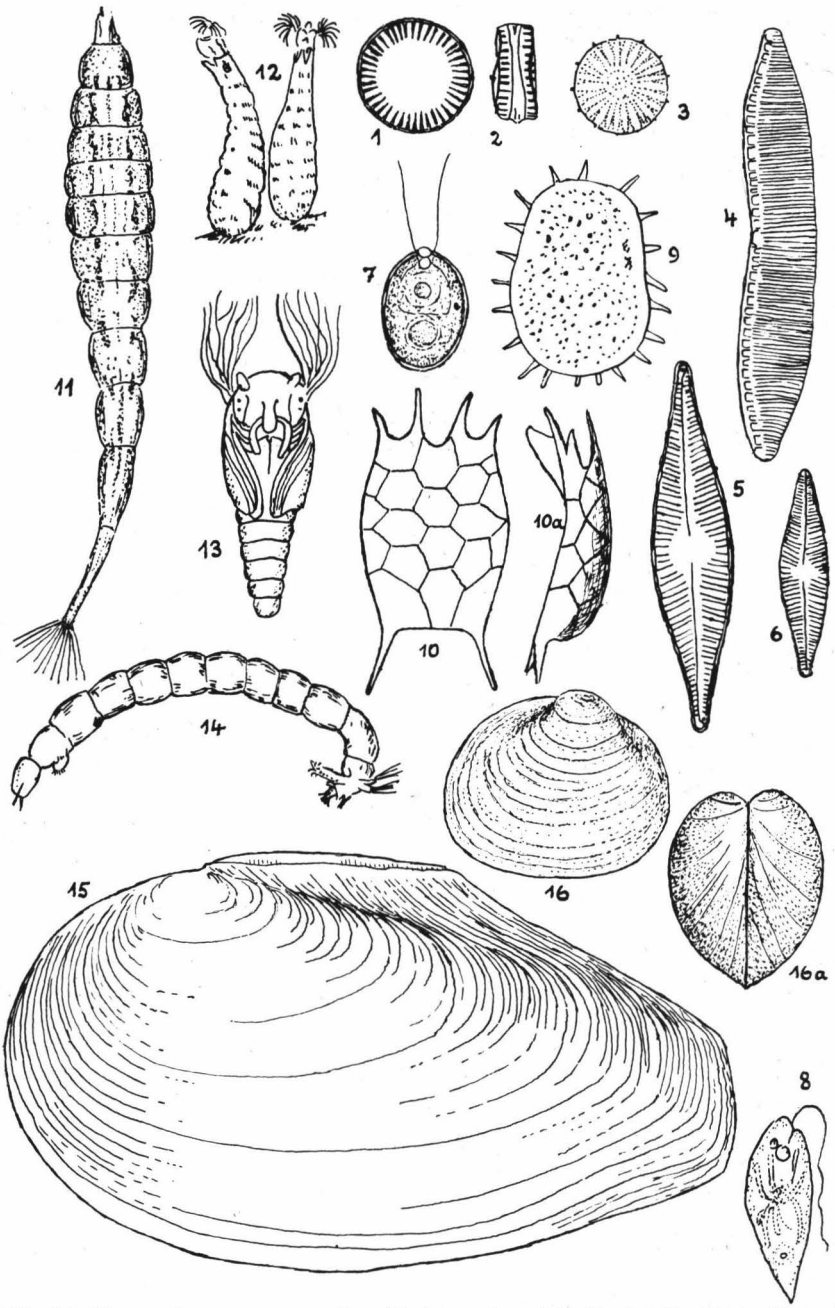


Abb. 32. Typen der α-mesosaproben Stufe. — 1 und 2. *Cyclotella Meneghiniana.* — 3. *Stephanodiscus pusillus.* — 4. *Hantzschia amphioxys.* — 5. *Navicula cryptocephala.* — 6. *Navicula rhynchocephala.* — 7. *Chlamydomonas Debaryana.* — 8. *Euglena viridis.* — 9. *Pelomyxa paradoxa.* — 10. *Keratella quadrata.* — 11. *Stratiomys chamaeleon.* — 12 und 13. *Simulium ornatum.* — 14. Chironomidenlarve. — 15. *Anodonta mutabilis.* — 16. *Sphaerium corneum.*

Das Schlußglied des Saprobiensystems wird von den Oligosaprobien gebildet. Ihre Hauptverbreitung liegt im Bereich der an Stickstoff- und Phosphorverbindungen armen Klarwasserseen und Talsperren gleicher Beschaffenheit, weiter aber auch in den Bezirken der Quellen und in sauberen Gebirgsbächen. In unseren Tieflandflüssen gelangt diese Saprobienstufe nicht mehr zur Ausbildung. Ihrer geringen Produktionskraft entspricht auch die geringe Fähigkeit zur Bildung von Wasserblüten. Als planktonische Leitgesellschaften kommen Typen zur Entwicklung, die etwa von den Chlorophyceen *Botryococcus Braunii* und *Stephano-*

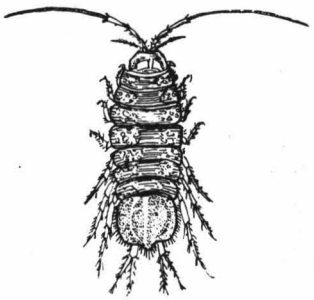


Abb. 33. *Asellus aquaticus.* — Nach *Sars.*

cystis Schroeteri, den Chrysomonaden *Dinobryon* und *Mallomonas,* Zieralgen (Desmidiaceen), Peridineen (wie *Ceratium hirundinella* in Verbindung mit *Peridinium Willei)* oder auch von den Kieselalgen *Tabellaria* und *Cyclotella* (Abb. 35, 7) beherrscht werden. Der Zieralgen-Typus ist besonders in den kalkarmen Gebieten Nordwesteuropas reich entwickelt. Die Uferbesätze sind praktisch schlammfrei und werden von Grünalgen (wie *Ulothrix zonata, Draparnaldia, Microspora amoena),* Blaualgen (wie *Phormidien, Hapalosiphon, Nostoc),* Kieselalgen (wie *Tabellaria flocculosa* und *Naviculeen)* sowie Rotalgen *(Batrachospermum vagum)* gebildet. Die Zahl der höheren Wasserpflanzen ist gering. Kennzeichnend sind u. a. der Wasserfarn *Isoetes lacustris* (Abb. 47 O), das Nixenkraut *(Najas flexilis),* die Wasserlobelie *(Lobelia Dortmannii)* und das Tausenblatt *(Myriophyllum alternifolium).* Tierische Oligosaprobien sind etwa *Diplosiga frequentissima, Dileptus anser* (Abb. 36, 1), *Strobilidium gyrans* (Abb. 36, 2), *Megalotricha semibullata, Notholca longispina, Pedalion mirum, Bosmina coregoni,* Larven zahlreicher Insekten (Abb. 35) und unter den Fischen besonders die Maränen (Coregonen). Die Tiefenfauna ist, da der Sauerstoff in den oligotrophen Gewässern bis zum Grunde reicht und der dort zur Ablagerung gelangende Schlamm fäulnisfrei ist, artenreich. Der Brunnendrahtwurm *Haplotaxis gordioides* wurde z. B. im oligotrophen Genfer See noch in einer Tiefe von 309 m angetroffen.

In sauberen Kaltwasser-Gebirgsbächen, ihren Quellbereichen und in vielen der von ihnen gespeisten „laufenden Brunnen" findet sich eine abweichende, an gute Durchlüftung und lebhafte Wasserbewegung angepaßte Organismengruppe. Diese ist zumeist gleichfalls gegen Verschmutzung sehr empfindlich und wurde von *Kolkwitz* und *Marsson* unter dem Be-

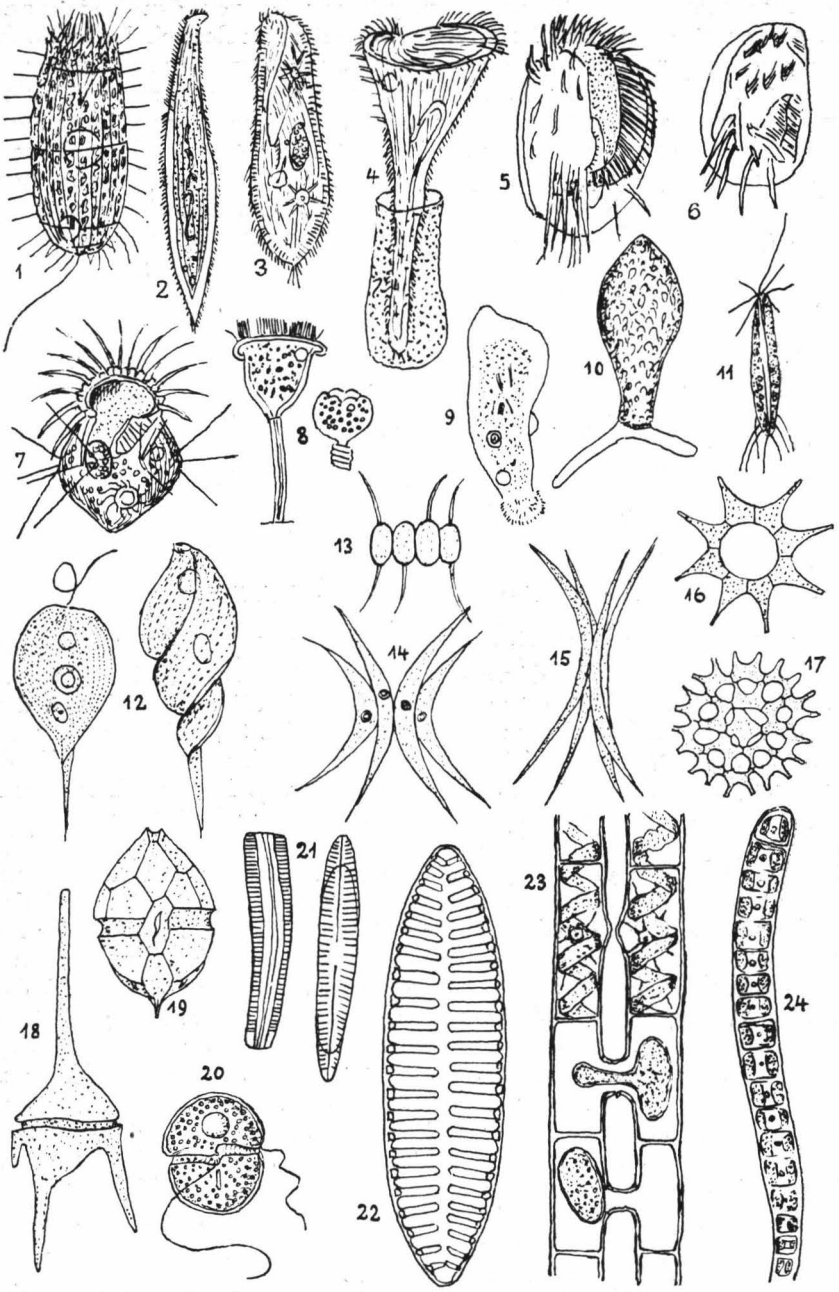


Abb. 34. Typen der β-mesosaproben Stufe. — 1. *Coleps hirtus.* — 2. *Loxophyllum fascicola.* — 3. *Paramaecium aurelia.* — 4. *Stentor roeselii.* — 5. *Euplotes charon.* — 6. *Aspidisca lynceus.* — 7. *Halteria grandinella.* — 8. *Vorticella campanulata.* — 9. *Amoeba limax.* — 10. *Difflugia pyriforme.* — 11. *Mallomonas akrokosmus.* — 12. *Phacus longicauda.* — 13. *Scenedesmus quadricauda.* — 14. *Scenedesmus acuminatus.* — 15. *Ankistrodesmus falcatus.* —

griff der Katharobien von den eigentlichen Saprobien abgegrenzt. Hierzu gehören z. B. krustenbildende Blaualgen, wie *Chamaesiphon fuscus* (Abb. 37, 5), *Clastidium rivulare, Desmonema Wrangelii* (Abb. 35, 6), die in dichten Decken auftretenden Kieselalgen *Ceratoneis arcus* (Abb. 37, 9), *Diatoma hiemale* var. *mesodon und Denticula elegans*, der zu Gallertzotten auswachsende *Hydrurus foetidus* (Abb. 37, 1. u. 2), die Grünalgen *Prasiola fluviatilis* (Abb. 37, 7 u. 8) und *Chlorotylium cataractarum* verschiedene Rotalgen, wie *Hildebrandia rivularis, Lemanea torulosa* (Abb. 37, 3), *Batrachospermum moniliforme* und *Bangia atropurpurea*, schwarze Krustenflechten aus der Gattung *Verrucaria*, eine Anzahl von Wassermoosen *(Marsupella aquatica, Scapania undulata, Hygrohypnum alpinum)*, Larven der Eintagsfliegen *Ectinurus, Epeorus* (Abb. 37, 11) und *Rhithrogena*, ferner solche zahlreicher Trichopteren, steinbewohnende *Tanytarsus*-Larven, Kugelmuscheln *(Sphaerium)*, Würmer *(Planaria alpina)* usw.

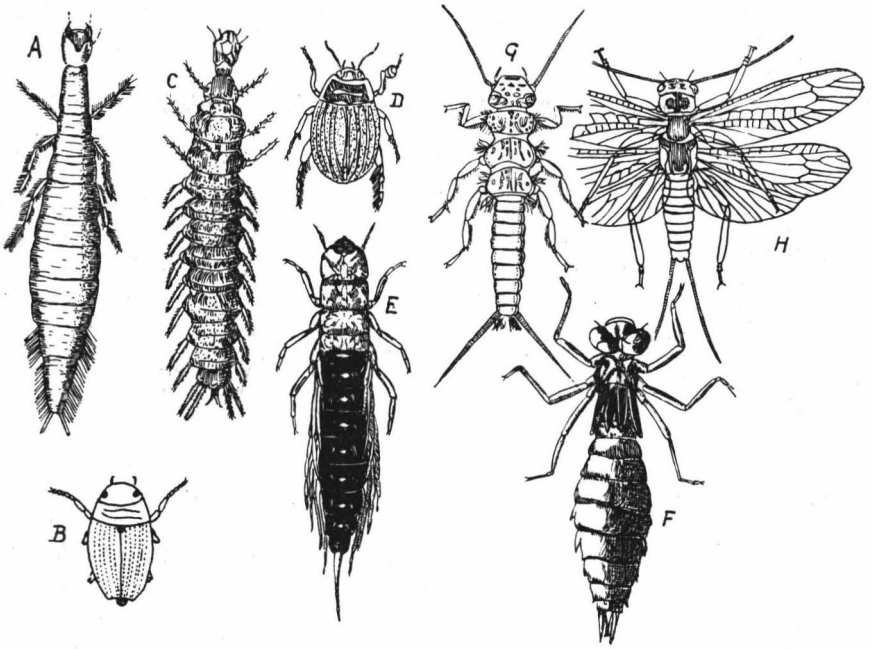


Abb. 35. A und B. Larve und Käfer von *Acilius*. — C und D. desgl. von *Gyrinus*. — E. *Sialis*-Larve. — F. *Aeschna*-Larve. — G und H. *Perla*-Larve und geflügeltes Insekt. — Nach *Schurig, Miall* und *Ulmer*.

Auf die Frage, inwieweit die Grundwasser- und Höhlenbewohner zu den Oligosaprobien zu zählen sind, wird später näher eingegangen werden (S. 110).

16. *Pediastrum simplex*. — 17. *Pediastrum duplex*. — 18. *Ceratium hirundinella*. — 19. *Peridinium aciculiferum*. — 20. *Glenodinium oculatum*. — 21. *Rhoicosphenia curvata*. — 22. *Surirella lineata*. — 23. *Spirogyra elongatum*. — 24. *Ulothrix zonata*.

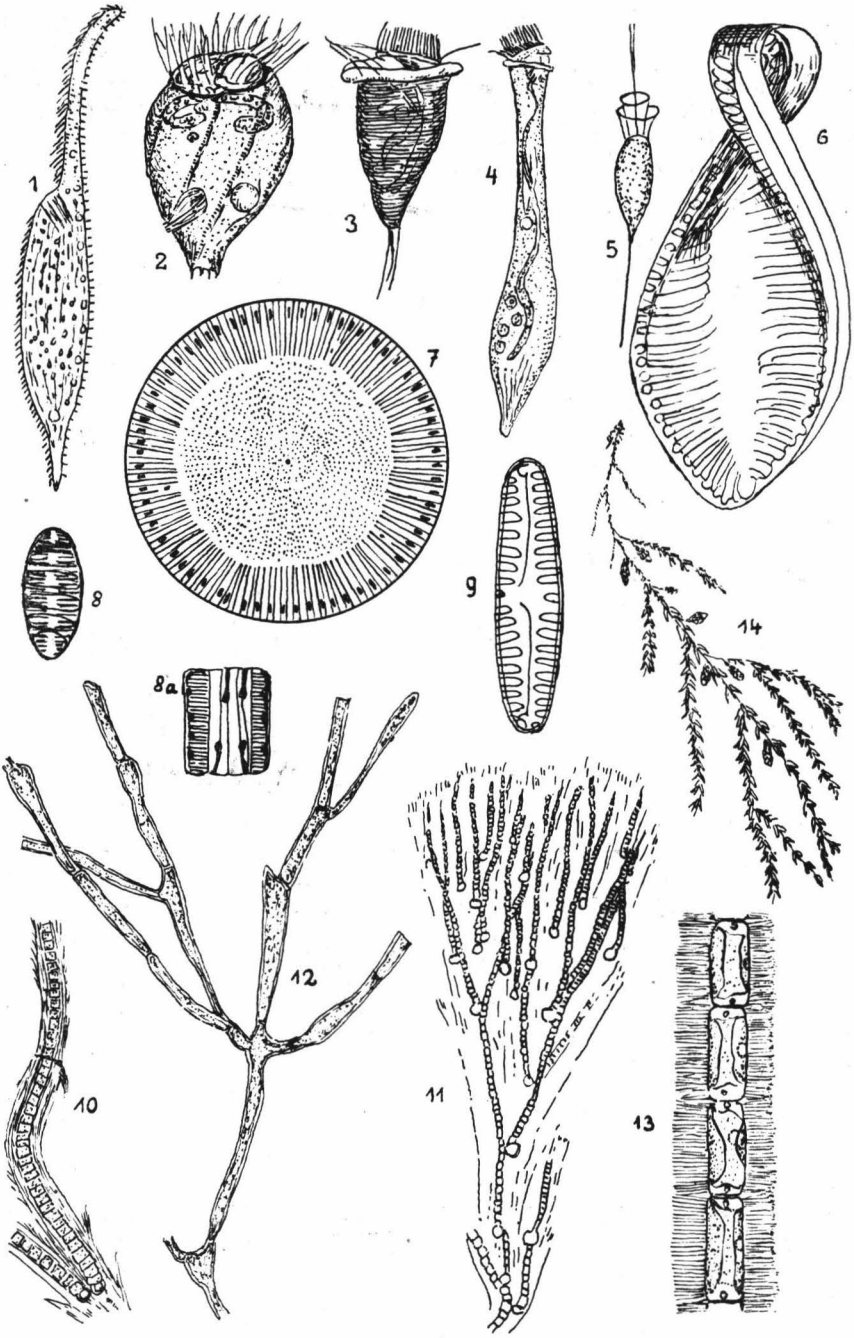


Abb. 36. Typen von Oligosaprobien. — 1. *Dileptus anser.* — 2. *Strobilidium gyrans.* — 3. *Vorticella similis.* — 4. *Ophrydium versatile.* — 5. *Diplosiga frequentissima.* — 6. *Surirella spiralis.* — 7. *Cyclotella bodanica.* — 8. *Tetra-*

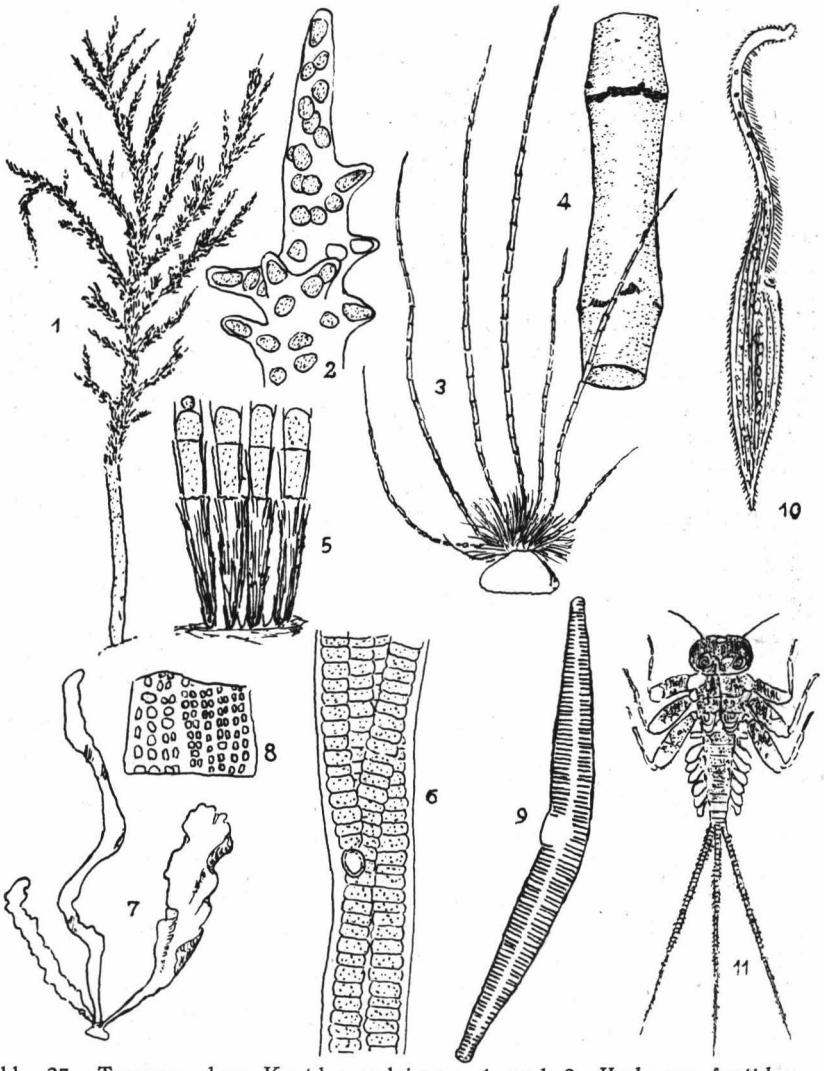


Abb. 37. Typen der Katharobien: 1 und 2. *Hydrurus foetidus.* — 3 und 4. *Lemanea torulosa.* — 5. *Chamaesiphon fuscus.* — 6. *Desmonema Wrangelii.* — 7 und 8. *Prasiola fluviatilis.* — 9. *Ceratoneis arcus.* — 10. *Dileptus cygonum.* — 11. *Epeorus* sp.

C. Schwefelwasserstoff-Anzeiger

Der für unsere Betrachtungen in Frage kommende Schwefelwasserstoff kann auf natürliche Weise sowohl aus anorganischen als auch aus organischen Schwefelverbindungen entstehen. Im ersten Falle wird er

---

cyclus Braunii. — 9. *Pinnularia borealis.* — 10. *Calothrix parietina.* — 11. *Rivularia haematites.* — 12. *Aegagropila Sauteri.* — 13. *Ulothrix limnetica.* — 14. *Fontinalis antipyretica.* — Nach *Dahl, Hustedt, Lemmermann* u. a.

im Untergrund durch die Einwirkung von Kohlensäure auf Pyrite und ähnliche Mineralien nach der Formel:

$$FeS_2 + 2\ CO_2 + 2\ H_2O = H_2S + S + Fe\ (HCO_3)_2$$

gebildet, im zweiten Falle steht er mit dem Zerfall zumeist an der Erdoberfläche oder im Wasser lagernder fäulnisfähiger organischer Stoffe in Verbindung. Seine Einstufung als seuchenhygienischer Indikator ist also nur unter den letztgenannten Umständen berechtigt. Soweit er in natürlichen Schwefelquellen auftritt, wird er sogar als Heilmittel geschätzt. Derartige „Thiokrenen" zeichnen sich biologisch besonders durch den Reichtum an kreideweißen sog. „farblosen Schwefelbakterien" aus, in deren Gesellschaft eine Anzahl bestimmter Kleintiere verschiedener Zugehörigkeit erscheinen, die sehr anpassungsfähig und hinsichtlich ihrer Sauerstoffansprüche bedürfnislos sind (*Pax* 1948). Ausgeprägte Schwefelwasserstoff-Indikatoren nicht-bakterieller Zugehörigkeit scheinen dort sowohl als auch in entsprechenden anderen Wässern sehr selten zu sein. *Liebmann* (1947) führt als solche die bereits als Glieder der polysaproben Stufe genannten Wimpertierchen *Metopus es, M. contortus, Saprodinium dendatum* und *Epalxis striata* (Abb. 38 A—D) an. Der größte Teil der übrigen Bewohner (Blaualgen, Geißel- und Wimpertierchen [Abb. 38 E—G], Zuckmückenlarven [*Chironomus Thummi, C. gregarius, Psectrotanytarsus brevicalcar*]) usw. vertragen zwar an sich noch höhere Schwefelwasserstoff-Anreicherungen, sind aber nicht auf sie angewiesen. Be-

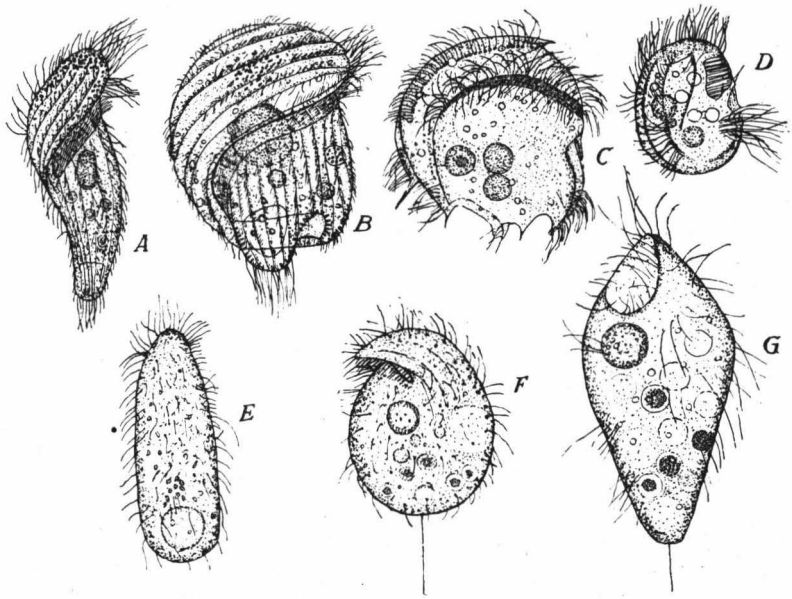


Abb. 38. Wimpertierchen der polysaproben Zone. A—D. Biologische Indikatoren für H_2S: A. *Metopus es;* B. *M. contortus;* C. *Saprodinium dendatum;* D. *Epalxis striata.* — Nicht typische Vertreter für die H_2S-Zone: E. *Enchylis vermicularis;* F. *Hexatricha caudatum;* G. *Trimyema compressa.* — Nach *Liebmann.* A—D. 165 ×; E—G. 660 ×.

zeichnend ist auch, daß viele Armleuchtergewächse (Characeen [Abb. 46 A]), die gern im Faulschlamm wurzeln bzw. in Wasser mit bis 90% Sauerstoff-Defizit leben, auch an Orten vorkommen, die völlig schwefelwasserstoffrei sind. Abgesehen von diesem mehr oder weniger indifferenten Formenkreis stellt der Schwefelwasserstoff für die meisten Lebewesen ein ausgesprochenes Gift dar. In den Trink- und Brauchwasseranlagen ist er selbst in kleinsten Mengen wegen seines unangenehmen Geruchs sowie auch wegen seiner chemischen Eigenschaften stets unerwünscht. Tritt er in den dort verwendeten Grundwässern in größeren Mengen auf, so erfordert er besondere Entgasungseinrichtungen.

Der Kreislauf, in den der Schwefelwasserstoff im Oberflächenwasser eingeschaltet ist, läßt sich nach *Wurtz* (1946) etwa in folgendes Schema bringen:

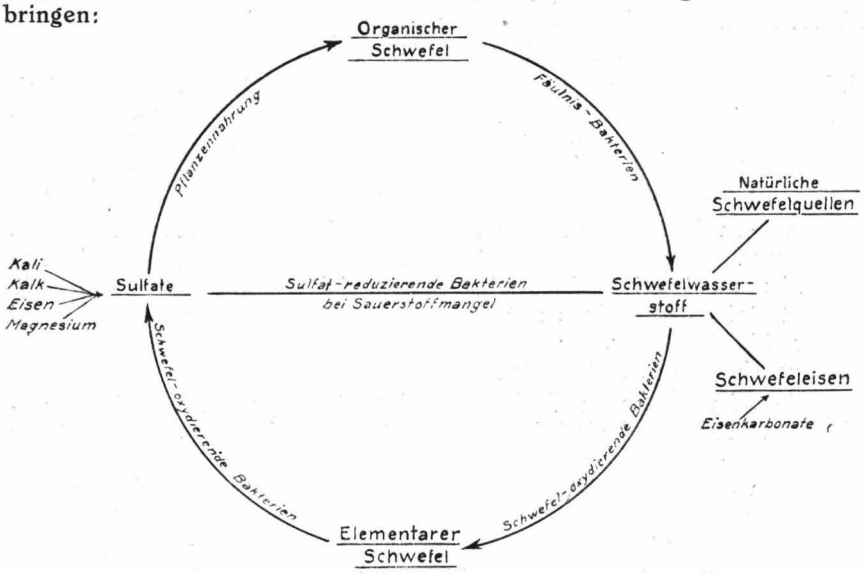


Abb. 39

Während die Aufspaltung der schwefelhaltigen organischen Zerfallsstoffe bis zur H_2S-Bildung durch zahlreiche, in ihrer Wirkungsweise sehr verschieden arbeitende saprophytische Bakterien erfolgt, sind an der weiteren Schwefel-Mineralisation, soweit sie sich bakteriell vollzieht, besonders zwei sehr kennzeichnende Gruppen von Schwefel-Oxydanten beteiligt. Die erste Gruppe wird von den Purpurschwefelbakterien oder Rhodothiobakterien (z. B. *Chromatium, Lamprocystis* und *Thiospirillum),* die zweite von den sog. „farblosen" Schwefelbakterien oder Leucothiobakterien gebildet. Weitere Gruppen können nach *Bavendamm* (1936) als sog. schwefelfreie Purpurbakterien oder Athiorhodobakterien (z. B. *Rhodobacillus* und *Rhodospirillum)* und als grüne Schwefelbakterien oder Chlorothiobakterien (mit *Chlorobium mirabile* und verwandten Kleinformen) zusammengefaßt werden.

Die Purpurschwefelbakterien sind durch Bakteriopurpurin rot gefärbt und enthalten überdies als weiteren Inhalt einen als Bakteriochlorin bezeichneten grünen Farbstoff. Sie leben stets streng autotroph, d. h. sie benutzen zu ihrer Betriebsführung als C-Quelle einzig die mineralische Kohlensäure und spalten diese mit Hilfe des Lichtes. Sie sind also nicht, wie heterotrophe Organismen, auf organische Kohlenstoffverbindungen angewiesen. Bei den grünen Pflanzen mit normaler Chlorophyllzusammensetzung vollzieht sich die Assimilation der Kohlensäure unter Beteiligung von Wasser nach der Formel:

$$CO_2 + 2\ H_2O = HCOH + H_2O + O.$$

Bei den Purpurschwefelbakterien hingegen ist infolge der abweichenden Chlorophyllzusammensetzung noch die Anwesenheit von H_2S oder die einer sonstigen oxydierbaren S-Verbindung erforderlich. Die Assimilation nimmt bei ihnen folgenden Verlauf:

$$2\ CO_2 + H_2S + 2\ H_2O = 2\ HCOH + H_2SO_4,$$

d. h. sie endet nicht wie bei der klassischen Assimilation mit der Freigabe von Sauerstoff. Dieser Ablauf erklärt die Bindung der Purpurschwefelbakterien an niedrige Sauerstoffspannungen. So finden sich die eigenartigen Formen nach *Ruttner* (1940) z. B. in oligotrophen Seen — bzw. in eutrophen Gewässern zur Zeit der Wasserumschichtungen — in der obersten Schlammschicht, nicht aber im freien Wasser. Erst wenn der Sauerstoffgehalt im Verlauf der Wasserruhezeit von unten her noch weiter abnimmt, lösen sie sich als Wolken vom Grunde ab und steigen als solche mit dem fortschreitenden Sauerstoffschwund immer höher empor. In Großwasserversorgungsanlagen werden sie nur ausnahmsweise angetroffen (*Schwenk* 1921).

Die „farblosen Schwefelbakterien" oder „Leucothiobakterien" sind fakultativ autotroph, d. h. sie können ihren C-Bedarf aus der mineralischen Kohlensäure oder aber aus organischen C-Quellen decken. Bei autotropher Lebensweise vollzieht sich der Vorgang ihrer Assimilation auf chemosynthetischem Wege. Er setzt die Anwesenheit von H_2S und O voraus und führt zunächst nach den Formeln

$$2\ H_2S + O_2 = 2\ H_2O + 2\ S + 122\ \text{Kal.}$$

$$\text{und}\quad 2\ H_2S + CO_2 = CHOH + H_2O + 2\ S$$

zur Bildung von elementarem Schwefel. Dieser wird in der Form dickflüssiger Kügelchen in den Zellen gespeichert und später bei eintretendem Schwefelwasserstoffmangel nach den Formeln

$$2\ S + 3\ O_2 + 2\ H_2O = 2\ H_2SO_4 + 282\ \text{Kalorien}$$

zu Schwefelsäure oxydiert. Letztere setzt sich ihrerseits mit den Karbonaten des umgebenden Mediums in Sulfate um.

Die beiden für den Wasserwerksbetrieb wichtigsten „farblosen" Schwefelbakteriengattungen *Beggiatoa* und *Thiothrix* sind einzellreihige Fadenbakterien vom *Sphaerotilus*-Typus, weichen aber von diesem bei der Anwesenheit von Schwefelwasserstoff besonders durch den Besitz der optisch schwarz erscheinenden Schwefeltröpfchen im Zellinneren ab (Abb. 40 B). Die *Beggiatoa*-Arten sind frei beweglich und bilden auf faulendem Schlamm feine weiße, spinnwebenartige Schleier und Decken. Sie bevorzugen langsamfließende oder stehende Gewässer. Die gewöhnlichste von ihnen (*Beggiatoa alba*, Abb. 28, 5) ist etwa 2,5—5 μ

dick; andere ihrer Süßwasserarten sind merklich dicker (*Beggiatoa arachnoidea* bis 14 μ) oder dünner (*B. leptomitiformis* 1—2,5 μ). Letztere verträgt den größten Sauerstoffschwund. Die *Thiothrix*-Arten sitzen ihrer Unterlage fest auf und bevorzugen stärker strömendes Wasser. Sie kommen daher besonders in zusagenden Rohrleitungen

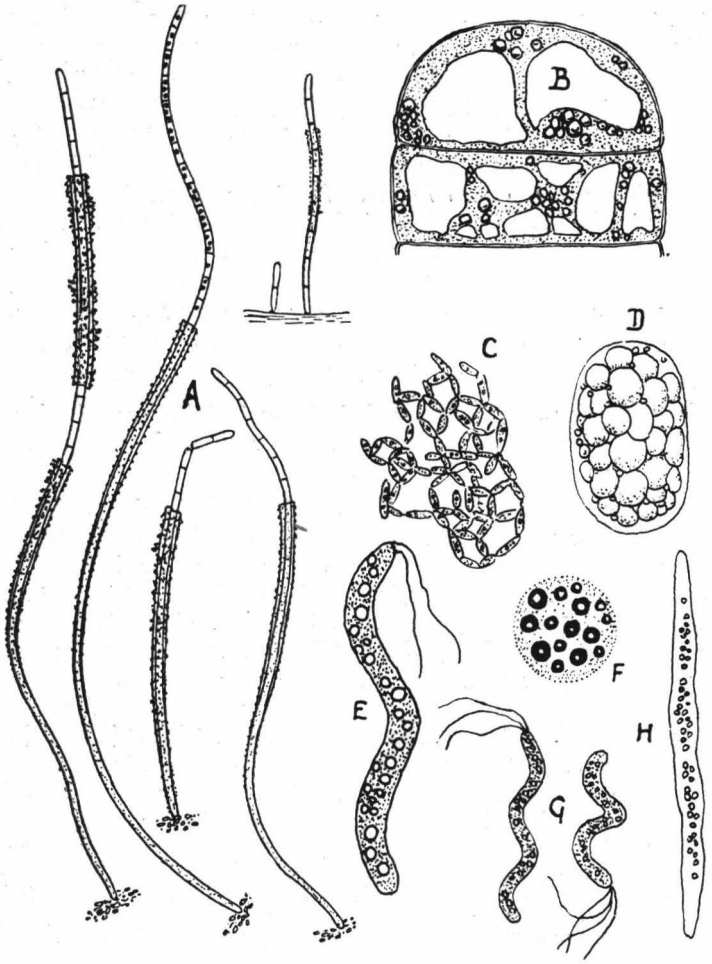


Abb. 40. A. *Thionema vaginatum.* — B. *Beggiatoa mirabilis.* — C. *Thiodictyon elegans.* — D. *Acromatium oxaliferum.* — E. *Thiospira Winogradskii.* — F. *Thiophysa volutans.* — G. *Thiospirillum sanguineum.* — H. *Rhabdochromatium roseum.* — Nach *Kolkwitz, Bavendamm* u. a.

und an den Wandungen von Wasserwerksbrunnen vor. Von ihren drei durch verschiedene Dicke voneinander abweichenden Arten ist *Thiothrix nivea* die größte (Abb. 28, 6 u. 7). Ihre Fäden können am Grunde bis 3,5 und am Scheitel bis 1,5 μ dick werden. Als dritte Gattung ist *Thionema* mit *Th. vaginatum* (Abb. 40 A) zu nennen, ein gleichfalls einzellreihiges farbloses Schwefelbakterium, das eigenartigerweise auch zur Eisenspeicherung befähigt ist. Diese Form bewohnt verschmutzte

Oberflächenwässer, Schwefelquellen (*Pax* und *Soo* 1943), sowie wahrscheinlich auch schwefelwasserstoffführende Grundwässer (*Kolkwitz* 1938).

Aehnlich wie die echten farblosen Schwefelbakterien verhalten sich die sog. Thiosulfat- oder Thionsulfatbakterien, die neben Schwefelwasserstoff und elementarem Schwefel auch oxydierbare organische S-Verbindungen verarbeiten und dabei außer Schwefelsäure wieder freien Schwefel, sowie Tetrathionsäuren bilden. Sie lagern den elementaren Schwefel aber nicht wie die vorgenannten Leuco- und Rhodothiobakterien im Zellinneren ab, sondern scheiden ihn aus ihren Zellen aus. Vertreter dieser Gruppe sind die Angehörigen der Gattung *Thiobacillus*, so z. B. der aerobe *Thiobacillus disparus* und der anaerobe *Thiobacillus denitrificans*. Letzterer kann bei Sauerstoffmangel, sofern Nitrate vorhanden sind, den elementaren Schwefel sowie auch Thiosulfate usw. mit dem Sauerstoff der Nitrate weiter oxydieren, wobei freier Stickstoff entsteht:

$$5\ S + 6\ KNO_3 + 2\ CaCO_3 = 3\ K_2SO_4 + 2\ CaSO_4 + 2\ CO_2 + 3\ N$$

$$5\ Na_2S_2O_3 + 8\ KNO_3 + 2\ NaHCO_3 = 6\ Na_2SO_4 + 4\ K_2SO_4 + 2\ CO_2 + H_2O + 4\ N_2.$$

Bei *Thiobacillus thiooxydans* kann bei Sauerstoffabwesenheit der Oxydationsvorgang durch die Bildung von freier Schwefelsäure zu einem Absinken des pH bis unter 1 führen.

Die gebildeten Sulfate kehren als Nährstoffe in den Organismenkörper zurück oder werden bei Sauerstoffabwesenheit erneut bakteriell zu Schwefelwasserstoff abgebaut. Die Vertreter der hierbei tätigen sulfatabbauenden (desulfurierenden) Bakteriengruppe zählen zur Gattung *Microspira*. Ihre Stäbchen sind etwa 4 μ lang und 1 μ dick, kurz spiralig gedreht (½ bzw. 1, selten mehrere Windungen) und mit einer polständigen Geißel ausgerüstet. Sie gehören entweder zum Formenschwarm der *Microspira (Sporovibrio) desulfuricans* (mit Einschluß der an einen höheren Salzgehalt [(1,5) 3 (10) ‰ NaCl] angepaßten *Microspira aestuarii* und des auf höhere Temperaturen angewiesenen *Vibrio thermosulfuricans)* oder aber zu *Microspira Rubentschikii*, die eine größere Zahl organischer Schwefelverbindungen als *M. desulfuricans* bis zur Kohlensäure abzubauen vermag.

Der in der Natur, besonders bei der Schlammzersetzung, weit verbreitete bakterielle Sulfatabbau setzt neben Sauerstoffmangel die Anwesenheit geeigneter organischer Nährstoffe (Kohlenhydrate, Alkohole, Aminosäuren usw.) als Energiequelle, sowie — um optimal abzulaufen — leicht alkalische Reaktion (pH 7—8) voraus. Als Stoffwechselerzeugnisse tritt neben organischen Säuren von niederem Molekulargewicht und Kohlensäure wiederum freier Schwefelwasserstoff auf:

$$2\ Ca_3H_6O_3 + 3\ CaSO_4 = 3\ CaCO_3 + 3\ H_2O + 3\ H_2S + 3\ CO_2.$$

Der sich ergebende Wärmegewinn liefert einen Teil der zur Führung der Lebensvorgänge erforderlichen Energie. Der entstandene Schwefelwasserstoff kehrt in den Hauptring des S-Kreislaufes zurück, oder aber er führt zur Entstehung von Schwefeleisen.

Die Mikrospiren können besonders in kalkarmen, sulfathaltigen Böden in erheblichem Ausmaße an der Zerstörung der Außen-

PERMUTIT AKTIENGESELLSCH

wandungen ungeschützt verlegter oder beschädigter Rohrleitungen, ferner an der Korrosion kupferner Brunnenfilter usw. beteiligt sein. Ihre Anwesenheit verrät sich im ersten Falle vielfach an Eisensulfitnestern, die in den Fraßstellen oder deren Nähe im Boden liegen (*Wichers* 1935). An Kupferfiltern machen sie sich an der Aufblähung der Metallfäden und deren Verkittung durch Sandkörner bemerkbar (*Wiegand* 1935, *Nachtigall* und *Schröder* 1935). Bei derartigen Korrosionsvorgängen wirkt nicht nur der freie Schwefelwasserstoff und die freie Kohlensäure angreifend; vielmehr führt das sich bildende Schwefeleisen durch seine Auflagerung auf das blanke Eisen nach *Haase* (1943) zur Entstehung von Lokalelementen, die auf elektrolytischem Wege eine weitere Eisenlösung bedingen. Gegegebenenfalls kann diese Wiedervereisenung die Ansiedlung von Eisenbakterien verursachen und damit Rohrverkrustungen hervorrufen.

Der gleiche Korrosionsvorgang vollzieht sich häufig auch im Inneren der Rohrleitungen, insbesondere in Endsträngen, sofern deren Wasser selten erneuert und daher arm an Sauerstoff wird. Die erforderlichen organischen Nährstoffe für das Wachstum der Mikrospiren liefern dabei die sich zersetzenden biologischen Wandbeläge. Die Eisensulfitbildung kann nach *Baier* (1937) bisweilen so ausgiebig werden, daß das Leitungswasser schwarz getrübt ausfließt.

Bisweilen greifen die Mikrospiren auch sehr auffällig in den Schwefelkreislauf der Vorfluter ein und tragen dabei mittelbar zu einer üppigen Entwicklung der „farblosen Schwefelbakterien" bei, die dann als weiße Besätze weithin sichtbar werden. Solche Vorgänge vollziehen sich z. B. unterhalb der Einlaufstellen von Abwässern, die reich an Thionaten und ähnlichen Schwefelverbindungen sind. Diese Verbindungen werden von Mikrospiren abgebaut, wobei der für die farblosen Schwefelbakterien erforderliche freie Schwefelwasserstoff entsteht. Gleichzeitig greifen die Thionsäurebakterien mit der Erzeugung von Schwefelsäure ein. Es bilden sich Sulfate, die ihrerseits wieder von den Mikrospiren in Schwefelwasserstoff umgesetzt werden.

Nach den vorstehenden Ausführungen erstreckt sich die praktisch-diagnostische Bedeutung der Schwefelwasserstoff-Anzeiger sowohl auf das hygienische als auch auf das betriebstechnische Gebiet. Ein Massenauftreten von farblosen Schwefelbakterien in einer Wassergewinnung braucht an sich noch keine seuchenhygienischen Bedenken auszulösen, es sei denn, daß auf noch anderem Wege der Nachweis einer organischen Verschmutzung zu liefern ist. Ein solcher kann z. B. in einem Kesselbrunnen vorliegen, auf dessen Sohle sich Faulschlamm angesammelt hat. In derartigen Fällen pflegen aber nicht nur Beggiatoen oder Thiothrix aufzutreten, sondern im Verein mit ihnen — zu einer Leitgesellschaft verknüpft — etwa *Zoogloea ramigera*, *Sphaerotilus*-Fäden, *Vorticella microstoma* usw., d. h. mehr oder weniger ständige Bewohner der polysaproben Stufe. Betriebstechnisch sollte das Entstehen solcher weißen Bakterienrasen auf der Schlammoberfläche den Brunnenbesitzer eindringlich zu einer Entschlammung anhalten. In Rieselern, Reinwasserkammern usw. spricht

ein stärkeres Auftreten derartiger Ueberzüge stets dafür, daß zum mindesten Mängel in den Entlüftungsanlagen vorliegen.

D. Eisen- und Mangan-Anzeiger

Eisen- und Manganverbindungen zählen zu den im Wasser allgegenwärtigen Stoffen, erfordern im Wasserwerksbetrieb vielfach eigene Aufbereitungs- und Sicherungsmaßnahmen und führen nicht selten zu Störungen größeren Ausmaßes. Das gelöste Eisen tritt in den verwendeten Wässern in der Regel als Bikarbonat, seltener als Sulfat oder an Humussäuren gebunden, das gelöste Mangan meist in der Form von Oxyden oder Karbonaten auf. Die Ueberführung dieser echt bzw. kolloidal gelösten Verbindungen in feste steht vielfach in enger Verbindung mit bakteriellen Vorgängen. Eisen und Mangan fällende Bakterien — kurz „Eisenbakterien" genannt — sind dementsprechend wohlbekannte Erscheinungen für die meisten Wasserfachmänner[1]).

Für die Darstellung der Beziehungen zwischen dem biologischen Verhalten der Eisenbakterien einerseits und der Eisen- und Mangan-fällung andererseits sei davon ausgegangen, daß von den z. Z. etwa 60 bekannten Eisenbakterien ein Teil autotroph, d. h. ohne Beanspruchung organischer Kohlenstoffverbindungen lebt, ein weiterer Teil wahlweise als C-Quelle mineralische Kohlensäure (CO_2) oder organische Kohlenstoffe verarbeitet (Gruppe der mixotrophen Eisenbakterien) und der Rest zu den heterotrophen Organismen zählt, d. h. zu Arten, die ohne die Zufuhr der organischen Kohlenstoffverbindungen überhaupt nicht lebensfähig sind. Die Energie, die zur biologischen Umwandlung der Kohlenstoffverbindungen erforderlich ist, wird bei autotropher Lebensweise chemosynthetisch, und zwar auf dem Wege der Oxydation von F'' in Fe''', bzw. bei den Manganfällern durch Ueberführung von Mn'' in höhere Oxydstufen gewonnen. Dieser Fällungsvorgang setzt die gleichzeitige Anwesenheit von Sauerstoff voraus, d. h. die Eisenbakterien vermögen sich nur dort zu entwickeln, wo ihnen gewisse, wenn auch bisweilen sehr geringe Mengen dieses Gases zur Verfügung stehen. Diese der Energiegewinnung dienende Eisenoxydation hat nichts mit dem Eisenhaushalt der grünen Pflanzen gemein, ebenso wie nach *Zirpel* (1940) das mit Bakteriochlorin und Bakteriopurpurin ausgestattete Purpurschwefelbakterium *Rhodobacillus palustris* chlorotisch wird, d. h. diese Stoffe nicht bildet, wenn die Eisenzufuhr völlig unterbunden wird.

---

[1]) Sprachlich sei bemerkt, daß die „Fe- und Mn-Bakterien" in weiten Kreisen der Wasserwerkspraxis als „Fe und Mn-Pilze" bezeichnet werden. Diese historisch erklärbare Benennung geht insofern an den Tatsachen vorbei, als die weitaus überwiegende Zahl der Fe- und Mn-Fäller zu den Bakterien und nur ein verschwindend kleiner und zudem praktisch unwichtiger Teil zu den echten Pilzen zählt. Die Bezeichnung „Eisenbakterien" als Sammelbegriff für die Fe- und Mn-Bakterien ist hingegen berechtigt und hat sich auch eingebürgert, da fast alle Fe ausscheidenden Bakterien auch Mn fällen können. Völlig abzulehnen, weil unbedingt falsch und irreführend, ist die Belehnung der Fe- und Mn-fällenden Bakterien mit dem Namen Eisenalgen, da Algen und Bakterien völlig getrennten Organismengruppen angehören und die Algen zu ihrer Entwicklung des Lichtes bedürfen!

Faßt man nun die autotrophen und die fakultativ autotrophen (= mixotrophen) Formen zusammen und stellt ihnen die heterotrophen gegenüber, so ergeben sich zwei Hauptgruppen, deren Eigentümlichkeiten aus folgender, von *Dorff* (1935) und *Baier* (1937) in leicht abgeänderter Form übernommenen Uebersicht hervorgehen:

	Autotrophe u. fakultativ autotrophe Eisenbakt.	Heterotrophe Eisenbakterien
Physiologische und ökologische Eigenheiten	Aufnahme des Fe" oder Mn" in die Zelle. Oxydationsvorgang ergibt Energiegewinn	Keine Aufnahme von Fe" oder Mn" in die Zelle; nur äußere Adsorbtion. Kein Energiegewinn
	Ausgeschiedene Oxydmengen ein Vielfaches des Zellinhaltes	Ausgeschiedene Oxydmengen oft geringer als der Zellinhalt
	Vorwiegend Bewohner reiner, nährstoffarmer Wässer	Vorwiegend Bewohner nährstoffreicher Wässer

	Typus der Vererzung	Vertreter	
Eisenbakterien im engeren Sinne Speicherung der Oxyde an der Zellwand, in Gallerten oder als ausgeschiedene Bänder)	Scheidenvererzung	**Trichobakterien**	
		Leptothrix discophora	*Leptothrix major*
		„ *echinata*	„ *pseudovacuolata*
		„ *lopholea*	„ *thermalis*
		„ *ochracea* (incl. *L. Issatchenkoi* *L. moscvaensis* und *L. sibirica*)	
		„ *trichogenes*	
		Crenothrix polyspora	*Crenothrix tenuis*
		„ *fusca*	
	Gallerthüllenvererzung	**Haplobakterien**	
		Siderocystis vulgaris	*Siderocapsa major*
		Ochrobium tectum	„ *Treubii*
		Trichobakterien	
		Mycothrix clonotrichoides	*Lieskeella bifida*
	Vererzung an ausgeschiedenen Bändern	**Haplobakterien**	
		Gallionella ferruginea	*Gallionella infurcata (?)*
		„ *minor*	
		„ *major*	
		Siderophagus corneolus	
	Zellwandvererzung	**Haplobakterien**	
		Siderobacter div. sp.	*Naumanniella neustonica*
		Naumanniella catenata	
		„ *minor*	
		„ *pygmaea*	
Eisenbakterien im weiten Sinne	Vererzungsprodukt frei abgeschieden	**Haplobakterien**	
		Sideococcus limoniticus	*Sideococcus communis*

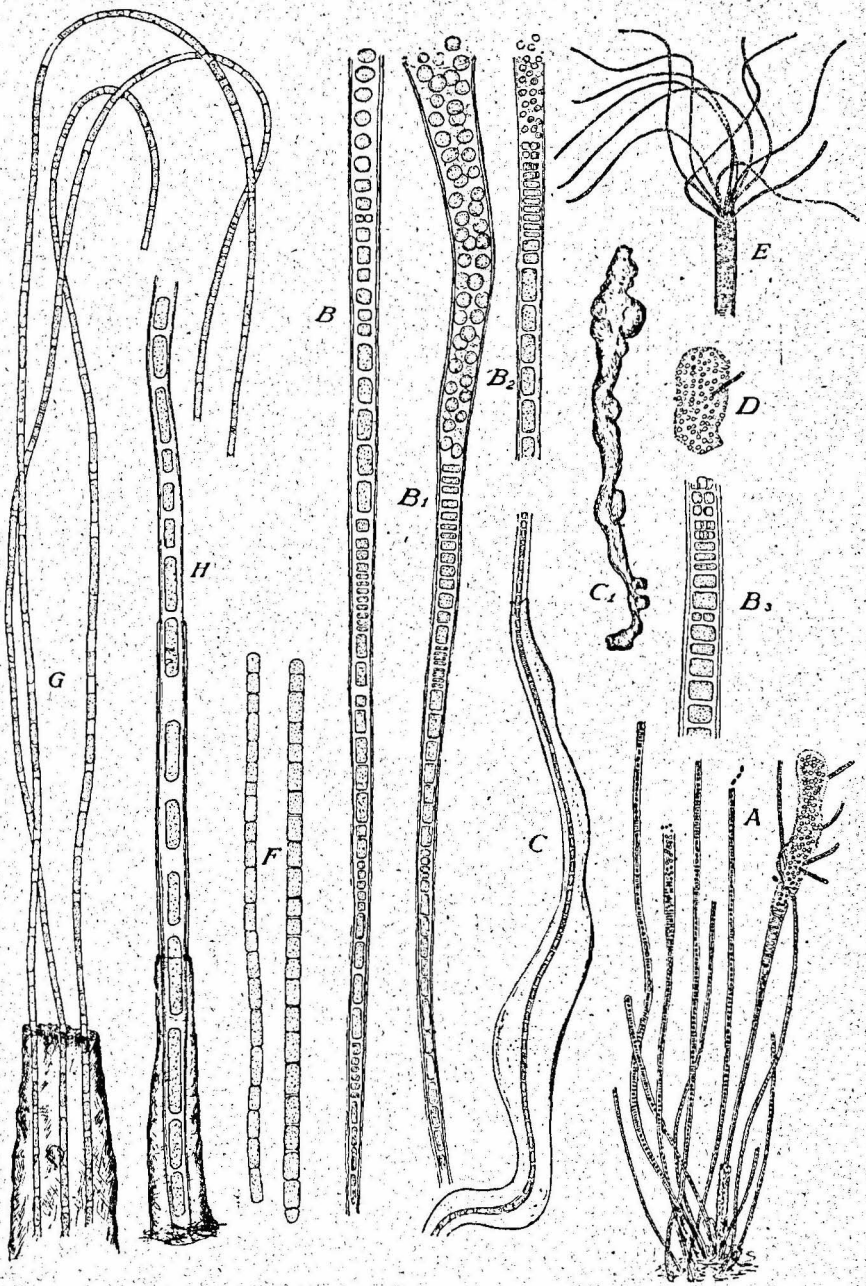


Abb. 41. *Crenothrix polyspora.* A. Rasen des Bakteriums. — B, B_2. Einzelfäden: B_1 mit Macrogonidien, B_2 mit Microgonidien. — C_1. Vererzungstypus (C. vergleichsweiser Vererzungstypus von *Leptothrix discophora).* — D. Sporenlager mit einem ausgekeimten Faden. — E. Keimfadenbüschel an einem Fadenende. — F. Junge ausgekeimte, noch nicht mit einer Scheide umhüllte Fäden. — G. Jugendstadien mit langen Zellen. — H. desgl. vergrößert. — Orig.

Der Fällungsvorgang dürfte bei autotropher Lebensweise grundsätzlich so verlaufen, daß die zweiwertigen Eisen- und Manganverbindungen durch adsorbtive Kräfte in den alkalischen Bereich der Zellen gelangen, dort oxydiert werden und dabei in die kolloidale Form eines neutralen organischen Salzes übergehen, das nunmehr für das Bakterium zum mindesten betriebsenergetisch eine wertlose Schlacke darstellt. Das sich nach außen absondernde Hydrosol koaguliert, wenn es mit einer an Elektrolyten reicheren Umgebung in Berührung kommt und verwandelt sich in ein Hydrogel, das als brauner oder schwarzbrauner Niederschlag dem Auge sichtbar wird. Durch weitere, allmählich sich vollziehende kolloidchemische Strukturveränderungen bilden sich schließlich die festen Hydroxyde oder Oxyde. Völlig ungeklärt bei diesem Fällungsverlauf sind gegenwärtig noch die Fragen, welche chemischen Kräfte zum Umbau der adsorbierten Salze Anlaß geben, wo ihr primärer Reaktionsort zu suchen ist und welche chemischen Stufen beim Umbau durchlaufen werden. Hingegen liegen nach dem Stande unserer gegenwärtigen Kenntnisse keine unbedingt zwingenden Gründe vor, die Möglichkeit einer energetischen Ausnützung auf die anorganischen Eisen- und Mangansalze zu beschränken. Vielmehr kann angenommen werden, daß derartige Möglichkeiten gleicherweise auch für die organischen Humusverbindungen, an die das Eisen oder Mangan gekoppelt ist, gegeben sind. In Gegenwart von Schwefelwasserstoff wird das gefällte Eisenoxydhydrat in Sulfithydrat und dann unter Abspaltung von Wasser und Aufnahme von Schwefel in Bisulfid übergeführt, zunächst in eine labile, „Molnikowit" genannte Form, die später in das unlösliche Eisensulfid übergeht.

Angesichts der Unklarheiten über die sich abspielenden Umsetzungen haben einzelne dabei mögliche Kalorienberechnungen nur sehr bedingten Wert, da sie unter solchen Umständen keinerlei sichere Anhaltspunkte über den den Bakterien tatsächlich zugeführten Energiegewinn liefern. Andererseits zeigen aber solche Berechnungen, wenn sie an einander entsprechenden Eisen- und Mangan-Formeln vorgenommen werden, daß das Mangan ein schlechterer Wärmespender als das Eisen ist:

$$(1)\begin{cases} FeCO_3 + 1\,{}^1/_2\ H_2O + {}^1/_2\ O = Fe(OH)_3 + CO_2 + 94{,}5\ \text{Kal.} \\ MnCO_3 + 2\ H_2O + O = MnO(OH)_2 + CO_2 + 54\ \text{Kal.} \end{cases}$$

$$(2)\begin{cases} 2\ FeO + [O] + 3\ H_2O = 2\ Fe(OH)_3 + 253\ \text{Kal.} \\ 2\ MnO + O_2 + 2\ H_2O = 2\ MnO(OH)_2 + 40\ \text{Kal.} \end{cases}$$

Geht man beispielsweise vom letztaufgeführten Formelpaar (2) aus, so ist der Kaloriengewinn bei der Mangan-Umsetzung mehr als 6mal geringer als bei der Eisenoxydation (1), d. h. ein Bakterium, das sowohl zur Eisen- als auch zur Manganfällung befähigt ist, muß mehr als 6mal soviel Mangan als Eisen verarbeiten, um zum gleichen Energiegewinn zu gelangen. Bei gleicher Nutzwirkung ist dementsprechend die Mangan-Schlackenbildung wesentlich größer als bei der Eisenverarbeitung. Wahlweise Eisen oder Mangan verarbeitende Eisenbakterien vererzen daher in manganhaltigen Wässern viel reichlicher als in reinen Eisengewässern. Eine praktisch sich anschließende Parallele könnte

auch darin erblickt werden, daß bei Betriebsstörungen die Manganverschlammungen weit ausgiebiger zu sein pflegen als die Eisenschlammbildung.



Abb. 42. *Crenothrix fusca.* — A. Fadenbüschel auf einem Sporenlager. — B bis D. Fadenabschnitte. — E bis F_2. Gonidienbildung. — G. Habitusbild. — H. Teilstück eines Sporenlagers. — I. Skizze des Bakteriums nach *Baylis.* — A-H. Orig.

Die Vererzung der Bakterien erstreckt sich auf die Zellwände, die Fadenscheiden, oder aber es werden die Vererzungserzeugnisse in Gestalt von Bändern und Stielen oder ohne jede Verbindung außerhalb der Organismen ausgeschieden. Bisweilen ist die Vererzung so stark und die Oxydlagerung so dicht, daß bei manchen fädigen Bakterien *(Leptothrix ochracea, L. trichogenes)* die Zellen — wegen der Behinderung der Adsorbtion (?) — unter Neubildung der Scheiden aus den verkrusteten Hüllen auswandern. Bei anderen Formen (besonders *Leptothrix discophora* und *Crenothrix fusca)* bilden sich weit lockerere Vererzungshüllen. In solchen Fällen ist die Zellauswanderung gering oder unterbleibt gänzlich (Abb. 41 C, 42 C).

Neben dieser primären, der Energiegewinnung dienenden Oxydbildung vollzieht sich noch eine zweite Ausscheidung, die ohne Energiegewinn für das Eisenbakterium verläuft. Sie ist ein Kennzeichen der heterotrophen Formen, da diese ihren Kohlenstoffbedarf aus organischen

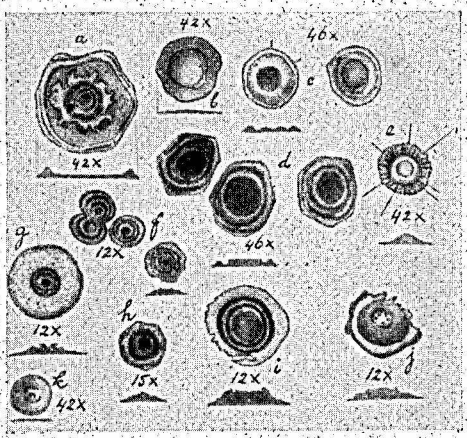


Abb. 43. Kolonieformen der manganfällenden Amsterdamer Bakterien. *a, b, e, k* Kolonien nach etwa 3wöchentlicher Kultur; *c* und *d* desgl. nach etwa 4wöchentlicher Kultur; *f, g, i, j* nach etwa 6wöchentlicher Kultur. — Nach *v. Wolzogen Kühr.*

Quellen decken. Daß diese Bakterien dennoch mit großer Vorliebe oder ausschließlich in z. T. recht eisen- oder manganreichen Wässern auftreten, dürfte mit ihrer ausgeprägten Eisen- und Mangantoleranz in Verbindung stehen. Eine solche Unempfindlichkeit gegen die schädigenden Einwirkungen erhöhter Mengen gelöster Eisen- und Manganverbindungen ist um so mehr anzunehmen, als letztere bei größerer Konzentration nachweislich die Entwicklung vieler Organismen hemmen oder ganz unterbinden. Die Adsorbtion des Eisens und Mangans beruht wie bei den autotrophen Formen auf einer spezifischen Wirkung der Zellwände bzw. der sie umschließenden Gallerthüllen. Die gleiche Vererzungsweise erfolgt sekundär — und zwar zumeist postmortal — auch bei den autotrophen Formen, weiter aber auch bei den heterotrophen Arten, denen beide Adsorbtionsmöglichkeiten bereits im lebenden Zustande gegeben sind. Kenntlich wird die sekundäre Vererzungsweise z. B. an der Bildung ungewöhnlich dicker und undurchsichtiger Bänder bei den

Gallionellen, absonderlichen Formausbildungen der Scheiden bei *Leptothrix- und Crenothrix*-Arten (Abb. 41 C, C_1). Von besonderer praktischer Wichtigkeit ist der Vorgang der sekundären Vererzung bei der biologischen Entmanganung, da es sich bei dem bakteriellen Fällungsprodukt um Braunstein handelt, der von sich aus adsorbierend auf gelöstes Mangan wirkt. Baut man Entmanganungsfilter bereits mit braunsteinhaltigen Füllstoffen auf, so wird einem solchen Körper von Anfang an eine adsorbtionsfähige Grundlage mitgegeben. Handelt es sich hingegen um ursprünglich braunsteinfreie Füllstoffe, so müssen sich die adsorbierenden Unterlagen erst bilden, d. h. eine solche Anlage muß sich selbständig einarbeiten. Diese Arbeit wird von den manganspeichernden braunsteinschaffenden Bakterien geleistet. In beiden Fällen besteht der Vorzug der Anwesenheit der Bakterien auch darin, daß sie sich von selbst vermehren und dadurch die Arbeitsleistung des biologischen Körpers nicht nur erhalten, sondern auch fördern.

Erfahrungsgemäß speichern manche Eisenbakterien mit größerer Vorliebe Eisen, andere hingegen lieber Mangan. Sie lassen sich daher, wie bereits *Winogradsky* (1922) angedeutet hat, so aneinanderreihen, daß der eine ihrer Flügel durch die nur eisenfällenden Gallionellen, der andere Flügel durch eine Anzahl bisher nur als Manganfäller bekannter Formen (z. B. *Bacterium manganicus*, die Amsterdamer Bakterien von *v. Wolzogen Kühr*, Abb. 43) begrenzt wird. Gleichzeitig läßt sich feststellen, daß mit der Zunahme der Manganvorliebe ein wachsender Anspruch an organische Stoffe besteht. Das sich bei dieser zweiseitigen Betrachtungsweise ergebende „biologische Eisen-Mangan-Spektrum" zeigt, wenn man als Ausdruck der organischen Stoffe den Kaliumpermanganatverbrauch verwendet, folgendes Kurvenbild:

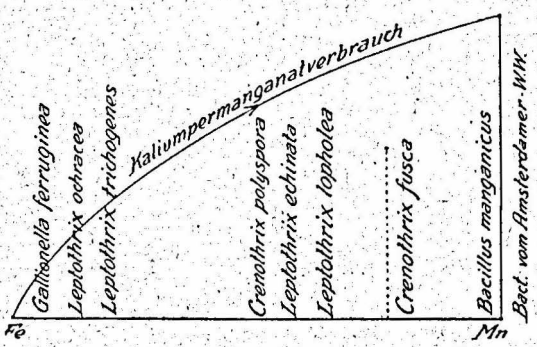


Abb. 44. Das Eisen-Mangan-Spektrum verschiedener Eisenbakterien.

Dieses Spektrum stellt eine „biologische Regel" mit Ausnahmen dar. So speichert *Crenothrix fusca* vorzugsweise Mangan, pflegt aber Wässer mit erhöhten Mengen an organischen Stoffen zu meiden. Dieses Bakterium kann selbst dann noch zum Ausgangsherde von Manganverschlammungen werden, wenn das Mangan chemisch in nur geringen Mengen im Wasser nachweisbar ist. *Schorler* stellte in ihren Fäden, die in Wasser mit einem Eisengehalt von 0,2 mg/l und einem Mangangehalt von 0,3 mg/l gelebt hatten, 4- bis 11mal soviel Mangan als Eisen fest. Auf die Verhältnisse der Wasserwerksanlagen angewendet, kommt das Eisen-

Mangan-Spektrum dadurch zum Ausdruck, daß diejenigen Arten, die auf dem rechten Flügel stehen, zumeist in den Fassungsanlagen, also im Rohwasser auftreten, während die Arten des linken Flügels für die Reinwasserseite kennzeichnend sind. Diese Scheidung gilt namentlich für die *Crenothrix*-Arten einerseits und für die Gallionellen andererseits. Aus diesen Darlegungen ergibt sich, daß es verwerflich und, wie u. a. *Tenny* (1939) nachdrücklich hervorhebt, für die Praxis nicht zweckdienlich ist, die verschiedenen Eisenbakterien kollektiv unter der Bezeichnung *„Crenothrix"* zusammenzufassen.

Die wichtigsten für den Wasserwerksbetrieb in Betracht kommenden Eisenbakterien-Typen sind in den Abbildungen 41, 42, 43 und 45 zusammengestellt. Zu ihnen zählen die bereits wiederholt erwähnten beiden *Crenothrix*-Arten *Crenothrix polyspora* (Abb. 41) und *Cr. (Clonothrix) fusca* (Abb. 42). Beide gehören zu den Fadenbakterien. Sie unterscheiden sich besonders dadurch voneinander, daß die einzellreihigen Zellfäden von *Crenothrix polyspora* unverzweigt, die von *Crenothrix fusca* scheinverzweigt sind. Sie stellen also in dieser Hinsicht ein den „Abwasserpilzen" *Sphaerotilus natans* und *Sph. dichotomus* entsprechendes Artenpaar dar. Bei Massenentwicklungen können sie schleimige Ueberzüge bis cm Dicke bilden, die weißlichgrau, bräunlich oder — bei der Ausscheidung von Mangan — samtig schwarz erscheinen. Zu den Fadenbakterien zählt ferner die artenreiche Gattung *Leptothrix* mit der engscheidigen *Leptothrix ochracea* (Abb. 45 E), der weitscheidigen *L. discophora* (Abb. 45 F, F_1), der vielfädigen *L. lopholea* (Abb. 45 D) und der an ihren oft einem Hühnerbrustkorb ähnelnden Scheidenbildungen erkennbaren *L. trichogenes* (Abb. 45 G, G_1). Für *Leptothrix ochracea* hat im übrigen neuerdings *Kalinenko* (1946) durch Reinkulturen nachgewiesen, daß sie in mehrere Sippen (neben *L. ochracea L. Issatschenkoi, L. sibirica* und *L. moscvaensis)* zu gliedern ist, die durch ihr physiologisches Verhalten voneinander abweichen. Von den einzelligen Formen ist *Gallionella ferruginea* (Abb. 45 A—A_4) einer der auffälligsten und gleichzeitig ihr betriebstechnisch wichtigster Vertreter. Sie ist ein ausschließlicher Eisenfäller und sondert das Eisen nicht, wie sonst üblich, an der Zellwand oder in einer Gallerthülle ab, sondern bildet ein um die eigene Achse windendes Eisenoxydhydrat-Band, das am Grunde einer Unterlage aufsitzt, während die Kokke am Bandscheitel steht. Teilt sich die Kokke — ein Vorgang, der sich quer zur Längsachse der Zelle vollzieht — so tritt bei der weiteren Bandausscheidung zwangsläufig eine Gabelung des Bandes ein. Da die Kokken äußerst klein, kaum 1 μ dick und die Bänder sehr brüchig sind, findet man bei der mikroskopischen Untersuchung meist nur Bandbruchstücke. Von gleichem Aufbau, aber kräftiger und breitbänderiger ist *Gallionella minor* (Abb. 45 B). Unter besonderen Verhältnissen kann *Gallionella ferruginea* auch bis kirschgroße, sehr zerbrechliche Kugeln bilden. Die Kokken sollen nach *Perfiliev* (1926) mit Geißeln ausgestattet sein. Als Stäbchenformen seien *Siderobacter* (Abb. 45 L), die durch ihre Randwülste ausgezeichnete Gattung *Naumanniella* (Abb. 45 N, O) und die gallertumhüllten Formen von *Siderocystis vulgaris* (Abb. 45 M) und *S. minor* (Abb. 45 P), als Beispiele für die kokkenartigen Kleinstformen Vertreter der Gattung *Siderocapsa* (Abb. 45 H—K) genannt. Neben den mor-

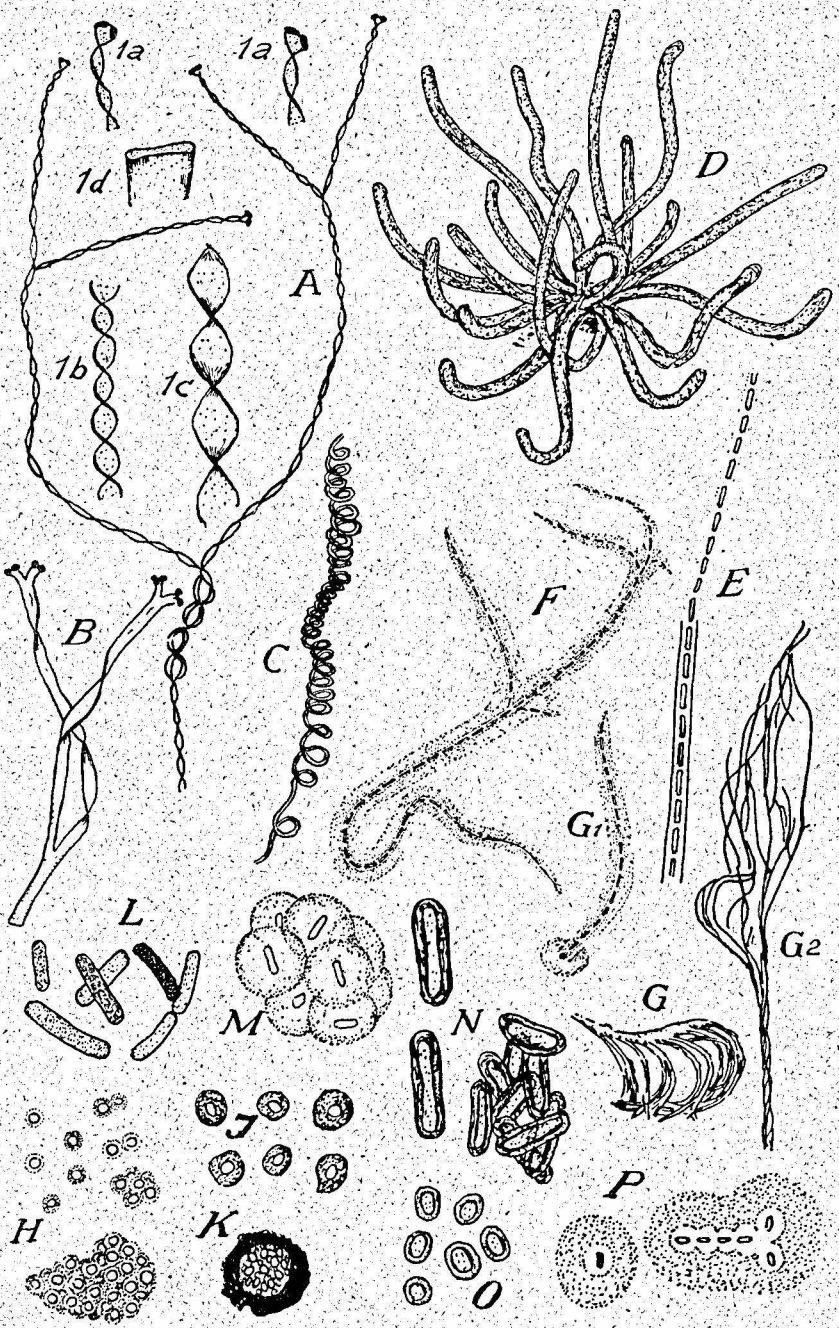


Abb. 45. Eisenbakterien-Typen. — A. *Gallionella ferruginea.* — B. *Gallionella minor.* — C. *Spirosoma*-Typus. — D. *Leptothrix lopholea.* — E. *Leptothrix ochracea.* — F, F1. *Leptothrix discophora.* — G, G1. *Leptothrix trichogenes.* — H. *Siderocapsa botryoides.* — J. *Siderocapsa monoeca.* — K. *Siderocapsa*

phologisch bestimmbaren Arten und Artengruppen gibt es aber noch eine Reihe gestaltlich für eine mikroskopische Bestimmung nicht faßbare Stäbchen- und Kokkenformen, denen bei den Enteisenungs- und Entmanganungsvorgängen im Wasserwerksbetrieb eine bedeutende, wenn nicht sogar ausschlaggebende Rolle zukommen dürfte. Als Beispiele für solche Formen seien die Amsterdamer Manganbakterien hervorgehoben (Abb. 43).

Abgesehen von den Eisenbakterien kommt die Fähigkeit der Eisen- und Manganfällung noch vielen anderen Organismen zu. So kann sie in mittelbarer Verknüpfung mit dem Stoffwechselverlauf bei zahlreichen anderen Bakterien als Nebenerscheinung auftreten. Vielfach beruht sie auch wie bei den echten Eisenbakterien auf dem Besitz

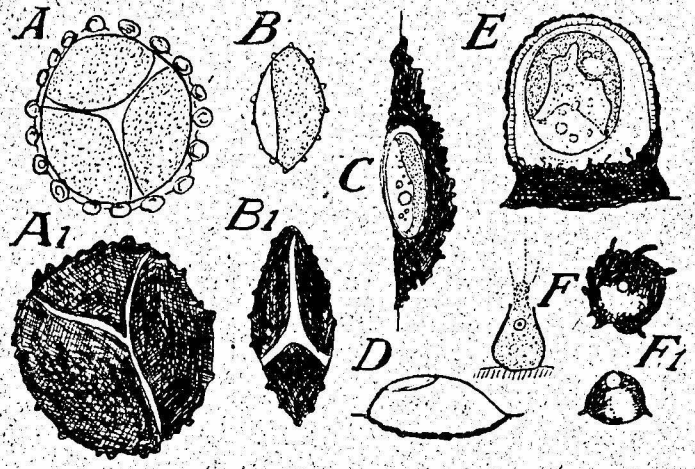


Abb. 46. Eisenanlagernde Kleinalgen. A, A1. *Siderocelis Kolkwitzii.* — B, B1. *Siderocelis minor.* — C. *Chloremys sessilis.* — D. *Hemisphaerella operculata.* — E. *Chlorophysema ellipsoideum.* — F, F1. *Lagynion microporum.* — Nach *Fott, Gicklhorn, Naumann* und *Pascher.*

von Gallerten spezifischer Beschaffenheit oder auf sonstigen An- und Einlagerungen. Zu den sehr wirksamen Eisen- und Manganausscheidern dieser Gruppen zählt vor allem das Geißeltier *Anthophysa vegetans* (Abb. 31, 8), dessen vererzte Stiele mit *Crenothrix* verwechselt werden können. Die Dicke dieser Stiele kann bei ausschließlicher Eisenfällung bis 20 μ, bei reiner Mangan-Inkrustation bis etwa 60 μ anwachsen. Durch deutliches Speicherungsvermögen zeichnen sich ferner z. B. manche Rhizopoden *(Arcella, Difflugia, Cryptodifflugia)* und Trachelomonaden aus. Von den Pilzen sind u. a. *Papulospora manganica* als Braunsteinbildner und *Sideromyces siderophilus* als Eisenoxydhydraterzeuger bekannt. Auch bei zahlreichen Algen tritt eine völlige oder teilweise Gallertvererzung ein. Bisweilen ist diese — entsprechend den Verhältnissen bei dem heterotrophen Eisenbakterium

Treubii. — L. *Siderobacter latum.* — M. *Siderocystis vulgaris.* — N. *Naumanniella minor.* — O. *Naumanniella pygmaea.* — P. *Siderocystis minor.* A. nach *Cholodny*, G. nach *Molisch*, G1. nach *Pakh*, P. nach *Reukauf.*

Leptothrix sideropous — auf die Fußscheiben beschränkt (Abb. 46 D, E). Verwechselungen solcher vererzten Scheiben mit eisenfällenden Gallertkokken (z. B. solchen der *Siderocapsa*-Gruppe) sind bei unzulänglicher Untersuchung durchaus möglich.

E. Kalk-Anzeiger

Die Enthärtung eines Wassers und damit die Ausscheidung des unerwünschten Kalküberschusses erfolgt im Wasserwerksbetrieb ohne Beteiligung von Organismen. Soweit Kalkkarbonate in Betracht kommen, wird das gelöste Bikarbonat nach der Formel

$$Ca(HCO_3)_2 = CaCO_3 + H_2O + O$$

in das schwerlösliche Monokarbonat umgewandelt und als solches größtenteils ausgefällt. Gleicher Herkunft sind wohl stets die Kalkverkrustungen in Rohrleitungen.

Eine gleichfalls abiogene, durch ihre biologische Tarnung aber eigenartige Sinterbildung vollzog sich im sommerheißen Jahre 1929 in einem norddeutschen Grundwasserwerk, das sein durchaus nicht hartes Rohwasser aus diluvialen Sanden förderte *(Beger* 1935). Der an den Rieselerwänden ausgeschiedene Kalksinter war zum Teil schneeweiß, zum Teil leicht ockerfarben getönt und besaß schalig-blättrige oder auch mehr feste, wenn auch stark poröse Beschaffenheit. Der nach Behandlung mit Salzsäure verbliebene Rückstand setzte sich überwiegend aus einer strukturlosen, gelatinösen, höchstwahrscheinlich aus Tonerdesilikaten bestehenden Masse zusammen, in die feine Sandkörnchen, Detritusteilchen, pflanzliche Faserreste, Kiefernpollen und Vogelfederstrahlen eingebettet waren. Er enthielt ferner einzelne Blau- und Grünalgen *(Gloeocapsa montana, Calothrix* sp., *Chlorellen)*, Chrysomonadencysten, Eisenbakterien, feinfädige Pilze und die Schalen von nicht weniger als 51 verschiedenen Kieselalgen-Arten. Bei letzteren handelte es sich z. T. um echte Bewohner von Oberflächengewässern, z. T. aber um Arten, die mit Vorliebe an luftfeuchten Orten, in Moosrasen usw. auftreten. Von Wasserformen fanden sich z. B. *Melosira granulata, M. islandica* ssp. *helvetica, M. varians, Cyclotella Meneghiniana, Diatoma elongatum, D. vulgaris* und die bekannte Sternalge *Asterionella formosa,* als Vertreter der zweiten Gruppe *Melosira Roeseana, Navicula microcephala, N. contenta, N. contorta, Pinnularia borealis, Hantzschia amphioxys* f. *xerophila* und *Achnanthes minutissima.* Da die Annahme, das Werk habe zur Ergänzung seines Wasservorrates während der Dürrezeit Oberflächenwasser zugezogen, nicht zutraf, blieb nach eingehender Ueberprüfung der gesamten Sachlage einzig der Schluß übrig, daß der Kalk und die Mehrzahl der Kieselalgen bei der seinerzeitigen sehr starken Grundwasserbeanspruchung aus einer kalkreichen und gleichzeitig fossilienführenden Schicht ausgeschwemmt worden waren. Die Rieselerversinterung trat im übrigen in den späteren Jahren nicht wieder auf.

Abiogen entstehen weiterhin die Kalkkristalle und Kalkdrusen (Abb. 47 C), die man nicht selten an den Wandungen und auf

der Sohle neu niedergebrachter Kesselbrunnen antrifft. Ihre Ausscheidung erfolgt aus dem Mörtel bzw. dem Aetzkalk, der bei der Aufmauerung oder Fugendichtung verwendet wird.

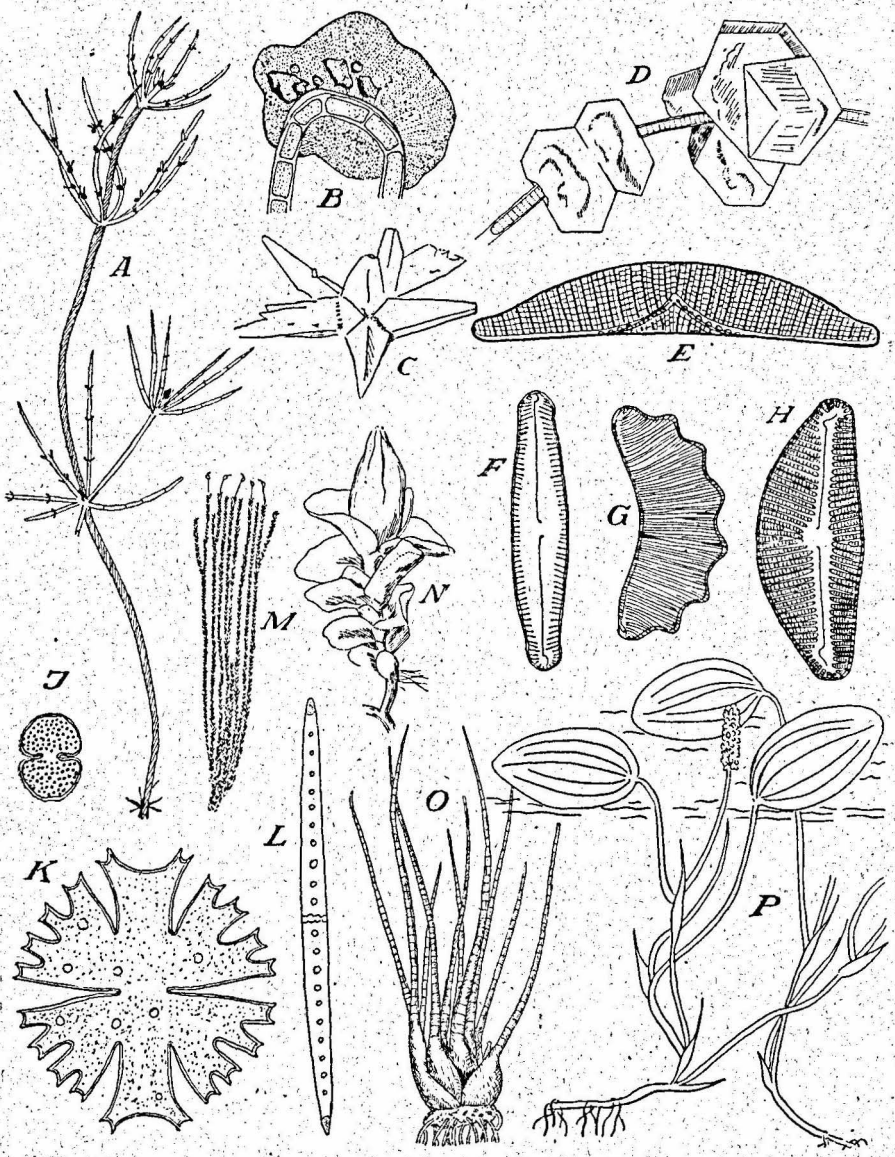


Abb. 47. Kalkliebende und kalkmeidende Indikatoren. — A. *Chara ceratophylla.* — B. *Oncobrysa rivularis* auf *Cladophora* mit ausgeschiedenem Kalk. — C. Kalkkristall aus einer Wasserleitung. — D. Kalkkristalle auf *Phormidium.* — E. *Epithemia turgida.* — F. *Pinnularia gibba* var. *parva.* — G. *Eunotia robusta* var. *tetraodon.* — H. *Cymbella prostrata.* — J. *Cosmarium laeve.* — K. *Micrasterium crux melitensis.* — L. *Closterium acerosum.* — M. *Hymenostylium curvirostris.* — N. *Aplozia rivularis.* — O. *Isoetes lacustris.* — P. *Potamogeton natans.* — Nach *Dangeard, Jaag, Geitler, Pascher, Pursche, Hustedt,* C. Orig.

In anderen Fällen ist die Kalkfällung aber auch mittel- oder unmittelbar auf biogene Einwirkungen zurückzuführen. Am bekanntesten ist die von *Minder* (1922, 1926) im Zusammenhang mit der Züricher Seewasserversorgung untersuchte „biogene Entkalkung von Seen". Sie tritt als Folgeerscheinung starker pflanzlicher Planktonentwicklung ein, wenn der Kohlensäure-Entzug so ausgiebig wird, daß nicht nur die gesamte gelöste Kohlensäure des Wassers verbraucht wird, sondern darüber hinaus auch die gelösten Bikarbonate angegriffen und in großem Ausmaße in kleinste Monokarbonatkristalle umgewandelt werden. Diese sinken unter deutlicher Trübung des Wassers als feiner Schleier in die Seetiefe, wo sie entweder zur Bildung von Seekreide führen oder aber bei Kohlensäure-Ueberschuß des Tiefenwassers wieder in Lösung gehen.

Die Kalksinterbildung auf Sandfiltern, die zu einer Gewichtszunahme der Filterkörner und in ernsteren Fällen zu Verkrustungen der Filteroberfläche führen kann, dürfte zum Teil auf bakterieller Grundlage erfolgen. Nach den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen *(Bavendamm* 1932, *Pia* 1934) gibt es zwar keine echten Kalkbakterien, d. h. solche Bakterien, die — ähnlich wie die Eisenbakterien Eisen verarbeiten — Kalk als Energiequelle für ihre Lebensvorgänge verwerten, wohl aber einen großen Kreis von Bakterien, bei denen die Kalkausscheidung inner- oder außerhalb ihrer Zellen als sekundäre Folge des Stoffwechsels eintritt. Zu ihrem Vertreter zählen neben Schwefelbakterien u. a. agarlösende Bakterien, Zellulose- und Harnstoffbakterien, sulfatreduzierende und stickstoffbindende Bakterien, die z. T. den Gattungen *Micrococcus, Bacterium, Siderobacter (calceum), Pseudomonas* (z. B. *P. calcis), Microspira, Bacillus* usw. zugerechnet werden.

In der Natur läßt sich der Kalkreichtum bzw. die Kalkarmut eines stehenden oder fließenden Wassers häufig bereits bei der Betrachtung der Zusammensetzung der grobsinnlich erkennbaren Wasser- und Uferbesiedlung feststellen. Als Anzeiger kalkreicher Quellabläufe können z. B. die Wasserminze *(Mentha aquatica),* Quellmoose wie *Philonotis calcarea,* die Grünalge *Vaucheria,* Schmetterlingsmückenlarven *(Pericoma calcilega)* usw., als solche kalkarmer Beschaffenheit die meisten Lebermoose (Abb. 47 N), Milzkräuter *(Chrysosplenum)* und *Montia*-Arten dienen. Kalkreiche Seen sind häufig von breiten Schilfgürteln *(Phragmites communis)* eingesäumt und enthalten gern die Laichkräuter *Potamogeton natans* (Abb. 47 P) und *P. lucens,* die Wasserpest *Helodea canadensis,* Wassermoose wie *Fontinalis antipyretica* (Abb. 36, 14), ferner Armleuchtergewächse *(Characeen),* die — wie u. a. *Chara ceratophylla* (Abb. 46 A) — häufig völlig von Kalk umhüllt sind usw. Auch eine reichliche Anwesenheit von Schnecken (Abb. 48) und Muscheln (Abb. 32, 15 u. 16) spricht für kalkreiches Wasser, da diese Tiere Kalk zum Aufbau ihrer Schalen benötigen. Kalkmeidend sind hingegen der Wasserfarn *Isoetes lacustris* (Abb. 47 O), *Potamogeton polygonifolius,* das Tausendblatt *Myriophyllum alternifolium,* die Wasserlobelie *Lobelia Dortmannii* und andere Arten. Der Flohkrebs *Gammarus pulex* gilt im allgemeinen als sicherer Kalkanzeiger. Er findet sich aber nach *Wundsch* (1922) auch in weichen Wässern, sofern diese eine Härte von 2 DHG überschreiten bzw. einen $CaCO_3$-Gehalt von mindesten 9 bis

10 mg/l besitzen. Die vorwiegend Bergbäche bewohnende, meist braun gefärbte Unterart *fossarum* wurde von *Pax* und *Maschke* (1936) sogar noch in Wässern von 1,2 DHG angetroffen.

Die gleiche Scheidung zwischen kalkliebenden und kalkmeidenden Arten läßt sich bei den mikroskopischen Arten durchführen. Kalkliebend sind z. B. unter den Kieselalgen viele *Cymbellen* (Abb. 47 H), *Caloneis alpestris, Rhoicosphenia curvata* und die Gattung *Epithemia*, kalkmeidend die meisten Arten der Gattungen *Eunotia* — *E. arcus* ist *calciphil* —, *Pinnularia, Tetracyclus* und *Frustulia*. Die Sperrmauern von Talsperren mit erhöhtem Kalkgehalt des Wassers weisen bisweilen in der Zone des schwankenden Wasserspiegels weiße Besätze kalk-

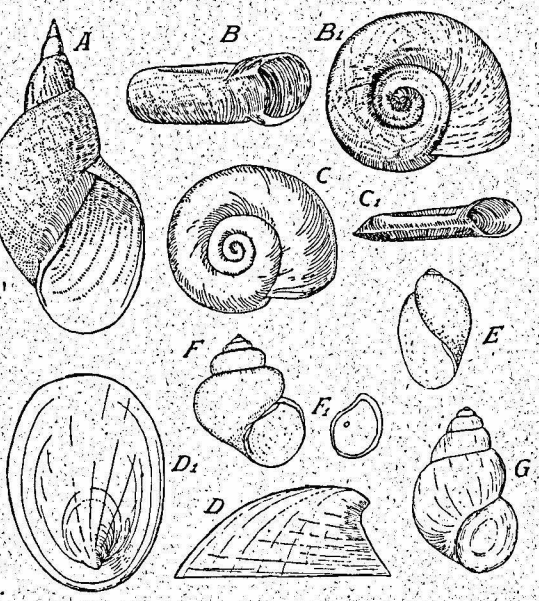


Abb. 48. Schneckengehäuse. — A. *Limnaea stagnalis.* — B, B1. *Planorbis corneus.* — C, C1. *Planorbis carinatus.* — D, D1. *Ancylus fluviatilis.* — E. *Bythinia tentaculata.* — F. *Physa fontinalis.* — G. *Paludina vivipara.*

inkrustierter Blaualgen *(Scytonema, Schizothrix, Rivularia)* auf. Desgleichen gehören zu den kennzeichnenden Bewohnern von Zementbecken die Blutalge *Haematococcus* (Abb. 87) und die Zieralge *Cosmarium laeve* (Abb. 47 J). Kalkhold sind auch z. B. *Staurastrum paradoxum, Cosmarium depressum, Closterium Ehrenbergii* und andere Zieralgen. Die meisten Vertreter dieser Algengruppe sind allerdings in mehr sauren Gewässern, zumal solchen oligotropher Beschaffenheit, heimisch. Als ziemlich säureempfindlich gelten die meisten Kleinkrebse, insbesondere *Cyclops viridis, Diaptomus*-Arten, *Daphnia pulex, D. magna* und *D. longispina;* etwas widerstandsfähiger ist *Scapholeberis mucronatus;* mehr oder weniger unempfindlich Chydoniden und *Eurycercus lamellatus*

F. Salz-Anzeiger

In Anlehnung an den Brauch der Meereskunde ist es in der Süßwasser-Hydrobiologie üblich geworden, die Abhängigkeit der Organismen vom Salzgehalt eines Gewässers unter Zugrundelegung des Gesamtsalzgehaltes, d. h. der Chloride und Sulfate zu betrachten. Dabei ergibt sich die Möglichkeit, diese „Salinität" mit einer für biologische Zwecke ausreichenden Genauigkeit nach der Annäherungsformel von *Knudsen* (1901): Salzgehalt des Meeres (S) = 0,030 + 1,805 Cl umzurechnen. Natürliche Gewässer von einer Salinität von 2 bis 3 ‰ werden nach *Remane* (1940) noch überwiegend von echten Süßwasserorganismen bewohnt, doch tritt an der oberen Grenze ein erheblicher Artenschwund ein. Die weitere Erhöhung der Salinität führt über ein limnisch-brackiges Mischgebiet (S 3—5 ‰) in die echte Brackwasserzone mit 5—8 (10) ‰ Gesamtsalzgehalt und von dieser weiter über das brackig-marine Mischgebiet (S 8 [10]—16,5 ‰) in die rein marine Zone (S 16,5—35 ‰).

Der Chloridgehalt der meisten unserer Trinkwässer überschreitet 30 mg/l Cl nicht; er kann aber, wie die Trinkwasser von Herford (rd. 500 mg/l Cl), Bernburg (rd. 600 mg/l Cl), Calbe (700 mg/l Cl) und Eschershausen (rd. 800 mg/l Cl) beweisen, auch recht hoch werden. Die Geschmacksgrenze für Kochsalz liegt für den Menschen bei etwa 400 mg/l, was einer Cl-Zahl von rd. 250 entspricht.

Salzreiche Wässer werden für die Trinkwasserversorgung nur in Sonderfällen und auch zu Brauchzwecken kaum verwendet. Letzteres erfolgt auf der süßwasserarmen westindischen Insel St. Thomé, auf der die Stadt Charlotte Amalie mit einer eigenen Meerwasserleitung ausgestattet ist. Das Wasser dient dort zu Bade- und Feuerlöschzwecken, sowie zu Abortspülungen und, wie auf einer Insel bei San Franzisko, zur Straßensprengung. An unseren Meeresküsten stellt das Salzwasser eine beträchtliche Gefahr für die Trinkwasserversorgung dar. Ueber die biologischen Verhältnisse in stark versalzten Brunnen ist u. W. nichts bekannt, doch wissen wir, daß in den obersten Schichten salziger Küstengrundwässer eine erstaunlich große Anzahl eigenartiger Tiere lebt (*Remane* 1940). Ein kleiner Teil dieser Organismen kehrt auch im süßen Grundwasser wieder, so z. B. die Ruderflußkrebse *Parastenocaris germanica* und *P. phyllura*, die von *Chappuis* (1940) im Maintal aufgefunden wurden.

Echte Meeres- und Brackwasserbewohner lassen sich nicht selten auch in Süßwasserbrunnen des Küstengebietes nachweisen, und zwar besonders dann, wenn sie nicht fest verschlossen sind. Derartige Organismen dürften in der Regel durch den Wind, in Verbindung mit dem Fischereigewerbe (Trocknen der Netze) oder durch andere Zufälligkeiten eingeschleppt werden. Für die Brunnenbesiedlung stellen sie kaum etwas anderes als Irrgäste dar, die, selbst bei Zugang in lebendem Zustand, unter den neuen Lebensbedingungen rasch zugrunde gehen. Als Beispiel für solche Einschleppungen sei in einem gekürzten Auszug (vgl. *Beger* und *Beger* 1928) ein Kieselalgen-Nachweis aus Kesselbrunnen gebracht, die im Dünengelände der hinterpommerschen Ostseeküste und auf Hiddensee standen. Der Befund I wurde als Beispiel dafür angeführt, daß Brunnen in nächster Nähe der Küste durchaus nicht immer Salzdiatomeen enthalten müssen.

Zur Erläuterung der Tabelle sei vorausgeschickt, daß die Kieselalgen die feinsten Salzanzeiger darstellen. Ihre Anordnung erfolgte nach dem

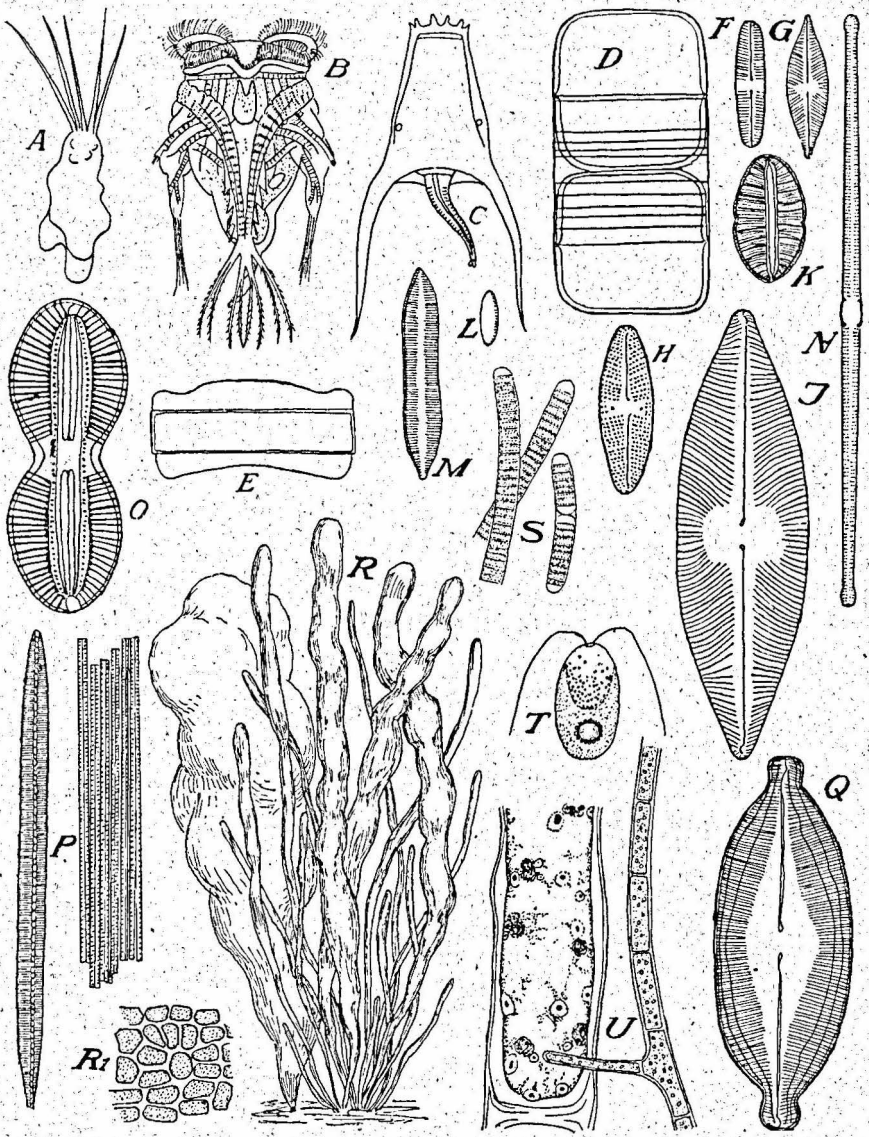


Abb. 49. Salzliebende Organismen. — A. *Amoeba salina.* — B. *Pedalia fennica.* — C. *Brachionus satanicus.* — D. *Melosira moniliformis.* — E. *Coscinodiscus Rothii* var. *Normani.* — F. *Navicula soodensis.* — G. *Navicula salinarum.* — H. *Navicula mutica.* — J. *N. elegans.* — K. *Rhopalodia musculus.* — L. *Nitzschia ovata.* — M. *Nitzschia hungarica.* — N. *Synedra pulchella.* — O. *Diploneis interrupta.* — P. *Bacillaria paradoxa.* — Q. *Caloneis amphisbaena.* — R. *Enteromorpha intestinalis,* R1. *Zellenstruktur dieser Grünalge.* — S. *Oscillatoria margaritifera.* — T. *Dunaliella salina.* — U. *Rhizoclonium hieroglyphicum.* — Nach *Brehm, Hustedt, Newton, Brand, Teodoresco* u. a.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Euhalobien											
Cocconeis scutellum		B	1	1		1			1	1	2
Coscinodiscus fasciculatus				1							?
Paralia sulcata		B									
eu-mesohalob:											
Melosira moniliformis			1	1†							
Mesohalobien											
Campylodiscus clypeus				1							
Diploneis interrupta		B		2	BS	1	B	B	1	B	S2
Synedra affinis				1							
Achnanthes brevipes v. intermedia										1	
Oligohalobien											
halophil:											
Cyclotella Meneghiniana		1									?
Microneis Hauckiana	1										
Caloneis amphisbaena									2		
Navicula cincta						1				1	
„ cryptocephala										1	
„ pusilla									1		
Gomphonema parvulum	1										
Rhoicosphenia curvata	1										
Nitzschia inconspicua			1								
„ tryblionella var. debilis										1	

1 = vereinzelt, 2 = mehrfach, 3 = häufig, 4 = sehr häufig, B = Schalenbruchstücke, S = unversehrte leere Schalen, † = mit braunen Chromatophoren (lebend?), ? = Artzugehörigkeit fraglich.

Halobien-System von *Kolbe* (1927), nach welchem, etwas von der Gliederung von *Remane* abweichend, die Euhalobien eine Salinität von 30—40 ‰, die Mesohalobien eine solche von 5—20 ‰ und die Oligohalobien einen noch geringeren Salinitätsgrad erfordern. Unter letzteren werden die halophilen Formen durch geringe Salzmengen zu Massenentwicklungen angeregt, andere sind indifferent oder meiden Salz(halophob[1]). Arten endlich, die überwiegend in höher konzentrierten Salzwässern (Solzquellen, Gradierwerken) usw. auftreten, die die Meeressalinität bisweilen erheblich überschreiten, können mit *Kolbe* (1927) und *Krasske* (1927) als Polyhalobien bezeichnet werden.

Von den in unserer Liste aufgeführten Eu- und Mesohalobien, d. h. den mit Sicherheit eingeschleppten Formen, wurden mit Ausnahme von *Melosira moniliformis* (Abb. 49 D) alle Arten nur als leere Schalen

[1]) Nach *Boye Petersen* (1943) liegt die Grenze der Salzkonzentration, die von den halophoben Arten nicht überschritten wird, bei 100 mg/l Cl.

oder sogar nur als Bruchstücke angetroffen. Sie fanden sich also nicht in lebendem Zustande. Zudem ergaben chemische Stichproben der Brunnenwässer einen Cl-Gehalt von nur 20 bis 225 mg/l. Es würde also einen Trugschluß bedeuten, wenn man ohne Kenntnis der tatsächlichen Verhältnisse aus dem Nachweis dieser Salzzeiger an sich ohne weiteres auf eine stärkere Versalzung der Brunnenwässer schließen würde.

Praktischere Bedeutung für die Wasserversorgung können Versalzungen besonders in solchen Binnenflüssen erlangen, die versalzte Abwässer aufnehmen. Aus diesem Grunde ist es zunächst wichtig, zu wissen, daß in solchen Gewässern z. B. Wassermoose, wie *Fontinalis antipyretica, Cinclidotus, Fissidens crassipes,* fehlen, daß aber andererseits die häufig als echte Süßwasserplankter angesprochenen Rädertiere *Brachionus pala, Keratella quadrata, Asplanchna priodonta* und *Notholca longispina* sowie der Süßwasserschwamm *Ephydatia fluviatilis* und die Schlammschnecke *Limnaea stagnalis* (Abb. 48 A) in die Brackwasserzone bis zu einer Salinität von 5 bis 6 ‰, der Borstenwurm *Stylaria lacustris* bis zu einer Konzentration von S 8 ‰ und die

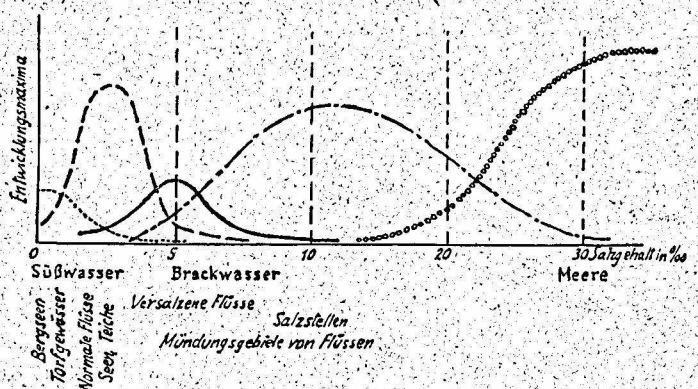


Abb. 50. Salzgehalt und Optimumkurven der Halobien nach *Kolbe.*

der gleichen Gruppe angehörige *Nais elinguis* in Wässer bis mit S 12 ‰ vorzudringen vermögen. Aehnlich wie die genannten Rädertiere verhalten sich eine Anzahl von Unterwasserkräutern, so die Laichkräuter *Potamogeton filiformis, P. panormitans, P. pectinatus* und *P. perfoliatus,* das Tausendblatt *Myriophyllum spicatum* (bis S 3 ‰) und der Wasserstern *Callitriche autumnalis.* Strenger an Brackwasser gebunden sind *Ranunculus Baudotii, Najas marina, Zannichellia palustris* und das Artenpaar *Ruppia maritima* und *R. spiralis.* Die Borstenwürmer *Paranais litoralis* (Abb. 51, 17) und *Pachydrilus lineatus* (Abb. 26 M), der Kleinkrebs *Podon polyphemoides* usw. treten aus dem Süßwasser sogar bis in das echte Meerwasser über.

Als vorzügliche Salzanzeiger für solche Flußwasser-Beurteilungen haben sich, wie z. B. die Untersuchungen der durch Kaliabwässer belasteten Werra gezeigt haben *(Hustedt* 1925, *Kolbe* und *Tiegs* 1929), neben der durch erhöhte Salzmengen im Wachstum geförderten Darmalge

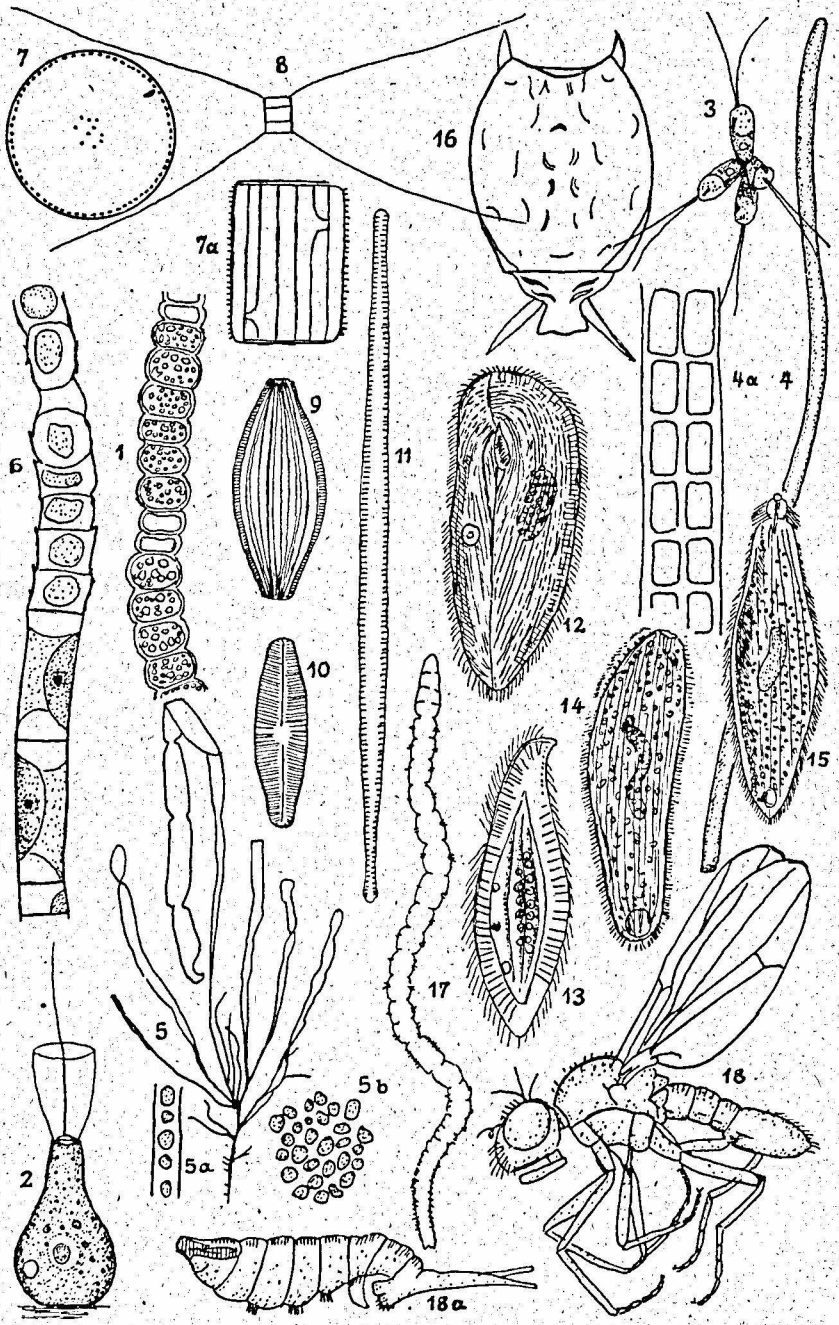


Abb. 51. Salzliebende Organismen. — 1. *Nodularia spumigena.* — 2. *Monosiga ovata.* — 3. *Raciborskiella salina.* — 4. *Percursaria percursa.* — 5. *Enteromorpha compressa* (5 a. Aufsicht, 5 b. Querschnitt). — 6. *Ulotrichopsis cylindrica.* — 7. *Thalassiosira fluviatilis* (7 a. Seitenansicht). — 8. *Chaetoceras Muelleri.* —

Enteromorpha intestinalis (Abb. 49 R) wiederum Vertreter der Kieselalgen erwiesen. Die Höchstgrenze der Versalzung dieses Flußlaufes ist aus praktischen Erwägungen, insbesondere zur Vermeidung einer übermäßigen Verhärtung, z. B. für Gerstungen auf einen Chloridgehalt von 2600 mg/l bzw. 50 DHG. festgesetzt worden. Sie wird allerdings bisweilen, und zwar besonders bei geringer Wasserführung, nicht unbeträchtlich überschritten. Kennzeichnend für die so versalzte untere Werra ist vor allem *Thalassiosira fluviatilis* (Abb. 51, 7), die im Hoch- und Spätsommer zu gelblichen bis tief kaffeebraunen Wasserverfärbungen führen kann, z. T. auch zu Klumpen verklebt, die Uferwandungen und deren Vegetation überzieht und vor Wehren und Ueberläufen an der Wasseroberfläche schlüpfrige Schaummassen von gelblichbräunlicher Farbe bildet. Als weitere mesohalobe Besatzformen sind etwa *Achnanthes brevipes* var. *intermedia, Amphiprora paludosa, Amphora coffeaeformis* (Abb. 51, 9), *Bacillaria paradoxa* (Abb. 49 P), *Navicula salinarum* (Abb. 49 G), *Nitzschia hungarica* (Abb. 49 M), *Synedra affinis* (Abb. 51, 11), *Synedra pulchella* (Abb. 49 N), als solche halophiler Zugehörigkeit *Cylotella Meneghiniana* (Abb. 32, 1), *Diatoma elongatum* (Abb. 59 W), *Navicula rhynchocephala* (Abb. 32, 6) zu nennen. Diese sehr kennzeichnende Kieselalgen-Gruppe ist von *Kolbe* und *Tiegs* als *Amphiprora paludosa-Synedra pulchella*-Assoziation bezeichnet worden. Ihr können als vorübergehende Einschwemmlinge aus den viel höher konzentrierten Kaliablaugen z. B. euhalobe Arten, wie *Cocconeis scutellum, Navicula elegans* (Abb. 49 J) und *Surirella striatula*, beigesellt sein (vgl. auch *Schmitz* und *Müller* 1949).

Zu den polyhalioben Formen aus z. T. anderen Organismengruppen zählen u. a. die rot gefärbten und bei Massenentwicklung nach Veilchen riechenden *Dunaliella*-Arten (Abb. 49 T) und *Nitzschia ovata* (Abb. 49 L), die in Cl-Konzentrationen von 88 g/l (= S 154 ‰) zu einer Leitform wird, ferner *Amoeba salina* (Abb. 49 A), Flagellaten, von denen eine größere Artenzahl in hochkonzentrierten Salzlösungen leben, Rädertiere (z. B. *Pedalia fennica* [Abb. 49 B]), *Brachionus satanicus* (Abb. 49 C) und Kleinkrebse *(Diaptomus salinus)*. Die als Charakterart der Gradierwerke auftretende Salzfliege *Ephydra riparia* (Abb. 51, 18, 18 a) lebt noch in Solen von 200 g/l Cl.

Andere Arten zählen zwar an sich nicht zu den echten Polyhalobien, sind aber nach *Budde* (1932) so salztolerant, daß sie, wie z. B. *Rhizoclonium hieroglyphicum* (Abb. 49 U), noch in Wässern von 44 gr/l Cl, wie *Ulotrichopsis cylindrica* (Abb. 51, 6), in solchen von 22 g/l Cl und wie das Wimpertierchen *Frontonia marina* (Abb. 51, 12) zwischen S 0 bis 125 kultivierbar sind. Der Strudelwurm *Dendrocoelum lacteum* ist bis zu einer Salinität von 10 ‰ fortpflanzungs- und bis zu einer solchen von 15 ‰ lebensfähig. Die Wasserassel *(Asellus aquaticus)* wurde in Kochsalzquellen mit einer Salinität von 51—69 ‰ beobachtet.

---

9. *Amphora coffeaeformis.* — 10. *Navicula protracta.* — 11. *Synedra affinis.* — 12. *Frontonia marina.* — 13. *Loxophyllum multinucleolatum.* — 14. *Pseudosporodon halophilus.* — 15. *Lacrimaria coronata.* — 16. *Lecane ichthyoura.* — 17. *Paranais litoralis.* — 18. *Ephydra riparia* (18 a. desgl. Puppe). — Nach *Geitler, Gulde-Sack, Hansen, Hustedt, Kohl, Wichmann.*

G. Grund- und Oberflächenwasser-Anzeiger

Die Lichtfrage

Die Lichtfrage spielt in der Wasserwerkspraxis eine nicht unbeträchtliche Rolle, sei es zur Herkunftsbestimmung eines Wassers (Grund- oder Oberflächenwasser oder Beimischung des letzteren zum Grundwasser), sei es zur Bekämpfung von Planktern in Talsperren oder Seen, zur Vernichtung von Organismenüberzügen in Wasserwerksanlagen usw. Um solche Fragen vom biologischen Standpunkte aus zu beantworten, ist davon auszugehen, daß man Oberflächenorganismen und Dunkelbewohner unterscheiden kann. Die Hauptmenge aller bekannten Lebewesen gehört der ersten Gruppe an, und zwar die grünen Pflanzen ihres Assimilationsvorganges wegen, eine Unzahl von Tieren auf Grund ihrer unmittel- oder mittelbaren Abhängigkeit von den grünen Pflanzen.

Die Blütenpflanzen meiden im allgemeinen Orte, an denen der Anteil am gesamten Tageslicht — bei Messungen mit dem Graukeil — unter $^1/_{90}$ sinkt, d. h. die Grenze des „toten Waldschattens" erreicht. Sie vermögen allerdings, wie u. a. Untersuchungen von Höhlenbesiedelungen ergeben haben (*Gams* 1925), als Kümmerformen mit noch weit niedrigeren Lichtmengen auszukommen. Das gleiche gilt für gewisse Farne, Moose und zahlreiche Algen. Moose wurden noch bei einem Lichtgenuß von 1/2000, Algen bei einem solchen von 1/2500 angetroffen. Es ist daher kein Zufall, wenn sich an den Innenwänden offener Kesselbrunnen oder in lichtzugängigen Rieselergebäuden mit gewisser Regelmäßigkeit z. B. bestimmte Farnkräuter einstellen, in letzteren häufig der Blasenfarn *Cystopteris fragilis* (gelegentlich in Gesellschaft mit dem Lebermoos *Pellia Fabbroniana)*, in ersteren mit Vorliebe der schwarze und der grüne Streifenfarn *(Asplenium Trichomanes* und *A. viridis)*, gelegentlich die Hirschzunge *(Scolopendrium vulgare)* und jenseits der Alpen das zierliche Venushaar *(Adianthum capillus Veneris)*. Letzeres wächst noch bei L 1/1700, der schwarze Streifenfarn bei L = 1/1380, die Hirschzunge bei L = 1/600 und der Blasenfarn bei noch mindestens L = 1/630.

In unseren Klarwasserseen lassen sich mit Hilfe hochempfindlicher panchromatischer Platten Lichtspuren noch in 200 bis 240 m Tiefe nachweisen. Der Wohnbereich der chlorphyllführenden Algen liegt allerdings wesentlich höher und beschränkt sich im allgemeinen für die Aufwuchsformen etwa auf die Sichttiefe, die mit der *Secchi*schen Sichtscheibe (Abb. 52) meßbar ist[1]). Am tiefsten dürften Rot-, Blau- und Kieselalgen reichen. Von ersteren leben *Hildebrandia rivularis, Bodanella Lauterbornii* und *Chantransia chalybaea* noch in Tiefen bis 45 m. Anspruchsvoller sind die Grünalgen, zu deren tiefsteigenden Arten *Rhizoclonium profundum* (15 m), *Vaucheria Schleicheri* (20 m), *Nitella stenocarpa* (23 m) und *Aegogropila profunda* (27 m) zählen. Die Lichttiefengrenze für die höheren Unterwasserpflanzen liegt nach *Pearsall*

[1]) Um zu allgemein gültigen Vergleichswerten zu kommen, sollte die Größe der *Secchi*schen Sichtscheibe stets 20×24 cm messen. Dieser Scheibengröße soll allerdings nur bei Tiefenmessungen bis 4 m ausschlaggebende Bedeutung zukommen.

etwa 1 m unterhalb der mit einer *Secchi*schen Sichtscheibe von 7 cm Seitenlänge feststellbaren Sichttiefe. Die anspruchsloseste Art dürfte das Nixenkraut (*Najas marina*) sein, das im See von Annecy (Savoyen) noch in 15 m Tiefe angetroffen wurde.

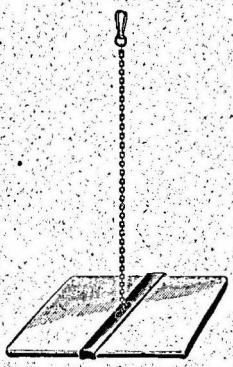


Abb. 52. *Secchi*'sche Sichtscheibe.

Ein Wachstum chlorophyllführender Pflanzen bei völliger Lichtabwesenheit ist nur denkbar, wenn sie in der Lage sind, ihre normale autotrophe Lebensweise auf eine organische Ernährung umzustellen. Eine solche Möglichkeit scheint einer Anzahl von Blau-, Grün- und Kieselalgen zuzukommen, die als Dauerbewohner tieferer Erdschichten leben. In Wasserwerksanlagen liegen die allgemeinen Verhältnisse aber wohl stets so, daß der organische Gehalt des Wassers zu gering ist, um diese heterotrophe Ernährung zu sichern. Aus dem gleichen Grunde fehlen die chlorophyllführenden Organismen auch in den unterirdischen Gewässern, wie die Höhlenforschung wiederholt bestätigt hat. Aus einer von *Kolkwitz* (1928) stammenden Mitteilung über die Ansiedlung eines Süßwasserschwammes in einer geschlossenen Rohrleitung ergibt sich, daß von den gleichfalls nachgewiesenen Kieselalgen selbst Besatzformen wie *Cocconeis, Cymbellen, Rhoicosphenia, Pinnularien* und *Nitzschien* zum größten Teile abgestorben waren. Ungeklärt bleibt nur ein uns mitgeteilter Fall, bei welchem in einer lichtlosen Reinwasserkammer ein Massenbefall der Wände durch die Blutalge *Haematoccus pluvialis* (Abb. 87) eingetreten sein soll. Abgesehen von derartigen Sondererscheinungen ist jedenfalls daran festzuhalten, daß der Nachweis chlorophyllführender Pflanzen in Grund- oder Quellwässern stets für eine Verbindung dieser Wässer mit einem Oberflächenwasser oder aber für einen ungenügenden Abschluß gegen die Außenwelt spricht.

Die Gruppe der Bakterien eignet sich für die in Frage stehenden diagnostischen Zwecke nur in Ausnahmefällen, da der Hauptteil der für die mikroskopische Wasseranalyse verwendbaren Arten heterotroph zu leben vermag. Auch die farblosen Schwefelbakterien und die Eisenbakterien gedeihen unabhängig vom Licht. Trotzdem bleibt es bemerkenswert, daß unter den letztgenannten *Crenothrix fusca* mit Vorliebe ein Bewohner langsamströmenden Grundwassers in kiesigen Flußtälern zu sein scheint, während viele andere Eisenbakterien bisher nur aus zusagenden Oberflächenwässern bekannt sind. Bei *Gallio-*

nella ferruginea, Leptothrix ochracea und anderen Arten sind solche örtliche Bindungen nicht nachzuweisen. Die erstere beobachtet z. B. *Herrmann* (1932) in Grundwässern, die aus tiefgelagerten Sanden des Zechsteindolomites ausströmten. Es wäre also falsch anzunehmen, daß solche Arten grundsätzlich über den Weg von außen in Grundwassergewinnungsanlagen einwandern müßten. Einen positiven Lichtanzeigerwert besitzen hingegen die Purpurschwefelbakterien, so daß z. B. der von *Schwenk* (1921) geführte Nachweis ihrer Anwesenheit in der Wiener Hochquelleitung für eine nicht ausreichende Beschaffenheit des Fassungsgebietes spricht.

Aehnlich wie die Bakterien verhalten sich auch die wenigen für die Wasserwerkspraxis in Frage kommenden Pilze (Eisen- und Manganpilze, Schimmelpilze aus der Familie der Mucorineen, auf toten Insektenlarven schmarotzende *Saprolegnia*-Arten, *Leptomitus* usw.), die sowohl im Licht als auch im Dunklen leben. Abweichender sind verschiedene holzzerstörende Hutpilze insofern, als sie im völligen Dunkel in und auf faulenden Balken und Schalbrettern zu bis zu meterlangen bleichen sog. *Rhizomorpha*-Geflechten auswachsen, ihre Pilzhüte aber nur bei ausreichender Belichtung entwickeln. Bei einem dieser Pilze, dem Sägeblättling *Lentiscus lepideus*, trifft man in lichtlosen, holzverschalten Brunnenschächten höchstens völlig mißgebildete Fruktifikationsorgane an, die durch ihre geweihartigen, bis 50 cm langen Formen sehr auffällig sind. In einer Darstellung der sog. „Grubenpilze" *(Fungi subterranei)* führt *Killermann* (1943) als gelegentliche Dunkelbewohner *Fomes-*, *Trametes-*, *Polystictus-* und *Lentiscus*-Arten, als ständige Bewohner unterirdischer Orte *Protohydnum Echinus* und *Helicobasidium Killermanni* an.

Besser als die bisher genannten negativen pflanzlichen Lichtanzeiger lassen sich die Dunkelräume auf zoologischer Grundlage kennzeichnen. Sieht man von gelegentlichen Einschwemmlingen der Erdoberfläche und von den von außen her in die Wasserwerkseinrichtungen einwandernden und zu Dauersiedler werdenden Süßwasserschwämmen, Moostierchen, Dreikantmuscheln usw. ab, so ruht dabei die Hauptbedeutung auf einer Gruppe von Arten, die sich unter der Bezeichnung „Grundwasser"- oder „Höhlentiere" zusammenfassen lassen. Diese typischen Dunkelbewohner besiedeln ausschließlich oder mit großer Vorliebe grobkiesige oder schotterige Grundwasserträger, unterirdische Höhlen, Felsspalten usw. Soweit sie nicht räuberisch voneinander leben, ernähren sie sich von z. T. eingeschwemmten organischen Ueberresten oder von den an Ort und Stelle wachsenden Bakterienschleimen, sowie Schwefel- und Eisenbakterien. Von letzteren können *Leptothrix ochracea* und *L. discophora* an den Höhlenwanderungen zu Bildnern ausgedehnter schwarzer Eisenmanganüberzüge werden *(Dudich* 1932, *Magdeburg* 1933).

Zur Charakterisierung des unterirdischen Lebensraumes wurden ihre Bewohner bereits 1907 von *Racovitza* in die Gruppen der Troglobioten, Troglophilen und Trogloxenen eingeteilt, Bezeichnungen, die *Hesse* (1924) durch die Worte eucaval, tychocaval und xenocaval ersetzte. Mehr eingebürgert hat sich die allerdings weniger umfassende, da nur auf die Wasserbewohner bezügliche Nomenklatur

von *Thienemann* (1926, 1918), der entsprechend die Gruppen der echten Grundwassertiere (Stygo- oder Phreatobionten), der grundwasserliebenden Tiere (Stygo- oder Phreatophilen) und der zufälligen Glieder (Stygo- oder Phreatoxenen) gebildet worden sind.

Die echten Grundwassertiere sind, abgesehen von einigen in Mitteleuropa nicht heimischen Wirbeltieren (z. B. dem Grottenolm *Proteus anguineus* [Abb. 53 H] und einer Anzahl von Höhlenfischen), meist klein, vielfach blind und in der Regel durchscheinend weißlich gefärbt, ferner ausgeprägt lichtscheu und vielfach — bei uns — an kühltemperiertes Wasser gebunden. Sie stammen vielfach von Vorfahren ab, die vor geologisch mehr oder weniger langen Zeiten in die unterirdischen Räume einwanderten, während ihre an der Erdoberfläche verbliebenen Artgenossen später entweder ganz ausstarben oder nur stellenweise erhalten blieben (Abb. 53). Die einzelnen Gattungen sind z. T.

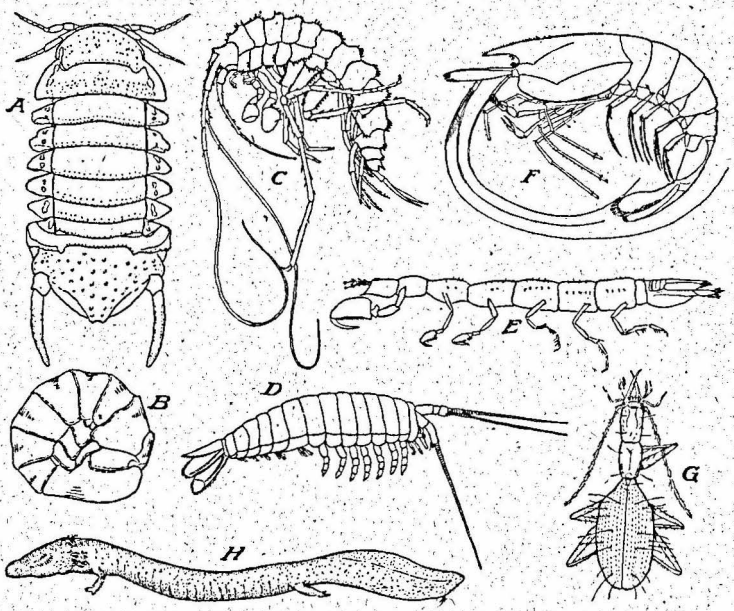


Abb. 53. Höhlenbewohner aus Südeuropa und Nordamerika. — A. *Monolistra absoloni*. — B. Zusammengerolltes Exemplar von *Faucheria faucheri*. — C. *Stygodytes baleanicus*. — D. *Gasocaris krejcii*. — E. *Cruregens fontanus*. — F. *Troglocaris schmidti*. — G. *Aphaenops ehlersi*. — H. *Proteus anguineus*. — Abb. aus *Chappuis* und *Spandl*.

artenarm, z. T. aber auch in reger Neubildung begriffen. In Europa liegt ihr Hauptverbreitungsgebiet in den südlichen Gebirgsgegenden, insbesondere in stark verkarsteten Kalkgebieten. In Mitteleuropa ist ihre Gattungs- und Artenzahl im allgemeinen geringer, jedoch nach den neuen Forschungsergebnissen durchaus nicht so klein, wie noch vor wenigen Jahrzehnten angenommen wurde[1]). Sie finden sich z. B. ziemlich zahlreich auch

[1]) Verwiesen sei z. B. auf die neueste Darstellung von *Thienemann* (1950).

unter den 161 höheren Tierarten, die *Mühlmann* (1942) in den Höhlen und Bergwerken des Harzes und Kyffhäusers antraf. Ihre nördliche Verbreitungsgrenze fällt etwa mit der Grenze der diluvialen Vergletscherung zusammen, wenn auch vereinzelte Vorkommen bei Dorpat, Küstrin, Krossen (Oder), Bremen, Helgoland usw. diese Regel durchbrechen. Diese geographische Beschränkung dürfte vor allem mit dem Ausbleiben des Nahrungsnachschubs während der Eisüberlagerung in Verbindung stehen. Sie gibt zum mindestens eine gewisse Erklärung für das auffällige Fehlen der echten Grundwasserbewohner in den allermeisten norddeutschen Grundwasserträgern, ganz abgesehen davon, daß diese infolge ihrer physikalischen Beschaffenheit — es handelt sich in diesen Gebieten bekanntlich vielfach um mehr oder weniger feine Sande — für eine Ansiedlung selbst sehr kleiner tierischer Organismen keine geeigneten Vorbedingungen geben. Ein Beispiel für die nördliche Verbreitungsgrenze liefert z. B. das von *Schellenberg* (1942) entworfene Arealkärtchen der in Mitteleuropa weit verbreiteten Höhlenkrebs-Gattung *Niphargus* (Abb. 54).



Abb. 54. Verbreitungskarte der Gattung *Niphargus*. — Nach *Schellenberg*.

Zu den typischen Grundwasserbewohnern zählen u. a. die Würmer *Dendrocoelum infernale, Bdellocephala schneideri, Aeolosoma tenebrarum* und *Troglochaetus beranecki* (Abb. 55 D), die Muschelkrebschen *Candona eremitia* und *C. schellenbergi*, eine größere Zahl anderer Kleinkrebse aus den Gattungen *Bathynella* (Abb. 55 E), *Canthocamptus, Parastenocaris, Cyclops* usw., Milben[1]) und Wasserasseln, wie besonders die kleine blinde weiße Höhlenassel (*Asellus cavaticus*, Abb. 55 G), deren Stammform nicht unsere oberirdische lebende Wasserassel *Asellus aquaticus*[2]), sondern eine im östlichen Mittelmeergebiete heimische Art (*Asellus coxalis*) ist, usw. Von der besonders reich entwickelten Höhlenkrebs-Gattung *Niphargus*, deren nächste Verwandte im Meereswasser leben, bevorzugt u. a. der im Flachland weit verbreitete *Niphargus aquilex* (Abb. 55 C) den langsam sich fortbewegenden Grundwasserstrom

[1]) Zahlreiche Angaben über unterirdische lebende Milben finden sich z. B. bei *Viets* (1946) und bei *Szalay* (1949).

[2]) Im Rheingebiet ist auch der von Westen her einwandernde *Asellus meridianus* anzutreffen, eine im Süß- und Brackwasser weitverbreitete Oberflächenform.

und erscheint dementsprechend in Sickerquellen und Brunnen, die mit dem Grundwasser kiesiger Stromtäler in Verbindung stehen. Der größere, 10 bis 30 mm lange *Niphargus puteanus* (Abb. 55 B) hingegen tritt in Spaltengewässern fast ausschließlich in den Gebirgen (zwischen Rhein und Elbe) auf. Er kriecht geschickt über überrieselte steile Felswände und lebt von Urinsekten, kleinen Käfern und anderen Tieren. In welchen Mengen derartige Grundwasserbewohner bisweilen in Brunnen auftreten, zeigt eine Mitteilung von *Noll* (1943), nach der im sog. „Lartetienbrunnen" in Klingenberg am Main, der sein Wasser aus Spalten des Buntsandsteins bezieht, im Verlaufe von 17 Fängen 163 *Niphargus puteanus*-Krebse und bei 12 Fängen 164 Exemplare des nahe verwandten Kleinkrebses *Crangonyx subterraneus* erbeutet wurden.

Kennzeichnend ist ferner die in zahlreiche Kleinformen zerfallende Höhlenschnecken-Gattung *Lartetia* (Abb. 55 K), über deren Anwesenheit in der Tiefe vielfach erst ihre Ausspülungen in den Quellen Kenntnis geben, sowie eine größere Anzahl von Springschwänzen (Collembolen, Abb. 90 D), die vorwiegend den Gruppen der Sminthuriden und Onychiuriden angehören. Sehr auffällig ist weiter die etwa 2 cm lange, gelbrötlich gefärbte Höhlenschrecke *Troglophilus cavicola* (Abb. 56 H), die von Süddeutschland bis zum Balkan in Kalkhöhlen lebt und den Wirt für einen Sai-

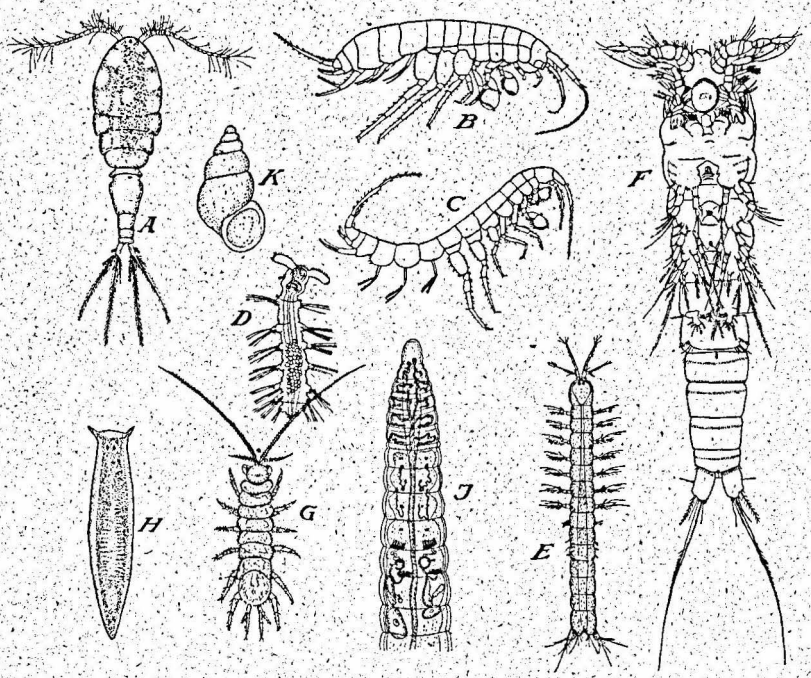


Abb. 55. Mitteleuropäische Höhlenbewohner. — A. *Cyclops sensitivus*. — B. *Niphargus puteanus*. — C. *Niphargus aquilex*. — D. *Troglochaetus beranecki*. — E. *Bathynella natans*. — F. *Viguierella coeca*. — *Asellus cavaticus*. — H. *Planaria alpina*. — J. Oberer Teil von *Trichodrilus pragensis*. — K. *Laretia quenstedti*. — Nach *Chappuis, Schellenberg, Spandl, Thienemann, Veydovsky*

tenwurm (*Gordius*, Abb. 56 B) abgibt. Auffällig ist das fast gänzliche Fehlen bezeichnender Urtierchen, obgleich Vertreter dieser Gruppe durchaus nicht selten an solchen Orten vorhanden sind.

Die zweite Gruppe der Dunkeltiere — die Stygophilen — ist zwar an der Erdoberfläche mehr oder weniger verbreitet, tritt aber auch häufig subterran auf und gelangt dort sogar zu größerer Entwicklung. Diese Tiere besitzen fast immer Lichtsinnesorgane, weichen aber von den entsprechenden Oberflächenformen häufig durch schwächere Pigmentierung, bisweilen durch deren gänzliches Fehlen ab, sind also z. T. durchsichtig. Zu ihnen zählen z. B. Würmer, wie *Planaria cavatica* und *P. vitta, Polycladodes alba, Stenostomum unicolor* und *Haplotaxis gordioides* (Abb. 56 A), eine große Anzahl von Kleinkrebsen aus der Gattung *Cyclops (C. strenuus, fimbriatus* usw.), die blinde, sehr anpassungsfähige *Viguierella coeca* (Abb. 55 F), lichtscheue Tausendfüßler *(Polydesmus)*, Spinnen *(Porrhoma thorelli, Lephthyphantes*

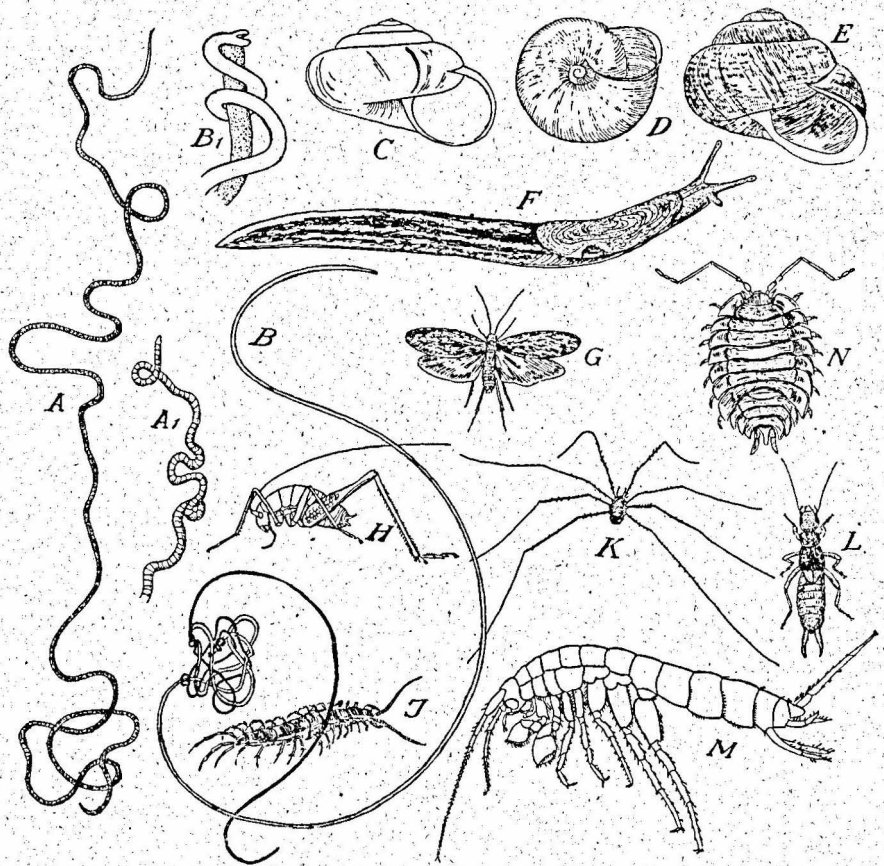


Abb. 56. A, A1. *Haplotaxis gordioides.* — B, B1. *Gordius aquaticus.* — C. *Aegopis verticillus.* — D. *Helicigona ichthyomma.* — E. *Arianta arbustorum.* — F. *Limax cinereo-niger.* — G. *Phryganide.* — H. *Troglophilus cavicola.* — J. *Lithobius* sp. — K. *Phalangium parietinum.* — L. *Oniscus asellus.* — M. *Niphargus tatrensis.* — Nach *Ehrmann, Fric, Leunis, Schellenberg, Wesenberg-Lund.*

pallidus), eine durch ihr Leben im Dunkeln farblos gewordene Rasse des Flohkrebses *Gammarus pulex* (ssp. *subterraneus)*. Auch Stechmücken (Culiciden) und Frühlingsfliegen (Perliden) neigen zu stygophiler Lebensweise. In der Unterweltfauna der Oberharzer Stollen z. B. sind sie nach *Schneider* (1937) weit verbreitet. Die Larven der ersteren sind dort von schneeweißer Farbe. Die entwickelten Tiere der Frühlingsfliegen besitzen nur noch verkümmerte Flügel.

Die als Stygoxene zusammengefaßte dritte Gruppe umfaßt besonders diejenigen Dunkelraumbesiedler, die als mehr zufällige „Gäste" an lichtlose Orte gelangen. Von ihnen wurden bereits die Rhizopoden und die Urtierchen genannt. *Hartung* (1931) hebt z. B. hervor, daß von 14 von ihm in den Schneeberger Erzgruben aufgefundenen beschalten Wurzelfüßlern 11 typische Moosbewohner waren, und daß unter den Ciliaten auch die ökologisch sehr gut gekennzeichneten Oberflächen-Arten *Blespharisma lateritinum* und *Urolepsis piscis* angetroffen wurden. Die Auffassung von *Spandl* (1926), daß sich die Protozoen gleich einer ganzen Reihe von Metazoengruppen (besonders Rädertiere, Rundwürmer und Urinsekten) im Grundwasser bzw. bei völligem Lichtabschluß nur durch ununterbrochenen Nachschub von außer erhalten können, dürfte in dieser scharfen Form allerdings nicht aufrechtzuerhalten sein. Zum mindesten liegen reichlich Beispiele vor, nach denen sich Urtiere in sehr gut verschlossenen Kesselbrunnen jahrelang halten können und auch an Menge nicht abnehmen. Andererseits bringt *Spandl* als sehr sprechendes Beispiel für die Abhängigkeit derartiger Organismen von der Außenwelt das Verhalten des Rädertieres *Brachionus urceolaris* in einem völlig lichtlosen niederösterreichischen Brunnen (Abb. 57). Das Tier, das zunächst nur vereinzelt in je 1 Liter Wasser angetroffen worden war, gelangte im Anschluß an längere Regenfälle, durch die viel organische Stoffe eingeschwemmt wurden, zu einer Massenentwicklung, bei deren Höchststand seine Menge bis auf mehr als 900 Exemplare je Liter Wasser anstieg (Abb. 57). Zu starker Vermehrung kann an

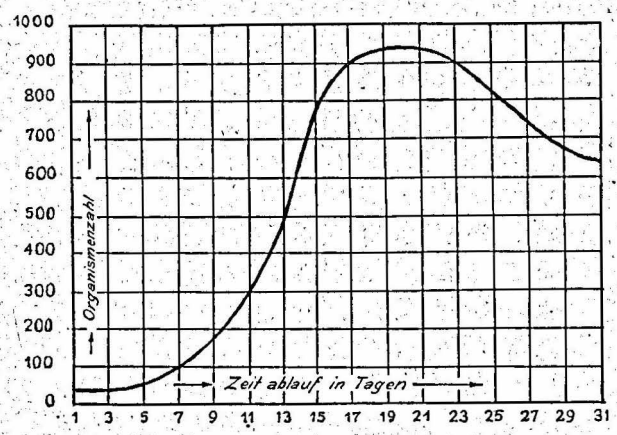


Abb. 57. Mengenkurve von *Brachionus urceolaris* in einem geschlossenen Kesselbrunnen. — Nach *Spandl*.

solchen Orten gelegentlich auch der Oberflächen-Wurm *Stylaria lacustris* gelangen.

Die aus dem Grundwasser geförderten Arten geben nicht nur gute Anzeiger für Dunkelheit und Licht, sondern ermöglichen z. T. auch Rückschlüsse auf den Reinheitsgrad des Grundwassers. Am geeignetsten für diesen Zweck sind begreiflicherweise die grundwasserfremden Glieder, und zwar besonders dann, wenn sie wie *Anthophysa vegetans, Difflugia globulosa* und *Vorticella microstoma* mehr oder weniger saproben Charakter tragen. Aber auch unter den spezialisierteren Grundwassertieren gibt es eine Anzahl von Formen, die selbst erheblich verunreinigtes Wasser nicht scheuen. Derartige Verhältnisse deutet bereits *Vejdovsky* (1882) in seiner grundlegenden Veröffentlichung über die Prager Brunnen an. In diesen z. T. sehr stark organisch belasteten Brunnen wurde u. a. die 1 mm lange *Bathynella natans* gemeinsam mit den beiden erdbewohnenden Würmern *Enchytraeus buchholzi* und *Henlea ventriculosa* angetroffen[1]). *Chappuis* (1926) gibt aus einem Baseler Brunnen ähnlicher Beschaffenheit als Begleiter u. a. *Difflugia pyriforme, Stentor coeruleus, Rotifer macrurus,* die Nematoden *Dorylaimus macrolaimus* und *Mononchus macrostoma,* sowie die Kleinkrebse *Alona rectangulare* und *Cyclops unisetiger* an. Wenig verschmutzungsempfindlich ist auch der Wurm *Trichodrilus pragensis* (Abb. 55 J), mit dem bereits *Joh. Meyer* (1782) verschiedene „Experimente" anstellte. Ferner können zum mindesten einzelne Sippen der Gattung *Niphargus* durchaus nicht als sichere Reinwasser-Anzeiger angesprochen werden. *Vejdovsky* beobachtete z. B. eine *Niphargus aquilex*-Rasse (Abb. 55 C) in übelriechenden Prager Brunnenwässern gemeinsam mit *Stylaria, Aspidisca, Chilodonella* und anderen saprophilen Ciliaten, *Chappuis* (1927) die gleiche Art in einem mit Fledermauskot und zerfallenden Holzteilen verschmutzten Höhlentümpel. *Schellenberg* (1942) fand sie in einem Wasser, das zu faulen anfing und 30° C warm war. An anderer Stelle trat sie nach *Chappuis* gemeinsam mit dem schneeweißen Muschelkrebschen *Candona eremita* (vgl. die verwandte Art *C. insuesa* Abb. 99 S) in Gesellschaft von *Monas guttula* und anderen saproben Flagellaten auf. Das verwandte Höhlenkrebschen *Niphargiopsis casparia* wird von *Schellenberg* als Bewohner stark verunreinigter Pumpbrunnen aus dem Vorarlberg genannt. Ebenso berichtet *Lais* (1936) über den Fund zahlreicher *Lartetia rhenana*-Schnecken in einem völlig verschmutzten Brunnen im Breisgau, wo sie gemeinsam mit Würmern und Kleinkrebschen des Grundwassers lebten.

H. Kalt- und Warmwasser-Anzeiger

Die Abhängigkeit der Organismen von der Wasserwärme ist eine bekannte Erscheinung. Die Höhe dieser Temperatur läßt sich auf Grund der auftretenden Arten allerdings meist nur mehr oder weniger grob schätzen, entbehrt aber auch dann nicht eines gewissen praktischen Wertes. Eine graphische Darstellung der Wärmeansprüche der

[1]) Auch *Gesner* schreibt bereits 1560 über das Auftreten von *Gordius aquaticus:* „Das Wasserkalb ist bekannt, wird in faulen brunnenwassern gefunden".

Eisenbakterien hat z. B. *Dorff* (1935) gebracht. So gilt z. B. *Gallionella ferruginea* mit einem Wärmeoptimum von 6° C als „Winterform". Ihr thermisch anzureihen ist *Leptothrix trichogenes*, während *Leptothrix ochracea* zum mindesten mit einigen ihrer Stämme wärmeres Wasser bevorzugt. *Leptothrix discophora* wächst am besten zwischen 23 und 25° C und stellt ihre Entwicklung bei 8° bzw. 40° C ein. Aehnliche Wärmeansprüche werden für die *Crenothrix*-Arten angegeben.

Als Kaltwasserformen können viele der Katharobien im Sinne von *Kolkwitz und Marsson* (S. 73) angesprochen werden. Sie leben in kühlen Bergbächen, kalten Quellen, Höhlengewässern usw. Die bänderbildende Grünalge *Prasiola fluviatilis* (Abb. 37, 7) z. B. wurde

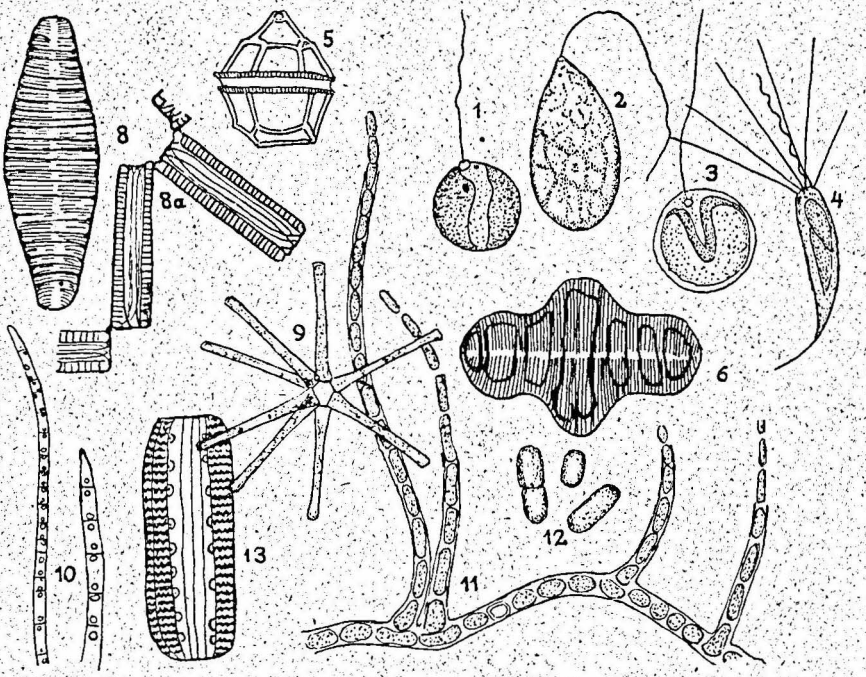


Abb. 58. Kalt- und Warmwasserformen. — Kalt- bzw. Winterformen: 1. *Trachelomonas volvocina.* — 2. *Chrysapsis gigantica.* — 3. *Chromulina grandis.* — 4. *Mallomonas akrokosmos.* — 5. *Gonyaulax austriaca.* — Kühlwasserformen: 6. *Tetracyclus lacustris.* — 7, 8. *Diatoma vulgare.* — 9. *Asterionella formosa.* — Warmwasserformen: 10. *Phormidium laminosum.* — 11. *Mastigocladus laminosus.* — 12. *Synechococcus elongatum.* — 13. *Denticula thermalis.*

in den Alpen in Quellabläufen von nur 0,8° C Wärme angetroffen. Auch die kalkliebenden Larven der Schmetterlingsmücken *Pericoma calcilega* und *P. decipiens*, der Strudelwurm *Planaria alpina*, eine größere Anzahl von Wassermilben, Kleinkrebsen usw. sind an ausgeprägt kühles Wasser gebunden. Bei manchen echten Grundwasserbewohnern wirkt sich die stets gleichbleibende kühle Wassertemperatur durch den Mangel einer ausgeprägten Geschlechtsperiode aus, während sie — in Kultur gehalten — auf Wärmeschwan-

kungen mit bestimmten Fortpflanzungszeiten antworten. Ausgeprägtere Kühlwasserplankter sind z. B. die Kieselalgen *Stephanodiscus astraea, Synedra acus* var. *delicatissima* und eine kurzzellige *Asterionella*-Rasse (*A. formosa* var. *hypolimnica* [*Ruttner* 1938]), weiter u. a. *Mallomonas akrokosmos* (Abb. 58, 4), *Uroglenopsis*-Arten, *Peridinium aciculiferum, Oscillatoria rubescens* (Abb. 59 G) und wahrscheinlich auch *Anabaena delicatula*. Die letztgenannte Blaualge gelangt nach *Schiller* (1926) zusammen mit *Cryptomonas*-Arten bereits bei Wasserwärmen von 1 bis 3 ° C zu Massenentfaltungen von 8- bis 12tägiger Dauer. Aehnliches dürfte für gewisse Rassen von *Synura uvella* zutreffen, für deren eine *Schiller* eine Wachstumsoptimum bei 7 ° C und den dabei fördernden Einfluß starker und rascher Abkühlung in Verbindung mit Eisbildung feststellte. Auch unter dem Zooplankton treten Arten und Rassen auf, die ausgesprochen kalt-stenotherm sind. Ein Teil dieser Formen kann ungeschädigt einfrieren, während empfindlichere Arten bei einer derartigen Eineisung zugrunde gehen.

Zu den „Frühlingskündern" zählen besonders *Asterionella formosa* in der langzelligen Rasse var. *epilimnica*, weiter *Stephanodiscus Hantzschii, Ankistrodesmus falcatus* var. *acicularis, Keratella quadrata* usw. Die Zeit der Massenentwicklung der meisten Grün- und Blaualgen sowie auch die vieler Rädertiere fällt allerdings in die wärmeren Sommermonate.

Die Organismenbesiedlung des wärmeren Wassers spielt für die Trinkwasserversorgung nur in Ausnahmefällen eine Rolle (z. B. in *Burgas* in Rumänien). Sie vermag aber bei Fragen der Brauchwasserverwendung wichtig zu werden. So vegetieren z. B. die beiden *Sphaerotilus*-Arten *S. natans* und *S. dichotomus* (S. 68, 70) noch bei Temperaturen von etwa 40 ° C kräftig und verstopfen bisweilen Kühlrohre. Auf Gradierwerken und im Lattenwerk von Kühltürmen bilden sie bei etwa gleich hohen Temperaturen gemeinsam mit Phormidien noch gelegentlich lange Zöpfe. Die ausgeprägten Wärmeformen wird man allerdings vor allem in warmen und heißen Thermen zu suchen haben, wenngleich auch dort ein großer Teil der auftretenden Arten nicht ausgesprochen wärmebedürftig sein muß. Die oberste Wachstumsgrenze für Kieselalgen liegt bei rd. 60 ° C (*Pinnularia appendiculata* var. *Naveana*), die für Grünalgen bei etwa 65 ° C (*Cosmarium Meneghini*) und die für Blaualgen bei etwa 69 ° C (*Synechococcus elongatus* (Abb. 58, 12). Die bekannte Thermalalge *Mastigocladius laminosus* (Abb. 58, 11) vegetiert kaum unter 40 ° C, bildet bei 50 ° C zusammen mit *Phormidium laminosum* (Abb. 58, 10) ausgedehnte Decken und stellt ihr Wachstum erst bei 55 ° C ein. Sehr auffällig ist das Auftreten des Eisenbakteriums *Leptothrix thermalis* in Thermen von 74 ° C. Da bei derartigen Temperaturen der Gerinnungspunkt des normalen Eiweißes überschritten wird, ist anzunehmen, daß solche äußerst „akrothermalen" Organismen über besonders geartete Eiweißkörper verfügen.

Für die Tiere liegen die Temperaturmaxima für die Metazoen im allgemeinen bei 47 bis 48 ° C, für die Protozoen bei rd. 55 ° C. Der Borstenwurm *Aeolosoma quaternarum* z. B. wurde noch bei 40 ° C,

die Wasserassel *Asellus aquaticus* bei 42° C, das Rädertier *Philodina roseola* bei 46° C, verschiedene Wassermilben der Gattung *Thermacarus* und der heimische Wasserfrosch *Rana esculenta* bei 45° C angetroffen. Freilebende Rundwürmer meiden in der Regel Wässer über 30° C; ihr Maximum dürfte bei 40° C liegen (vgl. z. B. *Strouhal* 1934). Den Höchstwert an Wärme vertragen anscheinend die Larven der tropischen Mücke *Dasyhelea tersa*, die in javanischen Quellen von 51° C Wärme lebt. Sie zählt im übrigen zu einer Gattung, die auch sonst durch ihre Anpassungsfähigkeit an einseitige Lebensbedingungen bekannt ist.

J. Farb-Anzeiger

Verfärbungen des Wassers können durch gelöste und ungelöste Stoffe hervorgerufen werden. Sie auf mikroskopischem Wege festzustellen, ist natürlich nur im zweiten Falle gegeben. Sofern die festen Trübstoffe unbelebter Natur sind, bestehen sie häufig aus feinst verteilten Ton- und Lehmteilchen, kolloidalem Eisen oder weitgehend zersetzten organischen Ueberbleibseln. Häufig steht aber die Umfärbung in engem Zusammenhang mit einer Massenentwicklung eines oder mehrerer, meist pflanzlicher Organismen. Diese können bereits durch ihre bloße Anwesenheit die in reinem Zustande farblose, bzw. in starker Schicht blaue Eigenfarbe des Wassers umstimmen oder aber die Farbänderung erfolgt erst mittelbar, d. h. in der Regel erst im Zusammenhang mit dem Absterben der Plankter. Erstgenannte Erscheinung ist als „Wasserblüte" oder „Vegetationsfärbung" allgemein bekannt und kann zur Bildung grauer, gelber, brauner, grüner oder roter Farbtöne Anlaß geben. Braunfärbungen werden z. B. durch zahlreiche Kieselalgen, Rotfärbungen durch die „Blutalgen" *Oscillatoria rubescens* (Abb. 59 G), *Haematococcus pluvialis* (Abb. 87) und *Euglena sanguinea* (Abb. 59 O), sowie Kleinkrebsen, grüne Färbungen durch Chlorellen, Chlamydomonaden, *Pandorina* (Abb. 59 K) *Eudorina, Gonium, Volvox* (Abb. 59 N), solche von blau- oder graugrünlicher bis gelblicher Art durch Wasserblüten bildende Blaualgen aus den Gattungen *Microcystis* (Abb. 57 D, E), *Anabaena* (Abb. 57 A. u. B), *Aphanizomenon* (Abb. 59 C) und *Oscillatoria* erzeugt. Bei der von *Oscillatoria Redeckii* (Abb. 59 H) gemeinsam mit *Oscillatoria Agardhii* und *Aphanizomenon gracile* in bestimmten Seen der Mark Brandenburg gebildeten Wasserblüte tritt zur Zeit der Hochentwicklung die von *Wundsch* (1939) eingehend untersuchte Erscheinung des sog. „dicken Wassers" auf, das sich durch grünlich-gelbe Farbe auszeichnet. Die Zahl der Exemplare kann dabei zwischen mehreren tausend und 200 000 schwanken. Für die Chlamydomonade *Carteria cordiformis*, die eine leuchtend grüne Wasserblüte hervorruft, ermittelte *Heymann* (1921) im äußersten Falle 1 Million Exemplare je ccm Wasser.

Die größeren Wasserblütebildner lassen sich in der Regel ohne Schwierigkeiten durch einfache Filterung mit Hilfe eines Planktonnetzes normaler Maschenweite (Nr. 20 oder 25) bzw. durch Feinsandfilter beseitigen. Handelt es sich aber um Vertreter des Zwergplanktons, wie z. B. um Chlorellen, so sind sie auf diesem Wege nicht zu fassen, und

das Filtrat läuft farbig ab. Letzteres kann auch bei den größeren Blaualgen eintreten, wenn sie absterben und dabei ihre wasserlös-

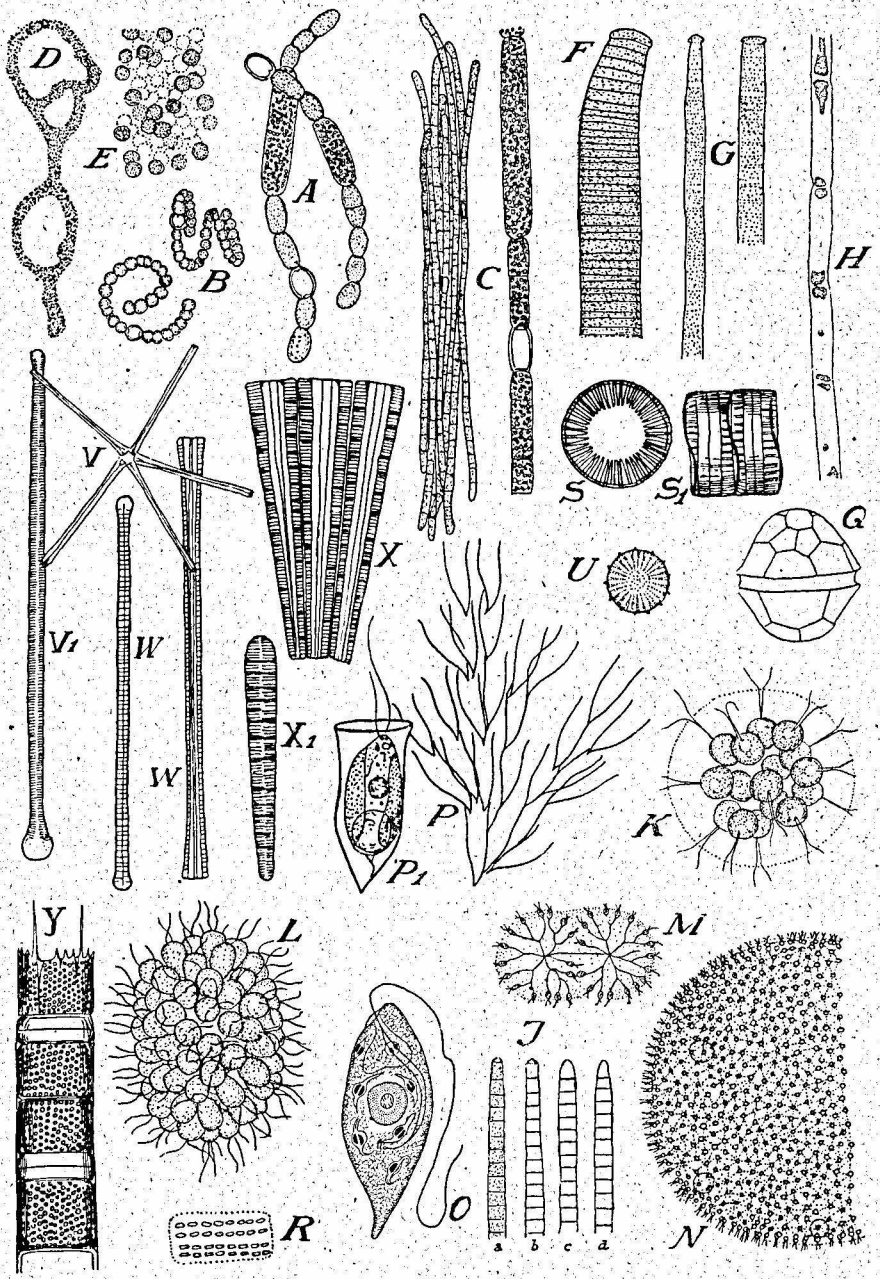


Abb. 59. Geruchs- und farbstoffanzeigende Organismen. — A u. B. *Anabaena flos aquae* — C. *Aphanizomenon flos aquae.* — D und E. *Microcystis aeruginosa.* — F. *Oscillatoria princeps.* — G. *O. rubescens.* — H. *O. Redeckii.* — J. *O. Agardhii.* — K. *Pandorina morum.* — L. *Synura uvella.* — M. *Uroglena volvox.*

lichen Eiweißfarbstoffe (Phycocyan und Phycoerythrin) aus den Zellen austreten. Das gefilterte Wasser nimmt dabei indigoblaue Farbtöne mit blutroter Fluorescenz an. *Dinobryon*- und andere Chrysomonadenarten (Abb. 59 P) führen unter solchen Umständen zu echten trübbraunen Verfärbungen. Die Wurzelschöpfe von Nußbäumen, die in Kesselbrunnen und Rohrleitungen eingedrungen sind, vermögen durch ihre gerbstoffhaltigen Auszugsstoffe zu echten Grünfärbungen zu führen, die zudem dem Wasser einen bitteren Geschmack verleihen.

K. Geschmacks- und Geruchs-Anzeiger

In enger Verbindung mit den Farbanzeigern stehen die Geruchs- und Geschmacks-Indikatoren. Sie geben Auskünfte über Wasserveränderungen, die für den menschlichen Geschmack und Geruch unangenehm oder unerwünscht sind, vermitteln also an sich keine Hinweise über den Chemismus des Wassers im üblichen Sinne. Im Gegensatz zu einwandfreiem Reinwasser besitzt das Rohwasser bekanntlich einen oft sehr betonten Eigengeruch, der je nach der Herkunft des Wassers auf Eisen, Schwefelwasserstoff, Moder, Oel usw. deutet und sich auch geschmacklich bemerkbar machen kann. Da die menschlichen Empfindungen für den Geschmack und Geruch sehr eng beieinander liegen, ist es in Anlehnung an die amerikanische Wasserwerkspraxis, die für die Klärung dieser Fragen bahnbrechend gewirkt hat (vgl. *Fair* und *Whipple* 1927), ratsam geworden, die Hauptbedeutung auf die Gerüche zu legen.

Die Geruchs- und Geschmacksbildungen sind, soweit sie als faulig, strohig, schlammig, torfig, erdig, moderig, dumpf-schimmelig usw. bezeichnet werden, auf biologischer Grundlage schwer auf ihren Ursprung zurückzuführen. Am ehesten liefern dabei unbelebte Stoffe, wie Schlamm- und Torfteilchen, Schwefeleisen, feinst verteiltes Eisenoxydhydrat, amorph ausgeschiedener Schwefel, entsprechende Anhaltspunkte.

Anders steht es in der Regel bei Empfindungen, die z. B. als aromatisch, grasig, gurkenartig oder fischig angesprochen werden. Besonders der Fischgeruch ist weit verbreitet, ohne aber unbedingt an die Anwesenheit von Fischen geknüpft zu sein. Vielfach beruht er auf einer reichlichen Entwicklung von Kieselalgen, insbesondere der von Melosiren und Tabellarien bzw. der in ihnen enthaltenen öligen oder ölartigen Stoffe. Asterionellen riechen nach amerikanischen Feststellungen bei Anwesenheit von 400 bis 800 Exemplaren je ccm Wasser erdig-aromatisch, in größerer Menge (bis 1600 Exemplaren) bereits nach Rosengeranien, bei Massenentwicklung fischig. Die Wahrnehmungsgrenze für das *Asterionella*-Oel liegt bei einer Verdünnung von 1 : 2 Millionen. Gleichfalls aromatischen Geruch verbreiten *Cyclotellen, Diatoma, Meridion* und alle übrigen Kieselalgen.

Bei anderen, gleichfalls Oele oder ölartige Stoffe erzeugenden Kleinalgen, wie *Oscillatoria tenuis* var. *natans (Johnson* 1914), *O. Agardhii*,

— N. *Volvox aureus.* — O. *Euglena sanguinea.* — P, P1. *Dinobryon sertularia.* — Q. *Gymnodinium cinctum.* — R. *Thiopedia rosea.* — S. *Cyclotella Meneghiniana.* — S1. desgl. Seitenansicht. — U. *Stephanodiscus astraea.* — V, V1. *Asterionella formosa.* — W, W1. *Diatoma elongatum.* — X, X1. *Meridion circulare.* — Y. *Melosira granulata.*

Dinobryon, Eudorina, Pandorina, Uroglena, Uroglenopsis, Peridineen usw., treten als tangartig oder ölig bezeichnete Merkmale deutlicher hervor. *Brehm* (1930) andererseits vergleicht den Oscillatorien-Geruch mit dem frisch angeriebener Tusche. Alle diese Düfte dürften z. T. im Verlauf des Stoffwechsels der lebenden Zelle entstehen, z. T. aber erst nach ihrem Absterben auftreten. Ersteres scheint für manche Oscillatorien, wie z. B. *Oscillatoria princeps*, zuzutreffen, die nach *Band* (1925) ein aetherlösliches grünbraunes Oel von traniger Beschaffenheit (hoch ungesättigte Säure mit hoher Jodzahl [rd. 102]) enthält, das sich dem Wasser als moderig-erdiger Geruch mitteilt. *Uroglenopsis americana* ruft bereits bei Anwesenheit von 3 bis 4 ihrer Kolonien im Liter Wasser einen sehr charakteristischen, an faulende Krabben erinnernden Geruch und Geschmack hervor, der sich im Wasser eine Woche und länger hält. Bei *Synura uvella* reichen 5 bis 10 Kolonien in der gleichen Wassermenge aus, um zu einem Gurkengeruch und einem bitter-würzigen Geschmack zu führen; in gechlortem Wasser erzielen bereits 1 bis 2 Exemplare den gleichen Erfolg. Die Wahrnehmungsgrenze des *Synura*-Oeles liegt bei einer Verdünnung von 1 : 25 Millionen. Bei den Blaualgengattungen *Aphanizomenon, Anabaena* und *Microcystis* verläuft die Geruchsskala mit zunehmender Menge vom grasartigen zum gurken- oder brunnenkresseartigen und weiter bei einsetzender Fäulnis zu einem widerlich scharffaulen Geruch. Im Volksmund führen diese Blaualgen daher bisweilen die Bezeichnung „Stinkalgen"[1]). Die starke Faulung beruht, wie bereits *Jackson* und *Ellmers* (1897) für *Anabaena circinalis* nachwiesen, auf dem hohen Gehalt an Eiweißstoffen (N-Gehalt rd. 10% des Trockengewichtes). Weiterhin fand *Mieller* (1934) in einem Gemisch der oben aufgeführten drei Blaualgen (Anteile 80, 15 bzw. 5%) ein Oel, dessen Jodzahl (rd. 37) wesentlich niedriger als die des Oscillatorienöls war. Fische, die in solchem Wasser gehältert wurden, nahmen keinen moderigen Geruch an, wohl aber solche, die nach *Band* in *Oscillatoria princeps*-reiches Wasser gesetzt worden waren.

Stärker abweichende, z. T. recht kennzeichnende Gerüche entwickeln z. B. *Cryptomonas*-Arten (Veilchenduft), *Chlamydomonaden* (nach *Naumann* Ozon) und *Euglena sanguinea* (nach Trimethylamin). Auch die Armleuchtergewächse verfügen über einen sehr deutlichen Eigengeruch. Das gleiche ist von den Süßwasserschwämmen und Moostierchen bekannt. Bei ersteren wird dieses Kennzeichen bei eintretender Zersetzung allerdings sehr rasch von einem widerlichen Fäulnisgeruch überdeckt. Aehnlich wie die Schwämme sollen nach *Brehm* auch *Scenedesmus*-Arten riechen.

[1]) In der nordamerikanischen Wasserwerkspraxis hat die Erkenntnis der Bedeutung der Geruchs- und Geschmacksbildungen zur Schaffung von Spitznamen für die wichtigsten Kleinalgen geführt. So heißt nach *Holtje* (1939) *Anabaena* = Anny, *Aphanizomenon* = Fanny, *Dinobryon* = Dinny O'Brinn, *Oscillatoria* = Oscar, *Synura* = Sinner und *Uroglenopsis* = Topsy.

V. Die Kleinwasserversorgung

A. Das Grundwasser

1. Die einfachsten Wassergewinnungsanlagen

Zu den einfachsten Wassergewinnungsanlagen zählen die „Wasserlöcher" und die ihnen gleichwertigen „wandlosen Moorbrunnen", die — in runder oder eckiger Form hergestellt — als 1, selten 1,5 m tiefe Gruben bis zum Grundwasser reichen, weiter aber auch in den Boden eingesenkte Sammelgruben, deren schräge oder auch senkrechte Wände mit Rasen- oder Torfziegeln[1]), Steinpackungen einfachster Art oder Holzplanken befestigt sind. Schöpfstellen erst-



Abb. 60. Rest eines mittelalterlichen Moorbrunnens bei der Hallig Langeness-Nordmarsch, davor eine Lage Torf, die unter den Werftresten bis zu einer Tiefe von 90 cm ausgestochen wurde; stark zusammengepreßt. — Nach *Andresen*.

genannter Art zählten nach *Redeker* und *Demohn* (1936) in den Moordörfern des Emslandes noch in jüngster Zeit zu den häufigsten, wenn auch hygienisch in keiner Weise vertretbaren Erscheinungen der Trink-

[1]) Torf- und Rasenziegel = Soden; darauf zurückzuführen die alte, z. T. noch gegenwärtig verwendete Bezeichnung „Sodbrunnen" für Kesselbrunnen. An der Nordfriesischen Küste finden sich u. a. in der durch mittelalterliche Sturmfluten geschaffenen „Rungholt-Bucht" — zwischen den Inseln Nordstrand, Pellworm und Südfall — über 90 z. T. noch sehr gut erhaltene Reste solcher aus Torfziegeln erbauten alten Sodbrunnen, deren Schachtreste zur Zeit tiefster Ebbe aus dem Wasser auftauchen (*Busch* 1940). Weitere derartige Hinweise vgl. z. B. *Andresen* (1937). Die von *Wohlenberg* (1932) untersuchten Brunnen waren etwa 1,10—1,20 m weit, die zum Aufbau der Schachtwandung verwendeten Soden trapezartig gestaltet, mit einer Seitenlänge von 39 cm, einer äußeren Breite von 14 cm und 15—220 cm dick.

wasserversorgung. Ihr Wasser entstammt teils dem Untergrund, teils der Erdoberfläche, teils auch atmosphärischen Niederschlägen und ist infolge der mangelnden Abdeckung der Verunreinigung jeglicher Art zugängig. Vielfach wird es vom Menschen sowohl wie vom Tier gleichzeitig genutzt. Die „Fethingen" der Halligen nehmen aus den Klei-

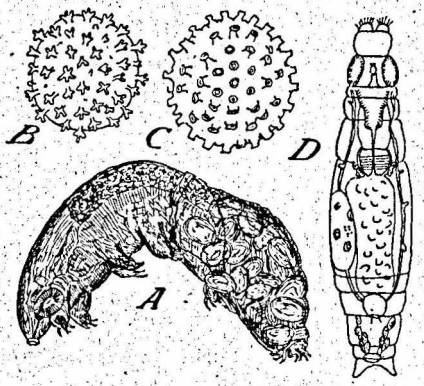


Abb. 61. In Wasserlöchern mit saurem Wasser auftretende Organismen. — *A. Macrobiotus macronyx* (die Eier in die abgestreifte Körperhaut legend). — B. Eier von *M. granulatum*. — C. desgl. von *M. hufelandi*. — D. *Callidina reclusa*. — Nach *Brehm* und *Lambert*.

schichten der Marschdecke mit dem eindringenden Regenwasser geschmack- und geruchsbeeinträchtigende Stoffe auf (*Heck* 1931). Die Belebung weist praktisch ausschließlich Oberflächencharakter auf. Soweit diese Wassersammelstellen in Moorgebieten liegen, ist ihr Wasser meist ausgesprochen braun und vielfach sauer, gelegentlich mit Torfmoosen (*Sphagnum*-Arten) ausgekleidet und der Tummelplatz von Bärtierchen *(Macrobiotus)*, Rädertieren (z. B. *Callidina reclusa*) und Kleinkrebsen, wie *Ceriodaphnia pulchella, Daphnia pulex* und *Alona affinis*. Holzverschalte Pütten enthalten mit größerer Regelmäßigkeit Pilzfäden, Anflüge von Blau- und Grünalgen, Moos decken, am oberen Rande gelegentlich auch Blütenpflanzen, wie den Zweizahn *Bidens* und den Wasserdarm *Malachium*. Grundsätzlich unterscheidet sich die Besiedlung solcher primitiver Wasserspeicher jedenfalls nicht von derjenigen entsprechender natürlicher Kleingewässer.

2. Die Kesselbrunnen

a) Allgemeines

Im Gegensatz zu den Wasserlöchern, Moorbrunnen und Pütten stellen die Kesselbrunnen selbst einfachster Bauart verbesserte Grundwassergewinnungsanlagen dar. Sie waren daher von altersher überall dort weit verbreitet, wo die zu Unrecht mehr geschätzten Quellwässer fehlten oder in nur unzureichender Menge zur Verfügung standen. Neuerdings werden sie allerdings zunehmend von den hygienisch einwandfreieren Rohrbrunnen verdrängt oder sie fallen den Groß-

Wasserversorgungen zum Opfer. Immerhin wurde ihre Zahl in der ehemaligen Provinz Posen zu Beginn des letzten Weltkrieges auf noch 60 000 geschätzt. In Schleswig-Holstein hingegen machten solche Schachtbrunnen etwa zur gleichen Zeit nur noch ein Zehntel aller Brunnenanlagen aus. Die Bedeutung, die sie für die Ausformung eines Landschaftsbildes früher besaßen, ist dementsprechend in steter Abnahme begriffen. Trotzdem trifft man stellenweise noch häufig offene, aus Feldsteinen oder Ziegeln gemauerte Ziehbrunnen an, bei denen in der Gabel eines seitlich stehenden Pfostens ein Wippbalken ruht, an dessen kürzerem Ende ein Schöpfeimer an einer Kette oder Leine hängt. Bei anderen Schöpfbrunnen läuft das Eimerseil oder die Eimerkette über eine Winde oder Rolle, die nicht selten überdacht ist. Die gegen

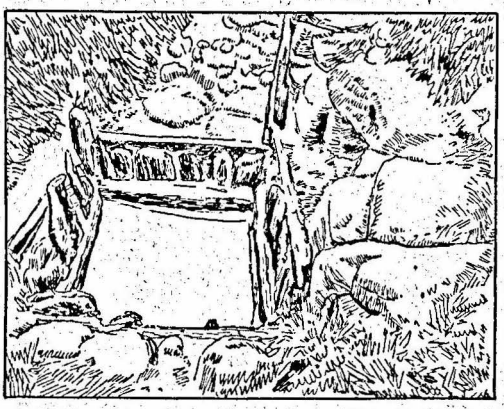


Abb. 62. In Stickenbüttel gelegene Schöpfstelle mit drei übereinanderstehenden Brunnenformen: zu unterst ein aus dem 1. Jahrhundert v. Chr. stammender Steinbrunnen, zu dem eine Art Steintreppe führte; darüber ein mit Torfsoden befestigter Sodbrunnen; zu oberst ein rechteckiger Holzschachtbrunnen aus dem 2. Jahrhundert nach Chr. (rechts die Steintreppe). — Vgl. *Thumm*, Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg. 8 (1932) p. 359.

die Außenwelt am besten gesicherten Kesselbrunnen stehen in geschlossenen Brunnenstuben. Auf der Veste Wartenburg bei Gotha und an anderen Orten wurde der Schöpfeimer bereits im 17. Jahrhundert mit einem Tretrad gefördert. An der westlichen Ostseeküste ist ein Typ verbreitet, bei dem der über Tag stehende Brunnenring mit einem Holzkasten überbaut ist; der Schöpfeimer wird an einer besonderen Holzstange befestigt in die Tiefe gesenkt. Bei völlig abgedeckten Brunnen wird das Wasser durch Pumpen gefördert.

Der unter Tag stehende Teil eines Kesselbrunnens besteht aus einem runden, festummantelten Schacht von meist 0,8 bis 1,5 mm Durchmesser, der bis in den Grundwasserträger reicht. Als Werkstoffe dienen bei den einfachen Brunnenformen Holz, bei den besser entwickelten Formen natürliche Steine oder gebrannte Ziegel, in neuerer Zeit auch gepreßte Kalksteine oder Zementringe, in Sonderfällen armierter Beton oder Gußeisen. Ohne besondere Mauerung können Felsenbrunnen sein. Das Wasser tritt vom Grunde oder von der Seite her durch natürliche Lücken oder aber durch Schlitze, Dränröhren usw. ein, ersteres aus-

schließlich bei solchen Brunnen, deren Schachtwandungen durch das Verputzen der Fugen mit Kalk-, Zement- oder Betonmörtel gut abgedichtet worden sind. In sandigem Boden soll die unter Tag stehende Schachtwandung 3 m tief wasserundurchlässig hergestellt werden. Der oberste Wandteil erhebt sich bei den Brunnen für die Kleinwasserversorgung meist 0,5 bis 1 m über die Erdoberfläche. Die vom Grundwasserstand abhängige Schachttiefe übersteigt selten 20 m, doch kommen auch Tiefen von 40 und mehr Metern vor („Tiefbrunnen"). Solche finden sich, in Felsen gehauen, z. B. auf der Burggrafenburg in Nürnberg (der sog. „Tiefe Brunnen" mit 51,5 m)[1], im Schloß von Nizza (72 m), auf Schloß Stolpen in der Lausitz (82 m), auf der Festung Königstein im Elbsandsteingebirge (152 m) und auf der Oberburg im Kyffhäuser (176 m). Soweit die Brunnen abgedeckt sind, besitzen sie einen Deckel oder sind durch Holzbohlen, Platten aus Eisen oder einen anderen Werkstoff fest verschlossen. Das Schöpfen des Wassers erfolgt bei den offenen Brunnen mit einem Eimer, der jeweils mitgebracht wird oder dauernd beim Brunnen verbleibt.

Es ist begreiflich, daß die Brunnen aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und wohl auch der Bequemlichkeit möglichst in der Nähe der Verbraucherstelle, also auf einem Bauernhof z. B. in nächster Nähe der Wohn- und Stallgebäude niedergebracht werden. Dieser Gepflogenheit steht die hygienische Forderung nach einem Schutzgebiet entgegen, d. h. die Brunnen sollen aus Sicherheitsgründen möglichst abseits von Schmutzstätten liegen, von denen aus mit einem Einsickern verunreinigter Abwässer (von Dunggruben, Misthaufen, Sickerbehältern von

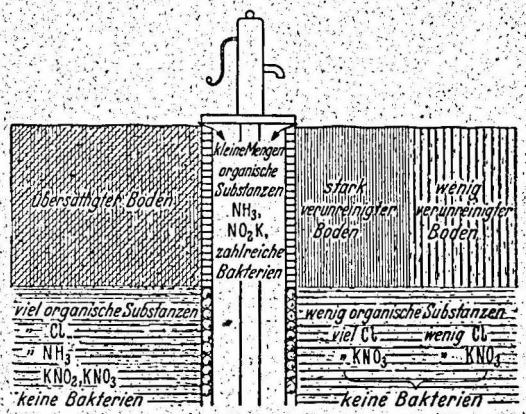


Abb. 63. Die verschiedenen Wege für die Verunreinigung des Grundwassers. — Nach *Bürger*.

Futtersilos usw.) zu rechnen ist. Der Mindestabstand soll — gute Bodenfilterung vorausgesetzt — 10 m betragen (*Bürger* 1940). Ferner sind die Brunnen so anzulegen, daß weder von oben noch — oberhalb des Grundwasserträgers — von der Seite her Wasser in sie einzutreten vermag. Zu diesem Zwecke ist u. a. der Brunnenring mindestens 20 bis

[1]) Die meist gebrachte Angabe, daß dieser Brunnen 96 m tief sei, trifft nicht zu (*Stadtmagistrat Nürnberg* 1912).

30 cm über die Erdoberfläche hochzuziehen und, soweit es sich um Pumpbrunnen handelt, mit einem Brunnenschuh bzw. einer Rinne zur geregelten Ableitung des überschüssigen Wassers auszustatten. Das Schema eines Schachtbrunnens, der in seinen Grundzügen den hygienischen Anforderungen entspricht, vermittelt Abb. 64.

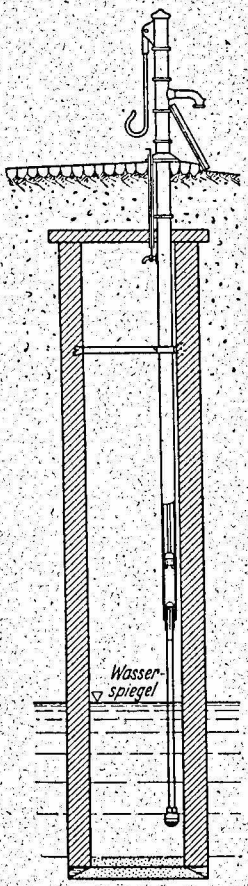


Abb. 64. Einwandfrei gebauter Schachtbrunnen mit tiefliegendem Wasserspiegel (unter Erdoberfläche abgedeckt). — Nach *Schmidt*.

Die Mannigfaltigkeit der technischen Durchbildung und die Verschiedenartigkeit der Werkstoffe in Verbindung mit der jeweiligen Beschaffenheit des Wassers und des Untergrundes, der geographischen Lage und nicht zuletzt der Brunnenpflege bringen es mit sich, daß die Besiedlung der Kesselbrunnen sowohl arten- als auch mengenmäßig großen Schwankungen unterworfen ist. Es läßt sich daher nie im voraus sagen, welche Lebewesen mit Sicherheit anzutreffen sind. Trotzdem gibt es gewisse Organismen und neben ihnen auch bestimmte unbelebte Bestandteile, die ziemlich regelmäßig im Wasser und im abgelagerten Schlamm wiederkehren. Dazu gehören eine Reihe weitverbreiteter

Glieder der Zersetzungsfauna (besonders Geißel- und Wimpertierchen), ferner kennzeichnende schlammbewohnende Wurzelfüßler, wie *Trinema, Euglypha* und *Difflugia,* daneben Fäden verschiedener Pilze und die Sichelsporen von Fusarien (Abb. 30 D). Auch Kieselalgen aus den Gattungen *Navicula, Microneis, Hantzschia* usw. kehren z. B. in Flachbrunnen mit großer Regelmäßigkeit wieder. An unbelebten Stoffen finden sich im Schlamm meist Sandkörnchen, Gesteinssplitter, pflanzliche Gewebereste, Faserteilchen usw. In Brunnen mit eisenführendem Wasser zählen Eisenbakterien und ausgeflocktes Eisen zu den üblichen Erscheinungen. In solchen Anlagen, die im Einzugsgebiet klüftiger Gesteine oder im Bereich von Talauen niedergebracht worden sind, treten, örtlich bedingt, echte Grundwasserbewohner mit größerer Regelmäßigkeit auf.

In neu erbauten Brunnen mit Mörtelverputz pflegt vielfach anfänglich eine Ausscheidung von Kalkschüppchen und Kalkdrusen einzutreten, mit der bisweilen die Entstehung eines laugenartigen Wassergeschmacks Hand in Hand geht. Beide Erscheinungen verlieren sich nach geraumer Zeit von selbst, so daß solche Brunnen erst nach Abschluß des Auslaugungsvorganges in Benutzung genommen werden sollten. Die Erstbesiedlung neuer Brunnen vollzieht sich, abgesehen vom bakteriellen Befall, in den ersten Monaten in der Regel nur sehr allmählich. Ausnahmen bilden etwa solche Anlagen, deren Sohle beim Bauabschluß mit unzureichend gewaschenem Fluß- und Bachsand überschüttet worden ist. In diesem Falle kann eine unbeabsichtigte Impfung mit Hüpferlingen, Rund- und Borstenwürmern und selbst Süßwasserschwämmen eintreten. Abgesehen davon lassen sich aber im weiteren Verlaufe der Zeit die Kleinorganismen praktisch nicht von den Kesselbrunnen fernhalten. Am meisten gefährdet sind dabei die offenen Anlagen, bei denen der Wind durch das Einwehen von Staubteilchen, Pilzsporen, Algenkeimen, tierischen Eiern und Zysten usw. für eine natürliche Zufuhr von außen beiträgt. Im gleichen Sinne wirken größere Insekten und Vögel. Auch durch Nachlässigkeiten der Brunnenbenutzer, z. B. die Benutzung verschmutzter Schöpfgefäße, ferner auch infolge technischer Mängel der Anlagen kann eine Nährstoffanreicherung und eine Beimpfung eintreten. Dem Zugriff des Menschen verschlossen bleiben allerdings die Einfallswege, die u. a. die echte Grundwasserfauna in die Brunnen zu führen vermögen.

Ueber das weitere Schicksal der sich aktiv oder passiv einstellenden Lebewesen, d. h. die Frage, welche dieser Organismen in den Brunnen zu einer weiteren Entwicklung gelangen und welche von ihnen nur ein vorübergehendes Dasein führen, entscheiden die sich jeweils bietenden Lebensmöglichkeiten[1]). Von praktischer Wichtigkeit ist z. B. die Tatsache, daß chlorophyllführende Algen in unseren offenen Kesselbrunnen bis zu einer Tiefe von rd. 2,5 m durchaus häufig sein können, daß sie anschließend rasch abnehmen und in Tiefen von 6 und mehr

[1]) Erwähnt sei, daß der Begriff „Mikroorganismen" von *Pasteur* geprägt wurde und bei ihm, wie es auch noch gegenwärtig bei den Biologen üblich ist, Bakterien, Pilze, Protozoen und Kleinalgen umfaßte. Die Bezeichnung „Mikrobiologie" stammt von *Duclaux,* das Wort „Mikroben" von *Sedillot.*

Metern zumeist nur noch Irrgäste darstellen. Im letzten Falle dienen nicht selten verschmutzte Eimer als Ueberträger.

Den Zustand, in den Brunnen in Ermangelung jedweder hygienischer Sachkenntnis durch hochgradige Verschmutzungen und fehlerhaften Bau geraten können, haben bereits *Cohn* (1853, 1870) für Breslau und *Vejdovsky* (1882) für Prag klassisch dargestellt. Beschränken wir uns als Beispiel auf die Zustände in Prag, so ergibt sich, daß dort zahlreiche Brunnen in nächster Nähe von verschmutzten Kanälen, Ställen und Aborten lagen. Sie waren nur notdürftig abgedeckt oder mit schadhaften Deckeln verschlossen, besaßen z. T. Mängel in ihrer Ausmauerung oder nahmen auf abschüssigem Boden die Abschwemmungen des Hofunrates oder Küchenspülwässer auf. Ihr Wasser war von üblem Geruch, von grünlicher bis schwärzlicher, in der Aufsicht blauer Farbe und für den menschlichen Genuß bisweilen ganz unbrauchbar. Unter solchen Verhältnissen fanden sich häufig, wenn nicht sogar massenhaft, neben Bakterienzoogloeen Paramaecien, *Aspidisca, Stylonychia, Oxytricha, Vorticella, Cothurnia, Urocentrum* und andere Verunreinigungen anzeigende Urtierchen. In bisweilen dichten Schwärmen traten verschiedene Hüpferlinge (Cyclopiden) auf. Die Ablagerungen auf der Schachtsohle bestanden nicht selten aus schwarzem, schmierigem Faulschlamm, z. T. auch fast nur aus Mäusekot. Sie enthielten darüber hinaus auch Holzteile, Strohreste, Papier, Leinewand, Federreste, tierische Haare, Fliegen-, Mücken- und Käferkörper, bisweilen sogar Katzenskelette. Als bezeichnendste größere Besiedler traten die Rattenschwanzlarve *Eristalis tenax* (Abb. 28, 14) und der sonst gern in Misthaufen lebende Regenwurm *Eisenia foetida*, weiter aber auch eine größere Zahl anderer Würmer aus den Gattungen *Enchytraeus* und *Aeolosoma* auf. Diagnostisch von hoher Bedeutung ist es, daß *Vejdovsky* bereits feststellte, daß selbst echte Grundwasserbewohner, wie der Wurm *Phreatothrix*, und Kleinkrebse, wie *Bathynella natans, Cypris erimita* und *Niphargus*, in mehr oder weniger stark verschmutzten Brunnen ihr Dasein führten. In Brünn, wo ähnliche unhaltbare Verhältnisse vorlagen und zahlreiche Hausbrunnen nur durch durchlässiges Seitenmauerwerk von den Senkgruben getrennt waren, betrug die Sterblichkeit im Jahre 1848 44‰, während sie z. B. im Jahre 1911 auf rd. 15,5‰ gesunken war (*Kellner* 1915). Nach *Verneuil* (1913) waren die Brunnen türkischer Dörfer, abgesehen von der hochgradigen Verschmutzung des umgebenden Bodens durch Unrat verschiedenster Art, so stark verunreinigt, daß ihr Wasser zu Trinkzwecken unbrauchbar war und die Bewohner zu diesem Zwecke Zisternenwasser weitaus bevorzugten.

Daß solche völlig unhygienischen Zustände auch späterhin noch immer ein ganzes Stadtbild beherrschen konnten, beweisen die von *Kisker* (1921) in Lodz ausgeführten Untersuchungen. Aus ihnen ergibt sich, daß oft schon die Feststellung der absiebbaren Schwebestoffmenge ohne irgendwelche weiteren Untersuchungen ausreichte, um ein Urteil über den Verschmutzungsgrad der einzelnen Brunnen abzugeben. Während ein reines Brunnenwasser raummäßig höchstens 1 ccm absiebbarer Stoffe in 1 cbm Wasser, d. h. in 50 l nur Spuren enthalten soll, fanden sich in den Lodzer Brunnen Mengen bis 2,20 ccm bereits in 10 l Wasser.

Eine derartig beträchtliche Menge geht natürlich weit über das Maß des Zulässigen hinaus und gibt ohne weiteres eine Handhabe zu Beanstandungen, zumal wenn diese Schwebestoffe aus schwärzlichen fäulnisfähigen Schlammteilen bestehen. Im Falle Lodz bestätigte bereits eine oberflächliche mikroskopische Prüfung die Beimischung von gefärbten Stoffasern, Stärkekörnchen und Fleischmuskelfasern[1]).

Berücksichtigt man die Verständnislosigkeit, Unachtsamkeit und Gleichgültigkeit, mit der noch gegenwärtig manche Brunnenbesitzer und Brunnenbenutzer der Trinkwasserversorgung gegenüberstehen, so ist die Behauptung nicht übertrieben, daß es an Unrat und Abfall nichts gibt, was nicht schon in einem nicht fest verschlossenen Kesselbrunnen aufgefunden worden ist, selbst die Ueberreste von Hunden, Katzen, Ratten, Mäusen, Hamstern, Maulwürfen, Igeln, Gänsen, Hühnern, Fröschen, Kröten und Molchen, die durch irgendein Mißgeschick in die Brunnen gerieten und dort unbeachtet zugrunde gingen. Auch absichtliche Verschmutzungen sind bisweilen nachgewiesen worden. So fand z. B. *Thresh* (1904) unter solchen Verhältnissen in einem Brunnen 1 Pfund Speck, Brot, ein Paket Seife und Tapetenreste, die von einer Hausangestellten böswillig in den Wasserbehälter hineingeworfen worden waren. Daß der Mangel eines festen Abschlusses selbst für den Menschen gefährlich werden kann, beweist das bekannte Sprichwort: „Man deckt den Brunnen erst zu, wenn das Kind ins Wasser gefallen ist". Ein praktisches Beispiel hierfür bringt *Prschewalski* in seinem Reisebericht über die Mongolei (1877), wenn er schreibt: „Mir wird heute noch übel, wenn ich mich daran erinnere, wie wir einst in einem Brunnen, nachdem wir unseren Tee getrunken hatten, unsere Kamele tränkten und, nachdem wir das Wasser ausgeschöpft hatten, in der Tiefe die verfaulte Leiche eines Menschen fanden". Bei uns sind wiederholt auch Mordwaffen, wie Aexte, Messer und Hämmer, an den gleichen Orten angetroffen worden.

In den Kreis der Brunnenverschmutzungen zählt die Unsitte, Fische und Frösche in flachere Brunnen einzusetzen. Der Hauptgrund einer Fischhälterung, d. h. das Kurzhalten von kleineren Brunnenorganismen, insbesondere das von Kleinkrebschen wird, wie bereits früher erwähnt wurde (S. 54), auf diese Weise nicht oder kaum erreicht. Darüber hinaus ist aber ein fischbesetztes Wasser für menschliche Trinkzwecke unappetitlich und außerdem wurmgefährdet. Das gilt auch für eine kurzfristige Hälterung, die in Fischereikreisen nicht gerade selten ist und in einem Falle einen 50 cm langen Hecht in einem Kesselbrunnen von 1,5 m Durchmesser betraf. Das Einsetzen von Fröschen zählt zu den alten Bräuchen, um aus dem Wohlergehen der Tiere Rückschlüsse auf die Wassergüte zu ziehen. Nicht selten stellen sich die Frösche auch von selbst ein, sei es auf der Suche nach Wasser oder im Herbst im Bestreben, eine Ueberwinterungsstätte zu finden. Nach *E. Fischer* (1920) hatten sie in einem Brunnen des Bezirks Oschatz (Sachsen) sogar abgelaicht. Die Tiere gehen naturgemäß in solchen Ge-

[1]) Im übrigen wurden in anderen polnischen Brunnen auch eingesetzte Goldfische beobachtet.

fängnissen früher oder später an Nahrungsmangel zugrunde. Ihre sich auf dem Schachtgrunde ansammelnden Knochen haben von jeher die Aufmerksamkeit der Bevölkerung auf sich gezogen und z. B. bei Bleicherode unweit Nordhausen nach *Wagener* zur Bezeichnung „Knöchelbrunnen" für einen derartigen Kesselbrunnen geführt.

Aeußerst bedenklich und daher von vornherein vollkommen zu verurteilen ist endlich die Gepflogenheit einzelner Brunnenbesitzer, als Hausmittel zur Reinigung ihres Brunnenwassers Mist zu benutzen. Wenn auch durch chemische Bindungen und Fällungen sowie durch die nach einer gewissen Frist einsetzende biologische Selbstreinigung eine Klärung des Wassers eintritt, so bleibt doch — ganz abgesehen von dem völlig unhygienischen und zugleich auch äußerst unappetitlichen Verfahren — stets die hochgradige Gefahr einer Verseuchung mit krankheitserregenden Bakterien bestehen.

Erwähnt sei noch kurz, daß Kesselbrunnen auch durch Mißgeschicke während ihres Baues oder im Zusammenhang mit ihrer Reinigung bzw. Erneuerungsarbeiten unbrauchbar werden können. Bei einer solchen Gelegenheit teilte eine versehentlich stehengebliebene Petroleumlampe dem Wasser einen starken Petroleumgeschmack mit. Trotz der Herausnahme der Lampe und mehrfachem Abpumpen lieferte der Brunnen immer erneut ein stark schmeckendes Wasser, so daß er schließlich ganz aufgegeben werden mußte.

Daß man sich bereits im Mittelalter der Nachteile der Brunnenverschmutzungen bewußt war, beweisen beispielsweise Anordnungen der Stadt Nürnberg aus dem 17. Jahrhundert, denen entsprechend die Brunnen alljährlich einmal „gefegt" oder „geseubert" werden sollten. Gegenwärtig scheinen derartige Bestimmungen gänzlich außer Brauch gekommen zu sein. In diesem Zusammenhang sei auch kurz darauf hingewiesen, daß gelegentlich aufgegebene Kesselbrunnen als Müllgruben dienen oder als geeigneter Ort angesehen werden, um Wasch- und andere Abwässer auf die leichteste Weise zu beseitigen. Derartige grobe Verschmutzungen sind auch aus dem mittelalterlichen Stralsund verbürgt (*Schicht* 1901), wo nach Kriegswirren und Stadtbränden Brunnen, die später auf alten wüsten Baustellen entdeckt wurden, den neuen Bauherren als Aborte dienten.

b) Die offenen Kesselbrunnen

An die einfachen Holzpütten schließt sich zwanglos die Mehrzahl der älteren Holzschachtbrunnen an. Sie unterscheiden sich baulich im wesentlichen nur durch eine bessere Verfugung der Wandungen und deren Hochziehen über die Erdoberfläche. Hinsichtlich ihrer Tiefe zählen sie zu den Flachbrunnen. Sie sind meist aus Fichten- oder Buchenholz erbaut, wenngleich das Holz der Kiefer und Eiche mehr geschätzt wird. Das Holz von Edeltannen wird kaum verwendet. In der Umgebung von Zagreb (Agram) bestehen einzelne Brunnenschächte aus hohlen Eichenstämmen (*Petrik*). Das gleiche ist auch aus Nordböhmen bekannt, wo in Reichstein ein solcher Hausbrunnen als oberen Abschluß drei aufgemauerte Steinschichten besitzt (*Anonymus* 1921).

Das Hochführen des Brunnenschachtes über Tag stellt wie bei allen anderen offenen Kesselbrunnen zweifellos einen Schutz gegen uner-

wünschte Wasserzuläufe von außen her dar, verhindert aber nur in unerheblichem Ausmaße die bisweilen reichliche Pflanzenentwicklung und ermöglicht noch immer eine ungehinderte Einwanderung und Einschleppung von Tieren. Am kennzeichnendsten für die Holzschachtbrunnen sind die fast stets in größerer Menge anzutreffenden Moosrasen, die in der Regel als 20 bis 30 cm breites Band in Höhe der Erdoberfläche die Innenwandungen bekleiden, häufig aber auch bis zum Wasserspiegel steigen. *Oxyrrhynchium speciosum, O. praelongum* (Abb. 86 N) und *O. rusciforme* sowie *Amblystegium serpens* bevor-

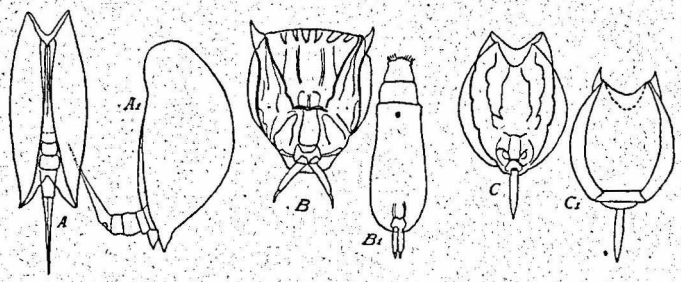


Abb. 65. Verbreitete Rädertiere in Kesselbrunnen. — A, A_1. *Colurella adriatica* (A. Bauchseite, A_1. Seitenansicht). — B, B_1. *Lecane flexilis* (B. Bauchseite, B_1. schwimmendes Tier). — C, C_1. *Monostyla arcuata* (C. Bauchseite, C_1. Rückenansicht). — Nach *Pax* und *Wulfert*.

zugen dabei die luftfeuchtesten nassen und schattigen Stellen, während *Hypnum polygamum* und *Bryum capillare*, welch letzteres gern an morschen Stellen wächst, höher an den Wandungen sitzen. Diese Moosdecken, die stellenweise mit Grün- und Blaualgen überzügen abwechseln, beherbergen eine sehr charakteristische Lebensgemeinschaft von Kleintieren und Algen, so z. B. Wurzelfüßler, Rundwürmer, Bärtierchen (Abb. 61 A), Urinsekten (Collembolen), meist lebhaft rot gefärbte Milben (Acarinen) und u. a. auch eine größere Zahl von Kieselalgen. Dicht unter dem Wasserspiegel vegetieren Rasen fädiger Grünalgen (*Ulothrix, Stigeoclonium, Cladophora*) und als häufige Begleiter Rädertiere, wie *Colurella adriatica, Lecane flexilis, Monostyla arcuata, M. closterocera* und *Rotifer vulgaris* (*Pax* und *Wulfert* 1942, Abb. 65 A—C). Der sich auf der Brunnensohle ansammelnde Schlamm ist vielfach reichlich von Erdkrümeln durchsetzt, die durch undicht gefugte Wandungen eingeschwemmt werden.

In gleicher Weise wie die Holzschachtbrunnen gefährdet sind auch die aus unbehauenen Feldsteinen erbauten Brunnen mit fehlender oder nur oberflächlicher Lehm- oder Sandabdichtung, weiter aber auch Brunnen mit Ziegel- oder Kalksandsteinschächten ohne ausreichende Mörtel- oder Zementabdichtung. Der gemeinsame Zug all solcher Brunnen beruht in der Möglichkeit eines leichten seitlichen Wasserzutritts und auf dem Reichtum an Höhlungen bzw. Ritzen und Spalten in den Wandungen. Erstere begünstigen die Verseuchung und Verschlammung, letztere die Daueransiedlung einer großen Zahl eingewanderter Tiere. Das Einsickern von Abwässern führt zur Bildung

der bekannten charakteristischen Tintenstreifen, an deren Zusammensetzung Schwefeleisen und Decken von Blaualgen (besonders Phormidien) beteiligt sein können. Auch kennzeichnende Pilze, wie *Oospora lactis*, *Sporotrichum inquilinum* und *Pilobolus oedipus* (*Mez* 1898), siedeln sich an solchen Stellen an. Bisweilen überzieht sich die Brunnenwandung auch mit einer geschlossenen bakteriellen Gallertdecke. Der sich auf der Sohle ansammelnde Schlamm erreichte in einem Sonderfalle 5,5 m Dicke und war, wie das Austreten von Gärblasen und die Entwicklung von Schwefelbakterien erkennen ließ, stark fäulnisfähig. Mangelhafte Verfugungen begünstigen weiterhin auch das Eindringen von Baum- und Strauchwurzeln, bzw. die Bildung langer Wurzelzöpfe. Gelegentlich kleiden die Wurzeln, wie von einem Fliederstrauch (*Syringa*) bekannt ist, die Brunnenwandungen vollkommen aus. Besonders unangenehm ist das Einwachsen von Nußbaumwurzeln, da diese das Wasser grün färben und dem Wasser einen bitteren Geschmack verleihen. Die Wegstrecken, die die Wurzeln bei ihrem Bestreben, zum Wasser zu gelangen, zurücklegen, betragen bis 10 m. Sofern die zugehörigen Bäume oder Sträucher nicht ganz geopfert werden sollen, läßt sich das Einwachsen der Wurzelschöpfe nur durch ein zeitweises Kappen der Wurzeln oder aber durch ein sorgfältiges Auszementieren des Brunnenschachtes verhindern. Zum Verstopfen der klaffenden Mauerlücken wurde früher Moos und Werg verwendet, Maßnahmen, die nicht gerade zu einer Verbesserung der Wassergüte beitrugen. Aus diesem Grunde bestand bei der früheren Reichseisenbahn eine behördliche Anordnung, daß solche Moos- und Wergpackungen aus alten Brunnen auszubauen und bei Neuerrichtung von Brunnen nicht zu verwenden seien.

Die durch mangelnden oder unzulänglichen Verputz der Schachtwände entstandenen Höhlungen und Spalten dienen Rundwürmern, Wasserasseln (*Asellus aquaticus*), Brunnendrahtwürmern (*Haplotaxis gordioides*) usw. als günstige Schlupfwinkel. Liegen die Brunnen im Bereich der Grundwasserfauna, so finden sich gern Höhlenflohkrebse (*Niphargus*) dort ein. Bei mangelhafter Brunnenpflege sind weiterhin auch die oberhalb des Wasserspiegels gelegenen Höhlungen bisweilen von Mauerasseln (*Oniscus*) Tausendfüßlern (*Myriopoden*), Spinnen (*Arachnoiden*), Springschwänzen (*Collembolen*), Mücken (*Culex*, *Theobaldia*) und Käfern mehr oder weniger reich belebt. Ein Teil dieser Tiere fällt früher oder später in das Brunnenwasser und trägt somit zu dessen Verschmutzung bei. Die Springschwänze treten gelegentlich von den Wandungen auf die Wasseroberfläche über. Die schwarzblaue *Podura aquatica* erscheint dabei gelegentlich in solchen Mengen, daß sie den Wasserspiegel wie mit dichtgelagerten Pulverkörnern überstreut. *Folsomia fimentaria*, eine andere gelblichweiße blinde Springschwanzart, überzog in einem Ziegelsteinbrunnen bei Stettin die Wasseroberfläche in so beträchtlicher Zahl, daß die Brunnenbesitzer die Nutzung des Wassers ablehnten (Abb. 90; *Beger* 1950).

Die Zugängigkeit der offenen Brunnen nach außen hin erklärt weiterhin den gelegentlichen Reichtum an grünen Pflanzen und in Verbindung damit den an wasserbewohnenden Tieren.

Kennzeichnend ist, daß die Entwicklung der Moose auf den steinernen Unterlagen im allgemeinen spärlicher als auf Holz ist, doch finden sich in den Mauerritzen nicht selten z. B. *Amblystegium serpens* und seine Unterart *Juratzkanum, Hypnum polygamum* und *Brachythecium velutinum. Rhynchostegium murale* bevorzugt kalkhaltige Unterlagen, *Webera nutans* und *Ceratodon purpureus* siedeln an trockneren Stellen. Einen eigenen Zug erhalten die Steinbrunnen durch Farnkräuter, die fast ausschließlich bei diesem Brunnentypus zu finden sind. Von ihnen wachsen sowohl auf den hochgezogenen Schachtteilen als auch in den Fugen der Innenwandungen in unseren Breiten am häufigsten der Rautenfarn *Asplenium ruta muraria,* der Blasenfarn *Cystopteris fragilis* und der Tüpfelfarn *Polypodium vulgare.* Durchaus nicht selten tritt auch der braune und der grüne Streifenfarn *(Asplenium Trichomanes* u. *A. viridis)* auf, von denen letzterer dank seiner erhöhten Feuchtigkeitsansprüche tiefer als ersterer in den Brunnenschacht steigt. An kalkarme Unterlagen ist der nördliche Streifenfarn *(Asplenium septentrionale)* gebunden, während die Hirschzunge *(Scolopendrium vulgare),* deren nördliche Verbreitungsgrenze nach *Ascherson* (1868) über den Schloßbrunnen von Arendsee in der Altmark verläuft, Kalk bevorzugt. Jenseits der Alpen vermehrt sich die Zahl dieser „Brunnenfarne" u. a. noch durch den gegen Austrocknung sehr widerstandsfähigen schuppigen Streifenfarn *Asplenium Ceterach* und das Luftfeuchtigkeit und Schatten fordernde Frauenhaar *Adiantum capillus Veneris.* Auch Blütenpflanzen stellen sich gelegentlich in den Mauerfugen ein, so besonders das Rispengras *Poa compressa,* das Knebelkraut *Sagina procumbens* und die beiden Weidenröschen *Epilobium collinum* und *montanum.* Da die meisten dieser Arten vorwiegend durch Ameisen verschleppt werden, ist auch mit deren Besuch in solchen Brunnen zu rechnen.

Die Belebung baulich mehr oder weniger einwandfreier und gut gehaltener Kesselbrunnen ist begreiflicherweise geringer, in der Regel aber noch recht reichlich. Als Beispiel hierfür sei das biologische Gesamtbild eines Ziegelsteinbrunnens aus Post in Hinterpommern gebracht, der eine Tiefe von rund 4,5 m besaß:

Schwebestoffe:

Vorwiegend:

feiner mineralischer und organischer Detritus.

Mehrfach:

Pflanzenfasern, Chitinreste, *Crenothrix polyspora, Hapalosiphon fontinalis* (mit kleinem Sphaerotilus besetzt), *Tabellaria flocculosa, Staurastrum gracile, Gymnozyga Brebissonii, Ulothrix tenerrima, Binuclearia tectorum (= B. tatrana), Bulbochaete setigera, Microthamnion Kützingianum.*

Wandbelag oberhalb des Wasserspiegels:

Moosdecken von *Hypnum polygamum* mit folgenden Kieselalgen:

Microneis lanceolata (häufig) und *minutissima, Navicula atomus* und *mutica, Nitzschia dissipata* und *Hantzschia amphioxys.*

Schlammbelag des Schachtgrundes:

Makroskopisch:

Sand, zersetzte Blattreste, *Tubifex rivulorum* (häufig) und Chironomiden-Larven (vereinzelt).

Mikroskopisch:

Sandkörnchen, Eisenoxydhydratflöckchen, z. T. auch in kristallinen Plättchen, Pflanzenreste, *Crenothrix polyspora* (mehrfach), *Leptothrix discophora, Phormidium autumnale, Oscillatoria* sp., *Microneis lanceolata* (sehr häufig), *Microneis Haukiana, Hantzschia amphioxys, Nitzschia sigmoidea, lanceolata* und *Kützingiana, Gomphonema parvulum, Rhoicosphenia curvata, Eunotia* sp., *Navicula atomus,* Pilzfäden und Nematoden.

Zur Wasserentnahme diente ein Eimer, der an einer eisernen Kette an einem Wippbalken hing. Die Untersuchung seiner grünlichen Algenbesätze ergab u. a. die Anwesenheit von *Phormidium autumnale, Ulothrix tenerrima* und *Microthamnion Kützingianum,* neben denen sich pflanzliche Ueberbleibsel und vereinzelte Hüllen der *Peridinee Ceratium hirundinella* vorfanden.

Aus dieser sich allerdings fast nur auf die Wiedergabe der pflanzlichen Komponenten beschränkenden Bestandsliste ist besonders die des Eimerbesatzes wertvoll, weil er z. T. den Weg der Einschleppung andeutet. Desgleichen sind die Zieralge *Gymnozyga* und die Grünalge *Binuclearia* sicherlich im Brunnenwasser nicht lebensfähig, sondern stellen Irrgäste dar, die aus der moorigen Umgebung vorübergehend eingeschleppt wurden. Der Nachweis der beiden Eisenbakterien *Crenothrix* und *Leptothrix discophora* spricht einerseits für einen erhöhten Eisengehalt und gleichzeitig — zumal auch *Sphaerotilus* vorhanden war — für die Anwesenheit erhöhter Mengen organischer Stoffe im Wasser; die Häufigkeit der Schlammwürmer ist als Kennzeichen für das Dasein größerer Mengen zersetzungsfähigen Schlammes zu deuten.

Bei stärkerer Anreicherung des Wassers mit organischen Stoffen ist auch mit einer Zunahme der Spaltpilzmenge und der Entwicklung weiterer Verschmutzungsanzeiger zu rechnen. Aber selbst wenn es nicht zu ausgeprägten Abwasserpilzbildungen und zur Entwicklung von Schwefelbakterien kommt, so wirkt sich eine solche Nährstofferhöhung doch gern durch ein vermehrtes Auftreten von Kleinkrebsen und Rädertieren aus. *Dittrich* (1913) stellte unter derartigen Verhältnissen in einem bereits nur noch zur Viehtränkung benutzten Ziehbrunnen eine Massenentwicklung von *Cyclops bisetosus, Bosmina longirostris-pellucida* und *Daphnia pulex* fest, neben denen eine größere Anzahl von Rädertieren, wie *Asplanchna priodonta, Hydatina senta, Rotifer vulgaris* und *R. citrinus, Mytilina brevispina, Pterodina patina, Colurus colurella, Keratella quadrata* und *K. cochlearis* nachgewiesen wurden. Für den menschlichen Gebrauch würde ein Wasser mit einer derartigen, grobsinnlich erkennbaren Belebung bereits aus ästhetischen Gründen abzulehnen sein.

Einen dritten Typus der offenen Kesselbrunnen bilden die Brunnen mit Zementschacht, d. h. solche Fassungsanlagen, die aus übereinander geschichteten und an ihren Fugen mit Zement oder Mörtel verbundenen Zementringen bestehen. Der grundlegende Unterschied zwischen ihnen und den Holz- und Steinschachtbrunnen beruht in der praktisch sehr sicheren seitlichen Undurchlässigkeit des Schachtes. Bei ordnungsmäßiger Ausführung kann daher das Grundwasser nur von der Brunnensohle her eintreten. Ferner fehlen diesen Brunnen durch die glatten Wände die zahlreichen Höhlungen und Nischen, die

in den unverputzten Steinbrunnen vielen Tieren als Schlupfwinkel dienen können. Ein Vorzug des Werkstoffes beruht auch, vom biologischen Standpunkte aus betrachtet, darauf, daß die alkalischen Auslaugungen des Zementes längere Zeit hindurch verzögernd auf die Vegetationsansiedlung und damit auch auf die der abhängigen Tierwelt einwirken. Abgesehen davon bieten aber die offenen Zementbrunnen praktisch dieselben Lebensbedingungen, sowie auch die gleichen Verunreinigungsmöglichkeiten wie die anderen Kesselbrunnentypen. Je nach Anlage, Zustand und Alter kann man daher in ihnen die verschiedensten Bakterien, Blau-, Grün- und Kieselalgen, Pilze, Moose, Ur- und Rädertiere, Würmer, Kleinkrebse, Insektenlarven usw. antreffen. In der Lüneburger Heide begegneten wir einem solchen Brunnen, der derartig verschmutzt gewesen war, daß ihn seine Besitzer aufgegeben hatten. Er diente seit kurzem offenbar als Müllabladestätte, wie alte Konservenbüchsen, Strohhalme, Papier und sonstiger auf der Wasseroberfläche treibender Unrat erkennen ließen. Die Schwefelwasserstoffentwicklung im Brunnenschacht war so stark, daß seinen Wandungen jedweder Bewuchs fehlte und der Faulschlamm der Sohle zahlreiche hochpolysaprobe Bakterien *(Beggiatoa,* Stäbchen, Zoogloeen, Spirillen) enthielt.

Mit einem vierten Kesselbrunnen-Typus, den Felsenbrunnen, hat sich *Stiller* (1937) biologisch eingehender bei Gelegenheit einer Typhus-Epidemie befaßt. Die beiden verdächtigen, nur mehrere Meter tiefen Brunnen lagen in zerklüftetem, nur ganz oberflächlich von Erde überlagertem Kalkstein (Abb. 66). Der eine von ihnen war sehr wasserergiebig und zeichnete sich durch seinen überraschend hohen Gehalt an absiebbaren Schwebestoffen (11 cm^3/100 l Wasser) aus. Diese waren zwar überwiegend mineralischer Natur, enthielten aber unter den restlichen Stoffen u. a. Stärkekörner von Weizen, Hülsenfrüchten und Kartoffeln, Steinzellen von Obst, Spiralgefäße schwer verdaulicher Gemüse, Strohreste, die aus

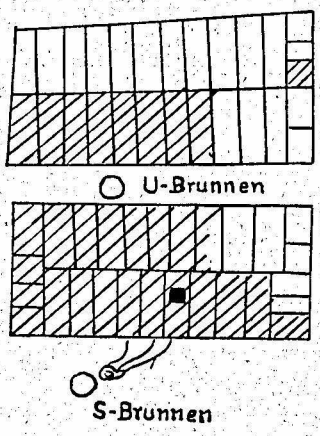


Abb. 66. Lage der verseuchten Brunnen. Schraffiert die Häuser mit an Typhus erkrankten Einwohnern. — Rechts vom S-Brunnen die Ansammlung der bei Regen von der Häuserreihe gegen den Brunnen fließenden Jauche. — ■ Haus der an Typhus zuerst erkrankten Frau J. L. — Nach *Stiller.*

Ställen oder von Düngerhaufen stammen konnten, Moosblättchen von den Dächern, Korkzellen und Waschblaukörnchen aus dem menschlichen Haushalt und — vielleicht von außen eingeweht — Pollenkörner, Federn, Käferborsten und Schmetterlingsflügel. Der mengenmäßige Anteil an Organismen war auffällig gering, die Artenzahl hingegen nicht unbeträchtlich. Nachgewiesen wurden Grünalgen *(Botryococcus* [?], *Spirogyra)*, Kieselalgen, Pilzfäden, Wurzelfüßler *(Difflugia, Euglypha, Trinema)*, Wimpertierchen *(Chilodonella)*, Geißeltierchen *(Chilomonas paramaecium)*, ein Borstenwurm *(Chaetonotus)* und ein Nematodenei. Herkunftsort dieser Bestandteile war offensichtlich eine Wasserader, die beim Abpumpen zutage trat und u. a. gallig gefärbte Steinzellen, Zellulosereste und Stärkekörnchen mit sich führte. Diese Vermutung wurde durch eine Fluoreszein-Färbung bestätigt. Das Brunnenwasser enthielt ferner zahlreiche Kalkdrusen radiärer Bauweise, wie sie nicht selten in Stallabwässern zu finden sind. Beim zweiten, weit wasserärmeren Brunnen war die Verschmutzungsursache zunächst schwer zu erbringen. Er enthielt etwa die gleichen Schwebestoffe wie der erste Brunnen; das durch mehrere Felsritzen eindringende Wasser schwemmte aber nur mineralische Bestandteile aus, kam also als Zubringer der verschmutzenden Stoffe anscheinend nicht in Betracht. Diese Frage wurde aber durch einen länger anhaltenden Regen gelöst, der die benachbarten, nur oberflächlich gegrabenen Abortgruben und die Dungstätten überschwemmte, wobei das in Rinnsalen abfließende Wasser zur Bildung einer dunkelgelben Wasserlache in 1,5 bis 2 m Entfernung von dem Brunnen führte und dort versickerte. Einer dieser Jauchebäche kam aus dem Hof, von dem der Typhus zunächst ausgegangen war. Die Eintrittsstellen des verschmutzten Wassers in den Felsenschacht verrieten sich durch Tintenstreifen. Ob außerdem eine Verbindung zwischen den beiden Brunnen bestand, konnte aus Zeitmangel nicht näher untersucht werden.

c) Die Kesselbrunnen mit losem Verschluß

Der erste Schritt, die offenen Kesselbrunnen wenigstens in gewissem Umfang gegen die äußeren Einflüsse zu schützen, besteht in ihrem Abschluß durch abnehmbare Deckel aus Holz, Eisen oder Zement oder ihrer Ueberbauung mit einem Brunnenhaus, das seitlich offen oder, allseitig geschlossen, durch eine Tür zugängig gemacht ist. Unter diesen Voraussetzungen wird der Brunnenschutz vornehmlich eine Funktion der Sorgfalt, mit der die Abschlußmöglichkeiten genutzt werden. Vom hygienischen Standpunkt aus betrachtet sind solche Brunnen ebenso unvollkommen wie die völlig offenen Fassungsanlagen, zumal erfahrungsmäßig feststeht, daß die Deckel vielfach nicht regelmäßig aufgelegt werden und die Türen nicht selten offen stehenbleiben. Immerhin gelangen in derartigen Brunnen zum mindesten lichtanzeigende Pflanzen, insbesondere Moose und fädige Grünalgen, kaum noch zur Entwicklung. Viel eher trifft das für die lichtbescheideneren Blau- und Kieselalgen zu. Ein in Oberschlesien untersuchter Zementbrunnen z. B., der ein eisenreiches Wasser führte und außerdem leicht verschmutzt war, enthielt als flaumigen Wandbelag Rasen der Blau-

alge *Chamaesiphon* und auf der rostroten Oberfläche seines abgelagerten Sohlenschlammes eine Vielzahl von Kieselalgen folgender Zugehörigkeit: *Diatoma hiemale* var. *mesodon, Meridion circulare, Synedra ulna* var. *danica, Stauroneis anceps, S. phoenicenteron, Navicula rhynchocephala, N. cryptocephala, N. radiosa, Pinnularia major, P. nobilis, P. subsolaris* und *P. borealis, Cymbella aspera, C. ventricosa* und *C. amphicephala, Gomphonema acuminatum, G. angustatum* und *G. subclavatum* sowie *Surirella ovata* und *S. angustata.* Der erhöhte Gehalt des Wassers an gelöstem Eisen und an organischen Stoffen gab sich durch die Anwesenheit von *Crenothrix polyspora, Leptothrix discophora* und *Anthophysa vegetans,* die sich abspielenden organischen Zersetzungsvorgänge durch den Nachweis der beiden Schwefelbakterien *Beggiatoa alba* und *B. leptomitiforme,* sowie auch durch die Anwesenheit von *Peranema trichophorum, Lacrima olor* und *Vorticella microstoma* in nicht gerade seltener Menge zu erkennen.

Ein anderer, im Rheintal an der Bergstraße gelegener Kesselbrunnen, der die erhebliche Tiefe von 42 m aufwies, führte in seinem Wasser neben feinem Sand und tonigen Trübstoffen als häufige Bestandteile zwei *Chrysomonaden*-Arten, daneben Bast- und Kiefernholzfasern, die planktonische Grünalge *Eudorina elegans,* die Kieselalgen *Microneis minutissima, Surirella elliptica, Nitzschia palea* und *N. Kützingiana,* die Urtierchen *Colpidium colpoda, Halteria grandinella* und *Stylonychia mytilus* sowie Reste von Kleinkrebspanzern. Dieser für einen so tiefen Kesselbrunnen besonders überraschende Befund klärte sich bei näherer Nachforschung zum wenigsten insoweit auf, als der Brunnen keinen erhöhten Brunnenkranz besaß, sondern nur lose durch eine zu ebener Erde liegende Eisenplatte abgedeckt war. Ein Einsickern von Oberflächenwasser — denn darauf deutet der biologische Befund — war damit in den Bereich der Wahrscheinlichkeit gerückt. Leider ergab sich keine Gelegenheit, diesen sicherlich interessanten Fall näher zu verfolgen, doch ließ sich noch feststellen, daß der Kaliumpermanganatverbrauch des Wassers als Anzeiger der zersetzungsfähigen organischen Stoffe mit 222,6 mg/l — bei einem Chlorgehalt von nur 26 mg/l — außerordentlich hoch lag.

d) Kesselbrunnen mit festem Abschluß

Wird ein Kesselbrunnen durch einen Holz-, Stein-, Zement- oder Eisenplattenbelag fest abgedeckt oder mit Mauerwerk überwölbt, so ist bei sachgemäßer Ausführung der Zutritt fester Stoffe zum Schachtinneren von außen her praktisch unterbunden. Gleichzeitig entfällt auch die Möglichkeit einer Einschleppung von Fremdkörpern durch das Schöpfgefäß, da nunmehr die Wasserförderung durch eine feststehende Pumpe erfolgt. Verfügt der Brunnen außerdem noch über undurchlässige Schachtwände oberhalb des Grundwasserträgers, so lassen sich gegen seine bauliche Ausgestaltung keinerlei hygienische Einwendungen erheben.

Als ständige und charakteristische Besiedler solcher Anlagen kommen, sofern sie sich einstellen, entweder nur die echten lichtscheuen Grundwassertiere oder aber gewisse, auf Licht nicht angewiesene Eisen-, selten auch Schwefelbakterien in Betracht.

Auch Sandkörnchen und andere mineralische und auch organische Ueberbleibsel des Grundwassers werden bald in kleineren, bald in größeren Mengen eingeschwemmt. Hingegen zählen chlorophyllführende Algen auf keinen Fall zum „Normalbestand", desgleichen aller Wahrscheinlichkeit nach auch nicht die sonst allgegenwärtigen Zersetzungsprotozoen, wenngleich einzelne von ihnen, wie z. B. Bodonen, zu den öfter wiederkehrenden Gliedern auch dieser Lebensgemeinschaft zählen. Gelegentlich finden sich als ortsfremde Bestandteile wohl auch Oeltröpfchen, Hanf-, Leder- und Holzfasern sowie Rostteilchen, die von den Pumpeneinrichtungen, z. T. auch von der Abdeckung stammen.

Ueber die Besiedlung durch Grundwassertiere, die, wie früher (S. 106) bereits ausgeführt wurde, bei uns — abgesehen von wenigen Ausnahmen — nur außerhalb der diluvialen Vergletscherungsgebiete möglich ist, liegen z. B. Untersuchungen von *Noll* (1939, 1943), *Schellenberg* (1936, 1942), *Haine* (1946) u. a. vor. Sie beweisen, mit welcher Formenfülle und Häufigkeit solcher Tiere zu rechnen ist. Gleichzeitig muß aber davor gewarnt werden, die Gesamtheit dieser Organismen grundsätzlich als Reinwasserbewohner anzusprechen, wofür gleichfalls a. a. O. (S. 110, 123) die entsprechenden Gegenbeispiele angeführt wurden. Wie rasch sich das Einwandern bisweilen vollziehen kann, geht aus einer Mitteilung von *Budde* (1927) hervor, nach der Brunnenflohkrebse *(Niphargus)* in Petershagen bei Minden bereits 5 Wochen nach Inbetriebnahme eines neuen Brunnens auftraten. Allerdings lag der nächste befallene Brunnen nur 10 m entfernt. Da die genannten Krebschen nach den neueren Erfahrungen sehr aktiv wandern können, bietet — zumal bei zusagenden Untergrundverhältnissen — die Ueberwindung einer so kleinen Strecke keine besonderen Schwierigkeiten.

Abgesehen von solchen naturgegebenen „Normalfällen" können Verstöße gegen die Bauvorschriften zu unbeabsichtigten Beimpfungen von an sich gut verschlossenen Kesselbrunnen führen. So nahm das Wasser eines Schulbrunnens, der anfänglich sauberes, geruchloses Wasser geliefert hatte, allmählich einen so widerlichen Geschmack und Geruch an, daß zur Oeffnung des Brunnens geschritten werden mußte. Dabei ergaben Proben von den Wandungen und der Sohle die Anwesenheit zahlreicher Schwammnadeln. Da die Sohle beim Abschluß des Brunnenbaues mit Flußkies überschichtet worden war, dürfte es keinem Zweifel unterliegen, daß dieser Kies unzureichend gewaschen eingebracht worden war und Dauereier (*Gemmulae* Abb. 109 G) von Süßwasserschwämmen enthalten hatte. Solche Dauerstadien vertragen, gleich denen gewisser Rädertiere, Muschel- und anderer Kleinkrebse usw., ein sehr langes Trockenliegen (*Messikommer* 1948). Welche Ursachen allerdings in unserem Falle zum Absterben der daraus hervorgegangenen Schwammkolonien geführt hatten, war nicht mehr festzustellen, jedoch ist bekannt, daß der Schwammzerfall rasch und unter starker Geruchsbildung erfolgt.

Auch Werkstoffmängel können bei Pumpenrohren zu betriebstechnischen Störungen führen. Holz ist bekanntlich in lufttrockenem Zustand sehr lange, unter Wasser, soweit es gasfrei ist, praktisch unbegrenzt haltbar; bei häufigem Wechsel von Trockenheit und Nässe wird es aber

leicht zerstört. Weiterhin ist Splintholz weniger widerstandsfähig als Kernholz. Als Bauholz sollte auch dieses nur in gut abgelagertem Zustand verwendet werden, da dann die auslaugbaren Stoffe einem möglichen Bakterien- und Pilzwachstum schwerer zugängig sind. Anstriche mit den handelsüblichen Schutzmitteln, wie Antinnonin, Basilit, Fluralsin und Rasco, Fluornatriumverbindungen mit Zusätzen von Dinitrophenolen, chromsauren Salzen usw. oder Karbolineum und Xylamin kommen für Trink- und wohl auch für die allermeisten Brauchwasseranlagen wegen der Giftigkeit, der starken Geruchs- und Geschmacksbildung und anderen Nachteilen nicht in Betracht (*Ulbrich* 1941). Verwendet man aus frischem oder z. T. aus Splintholz angefertigte Brunnenrohre, so besteht vor allem die Gefahr der Ansiedlung der beiden Abwasserpilze

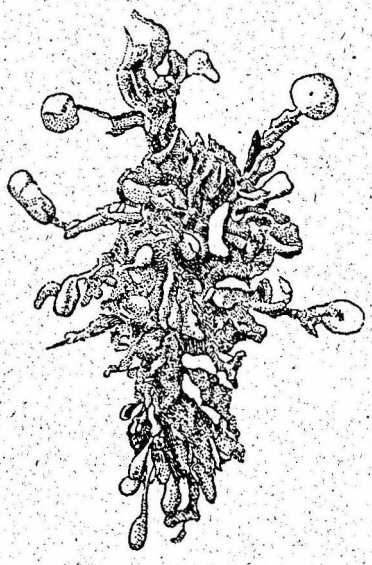


Abb. 67. *Zoogloea filipendula.* — Nach *Beger.*

Sphaerotilus natans und *S. dichotomus*, die von den auslaugbaren Stoffen leben, die Rohrwandungen überziehen und als feine Flöckchen ausgespült werden. Sie greifen gelegentlich auch auf die Brunnenwandungen über und können dann zu einer Plage werden (*Berka* 1913). Meist verschwinden sie allerdings von selbst, sobald ihre Nahrungsquelle erschöpft ist. Bisweilen überziehen sich die Brunnenrohre auch mit anderen bakteriellen Gallertmassen, die mitunter fellartige Decken mit beerenartigen Behängen (*Zoogloea filipendula* Abb. 67, *Beger* 1927, 1949) bilden. Auch diese an sich grauen, durch feinste Eiseneinlagerungen meist rostig verfärbten Besätze werden von Zeit zu Zeit in größerer Menge beim Abpumpen ausgespült.

Echte holzzerstörende Pilze stellen sich in der Regel erst oberhalb des Wasserspiegels ein, ergreifen dann aber nicht nur die Brunnenrohre, sondern auch sonstige hölzerne Brunnenteile. Sie werden bereits von *Vejdovsky* (1882) in dieser Hinsicht gekennzeichnet. Der häufigste Vertreter scheint der Sägeblättling *Lentiscus lapideus*

zu sein. Auf vernäßten Balken und Brettern erscheinen ferner neben dem echten Hausschwamm *Merulius lacrymans (domesticus)* als Erreger von Naßfäulen der Kellerschwamm *Coniophora cerebella* und der Kellerkremling *Paxillus acheruntius.* Ihre weißen, weit wuchernden Mycelgewebe werden gleich denen anderer Arten unter dem Sammelnamen „Rhizomorpha" zusammengefaßt. Splintholzzerstörer im besonderen sind *Stereum-* und *Polystictus*-Arten. Auch Fusarien mit ihren sichelförmigen Sporen, stellen sich dort gern ein, häufig gemeinsam mit den braunen Hyphen von *Melanomma,* einem *Fungus*

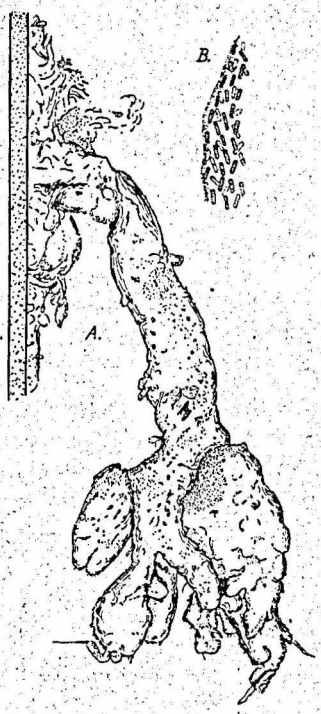


Abb. 68. Bakterienzoogloeen vom *Bacterium xylinum*-Typus, an einer Brunnenwand sitzend. — Nach *Beger.*

imperfectus. Aus einem Kesselbrunnen in der Uckermark wurden beim Anpumpen dunkelbraun gefärbte Bruchstücke eines Röhrenpilzes *(Polyporus)* in solchen Mengen gefördert, daß sich die Pumpenventile verstopften und das Wasser tiefbraungefärbt abfloß. Da sich diese Erscheinung in gewissen Abständen wiederholte, ist anzunehmen, daß die Pilze im Inneren des Pumpenrohres wuchsen und nach Erreichen einer bestimmten Größe jeweils beim Pumpen abgerissen wurden. Der Mißstand ließ sich nur durch ein Auswechseln der befallenen Holzteile durch gesundes Holz beheben.

Ausschließlich aus Eisen bestehende Rohre unterliegen, zumal in stark kohlensäurehaltigen Wässern, der Korrosion und weiter auch der Ansiedlung von Eisenbakterien, die, wie die vor-

genannten anderen Bakterien und Pilze, bisweilen gleichfalls — gemischt mit Eisenschlammflöckchen — in großer Menge ausgespült werden können.

Eine weitere Gruppe von Verschmutzungen und Unzuträglichkeiten hängt mit undichten oder schadhaft gewordenen Abdeckungen und rissigen Schachtwänden zusammen. Im erstgenannten Falle vermögen je nach der Lückengröße kleinere und größere Tiere, selbst Molche und Kröten, im letzteren Falle erdbewohnende Tiere, insbesondere Würmer, einzudringen. Liegen die Brunnen außerdem in der Nähe versickernder Abwässer, so vermögen sich alle jene biologischen Mißstände einzustellen, die bereits bei anderen Brunnentypen Erwähnung fanden. Auffällig sind dabei jene bakteriellen Gallerten, die zur Ausbildung langer, flach zungenförmiger Fortsätze von elfenbeinartiger Färbung führen. Sie ähneln (Abb. 68) den Bildungen des Essigschleimbakteriums *Bacterium xylinum* und können anscheinend als Indikatoren für die Zuläufe von Molkereiabwässern dienen (*Beger* 1949). Auch das Einwachsen von Baumwurzeln zählt durchaus nicht zu den Seltenheiten. *Ludwig* (1907) beschreibt eine Roßkastanie *(Aesculus)*, deren Wurzelschöpfe das Brunnenwasser durchsetzten und durch ihr teilweises Absterben zu unangenehmen Geschmacksbeeinträchtigungen führten. Auch ausgesprochene Eisenbakterienstörungen, durch Massenentwicklungen von Gallionellen oder *Leptothrix* zu rostig-schmutzigen Wasserverfärbungen führend, sind aus eisenreichen Brunnen bekannt. In manchen Fällen saßen namentlich die Gallionellen als dichte Schleier an den Wandungen und lösten sich von dort bei stärkeren Wasserspiegelschwankungen ab.

3. Die Rohrbrunnen

Rohrbrunnen stellen die hygienisch vollkommenste und wirtschaftlich günstigste Form einer Grundwassergewinnungsanlage dar. Mit den geschlossenen Kesselbrunnen gemeinsam ist bei ihnen der Abschluß gegen die Außenwelt, unterscheidend — besonders vom biologischen Standpunkte aus — die räumliche Beschränkung des Wasserspeicherraumes. Letzteres gilt besonders für die Kleinwasserversorgung, deren Brunnenrohre in der Regel kleine Durchmesser besitzen. Vorzüge der Rohrbrunnen bestehen ferner in der völligen Undurchlässigkeit der Rohrwandungen und in der Möglichkeit, in Tiefen zu gelangen, die den Kesselbrunnen nicht mehr zugängig sind. Auch können unerwünschte Grundwasserschichten ohne Schwierigkeiten durchfahren werden.

Die einfachste Form eines Rohrbrunnens ist der Ramm- oder Schlagbrunnen, auch Norton'sche Röhre oder Abessinier genannt, der aus einem Eisenrohr von 2 bis 8 cm lichter Weite und aufgesetzter Saugpumpe besteht (Abb. 69). Das Rohr ist im unteren Teile gelocht, durch ein Filtergewebe geschützt und am Ende mit einer kräftigen Stahlspitze versehen, um ein Einrammen oder Einbohren in den Boden zu erleichtern. Die größten Tiefen, die sich mit solchen Rammbrunnen erreichen lassen, betragen 7 bis 8 m. Sie werden gern in Kleinsiedlungen, Gärtnereien, auf Baustellen oder bei Wasserwerken als „Beobachtungsrohre" — zur Untersuchung der Grundwasserverhält-

nisse — verwendet. *Hertzog* (1938) erbeutete aus ihnen aus den Rheinschottern im Schutzgebiet des Wasserwerkes Straßburg im Elsaß beim Abpumpen von 80 Litern Wasser 44 echte Grundwasserbewohner, unter denen die meisten Kleinkrebschen *(Cyclops rhenanus)*, der Rest Schneckengehäuse *(Lartetia rhenana)* waren. Auch Asselkot (von *Asellus cavaticus?)* wurde festgestellt.

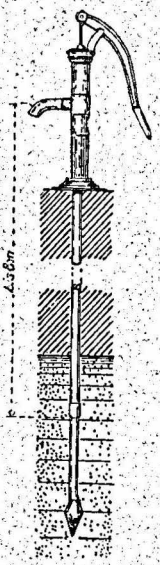


Abb. 69. Ramm- oder Schlagbrunnen. — Nach *Grünhut*.

Der Förderung größerer Wassermengen und ihrer Gewinnung aus größeren Tiefen dienen die Bohrbrunnen, deren Rohre für Kleinversorgungen im unteren Teile gelocht und zumeist mit Gewebefiltern ausgerüstet sind. In diese Rohre wird ein Saugrohr mit Pumpenventil eingeführt. Das der Lochung aufgelagerte Filtergewebe dient als Schutz gegen das Eindringen von Sand und anderen unerwünschten Bestandteilen von außen her. (Abb. 70).

Dieser technischen Ausgestaltung zufolge ist in einem Rohrbrunnen eine Belebung zu erwarten, die sehr ähnlich der der geschlossenen Kesselbrunnen, aber noch mehr verarmt ist, d. h. es ist allen Gesichtspunkten Rechnung getragen, um ein Eindringen irgendwelcher Fremdkörper von oben, von der Seite her und auch vom Grundwasser selbst aus zu unterbinden. Dementsprechend dürfen in solchen Brunnen weder typische Oberflächenbewohner, noch solche aus dem durchfahrenen Untergrund, noch echte Grundwassertiere auftreten. Eine Ausnahme bilden in einwandfrei arbeitenden Rohrbrunnen einzig gewisse, an sich hygienisch harmlose Wasserbakterien, unter die in diesem Zusammenhang auch die Eisen- und Manganfäller, sowie die Schwefelbakterien und die sulfatreduzierenden Bakterien zu rechnen sind. Ihre Entwicklung in den Rohrbrunnen zu verhindern, ist in Anbetracht der Bakterienkleinheit und ihrer zum mindesten teilweisen Bindung an

das Grundwasser praktisch unmöglich. Sie zählen daher zum „normalen" Bestand des aus einem Rohrbrunnen geförderten Wassers ebensogut wie feine Sandkörnchen, Gesteinssplitter und andere Detritusteilchen, Eisenoxydhydratflocken und Mangankrümel. Hanffaserreste, Lederstückchen[1]) und Oeltröpfchen sind gelegentlich gleichfalls nachzuweisen, geben aber, wenn sie von den Pumpeneinrichtungen stammen und nur in geringer Menge auftreten, keinen Anlaß zu Beanstandungen. Das gleiche gilt für Torfteilchen, Kohlebröckchen und Mikrofossilien, wenn die Rohrbrunnen in entsprechenden Bodenschichten stehen (s. S. 92). Bei dem Nachweis derartiger Bestandteile wird man sich allerdings stets die Frage stellen müssen, woher sie stammen können und auf welche Weise sie in die Brunnen gelangten, selbst wenn sie an sich harmlos sind. Diese Ueberlegungen sind auch deshalb angezeigt, weil

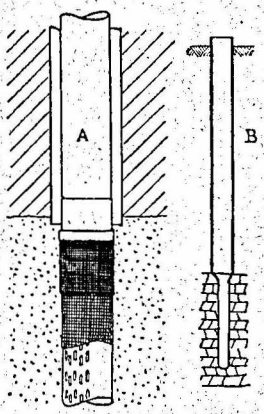


Abb. 70. A. Gewebefilter. — B. Rohrbrunnen ohne Filter. — Nach *Pengel-Bieske.*

ihre Anwesenheit möglicherweise mit tatsächlichen Verunreinigungen gekoppelt sein kann. Beweise hierfür haben die praktischen Erfahrungen geliefert. So führten z. B. viele verwahrloste Rohrbrunnen in Lodz (*Kisker* 1921) infolge ihrer mangelhaften Rohrbeschaffenheit und fehlerhaften Rohrverbindungen neben vielen der oben genannten harmlosen Bestandteilen tierische Haare, Stärkekörner, gefärbte Stoffasern, Rundwürmer und Bärtierchen, die durch Einsickerung häuslicher und gewerblicher Abwässer zunächst in den Untergrund geraten waren. An anderer Stelle wurde ein 40 m tiefer Brunnen angetroffen, in den durch Rohrschadstellen in einem höher gelegenen, durchfahrenen Grundwasserträger kleine erdbewohnende Borstenwürmer einzudringen vermocht hatten. Ueber Störungen durch Eisen- und Schwefelbakterien sei später im Zusammenhang mit den biologischen Verhältnissen in den Rohrbrunnen der Großwasserversorgung berichtet.

[1]) *Schöbl* und *Ramirez* wiesen in Manila an Hanf- und Lederdichtungen von Brunnenpumpen allerdings große Mengen von *Coli*bakterien nach, so daß auch solche Stellen für die hygienische Beurteilung nicht bedeutungslos sind.

4. Artesische Brunnen

Einen durch ihre Wasserzuführung eigenen Typus bilden die artesischen Brunnen, bei denen das bisweilen aus großer Tiefe aufquellende Wasser infolge seines natürlichen Ueberdrucks bis zur Erdoberfläche steigt, so daß dementsprechend eine künstliche Pumpenförderung meist nicht mehr erforderlich ist. Das Vorkommen solcher Brunnen ist vom geologischen Bau einer Gegend abhängig. Vielfach liegen sie in kesselförmigen Talmulden, in denen das Wasser zwischen zwei undurchlässigen Schichten nicht horizontal gelagert ist.

In der Regel führen die artesischen Brunnen Grundwasser und spülen dementsprechend gelegentlich auch echte Grundtiere aus, unter denen sich u. a. in Passy bei Paris das seltene Kleinkrebschen *Ectinosoma Edwardsi befand.* In Algerien wurden unter den nämlichen Umständen sogar kleine Zahnkarpfen und eine eigenartige Süßwasserkrabbe *(Telphusa)* nachgewiesen (*Chappuis* 1927, *Keilhack* 1935). Biologische Hinweise für den Zutritt von Oberflächenwasser zum Grundwasser liegen bereits im älteren Schrifttum mehrfach vor. So wurden nach den zusammenfassenden Angaben von *Lersch* (1870) im Jahre 1831 in Riemke unweit Bochum aus einem 13 m tiefen Brunnen Gründlinge von 8 bis 13 cm Länge ausgeworfen, die nur aus den 10 bis 20 km entfernt fließenden Bächen stammen konnten. Bei Elboef bei Rouan traten aus Brunnen etwa gleicher Tiefe kleine Aale und Hechte aus. Einer der Brunnen trübte sich nach starken Regenfällen durch tonig-sandige Bestandteile. In Tours an der Loire förderte ein etwa 115 m[1]) tiefer artesischer Brunnen neben Sand Bruchstücke und Samen von höheren Pflanzen und Schneckenschalen. Unter ersteren ließ sich u. a. eine Labkrautart *(Galium)* erkennen, unter letzteren befanden sich die Landschnecken *Helix rotunda* und *Xerophila (Helix) striata* und die Wasserschnecke *Planorbis marginatus.* In ihrer Gesamtheit erweckten diese Ueberbleibsel nach den Angaben von *Dujardin* den Eindruck, als ob sie am Ufer eines Gewässers, in unserem Falle also der Loire, zusammengespült worden wären und als Genist 3 bis 4 Monate lang im Wasser gelegen hätten. Ihr Austritt aus dem artesischen Brunnen könnte mit einem Hochwasser in Verbindung gestanden haben, das in die höher anstehenden, klüftig-durchlässigen Erdschichten einsickern konnte.

B. Die Quellwasserversorgung

Quellwasser wird sowohl im Gebirge als auch im Flachlande gern zur Kleinwasserversorgung herangezogen. Sein Reinheitsgrad hängt, abgesehen von seiner Herkunft (echtes Grundwasser, artesisches Wasser, ev. Oberflächenwasser) vor allem von der Art des natürlichen Quellaustrittes und der Art der Quellfassung ab. Die geringsten Möglichkeiten einer frühzeitigen Verschmutzung bieten die Sturzquellen, bei denen das Wasser sturzartig auf waagrechtem oder fallendem

[1]) Die Angabe der Brunnentiefe ist den Mitteilungen von *Lersch* entnommen. *Gärtner* (1902) gibt sie, anscheinend auf andere Quellen zurückgehend, mit 45 m an.

Horizont austritt und sofort mit mehr oder weniger starkem Gefälle zu Tal fließt, d. h. keinen eigentlichen Quelltümpel bildet; daher werden alle Schwemmstoffe mitgerissen und eine Verschlammung der Austrittsumgebung verhindert. Ungünstiger liegen die Verhältnisse bei den Tümpelquellen, deren Wasser von unten her eine beckenartige Senke füllt, diese bisweilen versumpft (Sumpfquellen) und dann erst als Quellbach zum Ablauf gelangt.

Den äußeren Charakter ungestört bewachsener Tümpel- und Sumpfquellen bestimmen häufig schwellende Moosrasen von *Cratoneuron, Clinodontus, Amblystegium, Fontinalis, Mnium* usw., mit denen die echte und die unechte Brunnenkresse *(Nasturtium officinale* und *Cardamine amara),* die Berle *(Berula angustifolia),* der Flachsalat *(Montia fontana),* die Sumpfmiere *(Stellaria uliginosa),* Wassersternarten *(Callitriche),* Angehörige der Gattung Ehrenpreis *(Veronica)* und manche andere höhere Wasserpflanzen vereint sein können. Daneben finden sich zahlreiche Algen, nicht selten auch der Bachflohkrebs *(Gammarus pulex),* Hüpferlinge, sehr kennzeichnende Muschelkrebse *(Ilyodromus olivaseus, Potamocypris wolfi),* Wassermilben und gelegentlich wohl auch Strudelwürmer wie *Planaria alpina* und *Polycelis nigra.* Glieder der ubiquitäten Zersetzungsfauna treten meist stark zurück. In Sumpfquellen verirren sich aus dem feuchten Erdreich bisweilen Regenwürmer wie *Eiseniella tetraedra* und *Allolobophora,* Merithiden sowie der Brunnendrahtwurm *Haplotaxis gordioides,* dessen eigentliche Heimat nach *Thienemann* (1928) dicht über dem Grundwasserspiegel liegt. In einem Wirtschaftszwecken dienenden Quelltümpel einer Gärtnerei trat der letztgenannte Wurm bisweilen so reichlich auf, daß er die Brausen der Gießkannen verstopfte und auf diese Weise lästig wurde. Wenn nun auch bei weitem nicht alle natürlichen Quelltümpel eine so mannigfaltige Besiedlung aufweisen — beschattete Waldquellen sind z. B. vielfach ausgesprochen artenarm —, so genügen sie zum mindesten nicht den Ansprüchen der Trinkwasserhygiene. Dabei ist unter anderem zu berücksichtigen, daß eingewanderte Regenwürmer zu einer wesentlichen Erhöhung der bakteriellen Keimzahlen beitragen können. *Bassilik* (1913) stellte beispielsweise in 1 ccm ihres Kotes 52 bis 64 Millionen Keime fest. Irrig ist auch die im Volksglauben verankerte Auffassung, daß Quellwasser „rein" sei, in dem Brunnenkresse *(Nasturtium)* wächst. Diese stellenweise beliebte Salatpflanze besiedelt zwar mit Vorliebe klares Wasser, doch erwiesen sich nach *Stiny* (1935) zehn von dreißig solcher Tümpelquellen zum mindesten zeitweilig als gesundheitlich nicht einwandfrei.

Einen ersten wesentlichen Schritt zum Schutz einer Quelle bietet ihre Einschließung in ein Brunnenhaus, sowie weiter, wie es in manchen Mittelgebirgen geschieht, die völlige Auskleidung des Sammelbeckens mit Steinplatten. Die Besiedlung solcher einfachen „Quellstuben" entspricht derjenigen baulich gleich gestalteter Kesselbrunnen (S. 129). Da die Wandungen aber bei derartiger Ausgestaltung nicht oder nur wenig über das umgebende Erdreich emporgezogen zu sein pflegen, der Zugang zum Wasserspiegel bisweilen sogar erst über mehrere Stufen führt, so besteht bei solchen Anlagen eine erhöhte Gefahr der Ein-

schleppung von Erdteilchen und Schmutzstoffen. Diese Beobachtungen machten wir im schlesischen und nordböhmischen Bergland an Quellstuben, die in Obstgärten und an gärtnerisch und landwirtschaftlich genutzten Hängen lagen.

Ein weiterer Kreis von Quellen wird zwar nach der Art der zentralen Quellwasserfassungen in gemauerten oder zementierten Räumen gesammelt, doch leiden solche Anlagen bei Kleinwasserversorgungen vielfach sowohl unter baulichen Mängeln (oberflächliche Fassung, mangelhafte Verschlüsse, Verzicht auf besondere Einsteigschächte) als auch unter dem Fehlen eines Schutzgebietes und besonders unter unzureichender Pflege. Unter solchen Verhältnissen wachsen durch undichte hölzerne oder nur lose aufgelegte eiserne Verschlußdeckel Moose ein. Ebenso vermögen die Lücken zur Eintrittspforte für Mücken, Nacktschnecken, Spinnen, Frösche usw., bzw. bei Regenwetter für verschmutzte Oberflächenzuläufe zu werden. *Berlis* (1936) stellte in einer derartigen, wenig ergiebigen Quellwasserfassung eines Schwarzwälder Gasthauses sogar eine zusätzliche Speisung durch Bachwasser fest, das zuvor durch gedüngte Wiesen gelaufen war. Das sich in der auch baulich völlig unzulänglichen Quellstube sammelnde Mischwasser war schmutzig und ergab positive *Coli*befunde. Als große Ausnahme darf wohl die Mitteilung von *Knox* (in *Killam* 1932) bewertet werden, nach welcher im Inneren einer Quellstube menschliche Fäkalien angetroffen wurden.

Vielfach leiden die ländlichen Quellfassungen an einer unzureichenden Sicherung durch Feinsiebe, die zum mindesten ein Auswandern der in den Fassungsraum eingedrungenen größeren Quellstubenbewohner (besonders Grundwassertieren) in die anschließenden Rohrleitungen verhindern sollen. Weiter ermöglichen aber mangelhafte Verbindungen zwischen Sammelraum und Ableitung ein gelegentliches Einschlüpfen von Mäusen, Kröten, Erdsalamandern, kleinen Vögeln usw. in die Leitungen. Diese größeren Tiere führen, nachdem sie verendet sind, u. a. bisweilen zu deutlichen, anfänglich aber unerklärlichen Geruchs- und Geschmacksveränderungen des Wassers.

Die Fortleitung des Quellwassers erfolgt bei der ländlichen Wasserversorgung z. T. durch unter- oder oberirdisch verlegte geschlossene Rohrleitungen oder durch offene Gerinne. Als Baustoff dient vielfach noch Holz, in den Alpenländern besonders das von Lärchen und kienigen Kiefern. Die Lebensdauer solcher Hölzer wird auf etwa 30 Jahre geschätzt. Sie zersetzen sich allmählich — z. T. durch die Einwirkung von Pilzen — und vermögen dem durchströmenden Wasser einen faden bis muffigen Geruch mitzuteilen. In den Alpen erreichen die Leitungen oft viele Kilometer Länge und werden außer zur Trinkwasserversorgung auch zur Wiesen- und Mattenwässerung herangezogen. Ein ausgedehntes System dieser Art ist durch den Hochgebirgsroman von *J. C. Heer* „An heiligen Wassern" aus dem trocken-kontinentalen Wallis näher bekannt geworden. Es versorgt das Dorf Visperterminen mit dem aus dem Nanzertal vom Gamsagletscher aus 2500 m Höhe herabkommenden Wasser sowie mit Wässern von der Alp Niedersten (1750 m). Die an senkrechten Felsen, durch Abbruchhalden, Felskanäle und ausgehöhlte

Baumstämme geführten „Kännele" sollen zum Teil römischen Ursprungs sein[1]). In den Einzelhöfen und Dörfern enden solche Leitungen meist in „laufenden Brunnen". Die offene Wasserführung gestattet begreiflicherweise jedwede Verunreinigung (Weidegang des Viehs). Ueber die biologische Belebung der Wandungen ist nichts Näheres bekannt. Es kann aber angenommen werden, daß sie wegen der vielfach hohen Strömungsgeschwindigkeit gering ist und infolge der ständigen Zufuhr von sauberem Wasser niemals auch nur annähernd polysaproben Charakter annehmen kann.

Die laufenden Brunnen bestehen gewöhnlich aus wannenförmigen Holz- oder Steintrögen bzw. in neuerer Zeit aus meist völlig stillosen Zementbecken. Zu- und Ablauf erfolgen entweder ohne besondere Vorkehrungen, oder aber der Zulauf vollzieht sich durch einen senkrechten „Brunnenstock" oder „Post", der Ablauf über ein Ueberfallrohr. Diese Trennung ist besonders sinnentsprechend, wenn die Tröge als Viehtränken, zum Waschen von Wäsche und anderen Brauchzwecken dienen.

Eingehendere Untersuchungen über die biologischen Verhältnisse solcher ständig durchflossenen Tröge liegen z. B. von *Kurz* (1922) aus dem Appenzell, von *Schmidle* (1892) aus dem Schwarzwald, von *Stadler* (1924) aus Unterfranken, von *Budde* aus dem Sauerland (1928) und aus Spanien (1928), ferner von *Migula* (1924), *Bornhauser* (1912), *Chappuis* (1924) usw. vor. Die Unterschiede in der Artzusammensetzung und Mengenentfaltung beruhen zum Teil auf bisweilen geringfügigen Verschiedenheiten der chemischen und physikalischen Wasserbeschaffenheit, zum Teil aber sicherlich auch auf dem „Zufall" des Ersterscheinens. So stellte *Stadler* (1924) bei zwei vom gleichen Quellwasser durchflossenen Trögen in dem einen von ihnen eine Massenentwicklung der Kieselalge *Diatoma hiemale*, im anderen eine solche von *Frustulia vulgaris fest.* Des weiteren richtet sich die Besiedlungsstärke auch nach der Pflege, die den Trögen zuteil wird. Für die biologische Beurteilung des Wassers sind natürlich solche Brunnen am dankbarsten, die nicht zu oft gefegt werden.

Legt man zur Kennzeichnung der Lebensgemeinschaften als Beispiel wiederum die Schilderungen von *Stadler* zugrunde, so ergeben sich als häufige „Brunnenmoose" *Fontinalis antipyretica* und *Rhynchostegium rusciforme* und als häufige Grünalgen Angehörige der Gattungen *Ulothrix* (z. B. *U. moniliforme), Microspora (M. amoena), Oedogonium, Cladophora, Spirogyra* und *Vaucheria.* Die wattebildenden *Cladophora*-Massen zeigen bisweilen absonderliche Formen, die Spirogyren vermehren sich bei starkem Wasserdurchfluß nur noch vegetativ. Auch Kieselalgen zählen zu den verbreiteten Erscheinungen und kleiden die Wandungen oft mit dicken braunen Schleimüberzügen aus. Als

[1]) Die „Kännele" sind zur Ueberwachung mit unterschlächtigen Wasserrädern ausgerüstet. Diese setzen, vom strömenden Wasser angetrieben, einen Steinhammer in Bewegung, der auf ein untergelegtes Brett klopft und damit den Wasserdurchlauf weithin verkündet. Ein Verstummen dieser Klopfzeichen verkündet also einen Bruch der Leitung *(Prinz* 1918).

regelmäßige tierische Trogbewohner verzeichnet *Stadler* die Rädertiere *Philodina citrina, Callidina vorax* und *Metapodia lepadella,* die Rundwürmer *Dorylaimus carteria, Plectus tenuis, P. cirratus* und *Aphelenchus,* Kleinkrebse und Zuckmückenlarven. Bisweilen fanden sich auch die beiden Strudelwürmer *Planaria alpina* und *P. polychroa* und selbst Flohkrebse *(Gammarus pulex* und *G. fluviatilis).* Die stattliche Zahl dieser auf engem Raum zusammengedrängten und hier nur in der Auswahl angeführten Arten lassen auf ein verhältnismäßig sauberes Wasser schließen, weisen aber auf eine geringe Pflege dieser laufenden Brunnen hin. Daß im übrigen neben solchen Quell- und Bachbewohnern auch echte Grundwassertiere, wie z. B. der Brunnenflohkrebs *Niphargus* und seine Verwandten, an solchen Orten heimisch werden können, ist u. a. von *Noll* (1939) für das Maintal oberhalb Aschaffenburg sichergestellt worden. Im allgemeinen dürften aber die flachen, sonnendurchlichteten Tröge, zumal wenn sie sauber gehalten werden, keinen geeigneten Raum für eine Daueransiedlung lichtmeidender Lebewesen abgeben. Nicht uninteressant ist es noch, daß nach *Chappuis* (1927) das Muschelkrebschen *Potamocypris zschokkei* in der Schweiz seine beliebteste Aufenthaltsstätte in den tief beschatteten Pfützen besitzt, die sich unter den Trögen durch das ständig niederfallende Tropfwasser bilden.

In Zementbrunnen ist die Besiedlung in der Regel merklich geringer als in Holz- und Steintrögen. Insbesondere pflegt der Wandbewuchs nur gering zu sein, eine Erscheinung, die wir bereits als Merkmal der Zement-Kesselbrunnen (S. 130) betonten, und die auf der erhöhten Alkalität der Zementflächen beruhen dürfte. Am ehesten trifft man auf dem Wasserspiegel treibende flockige Watten von *Ulothrix, Stigeoclonium* oder *Cladophora* und im schlammigen Absatz, der sich gerade in den tieferen Becken in gewissem Ausmaße ansammelt, nicht selten Schlammwürmer (Tubificiden) und verschiedene Insektenlarven (besonders Chironomiden) an. Bei anhaltender gröberer Verunreinigung überziehen sich die Wandungen bisweilen auch mit einem grauen Schleier flaumiger Sphaerotilusfäden, in deren Gesellschaft u. a. *Carchesium lachmanni* auftreten kann. Zur Ausbildung einer typisch polysaproben Organismengesellschaft kommt es aber in Anbetracht des ständigen Wasserwechsels und der damit verknüpften Sauerstoffzufuhr selbst nicht in Becken und Holztrögen, die ausschließlich zum Tränken des Viehs verwendet werden. Da sie aber wenig gepflegt werden, so findet man auf ihren Wandungen, zumal wenn sie aus Holz bestehen, gelegentlich ausgedehnte Moosrasen und vereinzelt auch Feuchtigkeit liebende Blütenpflanzen, so das Rispengras *Poa annua,* Binsen wie *Juncus lamprocarpus,* den Blutweiderich *Lythrum Salicaria* und im Alpengebiet z. B. die Mehlprimel *Primula farinosa.*

Endet der laufende Brunnen mit einem Brunnenstock, so ist auch dessen Ablaufrohr nicht selten mit Algen besetzt, und zwar einerseits von Kleinstformen aus den Gruppen der Blau- und Grünalgen, sowie mit ziemlicher Regelmäßigkeit von *Hormidium flaccidum. Spandl* (1926) stellte auch *Stentor nigra* an solchen Orten in großer Menge fest. Ueber

die Zonierung von Algen an den Brunnenschuhen vermittelt die Abbildung 71 von einem Brunnenhaus einer Glaubersalzquelle einen allgemeinen Einblick.

Zu den laufenden Brunnen zählen schließlich — nicht selten allerdings an zentrale Wasserversorgungen angeschlossen — viele der Zierbrunnen, die in mannigfaltiger Ausgestaltung und als Wahrzeichen steter künstlerischer Schaffensfreudigkeit seit altersher in Stadt und Land errichtet worden sind. Wir erinnern nur an den „Gänsemännchenbrunnen" in Nürnberg, an die Wasserspiele vieler Schlösser usw. Die Schalen und Becken, in denen sich das Wasser sammelt, bieten wie die Brunnentröge sehr verschiedenen Lebewesen die Möglichkeit einer Ansiedlung. Eine der bezeichnendsten Kleinalgen für das ruhig gewordene Wasser ist die kleine Zieralge *Cosmarium laeve* (Abb. 47 J),

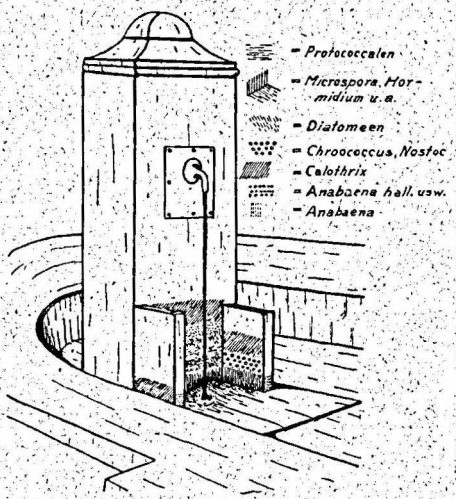


Abb. 71. Brunnenhaus der Glaubersalzquelle II bei Franzensbad mit Algenbewuchs am Wasserablauf. — Nach *Brabez*.

die mit großer Vorliebe in solchen Kleingewässern zur Entwicklung gelangt. Sie vermehrt sich dort bisweilen so reichlich, daß sie das Wasser trübgraugrün verfärbt und den Wasserspiegel schließlich mit ihren sich bildenden Schaumfladen bedeckt. Derartige Bildungen können besonders in hellfarbenen Becken, wie z. B. in Marmorschalen, zu Beanstandungen führen. Aus einem Zierbrunnen in Zürich stammte auch die Kraushaaralge *Ulothrix zonata*, die dem Schweizer Botaniker *Cramer* (1870) als Ausgangsmaterial für seine grundlegenden Untersuchungen über die Entwicklung dieser Grünalge diente. In einem Berliner Zierbrunnen bestand der Bodenbelag aus *Sphaerella fluviatilis*, der als Begleiter die Rädertiere *Philodina roseola* und *Cathypna luna* sowie die Wimpertiere *Vorticella citrina* und *Stylonychia mytilus* beigemischt waren.

Eines besonderen Hinweises bedürfen noch die als „Bösbrünnle" oder „Kropfquellen" verrufenen Quellschüttungen, die mit der endemischen Kropfbildung und ihren Begleit- und Folgeerscheinungen,

der Idiotie, dem Kretinismus und der Taubstummheit in Verbindung gebracht werden. Ohne auf diesen noch nicht restlos geklärten Fragekomplex einzugehen (*Duerst* 1941), sei mit *Stadler* (1924) nur darauf hingewiesen, daß bereits *E. Krebs* 1877 mit Quellwässern böhmischer Kropfbezirke bei Hunden experimentell Kropf erzeugte und als biologisches Kennzeichen der verwendeten Wässer Kieselalgen bezeichnete, die er „Naviculae" nannte. *H. Bircher* (1883) andererseits, der als erster eine ganz bestimmte Theorie auf Grund statistischer und hydrogeologischer Tatsachen aufstellte, bezeichnete die durch den Besitz von Gallertschläuchen gekennzeichnete Artengruppe der Kieselalgengattung *Cymbella*, d. h. die alte *Kützing*'sche Gattung *Encyonema*, als typische Bewohner der Kropfquellen. Wenn nun auch z. B. in Pflochsbach in Unterfranken u. a. *Cymbella ventricosa* tatsächlich z. B. im „nördlichen Kropfbrunnen" nachzuweisen war, so ist sie andererseits — wie *Stadler* in diesem Zusammenhang betont — auch im Pfarrhofbrunnen desselben Dorfes anzutreffen, der nicht als Kropfbrunnen gilt. Im übrigen sind die in Betracht kommenden *Cymbella*-Arten hinsichtlich ihrer Lebensansprüche so wenig spezialisiert und so allgemein verbreitet, daß es widersinnig wäre, sie als Indikatoren für ein Kropfwasser zu bezeichnen.

C. Die Regenwasserversorgung

Regenwasser ist seiner geringen Härte und Salzarmut wegen zu Kesselspeisungen und anderen technischen Zwecken vorzüglich geeignet, wenn auch vielfach sauer und daher aggressiv. Als Trinkwasser ist es hingegen infolge seines faden Geschmackes wenig ansprechend und zudem wegen der Art seiner Gewinnung der Verschmutzung leicht ausgesetzt. Auch spielt bei seiner Verwendung die Frage ausreichender Niederschlagsmengen eine wichtige Rolle.

Während das Regenwasser im Mittelalter in den eng bebauten Städten zweifellos häufig zur zusätzlichen Deckung des Wasserbedarfs herangezogen wurde, bedient man sich seiner bei uns in neuerer Zeit meist nur noch dort, wo sich keine andere Wasserbeschaffung bietet, d. h. in Landstrichen mit mangelndem, mit brackigem oder mit moorigem Oberflächen- und Grundwasser. Die Zahl der Einwohner, die im jetzigen Westdeutschland auf den Bezug von Regenwasser angewiesen sind, wird neuerdings (*Bruns* 1949) aber noch immer auf 700 000 geschätzt! Solche Notgebiete finden oder fanden sich bis etwa zur Jahrhundertwende z. B. im Bereiche der Nordseeküste von Schleswig-Holstein bis nach Ostfriesland im Marschen- und anschließenden Moorgebiete. (Oldenburg, Papenburg, Osnabrück, Aurich, Wittmund usw.[1]). Wenn z. B. der Dichter *J. H. Voß*, der 1778 bis 1782 in der Kreisstadt Ottersdorf bei Cuxhaven, dem sog. „nordischen Rothenburg", lebte, an einen seiner Freunde schreiben konnte: „Das Wasser, das wir trinken, sammeln wir von den Dächern und heben es in Tonnen auf; oft riecht's und muß doch hinunter", so sind solche Feststellungen noch gegenwärtig durchaus nicht überholt. *Finger* (1908) z. B. berichtet über die Wasserversorgungsver-

[1]) *R. Meyer* (1950) gibt folgende Zahlen für Zisternen in ostfriesischen Kreisen an: Aurich 3000, Leer 9100, Wittmund 6000, Norden 6720.

hältnisse des Regierungsbezirkes Stade, d. h. aus demselben Gebiete, aus dem die Bemerkungen von *Voß* stammen, daß das von ihm in den Zisternen der Schule von Wester York (Alte Land) angetroffene Wasser leicht getrübt, von fauligem Geruch und von widerlichem Geschmack sowie reich an Schwebestoffen gewesen sei. Die reicheren Hofbauern jener Gegend, die über hartgedeckte Häuser verfügen, benützen das aufgefangene Regenwasser nur zum Waschen und Kochen, nicht aber zum Trinken, zumal es meist reichlich Kleinalgen und Kleintiere enthält. Für die Zubereitung von Tee und Kaffee sowie zum Kochen von Hülsenfrüchten hingegen wird es seiner geringen Härte wegen geschätzt. Später erfolgte die Deckung des dringendsten Wasserbedarfes für Otterndorf durch Zufuhr in Eisenbahnwagen.

Ueber die Zahl der Zisternen im Emsland, die sich durchweg im Besitz der ärmeren Bevölkerung befinden, im Vergleich zu anderen Wassergewinnungsanlagen dieses Landstriches, vermittelt folgende, von *Redeker* und *Demohn* (1936) stammende Uebersicht einen guten Einblick.

	Zahl der Häuser	Hauswasserleitung	Absenkpumpe	Versenkte Schachtbrunnen m. Pumpe	Offene Schachtbrunnen mit Wandverkleidungen aus			Regenzisternen	Wandlose, im Boden abg. Torfbrunnen	Wasserlöcher	Keine eigenen Brunnen
					Zement	Ziegel	Holz				
	Absolute Zahlen										
Moordörfer	478	—	21	46	70	32	8	36	246	8	11
Heide- und Niederungsdörfer	113	—	43	31	10	17	3	—	8	—	1
Stadtnahe Dörfer	203	2	26	41	57	57	4	—	1	—	15
Zusammen	794	2	90	118	137	106	15	36	255	8	27
	Prozentuale Werte										
Moordörfer	100	—	4,4	9,6	14,6	6,7	1,7	7,5	51,5	1,7	2,3
Heide- und Niederungsdörfer	100	—	38,0	27,4	8,8	15,1	2,7	—	7,1	—	0,9
Stadtnahe Dörfer	100	1	12,7	20,2	28,1	28,1	2,0	—	0,5	—	7,4
Zusammen	100	0,2	11,4	14,9	17,2	13,4	1,9	4,5	32,1	1,2	3,3

Beispiele für Regenwasserversorgungen in Gebieten mit klüftigem Untergrund, in denen auch starke Niederschläge fast spurlos versickern, fanden sich z. B. auf den quellenlosen Plänerkalken südwestlich Paderborn im Bereich der sog. „trockenen" Dörfer Dörenhagen, Eggeringshausen und Busch sowie auf der wasserlosen Muschelkalk-Hochfläche von Großwilsdorf unweit Freyburg a. d. Unstrut, wo nach *Gabert* (1929)

den 40 bäuerlichen Wirtschaften nach dem Ortsstatut täglich nur 4 Eimer Wasser aus dem Gemeindebrunnen zustanden. Noch Anfang der 80er Jahre spielte die zusätzliche Regenwasserversorgung für die Stadt Remscheid eine solche Rolle, daß in wasserarmen Zeiten nach *Grahn* (1898) vor Sonnenaufgang ein Wettrennen der Bevölkerung nach den Talgründen einsetzte, um in Eimern von dem geringen Vorrat der Bäche zu schöpfen, der sich über Nacht angesammelt hatte. Auch im Jura zählten, trotzdem dieses Gebirge zu den regenreichsten Gebieten Deutschlands gehört, bis zur Einführung der Gruppenwasserversorgung Zisternen zu den allgemein verbreiteten Wassergewinnungsanlagen. Zur Ergänzung dieses Dachwassers benutzten die Bewohner der Alb überdies gelegentlich das gleichfalls nie einwandfreie Wasser der „Hühlen"

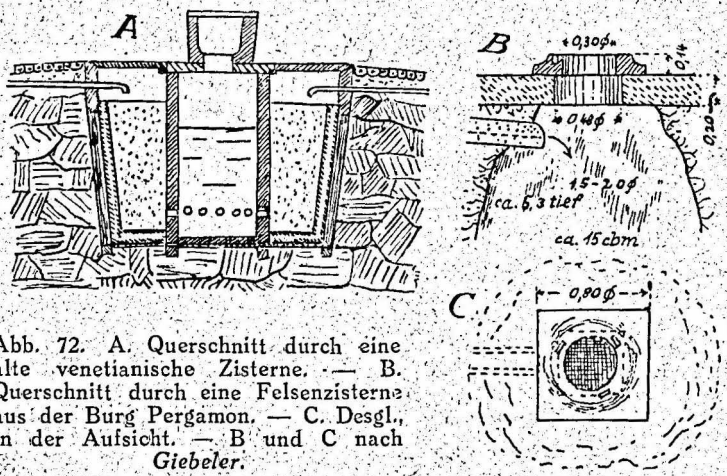


Abb. 72. A. Querschnitt durch eine alte venetianische Zisterne. — B. Querschnitt durch eine Felsenzisterne aus der Burg Pergamon. — C. Desgl., in der Aufsicht. — B und C nach *Giebeler*.

oder „Hülben", d. h. mit Letten ausgeschlagener künstlicher Wassertümpel, die der Brauchwasserbeschaffung und zur Viehtränkung dienten und alljährlich einmal gründlich gereinigt wurden (*Ehmann* 1881, *Grahn* 1902). Unter den von *Schmidt-Lange* (1938) im Jura und in Niederbayern untersuchten 535 Trinkwasseranlagen befanden sich noch 51 Zisternen. Gemeinden, die bis 12 km von Jütten entfernt lagen, bezahlten das mit Pferdefuhrwerken herangeführte Wasser mit 5 Mark je m³.

Bei einfachster Durchbildung einer Zisternenanlage wird das auf Dach-, Hof- und selbst Straßenflächen niedergehende Regenwasser ohne besondere Vorreinigung in einen voll ausgemauerten oder zementierten Behälter geleitet, der offen oder mit einem Deckel verschließbar ist und meist unterirdisch liegt. Die vollkommensten Anlagen hingegen besitzen besonders hergerichtete Auffangflächen, Abfangsiebe in den Zuleitungsrohren, Absetzbecken, Filtereinrichtungen und Förderpumpen. Die nach dem Vorbilde der „venetianischen" Zisternen (Abb. 72 A) gebauten Anlagen enthalten Sand- oder Feinkiesfilter. In anderen Fällen wird das Regenwasser über Steinpackungen geleitet. Das erste Regenwasser, das die Hauptmenge der auf den Auffangflächen angesammelten Unreinlichkeiten zusammenspült, wird in der Regel ungenutzt zum Ab-

lauf gebracht. Das Fassungsvermögen der Zisternen ist sehr verschieden groß, je nachdem es sich um die Versorgung eines kleinen oder großen Personenkreises handelt. Ausgedehnte Zisternenanlagen fanden sich z. B. auf manchen mittelalterlichen Burgen, Schlössern und Festungen. Sie zählen auch z. B. in den Mittelmeerländern seit altersher zu den bekannten, architektonisch oft künstlerisch ausgestalteten Bauwerken. Im alten Pergamon wurden wohlerhaltene Zisternen ausgegraben, die nach *Giebeler* (1917) z. T. roh aus dem Felsen gebrochen bis 7 m tief reichten, z. T. auch sorgfältig gemauert oder mit Hausteinen verkleidet waren. Die kleinsten dieser Behälter faßten rd. 10, die größten 125 m³ Wasser (Abb. 72 B, C). Unter den zahlreichen alten, seit langer Zeit trockengelegten Zisternen von Konstantinopel finden sich auch solche, deren Gewölbe durch Reihen von Marmorsäulen getragen werden. Sie werden nach *Prinz* (1919) bisweilen als Arbeitsräume benutzt, während viele der offenen Zisternen mit Erde ausgefüllt worden sind und zur Aufzucht von Gemüse dienen. Beachtlich erscheint der Hinweis von *Salomon* (1930), daß die Stadt Venedig, die gegen die Jahrhundertwende, ehe die festländische Großwasserversorgung in Betrieb war, über 2000 Zisternen mit einem Gesamtfassungsraum von 200 000 m³ verfügte, bei langanhaltenden Trockenzeiten Flußwasser vom Festland in Kähnen herbeiführte und als Zusatzwasser in den Zisternen aufbereitete. Diese Mitteilung ist wichtig, da sie mit ähnlichen Wasserergänzungen auch in Zisternen anderer Oertlichkeiten rechnen läßt. Da mit solchem Oberflächenwasser auch echte Planktonorganismen in zweifellos größerer Menge in die Zisternen gelangen, würde sich deren an sich ohne Kenntnis der Wasserherkunft zunächst eigenartiges Vorkommen zwanglos erklären lassen.

Wie bereits bemerkt, ist Regenwasser sehr leicht der Verschmutzung ausgesetzt. Soweit es in staubfreien, unbewohnten Gebieten niederfällt, enthält es als regelmäßige Bestandteile Sauerstoff, Stickstoff, Kohlensäure, geringe Mengen von Ammoniak, sowie bei Gewittern auch Nitrite und Nitrate. Im Bereich menschlicher Siedlungen, insbesondere solcher mit industriellen Anlagen, nimmt es ferner aus der Luft die flüchtigen Rückstände verbrannter Kohle (Rauchgase, teerige Stoffe, schweflige Säure) und andere Abgase auf. Auch die vom Winde hochgewirbelten und in der Luft schwebenden Staubteilchen und andere Bestandteile des „Aeroplanktons" (*Molisch* 1912, „plancton atmosphèrique" *Bonnier* 1911), d. h. Pollen, Samen, pflanzliche Reste verschiedenster Art, Haare, Gespinstfasern, Ruß, Bakterien, Kleinalgen, Pilzsporen, kleine Tiere und deren Cysten usw., werden vom Regen zu Boden gerissen. Nach den neueren Feststellungen werden Bakterien und Pilzsporen durch die Luftströmungen bis rd. 10 000 m hochgeführt, während Kleinalgen und Mooskeime noch bei 2000 m und Zuckmücken bei 4000 m aufgefangen wurden. Nach *Pichler* (1917) überwiegen die Bakterien in der kühleren, die Schimmelpilze besonders in der warmen Jahreszeit; unter ersteren finden sich vielfach farbstofferzeugende Formen, unter letzteren besonders die Gattungen *Penicillium* und *Cladosporium*, sowie Hefepilze. Mehrfach wurden auch die zu purpurroten Watten auswachsenden Pilzsporen von *Gemmaphora purpurascens* festgestellt.

PERMUTIT AKTIENGESELLSCHAFT

Puschkarew (1913) stellte fest, daß die Cysten von Protozoen zu Beginn von Regenfällen, Bakterien und Pilzsporen hingegen auch im weiteren Verlauf eines anhaltenden Regens niedergeschlagen werden. Unter den 13 von ihm nachgewiesenen Arten fanden sich neben Amoeben und farblosen Flagellaten u. a. die Wimpertierchen *Colpoda cucullulus* und *C. steinii.*

Bedeutsamer sind die Verschmutzungen, die beim Rinnen des Wassers über die niemals tadellos sauberen Dachflächen — bei den Dachwasserzisternen — oder über die Auffangflächen auf dem Erdboden — bei den sog. Boden- oder Landwasserzisternen — in Gestalt von Schmutzteilen verschiedenster Art zusammengespült werden. *Höll* (1935) z. B. fand auf Helgoland, das bekanntlich einen vielbesuchten Rastplatz für wandernde Vögel bildete, auf den Dachflächen und in den Regenrinnen der Häuser neben Ruß- und Aschenteilchen reichlich Vogelkot, daneben auch Kadaver von Vögeln, die vom Flug übermüdet, bei ihrer Rast verendet waren und in den Dachrinnen der Zersetzung anheimfielen. Es ist begreiflich, daß solche Verhältnisse als hygienisch sehr bedenklich bezeichnet werden müssen.

Der Grad der Verunreinigung hängt also weitgehend von der Reinhaltung der Auffangflächen ab. In Norddeutschland wählt man als Regenfänger mit Vorliebe südgerichtete Dachflächen, weil sich in dieser Lage Moose und Flechten weniger reichlich als auf der Wetterseite anzusiedeln pflegen und dementsprechend auch weniger oft in die Zisternen eingespült werden können. Um letzteres zu verhindern, werden grob- und feinmaschige Siebe in die Sammelrohre eingebaut. Für einwandfreiere Anlagen verwendet man als Auffangflächen Ziegel- oder Schieferdächer, nicht aber Strohdächer, da diese in der Regel einen reichen Besatz von Kleinlebewesen enthalten, vielfach von Spatzen bewohnt werden und nicht selten auch Ratten und Mäuse beherbergen. Trotzdem wird aber auch das von solchen Flächen stammende Wasser in Tonnen gesammelt, in der Regel aber nur zu Wirtschaftszwecken verwendet.

Im gespeicherten Wasser technisch einwandfrei ausgestatteter und gut gehaltener Zisternen stimmt die Zusammensetzung der Organismenwelt etwa mit derjenigen sauberer Kesselbrunnen überein. In ihrem Wasser pflegen sich als eingesessene Lebensgemeinschaft neben Pilzfäden und Bakterien unbeschalte und beschalte Amoeben und andere anspruchslose Urtierchen *(Actinophrys, Chilodonella, Holophrys* usw.) vorzufinden, nicht aber chlorophyllführende Algen. In einfacheren Zisternen hingegen stellen sich, zumal wenn sie offen stehen, u. a. *Chlorellen, Scenedesmus*-Arten, Kleinkrebse und Mückenlarven mit größerer Regelmäßigkeit ein. Durch ihre größere Menge zeichnen sich gelegentlich Muschelkrebschen *(Cypris*-Arten) und Wasserflöhe (Cyclopiden und Daphnien) aus. In den Regenwassertonnen leben mit Vorliebe die Larven von Chironomiden und Stechmücken *(Culex pipiens, Theobaldia annulata). Spandl* (1926) nennt als Bewohner abgedeckter dalmatinischer Zisternen verschiedene Rundwürmer *(Monhystera vulgaris, Dorylaimus obtusicaudus* und *D. stagnalis, Mononchus* sp. und zwei

Rhabditis-Arten), sowie als ziemlich regelmäßigen Einwohner den Brunnendrahtwurm *Haplotaxis*. Ein Teil dieser Tiere dürfte, zumal wenn die Zisternen über keine Pumpen verfügen, durch erdverschmutzte Eimer eingeschleppt werden und sich in den verschlammten Steinpackungen halten und vermehren.

Die Menge und Beschaffenheit des sich anhäufenden Schlammes hängt begreiflicherweise von den örtlichen Verhältnissen ab. Im Zisternenbehälter des Hygienischen Instituts von Kiel war er z. B. nach Wagner (1918) selbst nach 1½jähriger Benutzung noch sehr gering, geruchlos und ähnelte durch seinen hohen Gehalt an Kohleteilchen einer verdünnten chinesischen Tusche. Der organische Anteil belief sich auf 28 %; auch der Eisengehalt war, wohl infolge der aggressiven Eigenschaften des Regenwassers, erhöht. Lebewesen wurden nur vereinzelt beobachtet. Eine ähnliche Beschaffenheit hatte der Schlamm eines rd. 1000 m³ fassenden Zisternenbehälters im Bergischen Lande, dessen Wasser als zusätzliches Betriebswasser von einer Spinnerei verwendet wurde. Das von den Schieferdächern des Werkes zusammenlaufende Wasser enthielt reichlich feinst verteilte tonige Trübstoffe, sowie mehr zurücktretend Rußteilchen, Schwefeleisen, Getreidegrannen, Stengelreste, Blütenpollen und Vogelfederstrahlen, weiter auch Kleinalgen (Chlorellen, Naviculeen und Nitzschien), Bärtierchen *(Macrobiotus)* und Reste von Kleinkrebsen. Die Absetzmenge war mit 10 cm³/m³ Wasser verhältnismäßig groß. Der im Verlauf von zwei Jahren zu einer Dicke von rd. 20 cm angewachsene Schlamm war tiefschwarz gefärbt, fäulnisunfähig und reich an Eisen. Seine weiteren Hauptbestandteile waren Tonteilchen, Ruß- und Kohleteilchen und Flugasche. Chemisch zeichnete sich das Wasser durch einen etwas erhöhten Sulfatgehalt aus, eine Erscheinung, die in Industriegebieten bei Regenwässern häufig zu beobachten ist.

Ueber den trostlosen Zustand, in den Zisternen bisweilen geraten können, haben z. B. *Guttmann* (1907) und *Wagner* (1918) für die norddeutschen Marschen, *Galli-Valerio* und *Vourloud* (1907) für den schweizerischen Jura, *Mühlens* (1913), *Brünn* und *Goldberg* (1913) für das Mittelmeergebiet berichtet. In den jurasischen Zisternen zählten ertrunkene Feld- und Schermäuse und auf dem Wasserspiegel treibende Käfer zu den nicht seltenen Erscheinungen, während die Schlammbildung besonders durch eingewehte und eingespülte Laubblattmassen gefördert wurde. *Decombaz* (in *Galli-Valerio*) faßt seine Erfahrungen in den Worten zusammen: „Le fond d'une citerne, qui n'a pas été nettoyée depuis longtemps, est quelque chose d'horrible! On peut y trouver toute espèce de débris heteroclites, des matières en putréfaction, même des cadavres d'animeaux (rats, etc.)". *Poulton* (1915) schreibt in einem anderen Zusammenhang, daß ihm der Geschmack eines Zisternen-Trinkwassers aufgefallen sei. Bei näherer Nachforschung ergab sich, daß hunderte von Stall- oder Herbstfliegen *(Musca corvina)* in Klumpen geballt an der Decke der Zisterne saßen, während ein weiterer Teil halbverwest im Wasser trieb und der Rest in dichter Schicht die Behältersohle bedeckte. *R. Meyer* (1950) stellte fest, daß 85 % der von ihm in Ostfriesland untersuchten Anlagen ohne jeden

Schmutzfang und nur wenige mit einem Sandfilter versehen waren. Die Reinigung beschränkte sich auf das Abbürsten der Wände und erfolgte erst, wenn sich das Wasser zu trüben begann und anfing, übel zu riechen. Zwischen zwei derartigen Reinigungen können bisweilen 50 und mehr Jahre vergehen. Als gelegentliche größere Zisternenbewohner führt *Meyer* Frösche an.

In der Mitte des vergangenen Jahrhunderts gab die seinerzeitige Regenwasserversorgung von Amsterdam auch Anlaß zu einer Eisenbakterienstörung. Das Regenwasser wurde von Dächern mit glasierten Ziegeln gesammelt, zunächst durch Bleirinnen in Zisternen geleitet und von dort durch Eisenrohre weiter verteilt. Infolge seiner aggressiven Eigenschaften löste es in der eisernen Leitung Eisen und lieferte dabei, wie angegeben wird, einen aus „mikroskopischen Pflänz-

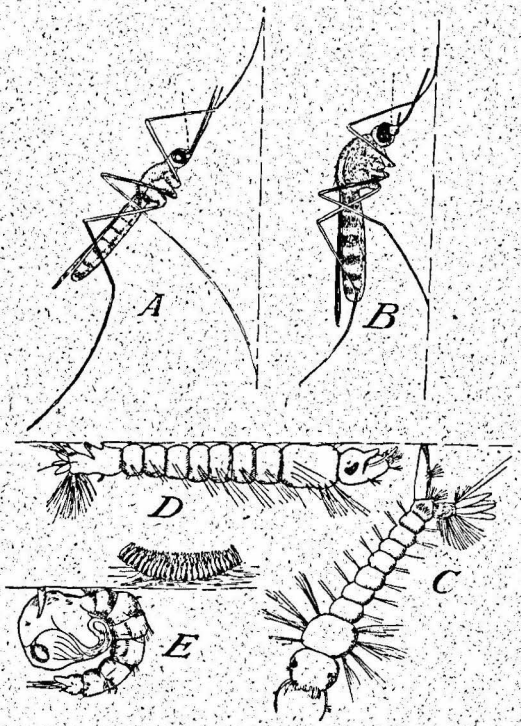


Abb. 73. A. *Anopheles*-Mücke in der Ruhelage auf senkrechter Unterlage. — B. Dieselbe Ruhelage bei einer *Culex*-Mücke. — C. Typus einer *Aëdes*-Larve (ähnlich *Culex*- und *Theobaldia)* mit dem Atemrohr an der Wasseroberfläche hängend. — D. Lage einer *Anopheles*-Larve am Wasserspiegel. — E. Stechmückenpuppe und darüber auf der Wasseroberfläche schwimmendes Eipaket einer Stechmücke. — Nach *Peus* und *v. Fritsch.*

chen" — also wohl Eisenbakterien — bestehenden rostroten Ansatz. Gleichzeitig nahm das Wasser einen als „fischig" bezeichneten Geschmack an.

Die Ausführungen über die Zisternen können nicht abgeschlossen werden, ohne noch kurz der Fiebermücken oder *Anopheliden*

(Abb. 73) zu gedenken, der bekannten Ueberträger des Malaria-Erregers *Plasmodium*. Fiebermücken sind in Deutschland weit verbreitet, doch kommt für sie als ständiges Fiebergebiet einzig Ostfriesland mit seinem ausgeglichen warmen, atlantischen Klima in Betracht (*Peus* 1935)[1]. Ihre Entwicklung vollzieht sich in flachen, stehenden Kleingewässern, zu denen u. a. auch die offenen Zisternen gerechnet werden können. Dennoch ist bisher kein Fall bekannt geworden, in dem eine unserer zwei heimischen Arten als Larven, Puppen oder fertiges Insekt bei uns in Zisternen angetroffen worden wäre[2]. Hingegen beobachtete z. B. *Mühlens* (1913) die Schädlinge in zahlreichen Zisternen von Palästina, insbesondere in den meist stärker verschmutzten „Landwasser"-Zisternen. Letztere dürften im Mittelmeergebiet, da sie über Sommer niemals ganz austrocknen, für die Anopheliden die besten, wenn nicht sogar die einzigen Brutstätten während der Trockenzeit darstellen[3]. Sie werden auch sonst wegen ihrer Dunkelheit und Windstille zu jeder anderen Zeit von den Vollkerfen gern aufgesucht. Diese lassen sich an den trockneren Mauerstellen nieder,

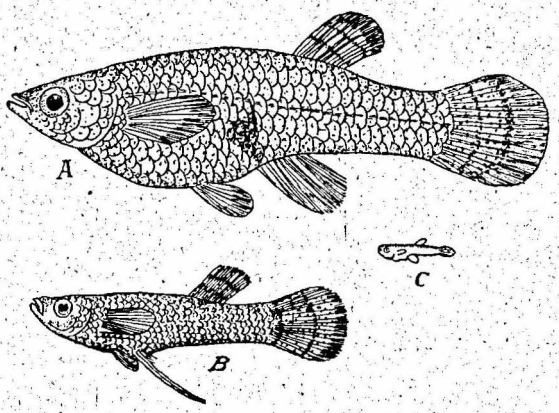


Abb. 74. Mückenfressender Millionenfisch *(Gambusia holbrooki)*. — A. Weibchen. — B. Männchen. — C. Neugeborener Jungfisch. — Nach *Brumpt-Neveu-Lemaire*.

während die nicht selten mit ihnen gemeinsam auftretenden Stechmücken *(Culex pipiens)* die feuchteren Stellen bevorzugen. Auffälligerweise sollen in den Zisternen der dalmatinischen Küste sowohl die Larven als auch die geschlüpften Fiebermücken fehlen, obgleich

[1]) Dieser ostfriesische endemische Malariaherd verfügt über eine Malariastation in Emden. An ihn grenzt geographisch und epidemiologisch eng das nordholländische Malaria-Gebiet an.

[2]) Zu erwarten ist am ehesten die schattenliebende *Anopheles caviger* (= *A. bifurcatus*), die als Larve überwintert, weniger *A. maculipennis*, die als Vollkerfe den Winter überdauert.

[3]) Auch in den tropischen Gebieten zählen die Zisternen gleich den offenen Kesselbrunnen zu den bekannteren Aufenthaltsorten der Fiebermücken. Die Mücken sollen sich besonders in solchen Behältern ausgiebig vermehren, in denen sich das von den schattenspendenden Bäumen abfallende Laub auf der Brunnensohle in größerer Menge ansammelt.

z. B. Zuckmückenlarven in ihnen überwintern. Diese zunächst von *Mühlens* (1913) stammende, später von *Trausmiller* (1932) bestätigte Beobachtung ist um so auffälliger, als sowohl die Vollkerfen der Fiebermücken als auch ihre Larven in unmittelbarer Nähe solcher Zisternen in den sog. „Lokwas" angetroffen wurden. Das Wasser dieser zumeist künstlich geschaffenen Regenwasserteiche dient vorwiegend zum Tränken des Viehs, wird aber auch von der Bevölkerung getrunken, wenngleich es oft trübe, warm und durch Kleinlebewesen belebt, aber doch besser als das verschmutzte Zisternenwasser ist (*Baliff* 1919). Eine *biologische* Bekämpfung der Mücken in solchen Tümpeln und Teichen ist durch die Einführung kleiner lebendgebärender Zahnkarpfen erfolgreich in die Wege geleitet worden. Im Mittelmeergebiete werden dazu mehrere aus dem südlicheren Nordamerika stammende Arten der Gattung *Gambusia* (Millionenfischchen) benutzt (Abb. 74). Nach *Cohn* (1929) vermehrten sich in Palästina die in Zisternen, Brunnen und Tümpeln eingesetzten Zahnkarpfen stark und reinigten diese Wasserbehälter in kurzer Zeit von allen Mückenlarven. In den Fachschriften der deutschen Wasserwerkspraxis werden die Millionenfischchen zu Unrecht meist als „Elritzen" bezeichnet.

VI. Die Großwasserversorgung

Für die Großwasserversorgung wird in unseren Breiten Grund-, Quell- und Oberflächenwasser, nicht aber Regenwasser verwendet. Die Zuleitung zum Verbraucherkreis erfolgt bisweilen in natürlichem Zustande, meist aber nach vorausgegangener Aufbereitung. Von einem Trinkwasser wird gefordert, daß es klar, möglichst farblos, von kühler Temperatur (7—12° C), ohne fremdartigen Geruch und Geschmack sowie frei von Krankheitserregern und anderen festen Stoffen, insbesondere Lebewesen ist. Der Eisengehalt soll nicht 0,1 bis 0,2 mg/l, der an Mangan nicht 0,1 mg/l überschreiten. Als größter zulässiger Raumgehalt der Schwebestoffe wurde 1 cm^3/m^3 Wasser festgelegt. Die Anforderungen und Betriebsmaßnahmen, die in hygienischer und betriebstechnischer Hinsicht an eine zentrale Wasserversorgung gestellt werden, sind dementsprechend merklich größer als bei der Einzelwasserversorgung.

Die biologischen Gesichtspunkte, die bei einer grundsätzlichen Betrachtung der Wasserwerke hervortreten, lassen sich am klarsten darstellen, wenn ihnen angesichts der Vielseitigkeit der Wasserherkunft, Wasserbeschaffenheit und Aufbereitungsweise ein verallgemeinerndes Schema zugrunde gelegt wird. Es sei dementsprechend zunächst zwischen Grund-, Quell- und Oberflächenwasserwerken unterschieden.

A. Die Grundwasserversorgung

Die Aufbereitung eines aus Flach- oder Tiefbrunnen geförderten und in Sammelbrunnen zusammengefaßten Grundwassers kann sich auf die Verminderung oder Beseitigung von Eisen, Mangan, Schwefelwasserstoff, Kohlensäure und Härtebildnern erstrecken und erfolgt in Anlagen verschiedener Bauart. Das sich in den Reinwasserkammern sammelnde Reinwasser gelangt durch Rohrleitungen — und nach gelegentlicher Zwischenschaltung von Hochbehältern (Wassertürmen) — zu den Zapfstellen und damit zu den Verbrauchern. Auch für Brauchwasserversorgungen, wie z. B. für gewisse Zwecke der Photoindustrie, Fein- und Kunstfaserherstellung, können dieselben Aufbereitungsbedürfnisse vorliegen, doch genügt für Kühl-, Kraft- und viele Fabrikationswässer häufig eine gröbere Aufbereitung.

1. Die Gewinnungsanlagen

Die in der Großwasserversorgung verwendeten Flach- und Tiefbrunnen sind mit Gewebe-, Kiesschüttungs- oder Kiespackungsfiltern aus Eisen, Stahl, Steinzeug oder Holz ausgerüstet, deren lichte Weite wegen des erhöhten Wasserbedarfes größer als bei der Kleinwasserversorgung zu sein pflegt (Abb. 75). Nicht selten sind sie zu mehreren bis vielen zu Brunnengalerien verbunden (Abb. 76). In biologischer Hinsicht kommen für sie dieselben Möglichkeiten für das

Auftreten der „normalen" unbelebten und belebten Fremdkörper, sowie auch dieselben Fehlerquellen und Mißstände wie bei den Brunnen der Kleinwasserversorgung in Betracht, so die Korrosionen in schwefelwasserstoffführendem Grundwasser durch sulfatreduzierende Microspiren, das Eindringen von harmlosen oder Verunreinigung anzeigenden Kleinlebewesen, Würmern usw. durch mangelhafte Rohrverbindungen und schadhafte Rohre (S. 81, 138). Diese Hinweise seien durch folgende zwei Beispiele ergänzt.

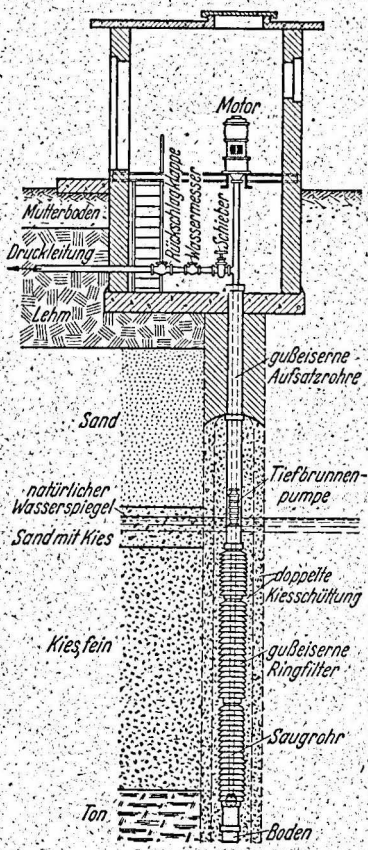


Abb. 75. Gußeiserner Ringfilterbrunnen nach *Thiem* mit eingehängter Kreiselpumpe und hochsitzendem Elektromotor mit Betriebsgebäude. — Nach *Sierp.*

Phenolhaltige Abwässer, die von einem Industrie-Unternehmen aus technischen Ursachen in einem behelfsmäßigen Erdbecken hatten gespeichert werden müssen, waren durch den kiesigen Untergrund in den Bereich einer mehrere hundert Meter entfernt liegenden Brunnenreihe gelangt. Bereits kurze Zeit später setzte in den Brunnen, Rohrleitungen und den ihnen angeschlossenen Apparaturen eine sich ständig verstärkende Verpilzung durch *Sphaerotilus natans* ein, die zu sehr lästigen Betriebserschwerungen führte. Der Bewuchs war so stark, daß z. B.

die Rohrwandungen, wie einige hochgezogene Brunnenrohre zeigten (Abb. 77, 78), weithin mit dicken, durch Eiseneinlagerungen schmutzig gelbgrau gefärbten Gallertfellen bedeckt waren. Die betriebstechnische Bedeutung solcher biologischen Ueberzüge steht im übrigen nicht nur mit der Möglichkeit der Flockenbildung, sondern gleicherweise mit Korrosionsfragen in enger Beziehung, worüber später berichtet werden wird (vgl. S. 177).

Im zweiten Falle (*Beger* 1949) hatten sich in zwei Tiefbrunnen Gallertbakterien vom *Zoogloea filipendula*-Typus (Abb. 67) in so großer Menge entwickelt, daß nicht nur feine Flöckchen, sondern auch größere Gallertfetzen ausgeschwemmt wurden und die Laufzeit nachgeschalteter Schnellfilter stark verminderten. Die in den unteren Abschnitten der Brunnen wuchernden Ueberzüge waren graufarben, die dem Wasserspiegel genäherten durch eingelagertes, feinst verteiltes Eisen gelbbraun verfärbt und außerdem von einer größeren Anzahl eisenfällender Bakterien durchsetzt. Der chemische Befund

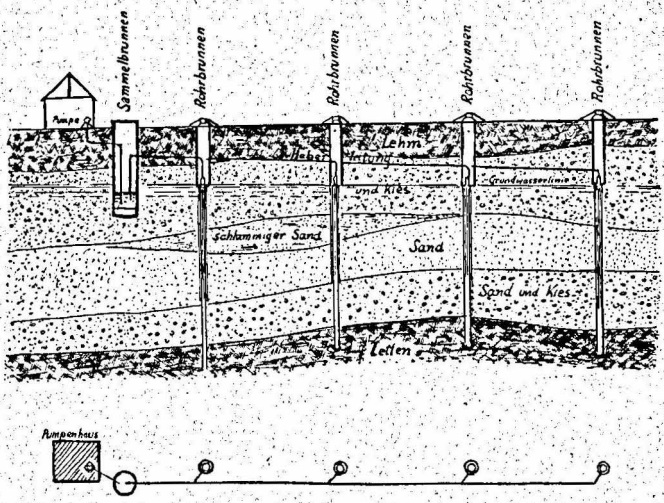


Abb. 76. Schnitt durch die Fassungsanlage einer Grundwassergewinnung. — Nach *Spitta-Reichle.*

war, abgesehen von einem spurenhaften Nachweis von Phenolen, befriedigend; die bakteriologische Untersuchung ergab zwar erhöhte Keimzahlen, nicht aber die Anwesenheit von *Coli.* Auf Grund der örtlichen Verhältnisse war anzunehmen, daß zeitlich zurückliegende Untergrundverschmutzungen und klimatisch bedingte Grundwasserschwankungen zur Störung geführt hatten. Durchaus nicht abwegig wäre auch die Annahme, daß die Bakterien ursprünglich durch nicht oder nur ungenügend gewaschenen Sand bei der Filterschüttung eingeschleppt worden sind. Erfahrungsgemäß liefern unter solchen Verhältnissen frisch niedergebrachte Brunnen noch längere Zeit hindurch erhöhte Keimzahlen. Am zweckmäßigsten sollte daher, um das Einschleppen von Organismen jeder Art nach Möglichkeit zu unterbinden, das Schüttungsmaterial und die Rohre vor dem Einbringen mit stark gechlortem Wasser behandelt werden.

Die Sammelbrunnen stellen Zisternen mit dichten Wandungen und fester Sohle aus Ziegelmauerwerk, Stampf- oder Eisenbeton dar. Sie erreichen bei uns meist Durchmesser bis 5 m, während in vielen kleinen nordamerikanischen Städten solche mit Weiten bis 10,7 m bevorzugt werden. Die Förderung des Wassers erfolgt durch maschinell bediente Saugpumpen. Der oberste Schachtabschnitt soll wie bei den



Abb. 77. Ausgebautes Brunnenrohr mit starkem *Sphaerotilus*-Besatz.



Abb. 78. *Sphaerotilus*-Besatz des gleichen Brunnenrohres; stärker vergrößert.

Rohrbrunnen mindestens 20 bis 30 cm über die Erdoberfläche ragen und so verschlossen sein, daß keinerlei Fremdkörper einzudringen vermögen. Wie berechtigt diese Forderung ist, ergibt sich z. B. aus der Mitteilung von *Bruns* (1941), der zufolge in einem Sammelbrunnen sogar ein verendeter Erdsalamander aufgefunden wurde. Dieser war durch das Loch des Verschlußdeckels eingedrungen, in das der Oeffnungshaken eingeführt wird. *W. Gärtner* (1912) stellte bei der Belgrader Wasserversorgung fest, daß im Anschluß an ein die Makischebene überflutendes Hochwasser zahlreiche Egel an den etwa 30 cm aus dem Schlamm hervorragenden Brunnenhälsen emporgekrochen und durch die zermürbten Gummidichtungen in die Brunnen eingedrungen waren. Da die Enteisenungsanlage ausgeschaltet worden war, gelangten die Tiere weiterhin unmittelbar in das Verteilernetz und verstopften z. T. die Wasseruhren.

Der biologische Zustand der Sammelbrunnen ist bei einwandfreiem Zustande völlig von dem der Rohrbrunnen abhängig. Mängel der letzteren prägen sich dementsprechend auch in den Sammelbrunnen aus, gelangen in ihnen bisweilen sogar noch deutlicher zum Ausdruck. Eisenhaltige Grundwässer können bereits an dieser Stelle zur Entwicklung eines reichen Eisenbakterienbesatzes, schwefelwasserstoffüh-

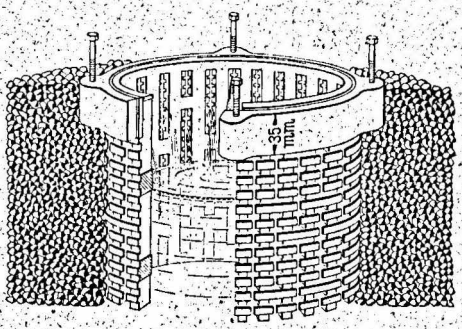


Abb. 79. Aufbau eines Porzellan-Rippenfilters. — Nach *Sierp*.

rende Wässer zum Wachstum üppiger Schwefelbakterienrasen Anlaß geben. Die im ersteren Falle rostrot bis schwarzbraun, im zweiten Falle weißlich gefärbten Ueberzüge lösen sich mit zunehmendem Wachstum von den Wandungen ab und führen im gepumpten Wasser zu Trübungen. In Beverly Hill in Kalifornien lieferten nach *Derby* (1928) 300 bis 400 Fuß tiefe Brunnen ein Grundwasser mit einem H_2S-Gehalt bis 20 mg/l, Methan und freie Kohlensäure. Dieses Wasser verursachte bei starker Belüftung bereits im Sammelbrunnen eine so starke Entwicklung von Eisenbakterien *(Crenothrix)*, daß die Brunnen schon nach Monatsfrist gereinigt werden mußten. Später traten an die Stelle der Eisenbakterien Schwefelbakterien auf, die im angeschlossenen Rohrnetz zu großen Schwierigkeiten führten. Aehnliches spielte sich vor Jahren in einem mitteldeutschen Wasserwerk ab. Auch dort machten sich die Störungen nicht in den Rohrbrunnen, sondern erst im Sammelbrunnen bemerkbar. Während das Wasser der Rohrbrunnen klar und praktisch schwebestoffrei war, wiesen die Wandlungen des Sammelbrunnens bis 1 cm dicke, rostrote Ueberzüge von Gallionellen auf, die auch in Form lockerer Watten am Wasserspiegel trieben. Wie in Beverly Hill verschwanden nach geraumer Zeit auch hier die Eisenfäller so gut wie ganz und wurden durch Schwefelbakterien *(Thiothrix nivea) ersetzt*. In beiden Fällen stellten die Sammelbrunnen also sehr wirksame Reaktionsbecken dar. Die an sich vielleicht auffällige Aufeinanderfolge von Eisen- und Schwefelbakterien erklärt sich in beiden Fällen ungezwungen dadurch, daß durch den ständigen Entzug der Schwefelwasserstoff und Kohlensäure führenden Grundwässer eine zunehmende Enteisenung der wasserführenden Untergrundschichten erfolgte, in deren Verlauf der Eisengehalt des geförderten Wassers immer mehr abnahm und damit der Betriebsstoff für das Wachstum der Eisenbakterien verschwand. Andererseits war aber die Schwefelwasserstoff-

Entwicklung im Untergrund so stark, daß sie auch späterhin ausreichte, um die Schwefelbakterien zu einer ungehinderten Entwicklung zu bringen.

Eine recht eigenartige Ausbildungsform des Wandbelages fand sich in einem anderen Sammelbrunnen (*Beger* 1949). Er bestand aus sehr zerbrechlichen, meist bohnenförmig gestalteten Höckerchen von lehmbrauner bis rostroter Färbung und bis 7 mm breiten Aufsitzflächen. Die Gebilde besaßen schalenförmigen Aufbau (Abb. 80), wobei Kappen von Schleimlagern bakterieller Herkunft mit Schichten abwechselten, die überwiegend aus kohlensaurem Kalk bestanden. Hauptbildner der meist ausgeprägt rostrot gefärbten Schleimschichten waren zwei Kokken- und Stäbchengallertbakterien. Daneben fanden sich in größerer Menge eisenfällende Bakterien, die z. T. den bekannten Gattungen *Crenothrix* und *Leptothrix*, z. T. auch einzelligen Bakteriengruppen angehörten.

Einer Nachlässigkeit ist es zuzuschreiben, wenn, wie *Haupt* (1916) berichtet, der echte Hausschwamm *(Merulius lacrymans)* in einem Hauptsammelbrunnen aufzutreten vermochte. Dieser Pilz hatte seinen Ausgang von Brettern genommen, die zur Aussteifung der Baugrube gedient und nach der Fertigstellung des Brunnens nicht entfernt worden waren. Das Pilzgeflecht saß z. T. als weißer, schimmelpilzartiger Belag zwischen dem Schlitzwerk, z. T. bedeckte es auch die Ziegel selbst mit strangartigen, braunen Ueberzügen. Das Wachstum wurde möglicherweise noch durch Sickergewässer eines benachbarten Rübenfeldes gefördert. Bewohner des Pilzgeflechtes waren kleine, 2 bis 3 mm lange Fliegenlarven. Pilzhyphen und Nadelholzfasern wurden auch in dem geförderten Wasser festgestellt.

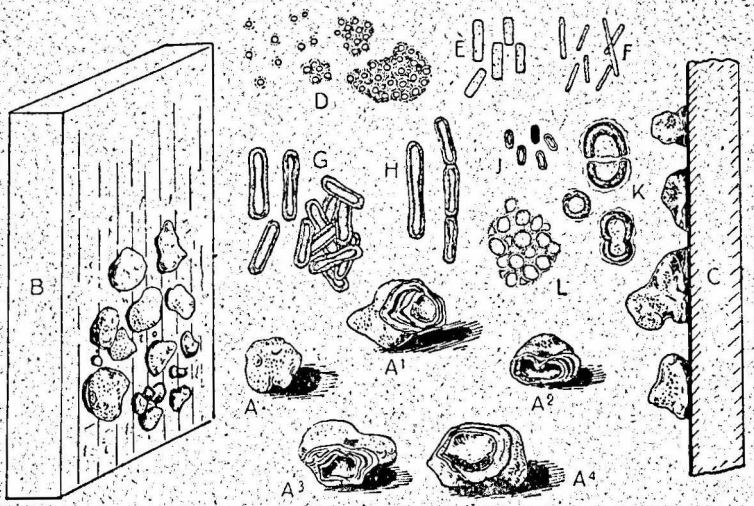


Abb. 80. Kalk-Eisenhöcker aus dem Sammelbrunnen eines Grundwasserwerkes. A—A_4. Abgelöste Höcker (ausgewählt große Exemplare). — B. Aufwuchsbild. — C. desgl. im Querschnitt. — Eisenbakterien aus dem Höckerbewuchs: D. *Siderocapsa botryoides.* — E. *Siderobacter breve.* — F. *Siderobacter gracile.* — G. *Naumanniella minor.* — H. *Naumanniella catenata.* — J. *Naumanniella pygmaea.* — K. *Ochrobium tectum.* — L. Sporenlager von *Crenothrix polyspora.* — Vergr. A—C etwa $^2/_3$ natürl. Gr., D—L etwa 1300. — Nach *Beger.*

2. Die Aufbereitungsanlagen

a) Die Enteisenung

Aufgabe der Enteisenungsanlagen ist es, durch Zufuhr von Sauerstoff und Beseitigung der freien Kohlensäure ein Zusammenballen des kolloidalen Eisens und das Zurückhalten seines Geles zu erreichen. Dieses Ziel wird je nach der Art der Aufbereitung auf rein chemisch-physikalischem Wege oder unter Vermittlung biochemischer Vorgänge erreicht. Das Prinzip der chemisch-physikalischen Fällung besteht stets darin, das Wasser in feiner Verteilung so stark zu belüften, daß das meist als Bikarbonat gelöste Eisen oxydiert und ausgefällt wird. In diesen Fällungsvorgang schalten sich vielfach die in ihrer grundsätzlichen Bedeutung für den Enteisenungs- (und Entmanganungs-) verlauf bereits im Indikatorensystem eingehend behandelten Eisenbakterien (S. 82) ein, sei es, daß sie die Hauptaufgabe der Eisenfällung vollführen, sei es, daß sie das durch die Belüftung noch nicht zur Ausflockung gelangte Eisen adsorbieren und damit dem Wasser entziehen.

Welche nachteiligen biologischen Auswirkungen ein größerer Eisengehalt beim Fehlen von Aufbereitungsanlagen mit sich bringen kann, haben die sog. „Eisenbakterien-Kalamitäten" besonders in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts bewiesen. Sie rollten seinerzeit die Frage der biologischen Enteisenung auf und führten anschließend zur Ausbildung der bis dahin noch unbekannten Enteisenungsverfahren. Bei der 1877 in Berlin-Tegel ausgebrochenen Störung, die mehrere Jahre hindurch zu einer weitgehenden Verschlammung der Rohrleitungen und des Leitungswassers führte, stand man zunächst der Beseitigung der Störung so ratlos gegenüber, daß man die Grundwasserversorgung 1883 ganz aufgab, zur Filterung von Oberflächenwasser aus dem Tegeler See überging und erst 1905 nach Ausbildung geeigneter Enteisener zum Grundwasser zurückkehrte. Das Werk verfügte seinerzeit über Brunnen von 12 bis 23 m Tiefe mit durchlässigem Mauerwerk und Sohle, die neben dem echten Grundwasser offensichtlich auch unzureichend ufergefiltertes Seewasser aufnahmen. Letzteres läßt sich aus den Feststellungen von *Bischoff* (1879) schließen, der in verschiedenen dieser Brunnen neben Eisenbakterien *(Leptothrix ochracea, Crenothrix polyspora)* typische Oberflächenbewohner wie *Cyclotellen, Naviculeen, Synedra, Epithemia* und *Diatoma,* Oscillatorien, *Closterien,* Fadenalgen *(Tribonema, Zygnema*-Arten, *Oedogonium)* und Cyclopiden auffand. Die Störungen setzten bereits ein halbes Jahr nach der Inbetriebnahme des Werkes (1876) ein, machten sich aber nicht so sehr im Werk selbst als vielmehr in den Reinwasserspeichern des auf dem Spandauer Berg in Charlottenburg gelegenen Zwischenpumpwerks Westend bemerkbar. Dort entwickelten sich die Eisenbakterien so rasch und in solchen Mengen, daß der gesamte Inhalt der rd. 35 000 m³ fassenden Behälter eine einzige Schlammasse bildete. Allwöchentlich mußten dort sowohl als in Tegel insgesamt 140 m³ lockerer Schlamm abgefahren werden.

Man pflegt Eisenbakterienstörungen, wie sie sich in Tegel abspielten, gemeinhin als „*Crenothrix*-Kalamitäten" zu bezeichnen, d. h. vorauszusetzen, daß sie ausschließlich oder doch überwiegend durch

das Eisenbakterium *Crenothrix* hervorgerufen werden. Demgegenüber ergibt sich aber bereits für die Tegel-Westender Störung aus der Veröffentlichung von *Zopf* (1879) über die Entwicklungsgeschichte der *Crenothrix* und den dort beigefügten Abbildungen einwandfrei, daß man seinerzeit, d. h. in der Zeit des mißverstandenen „Polymorphismus" der Arten, unter der Bezeichnung *Crenothrix polyspora* zum mindesten vier verschiedene Eisenfäller zusammenfaßte, und zwar neben der echten *Crenothrix* als weitere Eisenbakterien *Leptothrix ochracea* und *Gallionella ferruginea* sowie das Geißeltier *Anthophysa vegetans*. Die Angabe von *Zopf*, daß der in Tegel und Westend in den

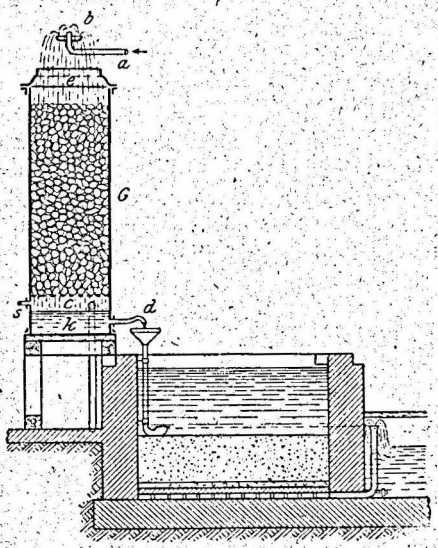


Abb. 81. Offene Enteisenungsanlage nach *C. Piefke*.

Wasserspeichern abgelagerte Eisenschlamm gelbrot bis rotbraun gewesen sei, läßt sogar stark vermuten, daß die Hauptschuld der biologischen Eisenausscheidung der *Gallionella* zuzuschreiben war.

Die ursprünglicheren, ihrer leichteren Zugängigkeit wegen noch gegenwärtig vielfach bevorzugten Enteisenungsanlagen sind offen. Eine Verunreinigung von außen her liegt bei ihnen durchaus im Bereich der Möglichkeit, läßt sich aber bei Beachtung der erforderlichen Sicherheitsmaßnahmen auf ein Mindestmaß beschränken. Bei den nach *Piefke* und ähnlichen Systemen (Abb. 81) gebauten Anlagen rieselt das Wasser über Holzhorden oder Packungen von Koks, Ziegelsteinen oder anderen großflächigen Werkstoffen; bei dem System von *Oesten* (Abb. 82) fällt es als Regen frei durch die Luft. Auch eine Verdüsung des Wassers oder der Einbau von Pralltellern ist weit verbreitet. Diesen Anlagen ist in der Regel zum Abfangen des geflockten Eisens ein feinkörniges Sandfilter nachgeschaltet, das bisweilen als Schnellfilter betrieben wird. In den geschlossenen Anlagen, die ein hygienisch einwandfreieres Arbeiten verbürgen, bei eintretenden Störungen aber schwerer zu überprüfen sind, finden sich Belüftung (durch gefilterte Preßluft)

DEMMITT AKTIENGESELLSCHAFT

bestand stellt dabei einen eigenen Typus dar, der mehr oder weniger Reinwasserbeschaffenheit voraussetzt. Durch die Lebenstätigkeit seiner verschiedenen Glieder wird nicht nur der Enteisenungsvorgang, sondern gleichzeitig der Abbau der vorhandenen organischen Verbindungen gefördert. Mitbeteiligt sind außer den Eisenbakterien besonders Nitrit- und Nitratbakterien, in geringerem Ausmaße auch echte eisenfällende Pilze, ferner gelegentlich Wurzelfüßler, die in ihren Gehäusen Eisen ablagern — besonders Arten aus der Verwandtschaft der *Pseudodifflugia fulva* — und verschiedene andere Urtierchen (farblose Flagellaten), eisenspeichernde Chrysomonaden *(Lagynion)* usw. Im übrigen läßt sich grundsätzlich feststellen, daß die Enteisenungsanlagen einen deutlichen Markstein für die mengen- und artmäßige Verteilung der Eisenbakterien in den Wasserversorgungen darstellen. Die Hauptmenge der eisenfällenden Bakterien tritt in den Enteisenern auf und erreicht dort auch ihre üppigste Entwicklung, während hinter diesen Anlagen — eine gute Enteisenung vorausgesetzt — zum mindesten die Zahl der verschiedenen Eisenfäller merklich beschränkter ist. Weiter ist die praktisch-diagnostische Feststellung bedeutsam, daß bei der Aufbereitung von Wässern mit einem erhöhten Gehalt an organischen Stoffen oder an Mangan auf der Rohwasserseite mit Vorliebe *Crenothrix*-Arten, auf der Reinwasserseite hingegen fast stets nur *Gallionellen* und ihnen ernährungsmäßig gleichgestimmte Arten in nennenswerter Menge aufzutreten pflegen (vgl. S. 88).

Erfolgt die Enteisenung unter gleichzeitiger Anwesenheit erhöhter Mengen von Schwefelwasserstoff, so treten die fädigen Eisenbakterienarten meist stark zurück, und es bilden sich, abgesehen von den sich einstellenden Schwefelbakterien *(Thiothrix)*, vielfach nur glatte Gallertüberzüge, in denen neben eisenfällenden Kokken und Stäbchenbakterien stark vererzende Pilze wachsen. Die Vererzung bleibt in der Regel nicht bei der Ablagerung von Eisenoxyden stehen, sondern führt weiter zur Bildung von Eisensulfid, das die fellartigen Gallerthäute tiefschwarz verfärbt.

Der anfallende Eisenschlamm wird in der Regel in Absetzbecken oder Trockenbecken zum Niederschlag gebracht. Sein wirtschaftlicher Wert ist unerheblich, doch wird er gelegentlich seiner zusätzlichen pflanzlichen Nährstoffe wegen zur Düngung von Obstbaumkulturen auf Wasserwerken verwendet. Eine unmittelbare Ableitung des Eisenschlammwassers in Vorfluter sollte aus Gründen der Reinhaltung der Gewässer unterbleiben.

Der Zutritt unerwünschter Fremdkörper in offenen Rieseleranlagen kann bereits in den Verteilungseinrichtungen erfolgen, in denen im übrigen in der Regel auch die Entwicklung von Eisenbakterien und — falls etwas reichlicher Schwefelwasserstoff vorhanden ist — auch die von Schwefelbakterien einzusetzen pflegt. Gelegentlich findet man daher, auch bei gutem Abschluß der Bauten gegen die Außenwelt, in den Gerinnen, auf den durchlochten Platten oder an den Wandungen der Verteilerbecken hie und da Ansätze anspruchsloser Blau-, Grün- und Kieselalgen, Bodonen und andere Urtierchen. Daß gelegentlich in Verbindung mit den Betriebsarbeiten unabsichtlich auch mancherlei an sich harmlose Fremd-

stoffe eingeschleppt werden können, ergab sich z. B. bei einer Werksbesichtigung, bei der auf den Verteilerblechen ein größerer Wergballen liegengeblieben war, von dem naturgemäß Fasern in die Enteisenung gespült werden konnten.

Betriebstechnisch unangenehm ist die Einwanderung von Rund- und Borstenwürmern (Nematoden [Abb. 84] und Oligochaeten [z. B. *Nais elinguis* und *N. obtusus*]) in die Eisenschlammdecke und in den Filtersand. Diese in durchfeuchteter Erde weitverbreiteten kleinen Würmer (Abb. 84) werden, wie *E. Naumann* (1919) für ein südschwe-

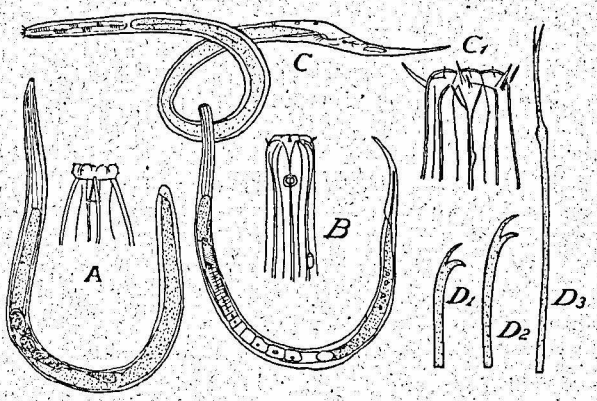


Abb. 84. A—C. Verbreitete Rundwürmer (Nematoden). — A. *Dorylaimus obtusicaudatus*. — B. *Monhystera paludicola*. — C. *Tribolus pellucidus*. — D1—D3. Gabelborsten einer Borstenwurm-Art (*Nais* sp.). — Nach *Udé* und *Schneider*.

disches Wasserwerk nachweisen konnte, meist bei der Reinigung der Rieseler- und Filterkammer durch Erd- und Schlammteilchen eingebracht, die am Schuhwerk der Werksarbeiter oder an Besen, Schaufeln und anderem Handwerkszeug hängengeblieben sind. Auch unzureichend gewaschenes Füllmaterial kann die Ursache solcher Wurmplagen bilden. Dank ihrer geringen Größe und ihrer Eigenbewegung durchwandern die Tiere gelegentlich den Filtersand und gelangen auf die Reinwasserseite. Für viele Borstenwürmer, wenn auch bisher nicht für die hier in Frage stehenden Naiden, ist bekannt, daß sie sich selbst oder ihre hartschaligen Eier mit einer Gallerthülle umgeben und dadurch gegen ungünstige Lebensbedingungen, insbesondere gegen Austrocknung, geschützt sind. Von Sandfiltern lassen sich die Würmer mit einiger Sicherheit nur durch Abheben der obersten Sandschichten entfernen, aus geschlossenen Druckfiltern jedoch selbst durch kräftiges Rückspülen nicht restlos beseitigen. Als bestes Bekämpfungsmittel hat sich bisher eine 12stündige Behandlung mit einer 5 %igen Kochsalzlösung erwiesen (*Kemper* 1931).

In echte Grundwasserwerke können als aktive Einwanderer auch Wasserasseln gelangen, sei es über den „legalen" Weg der Brunnen oder aber „illegal" durch Risse und Sprünge der Werksbauten. Bei diesen Asseln handelt es sich aber fast ausnahmslos nicht um die bekannte Oberflächenwasserassel *Asellus aquaticus* (Abb. 33),

sondern um ihre weitläufige Verwandte, die Höhlenassel *Asellus cavaticus* (Abb. 55 G), deren Verbreitungsgebiet nordwärts etwa durch die Linie Elberfeld—Harz—Dresden begrenzt ist (Abb. 54). Dieser kleine weiße Grundwasserbewohner ist in den südlich dieser Strecke gelegenen Wasserwerken keine allzu seltene Erscheinung. Er pflegt dort dank seiner nicht ausgeprägt starken Fortpflanzungsfähigkeit allerdings kaum zur Entstehung stärkerer Plagen zu führen. Der Nachweis der echten Oberflächenwasserassel hingegen in sog. Grundwasserwerken spricht stets dafür, daß das betreffende Werk völlig oder doch zusätzlich mit zum mindesten ufergefiltertem Wasser arbeitet, sofern nicht besondere Verhältnisse vorliegen (S. 174).

Andere Eintrittsstellen für unerwünschte Eindringlinge bieten solche Rieseler- und Filtergebäude, deren Lüftungen in die Außenwände der Gebäude eingebaut sind. Sie verraten sich bereits dem bloßen Auge durch grüne Moos- und Algenanflüge auf den Lüftungsbrettern. Die meist passiv einwandernden Organismen sammeln sich z. T. auf den Sandfiltern an, gelangen auf diesen aber zu keiner nennenswerten Vermehrung. In Lichtkulturen genommen, entwickelt sich aus solchem Eisenschlamm mit großer Regelmäßigkeit eine zwar nicht artenreiche, aber sehr kennzeichnende Gesellschaft anspruchsloser Algen, unter denen *Oscillatoria brevis*, *Stichococcus*-Arten, *Hormidium flaccidum*, *Microneis minutissima* und kleinste *Navicula*-Arten den Hauptteil ausmachen. Ziehen sich die Lüftungen bis dicht an die Erdoberfläche hinab und sind sie ohne oder mit einem nicht einwandfreien feinmaschigen Metallgazeschutz versehen, so finden an solchen Orten gelegentlich auch Frösche und Mäuse Einlaß.

Auch sonst unzureichend gesicherte Fenster, Türen, Luftschächte, Saugkammern usw. stellen nicht selten unbeachtete Eintrittspforten dar. Abgesehen von Ausnahmen, bei denen Sperlinge und Schwalben

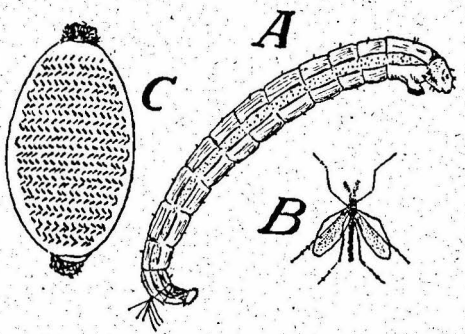


Abb. 85. *Dyscamptocladius (Orthocladius) perennis*. — A. Larve. — B. Geflügelte Mücke. — C. Eipaket. — Nach *Boettcher*.

in den Rieseler-Gebäuden nisteten und durch offenstehende Fenster oder solche mit zerbrochenen Scheiben ein- und ausflogen, zieht vor allem der Mangel an mückensicheren Abdichtungen unerwünschte Folgeerscheinungen nach sich. Bei der von *Boettcher* (1935) beschriebenen Zuckmückenplage, die in einigen Wasserwerken der nordwestlichen Umgebung von Berlin in Verbindung mit Maßnahmen

der Bodenverbesserung im Havelländischen Luch eintrat, fand der Massenbefall durch *Dyscamptocladius (Orthocladius) perennis*-Mücken statt (Abb. 85). Diese nur 4 mm langen Mücken trafen auf den Ziegelpackungen der Filter, über die das Wasser in dünner Schicht rieselte, zusagende Lebensbedingungen. Ihre in der Natur periodisch gebundene Vermehrung — die Lebensdauer der geflügelten Tiere beträgt etwa 3 bis 4 Wochen — verlief dank der ständig gleichmäßigen Temperatur und Feuchtigkeit sowie auch der nie versiegenden Nahrung ununterbrochen, wenngleich sie im Spätherbst einen gewissen Höhepunkt erreichte. Die gallertigen Eischnüre fanden sich an der Grenze zwischen Luft und Wasser, die weißen Larven und die Puppen im Schlamm der Rieselsteine und in dem der Filteroberflächen. In bakteriologischer Hinsicht machte sich der Befall durch eine deutliche Keimzahlerhöhung bemerkbar. Die Plage hielt mehrere Jahre lang an und konnte erst nach eingehender Untersuchung der Lebenserfordernisse der Mücke und weitgehenden Betriebsmaßnahmen zum Verlöschen gebracht werden. Als wichtigste Schutzmaßnahmen erwiesen sich der Abschluß sämtlicher Gebäudeöffnungen mit Drahtgewebe von 0,5 bis 1 mm Maschenweite, die Beseitigung auch kleinster Gebäudeundichtigkeiten, der Vorzug der modernen Eisenbetonbauten, häufige Reinigungsmaßnahmen jeglicher Art und die Trockenlegung der Umgebung des Wasserwerkes unter gleichzeitiger Förderung des Vogelschutzes. Zur Bekämpfung eignete sich am besten Ammoniak.

Auf Entlüftungsdeckeln, die zwar mit Gaze versehen waren, aber nicht fest in den Mauerschlitzen saßen, fand *Krüger* (1942) in einem anderen Wasserwerk im Herbst mehrfach die Puppen von Kohlweißlingen *(Pieriden)*, gelbe Puppengespinste von Schlupfwespen *(Microgaster)* und lebende Käfer *(Ptinus)*, dazu Ueberreste echter Fliegen *(Musciden)* und Neuropteren, unter denen Florfliegen *(Chloropiden* Abb. 91) überwogen. Die geflügelten Insekten hatten sich zu Beginn des Herbstes in die Innenräume zurückgezogen, um vor kalter oder windiger Witterung geschützt zu sein oder um geeignete Ueberwinterungsplätze aufzusuchen. Dabei waren sie z. T. Spinnen zum Opfer gefallen, und ihre Ueberreste waren überdies noch von den Käfern ausgenutzt worden.

Inwieweit an den Wandungen der Laufgänge, die die Rieseler- oder Verdüsungskammern umgeben, ein pflanzlicher Aufwuchs eintritt, hängt von der eindringenden Lichtmenge und z. T. auch von der Beschaffenheit der verwendeten Baustoffe ab. Bauteile aus Zement oder Eternit z. B. erweisen sich merklich vegetationsabweisender als Ziegel oder gar Holz. Auf vernäßtem Holze fanden sich nach *Kolkwitz* z. B. verschiedene Pilze *(Peziza badia, Humaria, Stereum* und *Polyporus)*, Moospflänzchen *(Mnium)*, auf durchfeuchteten Astlöchern auch das Gallertbakterium *Leucocystis cellaris*, auf den Lüftungsbrettern Kieselalgen wie *Synedra ulna, Hantzschia amphioxys, Pinnularia borealis* und *Navicula mutica*, ferner das weitverbreitete *Hormidium flaccidum* und verschiedene Wurzelfüßler. An den Ziegelwandungen eines anderen Umlaufes, dessen Belichtung durch Fenster mit gewöhnlichem Glas erfolgte, wuchsen, soweit das Licht noch spärlich reichte, dünne Decken des Lebermooses *Pellia Fabbroniana*, Vorkeime des Blasen-

farns *Cystopteris fragilis*, sowie in der Form brauner, schleimiger Beläge massenhaft *Microneis lanceolata*, *Navicula atomus*, *Nitzschia palea* und andere Kieselalgen. *Uspensky* (1927) beobachtete in einem glasbedeckten Kaskadenrieseler des Worobjewo-Wasserwerkes in Moskau Strähnen des Mooses *Drepanocladius fluitans*, die eine Länge bis zu 1 Meter erreichten. Das Auftreten solcher Bewüchse ist natürlich unerwünscht, auch wenn sie in hygienischer Hinsicht bedeutungslos sind, vielfach nur mittelbar mit der Wasseraufbereitung in Verbindung stehen und, soweit sie in die Aufbereitungskammern gelangen, praktisch restlos von den nachgeschalteten Filtern zurückgehalten werden.

Zur Abschirmung des Lichtes hat *Kolkwitz* (1927, 1931) den Einbau Rotlicht abweisender, farbiger, insbesondere grüner Spezialgläser empfohlen, „da Grün für assimilierende Pflanzen physiologisch Dunkel bedeutet". Besser wirken zwar dunkelrote Gläser (mit der *Frauenhofer*schen Linie S), doch schirmen sie die Räume für die praktischen Arbeiten zu stark ab. Grüne Gläser wurden vom Braunschweiger Wasserwerk als erstem mit gutem Erfolg eingeführt. Auch mit blauen Gläsern sind in anderen Werken Versuche angestellt worden, doch erwiesen sie sich als weniger wirksam. In den Moskauer Wasserwerken setzte man hellviolette Gläser ein, die ähnlich wie die grünen Spezialgläser das pflanzliche Wachstum merklich beeinträchtigen.

b) Die Entmanganung

Die Entmanganung stellt einen Vorgang dar, der in gleicher Weise, aber meist wesentlich langsamer als die Enteisenung verläuft. Er erfolgt durch Oxydation und katalytischen Kontakt, wobei die Anwesenheit von Braunstein erforderlich ist. Liegt das gelöste Mangan in leicht fällbaren Verbindungen vor, so kann es sich bereits mit dem Eisen ausscheiden. In der Regel erfordert es aber eine Aufbereitung in besonderen, offenen oder geschlossenen Anlagen, die mit oder ohne Belüftung als Rieseler oder Filter der Enteisenung nachgeschaltet sind. Bei den Braunstein- und Manganpermutitfiltern z. B. erfolgt die Behandlung von Anfang an über Braunstein. Bei dem Durchlauf über anfänglich braunsteinfreien Feinkies, Koks, Ziegel usw. bildet sich diese Kontaktmasse erst im Laufe der Einarbeitszeit. Ob dieser Vorgang ausschließlich auf chemisch-physikalischen Grenzflächenvorgängen beruht oder aber der Mitwirkung bakterieller Manganfäller bedarf, ist zur Zeit umstritten. Die Empfindlichkeit der Entmanganungsanlagen gegen Chlor sowie die bakteriellen Untersuchungen von *von Wolzogen Kühr* (1926, 1927) sprechen sehr für die zweite Wahrscheinlichkeit. Als Entmanganer wurden von dem genannten Autoren allerdings nicht die bekannten manganfällenden Bakterien, wohl aber eine Anzahl einzelliger, beweglicher und unbeweglicher Stäbchen und Kokken nachgewiesen, die sehr wirksam arbeiteten (Abb. 43). Eindeutiger liegt die bakterielle Mitwirkung dann, wenn auf den Füllstoffen — Ziegeln, Backsteinen, Holz, Holzwolle — gut kenntliche Arten wie *Crenothrix polyspora* und *C. fusca*, gewisse *Leptothrix*-Arten (etwa *L. discophora*, *L. echinata*, *L. diminuta*) usw. dichte, z. T. pelzige Ueberzüge bilden. In der Regel herrschen aber schwer bestimmbare, gallertumhüllte Kleinstformen vor, die z. T. in die Verwandtschaft

der Gattungen *Siderocapsa* (Abb. 45 H, I, K), *Siderocystis* (Abb. 45 M) und *Mycothrix* zählen. Kennzeichnend vermögen ferner manganfällende Pilze zu werden, von denen *von Wolzogen Kühr* einen Angehörigen der Familie der Pyrenochaeten erwähnt. Weitere derartige Pilze sind von *Beijerinck* (1913) beschrieben worden, doch ist unbekannt, ob sie auch in Wasserwerken vorkommen. Charakteristisch für alle biologischen Ueberzüge in Entmanganungsanlagen ist ihre schwärzliche Färbung und die Tatsache, daß an ihrer Zusammensetzung niemals Vertreter der Gattung *Gallionella* beteiligt sind. Trifft man letztere, die reine Eisenfäller sind, bei der mikroskopischen Untersuchung von Manganschlamm trotzdem an, so kann man mit Sicherheit annehmen, daß sie aus dem Rohwasser oder aus der vorgeschalteten Enteisenungsanlage eingeschwemmt worden sind.

Abgesehen von den Mangan-Permutitfiltern, bei denen der Manganabbau völlig abiogen verläuft, wobei die bakterizide Wirkung von der starken Alkalität der Grenzflächenschichten des Mangan-Permutits ausgehen dürfte, sind in allen mit anderen Füllstoffen beschickten Anlagen Bakterien unmittel- oder mittelbar an den Entmanganungsvorgängen beteiligt. Ihre praktische Bedeutung, d. h. die Zusammenhänge zwischen den manganfällenden Bakterien und den Entmanganungsanlagen, wurde zum ersten Male von *Vollmar* (1914) klar erkannt, als er von biologischen Gesichtspunkten ausgehend, sein „biologisches" Entmanganungsverfahren bzw. das „*Vollmar*-Filter" in Dresden entwickelte. Im *Vollmar*-Filter wird der feinporöse, braunsteinhaltige Filterkies in 1,4 m Höhe in zwei übereinanderstehenden Kammern untergebracht und — abweichend von irgendeinem anderen Aufbereitungsbrauch — unmittelbar mit manganfällenden Bakterien, besonders *Crenothrix fusca*, geimpft. Damit wird also sofort die Grundlage zur Bildung eines leistungsfähigen, biologischen Rasens geschaffen. Die Filter arbeiteten mit gutem Erfolg und waren noch bis vor kurzem in Tätigkeit.

Erfolgt die Entmanganung unzureichend, so flockt das Mangan zum Teil erst im Rohrnetz allmählich aus und bildet dort mehr oder weniger dicht gelagerte, schwärzliche, in feuchtem Zustand sich etwas fettig anfühlende, getrocknet pulverartige Schlammassen. Solche Verschlammungen spielten sich besonders früher häufig ab, d. h. solange man der Entmanganung keine besondere Bedeutung zumaß, vielfach auch über keine besonderen Aufbereitungsanlagen verfügte oder die Enteisenung und Entmanganung stets gleichzeitig durchführen zu können glaubte. Bei den zur Zeit der Jahrhundertwende in Dresden ausgebrochenen Störungen überzogen sich die Brunnenwandungen und Heberleitungen mit dicken Bakterienfilzen; in den Hochbehältern stand der Manganschlamm bis 30 cm hoch an; im Verteilernetz traten Verschlammungen auf, die die Siebe der Wassermesser verstopften usw. Hauptbeteiligt an dieser Störung waren *Crenothrix polyspora* und *C. fusca*, ferner *Leptothrix*-Arten — u. a. die irrigerweise als *Siderocapsa* bezeichnete *L. lopholea* — und das Geißeltier *Anthophysa vegetans (Schorler* 1906).

Solche noch gegenwärtig mit Recht gefürchteten Manganeinbrüche setzen teils schleichend, teils plötzlich ein. Ihre Herkunft ist vielfach schwer zu ergründen, zumal sich die ersten Entwicklungsphasen in der

Regel unerkannt abzuspielen pflegen. Man wird daher zumeist erst auf die Störungen aufmerksam, wenn sich ihre Folgen auszuwirken beginnen. Immerhin steht fest, daß ein Teil der „Kalamitäten" in enger Beziehung zu Grundwasserschwankungen, gegebenenfalls in Verbindung mit vorausgegangenen Ueberschwemmungen oder als Nachwirkung einer zuvor während einer Dürrezeit eingetretenen Grundwassersenkung steht. Durch diese Vorgänge wird eine erhöhte Löslichkeit der im Boden befindlichen Mangansalze hervorgerufen, wobei teils chemisch-physikalische, teils auch biologische Kräfte mitwirken. Eine aufschlußreiche Arbeit über Bakterien, welche die im Wasser unlöslichen Manganverbindungen in lösliche Salze zu überführen vermögen, liegt z. B. von *Söhngen* (1914) vor. Im übrigen sei bemerkt, daß Wasserwerke mit echter Grundwasserverwendung weit seltenerer von solchen Manganstörungen betroffen werden als solche Werke, die völlig oder teilweise mit ufergefiltertem oder künstlich versickertem Wasser arbeiten.

c) Die Schwefelwasserstoff-Entgasung

Der mit dem Grundwasser hochgeführte Schwefelwasserstoff entweicht entweder beim Vorgang der Enteisenung oder Entmanganung oder aber seine Beseitigung macht die Einschaltung besonderer Entgasungseinrichtungen erforderlich. Störend macht sich das Gas besonders durch die Entwicklung der sog. „farblosen" Schwefelbakterien bemerkbar, wie folgende zwei biologisch interessante Beispiele beweisen sollen.

In einem auf einer Nordseeinsel gelegenen Wasserwerk erfolgte die Entgasung des an sich eisenarmen, aber H_2S-reichen Wassers durch Rieselung über Ziegelhorden, die in einem durch schmale Mauerschlitze dem Luftdurchzug zugängigen Gebäude untergebracht waren. Bei der Untersuchung dieses Werkes, das über das Auftreten von „Würmern" im gezapften Wasser klagte, ergab sich, daß die Ziegel nach etwa $1^1/_2$jährigem Betrieb von einem stellenweise bis 1 cm dicken, schwammigen Belag überzogen waren, dessen Oberfläche aus den kreideweißen Decken des Schwefelbakteriums *Beggiatoa alba* bestand, während sich die tieferen Schichten aus schmierigem, tiefschwarzem, an Schwefeleisen reichem Faulschlamm zusammensetzten. Als tierische Besiedler wurden kleine weißliche Zuckmückenlarven nachgewiesen, von denen einzelne abgestorbene Tiere mit den weißlichen Fadenbüscheln eines *Saprolegnia*-Pilzes bedeckt waren. Das Leitungswasser enthielt z. Z. der Untersuchung neben Fäden und Lagerfetzen des erwähnten Schwefelbakteriums Pilzsporen, tierische Haare, pflanzliche Gewebereste und feinste Sandkörnchen. Die vier letztgenannten Bestandteile stammten aller Wahrscheinlichkeit aus den Dünen, aus denen sie durch den Wind eingeweht werden konnten. Die Entwicklung der dicken Schwefelbakterien-Decken und der Mückenlarven ließ sich unschwer durch den Ausbau der Ziegelhorden und die Einrichtung einer freien Rieselung unterbinden.

Ein anderes, durch seine biologischen Begleiterscheinungen sehr auffälliges Bild einer Schwefelwasserstoffstörung lieferten die von

Wilhelmi (1928) beschriebenen Wasserwerksverhältnisse von Memel. Das stark schwefelwasserstoffhaltige, aus 260 bis 280 m Tiefe artesisch hochquellende Grundwasser führte bereits in den Tiefbrunnen neben Sandkörnchen und weitgehend zerstörten pflanzlichen Zerfallstoffen Bakterienzoogloeen, Pilzfäden und Urtierchen sowie im Sammelbrunnen u. a. Kieselalgen, Nacktamoeben, Arcellen, Wimpertiere (Vorticellen) und Insektenreste. Die anschließende Entgasung erfolgte über vier im Freien stehende hölzerne Gradierwerke von 5 m Höhe, auf denen das Wasser aus dem Verteilergerinne über Holztafeln in Auffangschalen rieselte, um von dort über ein Sammelbecken den Filterkammern zugeleitet zu werden. Trotz ihres geringen Alters hatten sich auf den Gerüsten bereits Grünalgenzöpfe von mehreren cm Länge entwickelt, die von zahlreichen Kieselalgen *(Achnanthes, Synedra)* besetzt waren und durch beigemischte Schwefelbakterien *(Thiothrix nivea)* ein weißgrün-scheckiges Aussehen zeigten. Von dieser Grundlage, z. T. auch vom angewehten Staube lebend, hatten sich zahlreiche Tiere eingestellt. Neben Spinnen, Milben und Fliegen fanden sich in großer Menge Mücken und deren Brut, so an feuchten und schwach berieselten Holzteilen eine wenige Millimeter lange *Orphnephila*-Art, deren Puppen bereits an diesem Orte schlüpften, z. T. aber auch abgespült wurden, weiterhin kleine bis mittelgroße Zuckmücken aus den Gattungen *Camptocladius* und *Dyscamptocladius*. Die Larven und Puppen der letzteren fehlten den Gerüsten, fanden sich aber in den Auffangschalen. Die Mückenplage setzte sich in den Filterkammern fort, da dort der biologische Wandbesatz und die Filterdecke willkommene Brutstätten für eine weitere Entwicklung boten. Nachgewiesen wurden die Gattungen *Dyscamptocladius, Metriocnemus, Camptocladius, Tanytarsus,* sowie auch die oben erwähnten Orphnephiliden, letztere allerdings nicht als Vollkerfe. Da die Türen des Filterraumes seinerzeit nicht mückendicht gesichert waren, konnten die Tiere ungehindert aus- und einfliegen und wohl auch ihre Eier ablegen. Auch die Reinwasserkammern waren nicht mückenfrei. Sie enthielten *Tanytarsus-* und *Camptocladius*-Mücken, die durch die Kammerdeckel eingedrungen sein mußten und sich in den Kammern noch vermehrt hatten. Durch denselben Zugang waren auch Urinsekten, und zwar *Campodiden* sowie kleine Regenwürmer eingewandert. Es kann unter solchen Verhältnissen nicht Wunder nehmen, wenn sich im Rückstand des abgesiebten Wassers auch andere Verunreinigungen, wie Woll- und Leinenfasern, Kohleteilchen, Arcellen, Jugendstadien von Milben und anderes mehr, vorfanden.

Dieser Mückenplage, die durch die Auswechselung des freistehenden Gradierwerkes durch eine geschlossene Verdüsungsanlage, gründliche Reinigung der gesamten Aufbereitungsanlagen durch Abreiben der Wände mit Stahlbürsten, Sandwäsche und Anwendung von Insektenpulver und Einbau mückensicherer Oeffnungsverschlüsse erfolgreich behoben werden konnte, folgte zwei Jahre später eine gleich unangenehme Störung durch Borsten- und Fadenwürmer, die zu einer erneuten Beunruhigung der Bevölkerung führte. Die all-

gemeinen biologischen Zustände stimmten insofern auch mit denen des oben erwähnten nordwestdeutschen Wasserwerkes überein, als die Ernährungsgrundlage für diese Tiere wiederum durch Schwefelbakterien geliefert wurde, die als grauweißliche Ueberzüge die Spritzdüsen, die Wände und die Sohle des Verdüsungsraumes sowie die Filteroberfläche überzogen hatten. Auffälligerweise fanden sich bereits im Verdüserraum als Begleiter der Würmer wiederum echte Plankter, wie *Brachionus pala*, *Daphnia* und *Cyclops strenuus* mit ihren Nauplien, dazu Holzfasern, der Abwasserpilz *Sphaerotilus natans* und die Wurzelfüßler *Difflugia masurpiformis* und *D. aculeata*. Als Hauptsitz der Würmer, unter denen die Gattung *Nais* mit zwei Arten (darunter *N. obtusus*) vertreten war, erwies sich die protozoenreiche Filterhaut und die darunter folgende verschlammte Sandschicht. Der Uebertritt auf die Reinwasserseite erfolgte offenbar durch Abschwemmen bei der Rückspülung, die Neuimpfung der daraufhin sorgfältig gereinigten Filter anscheinend gleichfalls im Zusammenhang mit der Rückspülung, zu der wurmhaltiges Reinwasser verwendet worden war. Die meisten der genannten Organismen dürften durch unsauberes Schuhwerk eingeschleppt worden sein, zumal der Schlamm einer benachbarten sumpfigen Wiese u. a. die genannten Würmer sowie Hüpferlinge und Flohkrebse enthielt. Die Bekämpfung der Würmer erfolgte durch Versalzung. Ihr folgte eine beträchtliche bakterielle Keimzahlerhöhung.

d) Die Entsäuerung

Die Entsäuerung des Trink- und Brauchwassers wird bekanntlich bei Anwesenheit von aggressiver Kohlensäure zum Schutz empfindlicher Werkstoffe, insbesondere des Eisens, durchgeführt. Das Austreiben der freien Kohlensäure, die nicht zur Erhaltung des Bikarbonatgleichgewichts erforderlich ist, kann durch freie Rieselung oder durch Ueberleitung des Wassers über Horden und Marmor, durch Zusatz von CO_2-bindenden Chemikalien oder durch das Magno-Verfahren erfolgen. Biologische Vorgänge greifen in diese Vorgänge nicht ein. Der Bewuchs, der sich gegebenenfalls auf den überrieselten Holzhorden ansiedelt, weist keinerlei Eigenheiten auf. Auf einem derartigen Gradierwerk, das in einem größeren Raume ohne Rotlichtabschirmung aufgestellt und wenig gepflegt war, wuchsen neben bakteriellen Gallerten Moose (*Amblystegium serpens* f. *Juratzkanum* und *Oxyrhynchium praelongum* [Abb. 86 N]), Grünalgen (*Hormidium flaccidum* [Abb. 86 A]), gallertige Blaualgen (*Gloeocapsa-* und *Gloeothece*-Arten) und die roten Fruchtkörper eines *Humaria*-Pilzes. Auf und zwischen diesen Besätzen fanden sich weiter Stäbchenbakterien, Pilzfäden, reichlich kleine Kieselalgen (*Navicula atomus* und *Nitzschien*), Wurzelfüßler (*Arcella radiosa*, Difflugien), *Chilodonella cucullulus* und andere Wimpertierchen, endlich auch Naiden und Häute von Insektenpuppen. Es bedarf keiner besonderen Erwähnung, daß solche Organismen-Anhäufungen der Abschwemmungsgefahr wegen unerwünscht sind. Bei mangelnder Reinhaltung verschlammt das Füllmaterial überrieselter Horden im Laufe der Zeit bisweilen so stark, daß

solche Körper zu einer idealen Brutstätte für Nematoden und Borstenwürmer werden.

Gelegentlich können Marmorfilter auch die Rolle von Enteisenern übernehmen und dann zur Ablagerung beträchtlicher Mengen von Eisenschlamm und zur Ansiedlung von Eisenbakterien Anlaß

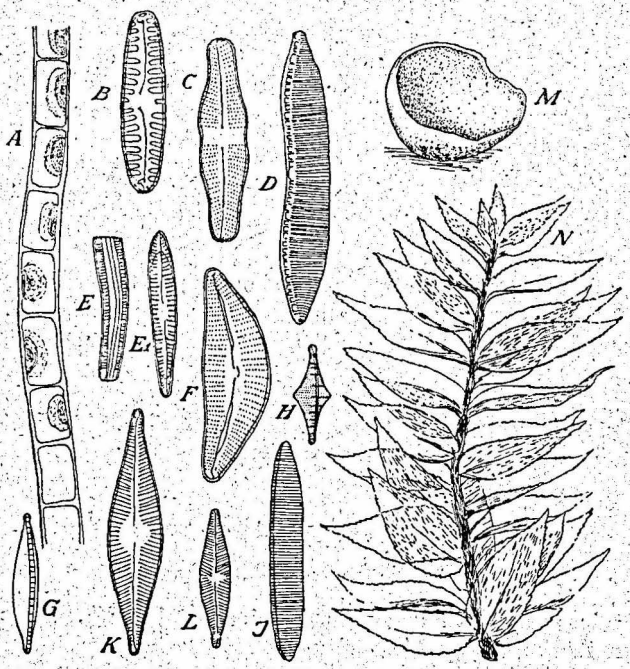


Abb. 86. Besiedler überrieselter Holzhorden. — A. *Hormidium flaccidum.* — B. *Pinnularia borealis.* — C. *Achnanthes coarctata.* — D. *Hantzschia amphioxys.* — E, E1. *Rhoicosphenia curvata.* — F. *Cymbella cistula.* — G. *Nitzschia dissipata.* — H. *Nitzschia sinuata* var. *tabellata.* — J. *Nitzschia angustata.* — K. *Navicula rhynchocephala.* — L. *Navicula cryptocephala.* — M. *Peziza badia.* — N. *Oxyrhynchium praelongum* — Nach *Hustedt, Gams, Thomé.*

geben. Der Marmorkies pflegt sich unter solchen Verhältnissen braun zu färben, ohne aber an Leistungsfähigkeit wesentlich zu verlieren.

e) Die Enthärtung

In biologischer Hinsicht läßt sich über die Enthärtungsanlagen noch weniger als über die Entsäuerung sagen. Für die Trinkwasseraufbereitung fällt die Enthärtung praktisch ganz aus — die Stadt Ohio ist anscheinend die einzige Stadt, die eine Enthärtung zu diesem Zwecke durchführt — und für die Brauchwasseraufbereitung spielen bei den angewandten mechanischen und chemischen Verfahren biologische Vorgänge keine Rolle. Auch über Störungen, die in solchen Anlagen mittelbar durch sich einstellende Lebewesen verursacht werden könnten, ist nichts bekannt.

f) Die Ozonisierung

Bei der Entkeimung von Trink- und Brauchwässern kommt den nicht-bakteriellen Lebewesen im Aufbereitungsgang nur insofern eine gewisse praktische Bedeutung zu, als sie bei reichlicherer Anwesenheit einen Teil der zur Bakterienabtötung bestimmten Chemikalien binden. Aus diesem Grunde hat sich auch für die Ozonisierungsanlagen, die zum ersten Male 1898 von *Siemens* und *Halske* entwickelt und in Paderborn und Wiesbaden angewendet wurden, aus praktischen Gründen eine gute Vorreinigung als sehr zweckmäßig erwiesen. Die chemische Wirkung des Ozons auf Algen und Tiere ist bei der Kürze der zur Verfügung stehenden Einwirkungszeit meist zu gering, um eine nachhaltige Schädigung oder ein Abtöten zu erreichen. Hingegen tritt während dieser Zeitspanne infolge der mechanischen Durchwirbelung des Wassers durch das Ozongas zum mindesten eine teilweise Organismenvernichtung ein. Dabei leiden Kleintiere (Kleinkrebse, Rädertiere, Protozoen) nach *Powell* (1914) weniger stark als Kleinalgen, unter denen die Blau- und besonders die Grünalgen am meisten betroffen werden. *Powell* stellte auch fest, daß in planktonreicherem Wasser bei einer Durchleitung von 0,18 bis 2,0 g Ozon während einer Zeitdauer von 10 Minuten der Algengeruch deutlicher wurde und erst zu beseitigen war, wenn die Zeitdauer der Durchlüftung auf 30 Minuten verlängert wurde.

3. Die Verteilungsanlagen

a) Die Reinwasserkammern

Die Reinwasserkammern spiegeln die Wirkung der vorgeschalteten Aufbereitungsanlagen wieder und sind der letzte Ort, an dem Ablagerungen mitgeschwemmter Fremdkörper in geringem Ausmaße zugelassen werden können. Bei unzureichender Aufbereitung vermögen sich in ihnen im Laufe der Zeit bisweilen beträchtliche Schlammengen abzusetzen, ferner Eisen- und Schwefelbakterien in Menge zu entwickeln und u. a. Würmer (s. S. 171) anzusiedeln. Ungenügend gesicherte Kammerdeckel gestatten den Zutritt von Mücken (s. S. 172), Sprünge und Risse der Wandungen gelegentlich das Einwandern echter Grundwassertiere (Asseln, Kleinkrebsen).

Eigenartig für ein Grundwasserwerk war eine Asselplage im Wasserwerk Tilsit, die durch die Oberflächen-Wasserassel *Asellus aquaticus* hervorgerufen wurde. Das ursprünglich als Flußwasserwerk zur Entnahme von Memelwasser erbaute Werk war später vollständig auf die Entnahme von Grundwasser aus 60 bis 80 m Tiefe umgestellt worden. Im Jahre 1930 liefen die ersten Klagen über den Austritt von Wasserasseln aus den Zapfstellen der Wasserleitung ein. 1935 traten die Tiere in solchen Massen auf, daß zur Zeit ihrer Hochentwicklung täglich bis 10 Stück aus verschiedenen Zapfhähnen ausgespült wurden. Sie fehlten völlig auf der Rohwasserseite des Werks, wo ihnen an sich z. B. in den Rieselkammern flaumige Ueberzüge von Schwefelbakterien *(Thiothrix nivea)* eine willkom-

mene Nahrungsquelle geboten hätten, fanden sich aber in großer Zahl in den Reinwasserkammern sowie in einem der Hochbehälter. In diesem konnten nach jeder Entleerung viele Hunderte alter und junger Asseln gezählt werden, die besonders auf dem abgelagerten Eisenschlamm der Bodensohle herumkrochen und von Wimpertierchen, Rädertieren und Kleinkrebsen *(Cyclops fimbriatus und C. serrulatus)* begleitet waren. Da die Oberflächenasseln nicht aus dem Tiefbrunnenwasser entstammen konnten und das Wasserwerk zur Zeit des Ausbruches der Plage bereits mehrere Jahre gänzlich von der Memel abgeriegelt war und da endlich auch eine zufällige Einschleppung durch verschmutztes Gerät oder Schuhwerk praktisch ausgeschlossen erschien (vgl. S. 172), mußte angenommen werden, daß die Tiere bereits zur Zeit der Flußwasserbeschickung in die Werksanlagen eingedrungen und unerkannt an zusagenden Orten allmählich zur Massenentwicklung gelangt waren.

Ungewöhnlich ist auch das Auftreten der Blutalge *Haematococcus pluvialis* (Abb. 87) in Wasserwerken. Diese als unerwünschter Gast und Schädling aus betonierten Freilandbadebecken bekannte Grünalge (*Beger* 1938) gelangte in einer lichtdicht abgeschlossenen betonierten Reinwasserkammer sogar zu einer Massenentwicklung und tönte mit ihren in den Ruhestadien rot gefärbten Ueberzügen die Wandungen blutrot. In beweglichem Zustande verfärbt die Alge das Wasser meist grünlich und gibt später zu trübroten Schlammablagerun-

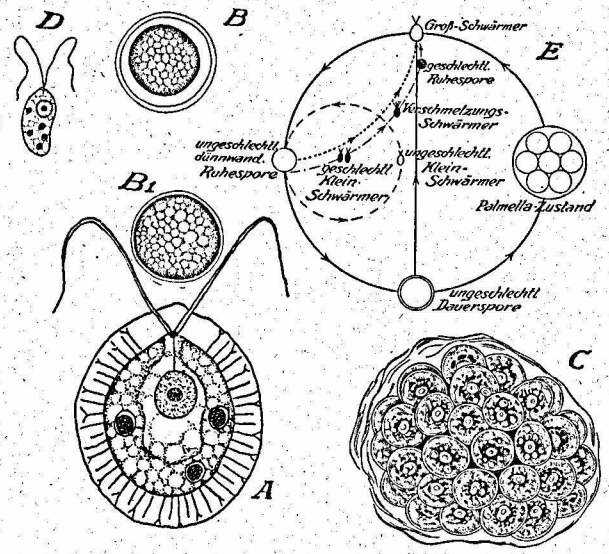


Abb. 87. Die Blutalge *Haematococcus pluvialis*. — A. Ungeschlechtlicher, meist grün gefärbter großer Schwärmer. — B, B1. Abgerundete, einzellige, rot gefärbte Ruhesporen. — C. Durch wiederholte Teilung von Dauersporen gebildete Anhäufung von roten Dauersporen (Palmella-Stadium). — D. Grün gefärbter, beweglicher Schwärmer. — E. Uebersicht über den Zusammenhang der Umwandlung der Schwärmertypen in Ruhezustände und aus letzteren wieder zu Schwärmern. — A, B, B1 u. D nach *Elliot*, C nach *Wollenweber*, E nach *Beger*.

gen Anlaß. Gleichzeitig greift sie die Betonwandungen an, so daß ihre Beläge von Kalkkristallen durchsetzt sind. Daß die Alge auch unter gewissen Voraussetzungen bei völligem Lichtabschluß zu leben vermag, ist bereits von *A.* und *M. Lwoff* (1930) experimentell nachgewiesen worden.

b) Die Rohrleitungen

Rohrleitungen pflegen in neuerer Zeit aus Guß- oder Schmiedeeisen bzw. Stahl, seltener Eisenbeton, Eternit oder Holz zu bestehen. Ihre Innenwandungen sind gestrichen oder tragen eine natürliche oder künstlich durch geeignete Aufbereitungsverfahren erzeugte anorganische Schutzschicht. Ferner sind sie der Sitz hygienisch harmloser Bakterien. Unter ihnen kommt den Eisenbakterien als den häufigen Teilgliedern der Korrosions- und Verkrustungsvorgänge sowie als Schlammbildnern eine große Bedeutung zu. Für Leitungen mit eisenhaltigem, nährstoffarmem Wasser sind die eisensteten Gallionellen, für solche mit einem erhöhten Mangangehalt und etwas größeren Mengen organischer Stoffe besonders *Crenothrix fusca*, weniger *C. polyspora* kennzeichnend. In Gesellschaft dieser drei Arten können noch verschiedene andere Eisenbakterien auftreten, insbesondere *Leptothrix*-Arten. Bei stärkerer Durchströmung überziehen die festhaftenden Gallionellen mit Vorliebe die oberen Rohrwölbungen, während die lose liegenden *Leptothrix*-Arten, namentlich *L. ochracea*, im abgelagerten Schlamm des unteren Rohrteiles auftreten. Aehnliches hat bereits *Hajek* (1907) — ohne allerdings die Beteiligung von Eisenbakterien, und zwar in diesem Falle von *Crenothrix*, zu kennen — im manganführenden Leitungsnetz der ungarischen Stadt Arad beobachtet. Dort waren die Rohre „am oberen Teil flockenartig 20 bis 30 mm stark behangen", während der Rohrboden einen kaum 1 mm starken Niederschlag aufwies (Abb. 88 A).

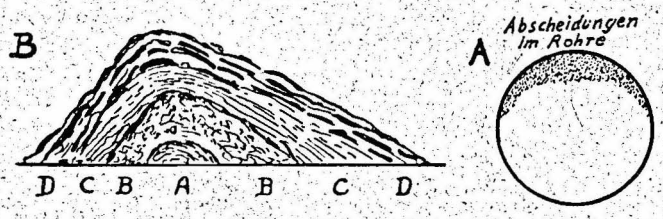


Abb. 88. A. Mangananlagerungen an der oberen Rohrwölbung. — B. Schematischer Querschnitt durch einen älteren Rostbuckel: A. Schwärzlich gefärbter, z. T. in Schwefeleisen überführter Eisenkern. — B. Gelbrotes, praktisch amorphes, aus *Gallionella*-Stielen hervorgegangenes „Eisenmehl". — C. Schicht des kokkenlosen *Gallionella*-Filzes (die Stiele der Eisenbakterien sind durch Eiseneinund -anlagerungen stark verdickt), z. T. von kohlensaurem Kalk und gegebenenfalls auch Manganablagerungen durchsetzt. — D. Festere dünne, aus Eisen und Kalk bestehende Kappe mit einem lebenden Ueberzug von *Gallionella*. — A. nach *Hajek*; B. nach *Brown*.

Die Hauptbedeutung der Gallionellen für die Rohrbeschaffenheit ist zweierlei Art. Zunächst führen sie zur Bildung wulstartiger Rostbuckel von naß dunkelbrauner, trocken rostroter Färbung, über deren schalenförmigen Aufbau bereits *Brown* (1904) berich-

tete (Abb. 88 B). Die sachgemäße Erklärung ihrer Entstehung erbrachte wenig später *Schorler* (1905) durch den Nachweis, daß die Rostmassen ursprünglich aus einem lockeren Filz der *Gallionella*-Bänder (Abb. 45 A) bestehen. Dieser Bakterienfilz wächst mit Hilfe des im Wasser gelösten Eisens, vereisnet dabei besonders im unteren Teile und führt auf diese Weise allmählich zur Entstehung von Höckern und Wülsten, in die auch Fremdkörper des vorüberfließenden Wassers eingelagert werden. Die vererzten *Gallionella*-Bänder kristallisieren später in eisenglanzartige Täfelchen um, wachsen zusammen und gehen schließlich in so formlose Anhäufungen über, daß ihre bakterielle Herkunft nicht mehr zu erkennen ist. Diese Angaben sind später grundsätzlich von *Casagrandi* (1912), *Gasperini* (1915), *Herrmann* (1932), *Minder* (1936) und anderen bestätigt worden[1]). Die Verkrustungen können sowohl auf blankem Eisen als auch auf Anstrichflächen erfolgen. Im letzteren Falle lassen sie sich ohne Schädigung ihrer Unterlage ablösen, eine Tatsache, die beweist, daß Rohrverkrustungen und Korrosion an sich unabhängig voneinander verlaufen können. Bei der Korrosion spielen, soweit sie unter biologischer Beteiligung abläuft, die durch die *Gallionellen* erzeugten Rostbuckel die gleiche Rolle wie andere fest aufliegende biologische Ueberzüge. Sie schließen die Unterlage nach außenhin nahezu dicht ab und bilden ein Diaphragma, unter welchem durch die Zersetzung der eingelagerten organischen Reste Kohlensäure und Schwefelwasserstoff und schließlich Schwefeleisen gebildet werden und auf elektrolytischem Wege die Lösung von Rohreisen einsetzt. Die dabei entstehenden Fraßlöcher können mehrere Millimeter tief in die Wandungen ragen. Dank des sich in ihnen ansammelnden gelösten Eisens vermögen sich in diesen Höhlungen, sofern noch Spuren von Sauerstoff vorhanden sind, wiederum die *Gallionellen* zu entwickeln und ihre Filze auszubilden. Diese biologisch entstandenen Rostlinsen ähneln trocken etwa einem Badeschwamm (*Minder* 1936), sind leicht zerdrückbar und zerfallen dabei zu gelbfärbendem „Rostmehl".

Die Hauptbedeutung der *Crenothrix*-Arten (Abb. 41, 42) beruht vorwiegend auf ihrer Flocken- und Schlammbildung. Sie bilden sammetigweiche Rasen, die an sich gallertig-graufarben sind und im Falle der Vereisenung rot, im Falle der Manganspeicherung stumpf-schwarzbraun werden. Ihre Anwesenheit im Reinwassernetz spricht stets für Mängel der Wasseraufbereitung. Sie lösen sich früher oder später in großen Mengen von ihren Unterlagen ab, treiben als Flocken und schleimige Zotten ab und setzen sich, soweit sie nicht mit dem Leitungswasser abgezapft werden, in den Hochbehältern und in schwächer durchflossenen Rohrstrecken oder in toten Endsträngen ab. Dort führen sie infolge ihrer leichten Zersetzungsfähigkeit zu Geschmacks- und Geruchsbeeinträchtigungen.

In Sonderfällen vermögen auch Bakterien anderer Zugehörigkeit zu Rohrstörungen Anlaß zu geben. Bei den von *Minder*

[1]) Nach *Pillai* (1938) können bei Abwesenheit von Gallionellen wulstartige Rostbuckel auch durch eine fluoreszierende *Pseudomonas*-Art *(P. ferrugineum)* hervorgerufen werden. Das Wachstums-Optimum dieses Bakteriums liegt bei pH 6,8—7.

(1936, 1943) aus Wettingen und anderen schweizerischen Wasserwerken beschriebenen Mißständen bildeten gallertige Kugelbakterien von 2 bis 3 mm Durchmesser die Hauptursache. Sie überzogen die Wandungen mit einem feinen, von gelblichen Eisenschlieren durchzogenen Schleim, der sich in bis handgroßen Fetzen ablöste, stark sauerstoffzehrend wirkte und zu praktisch ähnlichen Beanstandungen führte wie *Crenothrix*-Arten. Zur Zeit ihrer Hochentwicklung bildeten sich Schlammdecken von mehreren cm Mächtigkeit, die zuunterst faulten und sich schwarz verfärbten. In diesem Zustand enthielten sie ein buntes Gemisch von Ur- und Rädertieren, Rundwürmern, Borstenwürmern usw.

Eine sehr störende Rohrplage ganz anderer Art wurde durch *Krüger* (1942) bekannt. Es handelte sich dabei um einen Zuckmücken-Befall durch *Stylotanytarsus inquilinus*, dessen 5 mm lange, grüne, braunköpfige Larven sich in großer Menge in einer 4 km langen Rohrleitung einer städtischen Außenrandsiedlung eingestellt hatten.

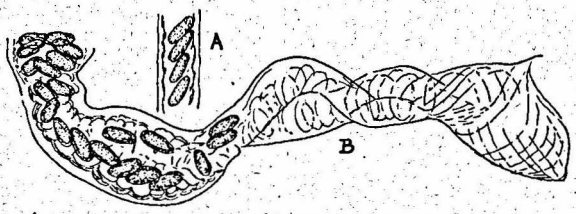


Abb. 89. Eischnur der Zuckmücke *Stylotanytarsus inquilinus*. — A. Zur Zeit der Eiablage. — B. Nach späterer Verquellung. — Nach *Krüger*.

Bei dieser als Vollkerfe nur 1,4 bis 2,2 mm langen Mücke, die anscheinend zunächst in einen Zwischenbehälter eingedrungen und dort zur weiteren Entwicklung gekommen war, tritt die Geschlechtsreife nicht erst, wie üblich, beim fertigen Insekt ein. Vielmehr werden die durch Jungfernzeugung gebildeten Eier nach sehr kurzfristigem, meist nur eintägigem Puppendasein in der Regel bereits beim Schlüpfen aus der Puppenhülle in Schnüren (Abb. 89) abgelegt. Aus diesem Grunde kann sich der ganze Entwicklungskreislauf in Rohren abspielen, die nicht dauernd voll Wasser stehen. Die Mückenlarven selbst leben unter Wasser in horizontal angehefteten, unregelmäßig gewundenen Gespinsten. Die bisweilen trockenlaufende obere Rohrwölbung wurde von ihnen streng gemieden. Zur Zeit ihrer stärksten Entwicklung wurden in 10 l Wasser jeweils 500 bis 600 Tiere aus den Zapfhähnen ausgespült. Da der eigenartige Entwicklungsgang der Mücke zur Zeit ihres Auftretens in der Wasserleitung gänzlich unbekannt war, stieß die mit hochdosierten Pyrethrum-Aufschwemmungen durchgeführte Bekämpfung auf große Schwierigkeiten und erforderte erhebliche geldliche Aufwendungen. Trotzdem scheint diese im Verlauf von zwei Jahren achtmal wiederholte Behandlung nicht zum vollen Erfolg geführt zu haben. Die Vernichtung trat aber während des strengen Winters 1939/40 ein, und zwar vermutlich infolge des Ausfrierens der Leitung.

Bei Rohrarbeiten bleiben gelegentlich, wenn nach deren Abschluß die erforderliche Nachspülung unterlassen oder nur unzureichend durch-

geführt wird, Bleischnitzel, Kupferteilchen, Lötzinn, Stanniol, Aluminiumwolle, Blattaluminium, Teer, Asphalt, Werg, Holzwolle und andere handwerkliche Abfallstoffe sowie auch Sand, Lehm und Kalk liegen und machen sich späterhin auf diese oder jene Weise in den Wasseruhren, in den Zapfhähnen oder im entnommenen Wasser störend bemerkbar. So erschienen u. a. bei einer derartigen Gelegenheit in einem an das Leitungsnetz angeschlossenen Destillationsapparat angeblich kleine „Würmer", die sich bei der örtlichen Untersuchung als Asbestfasern erwiesen. Auch ungeeignete, auf Chlorkautschukgrundlage aufgebaute, quellungsfähige Anstrichmittel heben sich nicht selten als grobschülferige, fettig-klebrige Häute von den Rohrwandungen ab und werden später, wie bakterielle Ueberzüge, an Stellen mit verminderter Fließgeschwindigkeit zusammengeschwemmt. Sie sind als amorph-gallertige Bildungen mikroskopisch schwer deutbar. Am leichtesten lassen sie sich daran erkennen, daß sie unter Entwicklung eines sehr charakteristischen Geruchs verbrennen und unter Bildung eines graufarbenen Rückstandes ätherlöslich sind.

Ablagerungen und Ausspülungen von feinst verteiltem Schwefeleisen können, müssen aber nicht unbedingt auf bakterieller Grundlage — d. h. unter Vermittlung von Mikrospiren — entstehen (S. 80). Ein Fall rein chemisch-physikalischer Entstehung ereignete sich u. a. in einer Leitung, deren Rohre geschwefelt waren und von dem sauerstoffarmen Leitungswasser unter starker Bildung von H_2S (bis 12 mg/) angegriffen wurden. Das Wasser hatte zuvor aus ungeschützten Leitungssträngen ziemlich reichlich Eisen gelöst, das nunmehr, durch den Schwefelwasserstoff zu Eisensulfid umgewandelt, als tintenschwarze Trübung zum Ausfluß gelangte.

Als Eintrittsstellen für Rohrverunreinigungen sind auch die Straßenhydranten[1]) und Rohrbrüche[2]) in Betracht zu ziehen. So berichteten *Houston* (1913) bzw. *Tresh* und *Beal* (1925), daß im Winter 1905/06 die gesamte Wasserversorgung von Edinburgh durch Springschwänze (Collembolen) überschwemmt wurde und daß sich bei der Nachforschung über ihre Herkunft etwa 30 % der seinerzeit eingebauten Kugelhydranten als befallen erwiesen. In letzteren saßen die schattenliebenden Tiere vor allem an der Unterseite der Schachtdeckel. Sie wurden, wie experimentell festzustellen war, in die Leitungsrohre eingesaugt, wenn der Wasserdruck im Rohrinneren plötzlich vermindert wurde. Auch bei den modernen Schieberhydranten ist ein Eindringen von Verschmutzungen und damit auch das von Kleintieren durchaus nicht ausgeschlossen, insbesondere bei solchen, die in ein Kiesbett entwässern. Auf diese Weise könnte z. B., wenn man nicht Rohrschäden oder Zufälle bei Instandsetzungsarbeiten als Ursache heranziehen will, das Auftreten erdbewohnender Würmer aus der Gattung *Marionina* erklärt werden, die in Ballen von 20 bis 30

[1]) *Van der Werft* (1949) verweist darauf, daß durch den Anschluß von Feuerlöschgeräten an die Hydranten unbeabsichtigte Verschmutzungen von Rohrleitungen eintreten können.

[2]) In Leipzig betrug die Zahl der Rohrbrüche in einem 10jährigen Mittel beispielsweise jährlich 1 auf 10 km Rohrnetzlänge.

Tieren aus einer Leitung ausgespült wurden. Aus der gleichen Leitung trat einige Jahre später der für Verunreinigungen recht kennzeichnende Borstenwurm *Pachydrilus pachenstecheri* gemeinsam mit Fäden von *Sphaerotilus dichotomus*, *Fusarium*-Sporen, Geißeltieren und Wollfäden aus einem Leitungshahn aus. Ueber andere Würmer, die bisweilen im Verteilernetz anzutreffen sind, wurde bereits im Zusammenhang mit der Darstellung der gesundheitsschädlichen Organismen berichtet (S. 52, vgl. auch *Beger* 1950). Ueber Funde von Fröschen in Rohrleitungen und ein Verstopfen der Zapfstellen durch sie liegen im Schrifttum mehrfach Angaben vor. Das Einwandern der Tiere ist unter bestimmten Voraussetzungen (S. 166) bereits in die Aufbereitungsanlagen denkbar. Möglich ist auch ihr Eintritt bei einer Freilegung und Instandsetzung von Rohrzügen und ihre Ausspülung aus weitrohrigen Hydranten. Hingegen erscheint die in der Oeffentlichkeit weitverbreitete Ansicht, daß

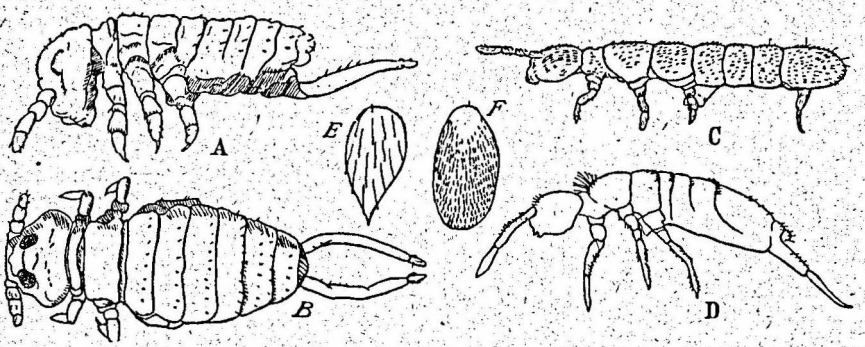


Abb. 90. Springschwanzarten: A und B. *Podura aquatica*. — C. *Folsomia sexoculata*. — D. *Pseudosinella martelii* (ein Höhlenbewohner). — Schuppen von Springschwänzen: E. Spitzschuppe von *Sira*. — F. Rundschuppe von *Lepidocyrtinus*. — Nach *Handschin*.

die Frösche auch aus Hausleitungen zum Vorschein kommen könnten, selbst bei weiten Zapfhähnen aus technischen Gründen sehr unwahrscheinlich, es sei denn, es handele sich um junge Tiere. Angaben solcher Art werden teils leichtgläubig, teils böswillig gemacht. In der gleichen Richtung liegt auch die Mitteilung von *Bruns* (1942), daß ihm ein angeblich aus der Trinkwasserleitung eines größeren und an sich gut geleiteten Wasserwerkes stammender toter Fisch von 10 cm Länge und 3 mm Dicke überbracht worden sei, der sich als ein Angehöriger der nur im Meerwasser lebenden Seenadeln (*Syngnanthus*) erwies. Aehnliche Behauptungen werden gelegentlich für in Waschbecken aufgefundene weiße Fliegenmaden aufgestellt. Als angeblich aus einer einwandfreien Wasserleitung ausgespülte „Flöhe" wurden uns sogar Kornkäfer (*Calandra*) vorgewiesen, die sich in Wirklichkeit in gehorteten Getreidevorräten entwickelt hatten und nach ihrer Auswanderung aus diesen zufällig in einen Wasserkrug gefallen waren.

Als weitere Verunreinigungsstellen des Rohrnetzes kommen fehlerhaft angelegte Hausrohrstränge in Betracht, die mit Spülaborten, Badewannen, Wasch- und Spülbecken, Grundablässen (Haupthähne mit Ent-

leerung) usw. in Verbindung stehen und ein Rückfließen oder ein Rücksaugen von Flüssigkeiten oder anderen Stoffen in die Reinwasserleitung ermöglichen. So wurde nach *Steuernagel* (1897) in einer Kölner Wohnung zeitweilig ein auf diese Weise verschmutztes und gleichzeitig wurmführendes Wasser abgezapft. Auch *Metzner* (1907) erwähnt einen auf gleiche Weise erfolgten Uebertritt von Jauche in das Reinwasser eines Berliner Haushaltes. In Chicago führten nach *Magath* (1933) ungewöhnlich starke Wolkenbrüche zu einer so starken Ueberflutung bzw. zu einem so beträchtlichen Rückstau in den Abwasserkanälen, daß deren Wasser in die unzureichend angelegte Trinkwasserleitung eindrang und anschließend eine schwere *Amoeben*-Ruhr hervorrief.

Daß durch den biologischen Rohrbelag und sonstige eingeschleppte Bestandteile auch die eingebauten Wasserzähler in Mitleidenschaft gezogen werden können, bedarf keiner besonderen Hervorhebung. Solche Störungen größeren Ausmaßes sind z. B. von Wasserasseln und Würmern bekannt, die den Durchgangsweg völlig verstopften[3]).

Erwähnt sei schließlich, daß aus Blei bestehende Hausleitungen auch von außen her zerstört werden können, und zwar durch Holzwespen, Käfer, Schnecken, Mäuse und Ratten. *Bauer* und *Vollenbruck* (1930) trafen bei solchen Zerstörungsarbeiten u. a. den kleinen Speckkäfer *Dermestes lardarius* an, der Bleifolien von 0,2 mm Stärke innerhalb von 4 Stunden durchlöcherte. Auch Zinn wurde angegriffen, nicht aber Aluminium und Messing.

c) Die Zwischenbehälter

Die Zwischenbehälter sind je nach den örtlichen Verhältnissen als Erdbehälter ausgebildet oder in Wassertürmen untergebracht. Ihre biologische Beschaffenheit weicht in der Regel nicht von der der Reinwasserkammern auf den Wasserwerken ab. Sie liefern erneute Absetz-, aber auch neue Ansiedlungsmöglichkeiten für alle Stoffe und Organismen, die bis dorthin vom Wasser mitgeführt wurden. Erinnert sei an die Verschlammung im Zusammenhang mit Eisen- und Manganeinbrüchen, an die Rolle der Hochbehälter für die Asselplage (S. 174), an die Anschwemmung abgelöster Rohranstriche am Wasserspiegel (S. 179) usw. In unterirdischen Becken vermögen überdies durch undichtes Mauerwerk Wurzelschöpfe und auch Grundwassertiere einzudringen, wobei von letzteren z. B. *Niphargus* bisweilen in größerer Menge in das angeschlossene Rohrnetz übertritt. Weiter sind bei mangelnder Mückensicherung Masseneinflüge von Zuckmücken bekannt, die nach ihrem Verenden zur Verstopfung der in die Auslässe eingebauten Siebe führten (*Wilhelmi* 1915). Unzweckmäßig ist es auch, in der Nähe von Hochbehältern Tauben zu halten, da sich diese Vögel

[3]) Ueber den eigenartigen Fall des Auftretens einer Blütenpflanze in einem praktisch lichtlosen, mit einer übergreifenden Eisenplatte abgedeckten Schacht, in dem eine Wasseruhr stand, hat *Lehmann* (1909) aus dem Botanischen Garten zu Kiel berichtet. In diesem 1 m tiefen Schacht hatten sich zahlreiche (etwa 100) blühende, 20—30 cm lange Sprosse der Schuppenwurz *(Lathraea Squamaria)* entwickelt, einem völlig blattgrünlosen Schmarotzer, der auf den Wurzeln von Laubhölzern parasitiert. Aller Wahrscheinlichkeit nach waren also solche Wurzeln in den Schacht eingedrungen.

gern auf die Entlüftungen setzen und durch abgestoßene Federn, nicht selten auch durch ihren Kot im Reinwasser von solchen Besuchen Kenntnis geben. Gelangen sie, wie auch Sperlinge und andere Kleinvögel, in das Gebäudeinnere, so verenden sie bisweilen im Wasser. In einem uns bekannt gewordenen Falle war der Körper eines auf diese Weise ums Leben gekommenen Stares auf den Grund des Hochbehälters abgesunken und in das Leitungsnetz gespült worden, wo er schließlich zu einer Rohrverstopfung geführt hatte.

Eine gewisse Eigenheit erhalten die Wassertürme, zumal wenn sie in ländlicher Umgebung liegen, durch den Reichtum der sich einstellenden Fliegen. Ihre Menge kann an der Innenseite der Fenster gelegentlich so groß werden, daß sich später ihre Reste in Haufen mit einem Handbesen zusammenfegen lassen. Bei derartigem Massenauftreten treiben sie auch in großer Zahl auf dem Wasserspiegel der Behälter und

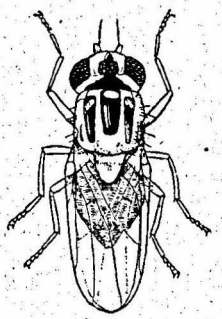


Abb. 91. Habitusbild einer Halmfliege (Chloropide). — Nach *Peus*.

stellen dann eine nicht zu unterschätzende Verunreinigungsquelle dar. Neben der Herbstfliege *Musca corvina*, der Mauerfliege *Pollenia rudis*, Trichopteren (*Limnophilus*-Arten) und Florfliegen (*Chrysopus*-Arten) spielen dabei besonders Halmfliegen oder Grünaugen (Chloropiden) die Hauptrolle (*Peus* 1931, 1937). Bei *Thaumatomyia notata*, der häufigsten von ihnen, handelt es sich um ein kaum 3 mm langes, großköpfiges Tier, das einen hell- bis chromgelben gedrungenen Körper mit schwarzer Zeichnung besitzt und seine glashellen Flügel in der Ruhestellung waagrecht über den Hinterkörper legt (Abb. 91). Auch diese „zeitweiligen Hausinsekten" erscheinen im Herbst in bisweilen riesigen Schwärmen und dringen in der Absicht, Windschutz oder Winterquartiere zu finden, durch die feinsten Spalten, durch zerbrochene Glasfenster, schadhafte Dächer oder ungenügend abgedichtete Türen in die Gebäude ein. Sie bevorzugen dabei die obersten Stockwerke. Da sich ihre Entwicklung vom Ei bis zur Vollkerfe außerhalb der Gebäude an Gräsern vollzieht, findet innerhalb der Wassertürme keine Vermehrung statt. Die Tiere verlassen, soweit sie nicht auf der Wasseroberfläche ertrinken oder sonst verenden, ihre Winterquartiere im folgenden Frühling freiwillig. Ihre Vernichtung durch Vergasen von Ammoniak oder Verstäuben von DDT-Pulver bereitet keine Schwierigkeiten.

d) Die Zapfhähne

Die Innenwandungen der Zapfhähne enthalten im allgemeinen die gleichen biologischen Ueberzüge wie die Rohrleitungen, darüber hinaus aber auch nicht selten leitungswasserfremde, von außen stammende Bestandteile, zumal wenn die Zapfstellen in staubreicher Umgebung (gewissen gewerblichen Betrieben, Kellerräumen usw.) liegen oder selten gereinigt werden. Vorschub bei der Ansiedlung von Organismen liefert der stets feuchte Innenraum der Rohrstutzen und gegebenenfalls der sich im Laufe der Zeit als strukturlose oder kristallinische Masse niederschlagende Kalk mit seiner rauhen und porenreichen Oberfläche. Zu ausgeprägten Schmutzfängern können auch die vielfach eingebauten, aber nur selten gereinigten „Strahlregler" werden[1]). Als Besiedler stellen sich teils aus dem Leitungswasser stammend, teils durch Staub auf dem Luftwege, durch Berührung mit der Hand, z. T. auch durch Fliegen übertragen, Bakterien verschiedener Zugehörigkeit, Hefen, Pilzsporen, Urtierchen, Rundwürmer usw. ein. Sehr bezeichnend für die Zapfhähne sind nach *Drechsler* (1926) und *Eichbaum* (1932) säurefeste, gegen oligodynamische Wirkung sehr unempfindliche aerobe Stäbchenbakterien, ferner auch Spirochaeten, die bisweilen mit den Geflechten von *Monilia-* und *Mucorpilzen* einen wesentlichen Bestandteil der Gallertüberzüge bilden. Diese Spirochaeten gehören nicht, wie ursprünglich von *Uhlenhuth* und *Zuelzer* (1921) angegeben wurde, zu den Weil-Spirochaeten (s. S. 52), sondern, wie *Basilewsky* (1930) für Kiew, *Kunstein* (1932) für Freiburg im Breisgau und *v. Vagedes* (1934) für Berlin nachgewiesen haben, zu verwandten, aber harmlosen Sippen dieser Gattung. Sehr charakteristisch für tropfende Hähne ist nach *Kingma Boltjes* (1936) weiterhin das eigenartige *Hyphomicrobium vulgare,* ein weitverbreitetes, erd- und staubbewohnendes Bakterium von submikroskopischer Größe, das pilzhyphenartig auswächst und zu seiner Ernährung organische Luftverunreinigungen ausnützt. Auch der durch seinen durchdringenden Geruch kenntliche und dadurch bisweilen Kopfschmerzen erzeugende Moschuspilz *Fusarium aquaeductuum* wurde mehrfach festgestellt. In Uppsala polsterte er nach *Lagerheim* (1891) die Innenwandungen eines Zinkrohres mit großen grauweißlichen Schleimen aus, hing in langen Fetzen aus der Stutzenöffnung und hatte unter Ausformung blaßroter Kissen auch auf die benetzte Zimmerwand übergegriffen; an trockeneren Stellen wurde er bräunlich, an den trockensten lederartig schwarzbraun. Auf künstliche Nährböden übertragene Pilzfäden färben sich rasch ziegelrot (*Wollenweber* und *Reinking* [1935]) und bilden kleine, ein- bis mehrzellige Sichelsporen (Abb. 30 D)[2]). Auch bei den von *Tresh* (1904) an einem Zapfhahn beobachteten kleinen Gallertklümpchen, die dem auslaufenden Wasser einen eigenartigen Geruch verliehen, dürfte es sich um den Moschuspilz gehandelt haben. An einem anderen Stutzen fand *Tresh* schleimige Gebilde, die an schmutzigen Sago erinnerten. Nach

[1]) Das gleiche gilt auch für angesetzte Gummischläuche.

[2]) Außer *Fusarium aquaeductuum* (var. *medium)* geben *Wollenweber* und *Reinking* als Bewohner verunreinigter Wasserleitungen noch *Fusarium merismoides* var. *crassum* an.

dem Abflammen des Hahnes erwies sich das zuvor bakteriologisch zu beanstandende Wasser als völlig einwandfrei.

An leckenden, längere Zeit hindurch unbenutzten Zapfhähnen wachsen die Innenbeläge aus den Rohrstutzen heraus und bilden gelegentlich bis 10 cm lange, grauweißliche, elastische, hohle Gallertrohre (Zapfhahnbärte, Abb. 92). Ihr Grundgerüst besteht wiederum aus Pilzgeflechten oder Gallertbakterien, ihr zusätzlicher Bewuchs besonders aus kleinen Urtierchen (namentlich Bodonen). Daneben vermögen sie *Sphaerotilus dichotomus*-Fäden, Schwefelbakterien

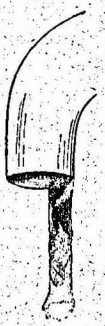


Abb. 92. Pilzbart an einem Zapfhahn. — Nach *Beger*.

(Thiothrix nivea), Spirillen (u. a. *Spirillum undula)*, Wurzelfüßler (Amoeben, *Cyphoderia*), Rund- und Borstenwürmer zu enthalten (*Zuelzer* 1921, *Wilhelmi* 1922, 1922/24, *Beger* 1935). Solche für die Praxis der biologischen Probenahme und Beurteilung von gezapftem Wasser wichtigen Ergebnisse führen also zum Schluß, daß die Zapfhahnbewüchse eine zusätzliche Verschmutzung mit sich bringen und daß man sich auch solcher Untersuchungen nicht entziehen sollte (vgl. S. 12).

B. Die natürliche Uferfilterung

Die Notwendigkeit, ausreichende Grundwassermengen für die Großversorgung zur Verfügung zu haben, hat frühzeitig dazu geführt, die Entnahmebrunnen in der Nähe von Flüssen und Seen niederzubringen, um auf diese Weise das durch den Boden nachströmende Oberflächenwasser zu nutzen. Ein großer Teil der sog. Grundwasserwerke arbeitet demzufolge nicht ausschließlich mit altem Grundwasser, sondern mit einem Gemisch von „altem" und „jungem" Grundwasser oder nur mit letzterem. Bei der „natürlichen Uferfiltrierung" tritt das Wasser von der Seite her in den Untergrund ein (Abb. 93). Altbekannte Schwierigkeiten bieten dabei Bodenschichten mit organischen, huminsauren und huminartigen Stoffen, da diese zur zusätzlichen Lösung von Eisen und Mangan und zu deren zum mindesten teilweisen Ueberführung in Verbindungen von huminsaurer Beschaffenheit beitragen und letztere schwerer als die Bikarbonate ausscheidbar sind. Manganeinbrüche in Verbindung mit Massenentwicklung bakterieller Manganspeicherer scheinen geradezu ein Merkmal von Wasser-

werken mit Uferfilterung zu sein. In der Regel erfolgt dabei eine lockere Verschlammung der Werksanlagen bzw. des Leitungsnetzes. In Ausnahmefällen führt der Manganausfall sogar zu einer sehr lästigen lockeren Verkrustung der Brunnenrohre und damit zu einem Absinken der Förderleistung. In einem solchen uns bekannt gewordenen Falle waren die Krusten bis mehrere cm dick, in deutlichen Schichten aufgebaut und von vertikal verlaufenden, rohrartigen Hohlräumen von rundlichem bis eiförmigem Querschnitt durchzogen, die offensichtlich durch die eingetretene Gasentspannung hervorgerufen worden waren. Außer der an die Bodenbeschaffenheit geknüpften Mangangefahr sind die allgemeinen Vorflutverhältnisse und die Brunnenlage für das Filterergebnis von ausschlaggebender Bedeutung. Flußgewässer im besonderen sind dadurch gekennzeichnet, daß sich in ihrem Bett die für den Filtervorgang wichtige Schlammbedeckung ständig ändert, so daß die gewinnbaren Wassermengen bei anhaltendem Niederwasser geringer, bei Hochwasser hingegen größer werden, d. h. daß die Filtergeschwindigkeit und Filterleistung ständigen Schwankungen unterworfen ist. Man wird dementsprechend namentlich im Anschluß an Hochwässer mit einem Ansteigen der Keimzahlen, bzw. in biologischer Hinsicht mit dem Eindringen anderer Mikroorganismen zu rechnen haben. Bei Trinkwasserflüssen wie der Ruhr ist dieser Gefahr durch den Bau von Talsperren im Oberlauf und die Einschaltung von Stauseen weiter abwärts so weit als möglich vorgebeugt worden. Immerhin können auch unter derartigen Voraussetzungen feinste Schwebestoffe in die Aufbereitungsanlagen und gegebenenfalls sogar in das Leitungsnetz geraten, wie der Nachweis von Zellulosefasern, Holzschliffteilchen sowie derjenige von tierischen Haaren, Woll- und Baumwollfäden, korrodierten Schalen von Kieselalgen usw. zeigte, die mit dem Planktonnetz aus der Leitung einer an der Ruhr gelegenen Stadt abgefangen werden konnten

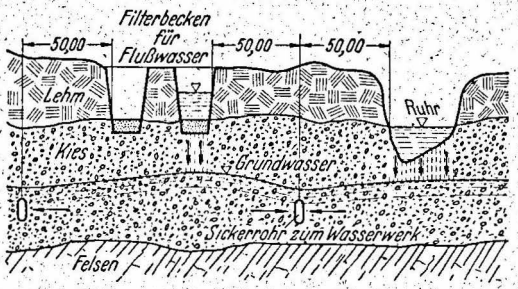


Abb. 93. Grundwasser-Anreicherung durch „natürliche" Uferfilterung (rechts) und „künstliche" Versickerung (links). — Nach *Sierp.*

(*Beger* 1930). Gefährdet sind die Brunnengalerien der Wasserwerke mit Uferfilterung auch dann, wenn der bei der Wasseraufbereitung anfallende Eisen- und Manganschlamm nicht in der üblichen Weise in Absetzbecken zum Niedersinken gebracht, sondern unmittelbar dem Vorfluter übergeben wird und diese Einleitung oberhalb der Brunnengalerien erfolgt. Durch solche fehlerhaften Betriebsführungen können sich im Flußbett erhebliche Schlammdecken ansammeln, deren Eisen und Mangan durch Fäulnisvorgänge wieder in Lösung gehen und mit dem ufergefil-

terten Wasser erneut zu den Brunnen gelangen. Unter solchen Verhältnissen wird nicht nur ein durchaus unerwünschter, ständiger Eisen- und Mangankreislauf hervorgerufen, sondern die mit dem Rohwasser zu den Brunnen geförderten Eisen- und Manganmengen steigen zunehmend.

Die Brunnen selbst sollen möglichst außerhalb des Hochwasserbereiches, zum mindesten aber 50 m vom Oberflächenwasser entfernt liegen, gut abgeschlossen sein und nicht mehr als 2 m unter den Spiegel des Gewässers abgesenkt werden. Während der Erweiterungsbauten der Wasserversorgung von Hannover 1890 riß ein winterliches Hochwasser die Rasendecke in der Umgebung der Brunnenreihen sowie auch in großem Ausmaße das Erdreich ab. Gleichzeitig drang das Wasser in die nicht fest verschlossenen Brunnen und damit auch in den Sammelbrunnen ein. In Verkennung der Verschmutzungsfolgen entschloß man sich seiner-

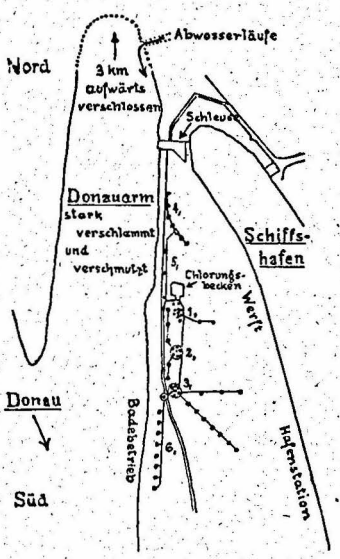


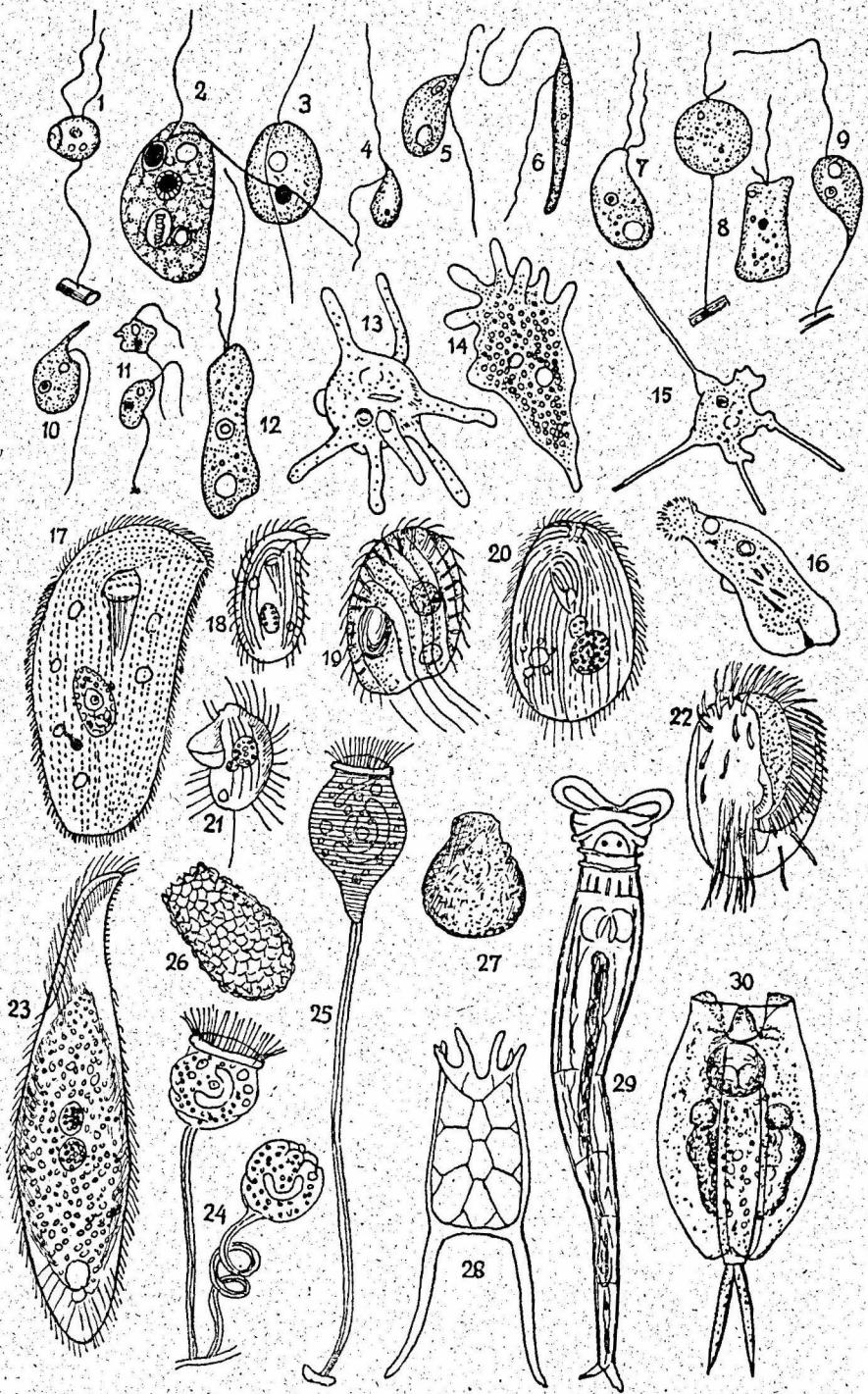
Abb. 94. Lageplan des bei Budapest gelegenen Wasserwerks. — Nach *Stiller*.

zeit, da man keine Möglichkeit einer anderweitigen Ableitung des eingedrungenen Wassers sah, das Brunnenwasser in den Hochbehälter zu pumpen. Der mitgeförderte Schlamm setzte sich daraufhin in bis 10 cm starker Schicht auf der Beckensohle ab, überzog auch die Wandungen und geriet bald in starke Fäulnis. Von den gleichzeitig eingeschwemmten Flußwasserorganismen entwickelten sich später besonders kleine Hüpferlinge (Cyclopiden). Sie wurden zusammen mit weißlichen Flöckchen (Schwefelbakterien?, *Sphaerotilus?)* von dem eigenartig moderig riechenden Wasser aus den Zapfhähnen ausgespült *(E. Fischer* 1892).

Eine sehr eingehende biologische Untersuchung über die Beeinflussung solcher uferfilternder Rohrbrunnen durch stark verschmutztes Flußwasser liegt für ein bei Budapest an der Donau gelegenes Wasserwerk durch *Stiller* (1937) vor. Die am Rande einer schmalen Halbinsel gelegenen 56 Brunnen (Abb. 94) reichten rd. 14 m in den fein-

kiesigen, vom unterirdischen Donauwasser durchströmten Untergrund, nahmen aber bei Hochwasser bereits aus 5 bis 8 m Tiefe ufergefiltertes Wasser auf. Der durch den Zulauf gewerblicher Abwässer (u. a. solcher einer Leder- und Leimfabrik) vorbelastete und stark verschlammte Donauarm war rd. 3 km oberhalb der Brunnenreihen verschlossen. Die Halbinsel stand außerdem oberhalb der Brunnengalerien durch eine schmale Schleuse mit einem gleichfalls durch Abwässer verunreinigten Schiffshafen in Verbindung. Eine weitere Gefahrenquelle ergab sich aus dem Mangel eines ausreichenden Schutzgebietes vor der untersten Brunnenreihe bzw. durch einen dort liegenden, gut besuchten Freibadebetrieb. Die mit Absiebungen von jeweils 50 l Wasser aus den Leitungshähnen sämtlicher Brunnengruppen und aus dem Chlorungsbecken 15mal wiederholten Untersuchungen ergaben die Anwesenheit von 11 Arten von unbelebten Stoffen sowie die von 32 Pflanzen- und 53 Tierarten, die sich fast ausnahmslos auch im Donauwasser wiederfanden (Abb. 95). Ihre Verteilung in den einzelnen Brunnenreihen und selbst in einzelnen Brunnen bestätigte u. a. die Tatsache, daß z. B. das Reinwasser bevorzugende Eisenbakterium *Gallionella ferruginea* in den weniger belasteten, *Crenothrix polyspora* hingegen in den stärker verschmutzten Brunnen am reichlichsten vertreten war. Für die übrigen, durch geringe Körpergröße bzw. spindelige oder fädige Gestalt ausgezeichneten Arten konnte ein aktives oder passives Einwandern mit dem einströmenden Donauwasser als gesichert angenommen werden. Es sei daran erinnert, daß nach *Biffi* und *Razetto* (1908) z. B. Ciliaten von 30 μ, Amoeben von 10 μ und Flagellaten von 6 μ Körpergröße durch 2 bis 3 μ weite Filterporen gedrückt werden können und daß nach *Eugling* (1931) das gleiche für Amoeben und einen kleinen Ciliaten durch ein *Schott*'sches Glasfilter mit 3 bis 5 μ Porenweite möglich war. In einem der Brunnen, der wahrscheinlich in grobporigerem oder rissigem Untergrunde stand, hatten sogar Grünalgen wie *Gonium pectorale, Eudorina elegans* und *Pandorina morum* Eingang gefunden, deren Kolonie-Durchmesser z. T. 200 μ überschritt. Im übrigen war die artmäßige Zusammensetzung der einzelnen Brunnenwässer infolge der anhaltenden Wasserförderung einem ständigen Wechsel unterworfen. Die Bildung einer der Wasserbeschaffenheit entsprechenden Lebensgemeinschaft war dementsprechend ausgeschlossen, so daß eine feinere Beurteilung des Wassers auf Grund der Saprobienzugehörigkeit der einzelnen Arten auf Schwierigkeiten stieß. Erfolgten die Absiebungen zu einer Zeit, nachdem eine Woche zuvor die für die Plankter giftigen Abwässer der Leder- und Leimfabrik am Ufer vor den Brunnengalerien vorbeigezogen waren, so pflegte die Belebung in den Brunnen entweder ganz zu fehlen oder die angetroffenen Organismen waren abgestorben. Andererseits wies der Keimgehalt des Wassers gerade während dieser Zeit ein starkes Ansteigen auf.

Einen mehr wissenschaftlichen Einblick in die Zusammensetzung der Kleintierwelt solcher ufergefilterten Wässer vermitteln die von *v. Török* (1938) ausgeführten Untersuchungen der gleichfalls aus alluvialen Donaukiesen versorgten Budapester Wasserleitung. Die Gesamtzahl der im Verlaufe eines Jahres nachgewiesenen Arten betrug mehr als 80. Sie zählten überwiegend zu den Oberflächenbewohnern und


1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30

fanden sich z. T. häufig, z. T. nur mehr vereinzelt. In geringem Umfange waren auch echte Grundwassertiere beigesellt, u. a. blinde Kleinkrebschen aus der Gattung *Parastenocaris*, die dem Grundwasserstrom entstammten. Die Wurzelfüßler und Rädertiere — darunter u. a. *Keratella quadrata* und *Notholca striata* — erschienen besonders über Sommer, die Ciliaten, Nematoden und Copepoden hingegen vorzugsweise im Frühling. Ueber die monatliche Artenverteilung gibt das nachstehende Schaubild (Abb. 96) Auskunft.

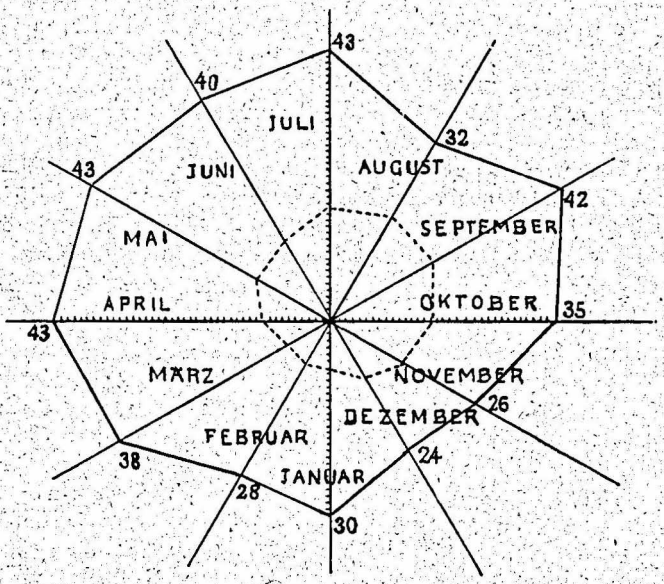


Abb. 96. Verteilung der Artenzahl im Jahresverlauf (Oktober 1933—September 1934) in der Budapester Wasserleitung. Punktiert die Mittel der monatlichen Wassertemperaturen. — Nach *v. Török*.

Bedenklicher als solche natürlichen Eintrittspforten sind die sog., zum Teil geheimen „Betriebseinrichtungen" wie Stichrohre einerseits und sog. auswechselbare Filterschüttungen andererseits. Letztere werden nach *Bruns* (1942) mehrere Meter lang und bis 2 m breit neben den Brunnenreihen zur Förderung des Wasserzutrittes

---

Abb. 95. Typentafel tierischer Organismen, die in den Brunnen des bei Budapest gelegenen Wasserwerks angetroffen wurden. — 1. *Amphimonas globosa*. — 2. *Bodo caudatus*. — 3. *B. globosus*. — 4. *B. rostratus*. — 5. *B. uncinatus*. — 6. *B. angustus*. — 7. *Dinomonas vorax*. — 8. *Monas minima*. — 9. *Oikomonas quadrata*. — 10. *Rhynchomonas nasuta*. — 11. *Pleuromonas jaculans*. — 12. *Stenomonas formicina*. — 13. *Amoeba gorgonica*. — 14. *Amoeba prima*. — 15. *Amoeba radiosa*. — 16. *Amoeba limax*. — 17. *Chilodonella cucullulus*. — 18. *Chilodonella capucina*. — 19. *Cinetochilum margaritaceum*. — 20. *Glaucoma scintillans*. — 21. *Cyclidium glaucoma*. — 22. *Euplotes charon*. — 23. *Lionotus lamella*. — 24. *Vorticella campanulata*. — 25. *Vorticella microstoma*. — 26. *Euglypha alveolata*-Gehäuse. — 27. *Difflugia*-Gehäuse. — 28. *Keratella quadrata*. — 29. *Rotifer vulgaris*. — 30. *Diplax trigona*.

in den Untergrund eingebracht und durch Drahtsiebe gegen die Flußseite abgegrenzt. An der Ruhr, wo die wasserführenden Schichten an sich bereits bis zu 95% aus Geröllen und groben Kiesen bestehen, tragen solche Schüttungen zu einer erheblichen Minderung der Filterwirkung des natürlichen Bodens bei. Diese läßt sich durch Absiebungen des gefilterten Wassers mit dem Planktonnetz ohne Schwierigkeiten feststellen. Eingebaute Stichrohre verraten sich nicht selten auch durch die Anwesenheit von Fischen in den Sammelbrunnen.

In Bergwerksgebieten, in denen infolge von Bodensenkungen häufiger mit Rohrbrüchen zu rechnen ist, tritt ein weiteres Gefahrenmoment besonders dann ein, wenn Rein- und Brauchwasserleitungen nebeneinander verlaufen und nach erfolgten Brüchen eine Vermischung der Wässer einsetzt. Sie ist vielfach an der einsetzenden Wassertrübung, bei näherer Untersuchung auch durch den Nachweis von Oberflächenorganismen erkennbar. Nach der Auffassung von *Bruns* sollen um die Jahrhundertwende auf diese Weise viele der seinerzeit im Ruhrgebiet herrschenden Typhusepidemien entstanden sein. Diese Gefahr ist seit der Einführung der Wasserchlorung weitgehend gebannt worden.

Zu den bekannteren Plagen der Wasserwerke mit Uferfilterung zählen Massenentwicklungen von Wasserasseln *(Asellus aquaticus)*. Ihr Eintritt in die Werksanlagen dürfte nach den von *Boettcher* (1935) bei den Berliner Störungen gesammelten Erfahrungen in der Regel durch die Entleerungskanäle und Spülleitungen erfolgen, die nicht oder unzureichend durch Rückschlagklappen gesichert sind und mittelbar oder unmittelbar mit einem Vorfluter in Verbindung stehen. Dank ihrer ausgezeichneten Kriechfähigkeit vermögen die Wasserasseln recht kräftige Wasserströmungen — selbst auf schräg aufsteigenden Flächen — zu überwinden und später in den Aufbereitungsanlagen zu höchst lästigen Dauergästen zu werden. Arbeiten die Werke außerdem nur mit gröberen Schnellfiltern, so gelangen die Tiere gelegentlich auch durch die Schnellfilter hindurch auf die Reinwasserseite. Sie verseuchen dann die Reinwasserbecken, verstopfen gegebenenfalls die Wasseruhren und treten schließlich aus den Zapfhähnen aus. Ihre Bekämpfung auf mechanische Weise durch Ausfegen, kräftiges Rückspülen usw. bleibt meist erfolglos, da sich die Tiere in Ritzen, Spalten und anderen schwer zugängigen Verstecken verbergen. Ihre Vernichtung wurde erst durch die Erkenntnis ermöglicht, daß Insektenpulver ein sehr wirksames Kontaktgift für sie darstellt. Die Auffassung, daß unter solchen Umständen ein Ueberdauern der Eier erfolgen könnte, trifft kaum zu, da die Asseln eine zwei- bis dreiwöchige Brutpflege betreiben und die geschlüpften Jungen noch längere Zeit mit sich herumtragen.

Ungewöhnlicher dürfte ein Befall durch rote Schlammwürmer (Tubificiden) (Abb. 97) sein. Dieser Fall trat in einem Wasserwerk ein, in dem die Rückspülung der Schnellfilter so unzureichend arbeitete, daß ein Teil der Sandfüllung von der Wäsche nicht ergriffen wurde. Die Schlammwürmer waren ursprünglich, vermutlich während einer Hochwasserüberschwemmung, in einige nicht ausreichend abgeschlossene Kesselbrunnen gelangt und dort allmählich zu stärkerer Entwicklung gekommen. Später waren sie — vielleicht als Ei-

kapseln — in einen in neuerer Zeit erbauten Sammelbrunnen und von diesem aus in die geschlossenen Schnellfilter vorgedrungen. Dort saßen sie zu Tausenden in der Nähe der Kesselwandungen in den nicht von der Rückspülung ergriffenen Sandmassen. Sie hatten auch bereits von der Reinwasserleitung Besitz ergriffen, und zwar besiedelten sie in Menge einen in einem Wasserturm untergebrachten Hochbehälter. Sie fanden sich besonders in den schwarzgrauen, schlickigen Wandbelägen, die überwiegend von zottigen Fadenmassen des Eisenbakteriums *Crenothrix polyspora*, deren Sporenlagern und dichten Kolonien

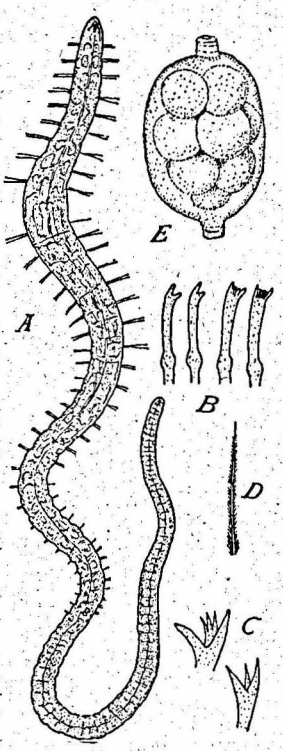


Abb. 97. *Tubifex rivulorum*. A. Ausgewachsenes Tier. — B. Verschiedene Formen der Gabelborsten. — C. Enden der Gabelborsten. — D. Haarborste. — E. Eikapsel mit den eingeschlossenen Eiern. — Nach *d'Udekem* und *Michaelsen*.

des Wimpertierchens *Carchesium lachmanni* gebildet wurden. Im ausfließenden Wasser der Zapfhähne waren sie seinerzeit nur durch ihre Borsten nachzuweisen.

C. Die künstliche Grundwassererzeugung

Die künstliche Grundwassererzeugung erfolgt durch Versickerung von natürlichem oder zuvor mehr oder weniger weit durch Filterung aufbereitetem Oberflächenwasser in Anreicherungsgräben oder Anreicherungsbecken, die mit einer Feinsandschicht ausgekleidet sind (Abb. 93).

Die Zuleitung des Wassers geschieht auf die Sandoberfläche oder — in vorgereinigtem Zustande — bisweilen durch unterirdisch verlagerte Sickerrohre. Die großräumigste deutsche Versickerungsanlage findet sich bei Haltern in Westfalen, wo unter Ausnützung der natürlichen Bodengestaltung die Stever zu einem See von rd. 9,8 Mill. m³ Fassungsraum aufgestaut wird. Zu diesem See gehört eine unterirdische Talsperre von rd. 4 Mill. m³ Größe, aus der das bodengefilterte Wasser durch 167 Brunnen gefördert wird.

Der natürlichen Uferfilterung gegenüber besitzt die künstliche Grundwasseranreicherung den Vorzug, durch rechtzeitige Wasserfüllung des Untergrundes die benötigten Wassermengen auch für längere Trockenzeiten sicherzustellen, ferner aber auch durch Einhalten eines annähernd gleichmäßigen Wasserstandes zwischen Sickeranlage und Wasserfassung stärkere Schwankungen in der chemischen Wasserzusammensetzung auszuschalten.

Die Stauhöhe des Wassers in den offenen Anreicherungsräumen ist meist gering. Bei der in Berlin-Friedrichshagen (*Anklam* 1916) mehrere Jahre hindurch betriebenen Versuchsanlage betrug sie etwa 20 cm. Bei der Reinigung trocknet der auf der Beckensohle zurückbleibende schlammige, von Algen und anderen Lebewesen durchsetzte Bodenbelag meist innerhalb weniger Tage ab und läßt sich durch Abharken leicht beseitigen. Im Zusammenhang mit Hochwässern oder Massenentwicklungen von Kleinalgen im Vorfluter kann die Durchlässigkeit des Sandfilters allerdings so rasch abnehmen, daß eine sehr kurzfristige Säuberung erforderlich wird. In Berlin unterblieb aus diesem Grunde die Beschickung während der Zeit starker Wasserblüten, ferner aber auch während der Frostperioden.

Als besonders nachteiliger Urheber vorzeitiger Filterverstopfungen haben sich, wie früher (Oktober 1894) in einem Sickerbecken des Wasserwerkes Taunton (Mass., USA., *Fair und Whipple* 1927), in neuerer Zeit in den Wasserwerken der Ruhr die Sternalgen (*Asterionella*) durch ihre Massenentfaltung erwiesen. Nachdem bereits im Herbst 1929 und im Frühjahr 1939 geringere Betriebsbehinderungen durch diese Kieselalge eingetreten waren, erreichten sie im Jahre 1940 ungewöhnlich große Ausmaße. Sie äußerten sich, abgesehen von der Minderung der Wassergüte, vor allem durch eine Verkürzung der Laufzeiten. Dementsprechend mußten z. B. in Mülheim, wo die Reinigungen unter normalen Verhältnissen in sechswöchentlichen Abständen erfolgten, die Entschlammungen zum Teil jeden dritten oder vierten Tag vorgenommen werden. Die Schlammdecke, die sich während eines einzigen Hochwassers auf der Sandoberfläche ansammelte, erreichte bis 25 cm Stärke. Die plötzliche Massenentwicklung der Asterionellen wird von *Stundl* (1942) mit der Aufgliederung der Ruhr in seine Stauseen und die dadurch hervorgerufenen physikalischen und chemischen Veränderungen im Ruhrlauf (Stau, Durchlichtung, Schlammwirkung) in Verbindung gebracht. Die Zahl der in einem wenig durchflossenen Altarm der Ruhr zur Zeit der Störung gezählten Zellen betrug bis 20 000 im cm³ Wasser. In einem Elbewasserwerk machte sich an Stelle dieser Kieselalge *Melosira varians* unangenehm bemerkbar. Auch sie gelangte

in einigen Versickerungsbecken zur Massenentwicklung und verlieh dem Reinwasser einen deutlich tranig-öligen Geruch und Geschmack *(Bethge* 1930). Eine unerwartete Störung durch Eisenbakterien setzte nach *Wolber* (1941) in einem Ruhrwasserwerk ein, das zur Filterbeschickung feinkörnige Ruhrkiese verwendet hatte, die Manganüberzüge und Schwefelkies enthielten. Im Anschluß an die eintretende Grundwasserabsenkung gelangten größere Mengen von Eisen und Mangan in Lösung und bewirkten im Verein mit einer starken Entwicklung von *Crenothrix polyspora* und *C. fusca* eine typische Manganstörung. Das Wasser wurde für Waschzwecke so gut wie unbrauchbar und führte in einer Hefefabrik zu einer auffälligen Bräunung der Hefen. *R. Müller* (1950) erwähnt kurz, daß im Jahre 1950 mehrfach im städtischen Leitungswasser von Essen Saitenwürmer *(Gordius aquaticus)* angetroffen wurden. Diese haardünnen Tiere (Abb. 56 B), deren jungen Stadien in Käfern und anderen Tieren parasitieren, zeichnen sich dadurch aus, daß bei ihnen der Mund- und Vorderteil des Darmes bereits beim Ausschlüpfen aus dem Wirtstier verkümmert sind, d. h. daß sie späterhin anscheinend nur von den bereits im Körper gespeicherten Reservestoffen leben. *R. Müller* nimmt daher an, daß eine Verunreinigung des Wassers nur durch die abgelegten Eier erfolgen kann. Sicher ist aber eine Vermehrung der Gordioiden im Reinwasser in Ermangelung der erforderlichen Wirtstiere nicht möglich.

Untersuchungen über die Keim- und Colizahlen in verschiedenen Tiefenlagen der Sickerbeete zur Zeit ihrer raschen Zusetzung liegen von *Stundl* (1940) vor. Das in Frage stehende Becken wurde am 16. 3. in Betrieb genommen, aber bereits elf Tage später wieder stillgelegt, da es sich in dieser kurzen Zeit völlig verstopft hatte. Diese fortschreitende Zusetzung ist aus dem Rückgang der prozentualen Keimzahl der tieferen Schichten im Schaubild Abb. 98 gut erkennbar.

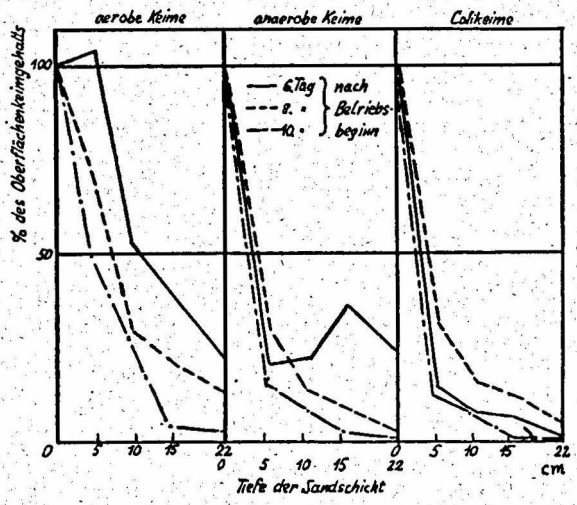


Abb. 98. Abnahme der Keime in der Sandschicht eines Versickerungsbeckens bei sehr starker Belastung. — Nach *Stundl.*

Die nachgewiesenen Keimmengen ergeben sich aus folgender Uebersicht:

Tag der Entnahme	Art der Keime	Tiefenschicht: Oberfläche	5 cm	10 cm	15 cm	22 cm
20. 3.	aerob	1.250.000	1.300.000	650.000	—	280.000
	anaerob	3.300.000	700.000	760.000	1.260.000	860.000
	Coli	6.700	950	540	400	200
22. 3.	aerob	9.400.000	6.500.000	2.700.000	2.000.000	1.250.000
	anaerob	400.000	130.000	60.000	40.000	18.000
	Coli	1.300	430	220	170	106
24. 3.	aerob	5.400.000	2.500.000	1.300.000	240.000	130.000
	anaerob	3.700.000	590.000	370.000	160.000	100.000
	Coli	450	56	36	6	< 10

D. Die Quellwasserversorgung

Der Quellwasseranteil an der deutschen Groß-Wasserversorgung betrug nach den Schätzungen von *Splittgerber* im Jahre 1938 rd. 13% der Gesamtförderung von 1,5 Milliarden m³, wobei begreiflicherweise die Orte mit Quellwasserwerken überwiegend in gebirgigen Gegenden liegen[1]). Solche Wasserwerke besitzen z. B. Aachen, Baden-Baden, Kissingen, Frankfurt a. M. und z. T. Konstanz. In den Alpenländern liegt der Quellwasseranteil aus topographischen Gründen noch höher. In Oesterreich z. B. werden bei einem Anschluß von 60% der Bevölke-

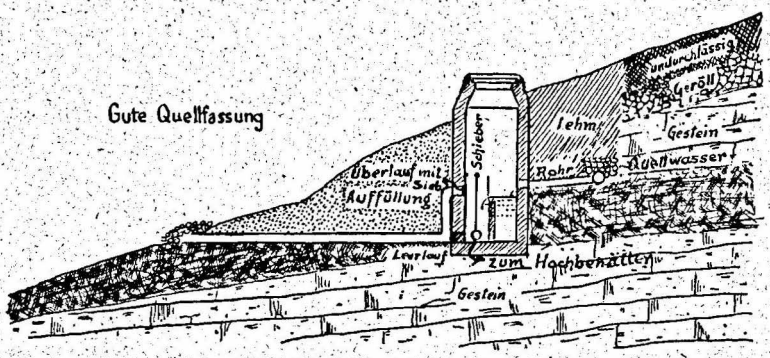


Abb. 99. Querschnitt durch eine gute Quellfassung. — Nach *Spitta* und *Reichle*.

rung an die Groß-Wasserversorgung rd. 4/5 mit Quellwasser versorgt. Die bekannteste ihrer Anlagen ist die berühmte Wiener Hochquellenleitung. Mit zunehmender hygienischer Erkenntnis hat allerdings der „gute Ruf der reinen Bergquelle" Einbußen zugunsten der Grund- und Seewasserversorgung erlitten.

[1]) *Clodius* (Natur und Technik 1948, 147) schätzt den Anteil von natürlichem, ufergefiltertem und künstlichem Grundwasser in Deutschland auf 77,2%, den von Quellwasser auf 8,6% und den von Oberflächenwasser auf 14,2%.

Zu Trinkzwecken ist grundsätzlich nur hygienisch ungefährdetes Quellwasser oder zum mindesten nur solches verwendbar, das keinen nennenswerten Verunreinigungen ausgesetzt ist. Im letzteren Falle ist ein Chloren des Wassers unerläßlich, wie die früher wiederholt aufgetretenen Typhus-Epidemien im Bereiche der Quellwasserversorgungen bewiesen haben. Gefährdet sind stets solche Quellen, die kein echtes Grundwasser führen, ganz abzulehnen solche, die in klüftigem Gestein unmittelbar mit einem oberirdischen Wasserlauf in Verbindung stehen. Die Verseuchungsgefahr von Karstquellen hat u. a. *Kraus* (1941) durch die Mitteilung unterstrichen, daß z. B. im Jura Höhlen von der Bevölkerung gern zur Ablage von verendeten Tieren und anderen Abfallstoffen benutzt werden.

Der praktische Nachweis der örtlichen Zusammenhänge erfolgte ursprünglich durch Einschütten von Flachs, Häcksel oder Sägemehl in das verdächtige Oberflächenwasser. So wurde nach *Bischoff* (1847) in den Ettenbach bei Dahl Flachs geworfen, der drei Tage später in den Paderquellen in Paderborn wieder auftauchte. In das versickernde Wasser der Beke wurde bei Neuenbeken Häcksel geschüttet, der wenige Tage später in den Lippequellen in Lippspringe ausgespült wurde. Gegenwärtig benutzt man für solche Nachweise stark färbende Chemikalien wie Fluoreszein oder Uranin, ferner Kochsalz oder Ammoniumsulfate, bestimmt die Leitfähigkeit oder verwendet leicht nachweisbare, Farbstoffe bildende Bakterien wie *Bacterium prodigiosum, B. violaceum* und *B. rubrum. Miquel* bediente sich bei den Nachforschungen über die Ursachen der Pariser Typhus-Epidemie mit gutem Erfolge der Bierhefen.

Abgesehen von diesen künstlich eingebrachten Stoffen liefert vielfach auch die Zugehörigkeit der natürlich ausgespülten festen Bestandteile sichere Anzeiger für die vermuteten Verbindungen, zumal wenn sie der Erdoberfläche entstammen. Beispiele dieser Art hat bereits *Lersch* (1870) aus artesischen Brunnen zusammengetragen (s. S. 139). *Gärtner* (1902) hat mit gleichem Recht aus dem massenhaften Funde kleiner leerer *Planorbis*-Schalen — einer Wasserschnecke — in einer Quellstube bei Oettern in Thüringen auf eine Verbindung dieses Quellwassers mit einem Oberflächenwasser im Bereich der Ilm geschlossen. Weniger geglückt ist seine biologische Beweisführung bei der Ergründung der Soester und Paderborner Typhus-Epidemie, da es sich bei den damals erbeuteten Kleinkrebsen nicht, wie angenommen wurde, um den Oberflächenwasser-Flohkrebs *Gammarus pulex*, sondern um eine in Höhlenwässern, d. h. unterirdisch lebende *Niphargus*-Art handelte. Immerhin sind auch diese Tiere für die Wasserbeurteilung von Wert. An ihrer diagnostischen Bedeutung geht jedenfalls eine Bemerkung von *Grahn* (1898) vorbei, derzufolge ihr Auftreten mit einer Verseuchung des Grundwassers nicht in Verbindung stehen könne (vgl. S. 110). Beweiskräftiger war hingegen ein Teil der aus den gleichen Paderquellen von *Kolkwitz* (1911) abgesiebten Schwebestoffe, unter denen sich neben Pilzfäden, Wurzelfüßlern *(Cyphoderia)*, Würmern (Nematoden, Borstenwürmern) und Jugendstadien von Kleinkrebsen u. a. korrodierte Kartoffelstärke, Kieselalgen *(Melosira varians, Navicula* sp., *Surirella* sp.) und Grünalgen *(Clo-*

sterium sp.) fanden. Von diesen Bestandteilen stammen mit Sicherheit zum mindesten die Stärkekörnchen sowie die Kiesel- und Grünalgen aus einem Oberflächenwasser. Für die übrigen Formen reichen die mitgeteilten Zugehörigkeitsbestimmungen nicht aus, um heute noch entscheiden zu können, ob es sich um Bewohner des Grund- bzw. Spaltenwassers oder aber um solche eines Oberflächenwassers handelte.

Biologische Nachweise dieser Art sind auch später wiederholt geführt worden. Die von *Schwenk* (1921) und *Eugling* (1931) aus der Wiener Hochquellenleitung angeführten Organismenlisten lassen deutliche Beziehungen zu Oberflächenwässern erkennen. Insbesondere weisen diejenigen von *Schwenk* mit Purpurschwefelbakterien wie *Rhodococcus, Rhodobacillus* und *Rhodospirillum* und Zieralgen wie *Tetramorus laevis, Cosmarium angustum, C. reniforme, Closterium cynthia* und *Pleurotaenopsis incisa* mit größter Wahrscheinlichkeit auf eine Herkunft des Quellwassers aus moorigen Wasseransammlungen hin. In diesem Zusammenhang ist auch bemerkenswert, daß unter den von *Wetzel* angeführten, im sächsischen Erzgebirge in den Schneeberger Erzgruben durch Spaltenwässer eingeschwemmten 14 beschalten Wurzelfüßlern 11 Arten echte Moosbewohner waren. *Bruns* (1941) erwähnt eine paratyphusverdächtige Quelle, die sich bei Regen ziemlich rasch trübte und in ihrer Schüttung und ihrem jahreszeitlichen Temperaturgang beträchtlichen Schwankungen unterworfen war. Auch sie zeichnete sich durch den Besitz ausgeschwemmter Kieselalgen, Wimper- und Geißeltierchen aus und lieferte hohe Werte für die Gesamtkeim- und Colizahl. Die Vermutung, daß die Quelle mit einem Bach in Verbindung stehen könnte, der in etwa 2 km Entfernung zum großen Teile in einem „Schwalchloch" verschwand, konnte durch den Zusatz von Fluoreszein zur Sicherheit gebracht werden.

Erstreckt sich das Einzugsgebiet einer Quellfassung über einen spaltenreichen Untergrund, so verbietet sich im weiteren Bereich der Quellen eine landwirtschaftliche Nutzung gänzlich, insbesondere der Hack- und Getreidebau. Obstbäume sollten in solchen Gebieten nur gezogen werden, wenn ihre Düngung anorganisch geschieht. Desgleichen sollte der Weidegang, der besonders im Gebirge zu einer erheblichen Verletzung der natürlichen Rasennarbe führen kann, völlig unterbunden und das Gelände aufgeforstet werden. Diesen Weg haben z. B. in der Schweiz die Stadt Luzern zur Sicherung ihrer Quellen am Nordhang des Pilatus und die Stadt Lugano zum Schutze ihrer Wasserversorgung im Valle Cusello am Tamaro in großzügiger Weise eingeschlagen (*Wieser* 1937).

Die Quellfassung erfolgt in der Regel in abgeschlossenen, gegen die Außenwelt geschützten Brunnenstuben bzw. in mit ihnen in Verbindung stehenden Sickergalerien, wodurch gleichzeitig eine ungestörte Ableitung unter Tag gewährleistet ist. Die örtlichen Entfernungen zwischen dem Ort der Fassung und dem des Verbrauches bringen es mit sich, daß die durch gehauene Stollen, geschlossene, seltener offene und gegebenenfalls über Aquädukte führenden Leitungen bisweilen beträchtliche Längen besitzen. Hierfür liefert z. B. die allerdings zum Teil auch mit Seewasser gespeiste antike Wasserleitung von Rom mit einer Gesamtlänge von rd. 450 km ein klassisches Beispiel. In solche Leitungen können

Zwischenbehälter eingeschaltet sein, wie eine derartige Anlage, als zweikammerige Absetzanlage ausgebildet, bereits in der vorchristlichen Hochdruckleitung von Pergamon von *Giebeler* (1917) nachgewiesen wurde. Wird das Quellwasser in offenen, nicht zu rasch fließenden Kanälen geführt, so stellt sich bereits nach kurzer Zeit unweigerlich zum mindesten ein Algenbewuchs ein. In der Leitung von Montecatini bestand er nach *Gasperini* (1915) aus schwärzlichen Decken einer *Oscillatoria*-Art, die dem Wasser einen störenden Geruch verlieh.

Als Werkstoff dienten in Deutschland ursprünglich meist Holz, seltener Blei, Zink oder durchbohrte Sandsteine; in neuer Zeit wird fast ausschließlich Eisen verwendet (s. S. 159). Die 1654 erbaute erste Salzburger Quellwasserleitung, die vom Unterberg über moorigen Untergrund in die Stadt führte, setzte sich aus 8237 lärchenen Rohren zusammen (*Rosskothen* 1932). Die noch ältere Leitung der Stadt Schleswig besaß „Pfeifenbäume" aus Eiche, die von einem „Stadtpfeifenbauer" gebohrt wurden und zur Fortleitung des Wassers aus dem „Pfeifenteich" dienten (*Peter* 1935). In Bayreuth führt ein Teich, in dem die Holzrohre ehedem bis zu ihrem Einbau gelagert wurden, noch gegenwärtig die Bezeichnung „Röhrenteich". Die Rohrweiten betrugen 20, 40, 60 und 80 mm und wurden dementsprechend als „ein-, zwei-, drei- oder vierböhricht" bezeichnet. In Nordamerika sind hölzerne Leitungen, wenn Druckbeanspruchung und Wasserverluste keine wesentliche Rolle spielen, nicht selten. Als Bauholz wird dabei besonders das der Douglas-Fichte *Pseudotsuga taxifolia*, das der Gelbkiefer (Origon pine) *Pinus ponderosa* und das des Rotholz-Mammutbaumes *Sequoia sempervirens* geschätzt. In Deutschland hingegen sind Holzleitungen gegenwärtig wegen der ihnen anhaftenden Mängel wenig gebräuchlich. Bei fehlerhafter Verlegung unterliegen sie der Gefahr einer Verstopfung durch einwachsende Wurzelschöpfe, bisweilen auch dem Befall von Pilzen. Letztere zerstörten z. B. nach *Meyer* (1937) in Gotha eine neu erbaute Holzleitung innerhalb von 7 Jahren völlig. Holzrohre begünstigen auch die Entwicklung gallertiger Bakterienüberzüge, die Ansiedlung von *Sphaerotilus*, Vorticellen und deren Verwandten (Opercularien), von Borstenwürmern (Naiden), sowie kolloidale Anschlammungen. Eine Beseitigung durch einfaches Chloren oder Ueberchloren mit den üblichen Dosen ist, sofern längere Rohrstrecken befallen sind, praktisch wirkungslos, da das Holz selbst stark chlorbindend wirkt. *Coote* (1949) erzielte erst durch den Zusatz von 50 mg/l Hypochloridlauge befriedigende Erfolge. Das zur Rohrspülung verwendete Wasser trat stark verschmutzt, erheblich gefärbt und ausgeprägt schlecht riechend aus.

Die Brunnenstuben und Sickergalerien sind die gegebenen Eintrittspforten für die echten Grundwasserbewohner und ihre Begleiter. In Wiesenquellen stellen sich mit Vorliebe Brunnendrahtwürmer (*Phreoryctes gordioides*[1]) ein. *Gärtner* (1902) beobachtete faustgroße Ballen dieser Tiere in einer Fassung, deren Ergiebigkeit durch den Anschluß von Sickerrohren erhöht worden war. Auch *Thienemann* (in *König* 1918) erwähnt ihr Auftreten in Girkhausen im Sauerland in solchen Mengen, daß sich die Bevölkerung scheute, Wasser

[1]) *Phreoryctes gordioides* = *Haplotaxis gordioides* (Abb. 56 A).

aus der Leitung des Nachts abzuzapfen, da sie befürchtete, die Tiere im Dunkeln zu verschlucken.

Aus klüftigen Felsquellen wandern vor allem Vertreter der Brunnenflohkrebsgattungen *Niphargus*, *Niphargopsis* und *Crangonyx*, verschiedene Hüpferlinge *(Echinocamptus, Acanthocyclops)*, weiter die Höhlenassel *Asellus cavaticus*, Strudelwürmer wie *Dendrocoelum lacteum* und verschiedene Planarien gern an diesen Stellen in die Anlagen ein. Während der Paderborner Typhus-Epidemie 1898 z. B. fing sich *Niphargus* nach *Gärtner* (1902) besonders an Regentagen massenhaft an den Drahtsieben des städtischen Pumpwerkes. Selbst die Zapfstellen des Leitungsnetzes mußten mit Drahtsieben ausgestattet werden. Die gleichen Massenfänge wurden auch in Soest während der Typhus-Epidemie des Jahres 1893 gemacht. Die dort verwendeten, nach Art der *Rosenkranz*schen Schlammtöpfe gebauten Siebe mußten nach jedem Pumpen ausgespült und gereinigt werden. Auch *Jettmar* (1936) berichtet über so starke Ansammlungen von Brunnenflohkrebsen in einer österreichischen Brunnenstube, daß häufige Siebreinigungen notwendig waren. Gelangen die Grundwasserorganismen auf nachgeschaltete Filter, so gehen sie meist rasch zugrunde.

Eisen- und manganreiche Quellwässer geben häufig bereits unmittelbar nach ihrem Austritt oder nachfolgend im Leitungsnetz zu ausgiebigen Entwicklungen von Eisenbakterien Anlaß. Zu den ältesten Mitteilungen über solche Störungen zählt zweifellos der Bericht eines Nürnberger Spitalmeisters vom 19. September 1545, demzufolge die Spitalleitung einen „sunderlich rotten schleym" enthielt, „welcher sich dann darinn findet und aygentlich ungesund zu trinkhen ist", wobei als Ursache die Beschaffenheit der in einem (Quell-) Sumpf liegenden Sammelkästen bezeichnet wird (Stadtmagistrat Nürnberg 1912). In die modernere Zeit gehört die von *Giard* (1882) beschriebene bekannte *„Crenothrix*-Kalamität" von Lille, bei welcher das aus den Quellen von Emmerin, Bonifontaine und Pont-à-Vendin stammende Wasser nach Regenfällen durch die abtreibenden Bakterienzotten und den Eisenschlamm so verschmutzt wurde, daß es selbst zum Tränken der Pferde nicht mehr verwendet werden konnte. Eine ähnlich starke Verschlammung der Quellstuben und des Leitungsnetzes durch *Crenothrix fusca* (?) stellte *Kißkalt* (1928) in Lohmar bei Siegburg fest. *Minder* (1936) berichtet über eine *Leptothrix ochracea*-Störung in der Quellwasserfassung von Ossingen (Zürich), bei der dieses Bakterium in großen Flocken und Klumpen monatelang die Quellstuben, Behälter und Leitungen verschmutzte. Als Ursache dieser Massenentwicklung erwiesen sich die in den lockerfelsigen Untergrund versickernden Abwässer eines Futtersilos, die aus dem Untergrund Eisen lösten und damit den Hauptquellstrang anreicherten. Eine Plage gleicher Herkunft wurde später auch in der schweizerischen Stadt W. nachgewiesen. Bei einer weiteren, im südwestdeutschen Buntsandsteingebiet eingetretenen Manganstörung (*Beger* 1938) waren Gallertbakterien mitbeteiligt. Sie bildeten gemeinsam mit *Crenothrix fusca* fellartige Ueberzüge, bis fingerlange Fetzen und kleine Flocken und waren u. a. von *Leptothrix ochracea, L. trichogenes, Gallionella ferruginea, Siderocapsa sp.*, eisenspeichernden

Bakterienzoogloeen und Pilzen, weiter von Vertretern der Gattung *Lagynion*, dem Geißeltier *Anthophysa*, Urtierchen, Wurzelfüßlern, Sonnentierchen, Würmern (als Borsten nachgewiesen) usw. begleitet. Diese Störung dürfte durch das Einsickern von organischen Dungstoffen in das Schutzgebiet ausgelöst worden sein. Auffällig bei den erwähnten Gallertbildungen war der beträchtliche Anteil an Kieselsäure (SiO_2 = 32 %); dieser Befund läßt vermuten, daß die Kieselsäure als Gel wesentlich an der Bildung der Schleimmassen beteiligt war. Ob, wie z. B. *Brussoff* (1933, vgl. auch *Beger* 1949) für die Aachener Thermalquellen nachgewiesen hat, auch eine bakterielle Ausscheidung von Kieselsäure vorlag, wurde nicht näher geprüft. Die in den Zwischenbehältern zur Ablagerung gelangten und u. a. von *Niphargus* besiedelten Schleimmassen hatten in Verbindung mit der eingetretenen Fäulnis die Zementsohlen leicht angerauht und stellenweise tiefschwarzblau verfärbt. In italienischen Quellwasserleitungen traten nach *Gasperini* (1915) neben Eisen- auch Schwefelbakterien als unerwünschte Schädlinge auf.

Der Nachweis echter Oberflächenorganismen in reinen Quellwasserwerken ist, wie bereits erwähnt, zunächst stets verdächtig. So dürften technische Unzulänglichkeiten oder Unachtsamkeit die Ursachen gewesen sein, wenn nach *Remlinger* (1912) in den frisch gemauerten Fassungsgalerien der Quellwasserleitung von Mogador in Marokko Egel, Frösche und selbst bis 50 cm lange Aale auftraten, die z. T. tief in das Verteilernetz vordrangen. Bisweilen bestehen auch, wie bei Wasserwerken mit Uferfilterung (S. 189), „heimliche" Zuleitungen von Oberflächenwasser zum Quellwasser, worüber u. a. *Welte* (1937) aus Waldkirch im Schwarzwald und *Weyrauch* (1939) von einer anderen Stelle berichten. Im letzteren Falle war ein „Stichrohr" eingebaut worden, um die über Sommer knapp gewordene Quellwassermenge durch Bachwasser zu ergänzen. Dieser Zusatz ließ sich mit Sicherheit durch die mikroskopische Feststellung von pflanzlichen Resten, Kieselalgen und Urtierchen nachweisen. Die Mischung von Grund-, Quell- und Bachwasser, die gemeinsam zur Speisung der Berner Wasserversorgung dienen, äußert sich in den dortigen Rohwasserspeichern durch die reichliche Anwesenheit von Vertretern der drei Wassersorten. Die Gesamtzahl der Organismen betrug nach *Gubelmann* und *Küenzi* (1934) im Jahre 1929 in einem der Becken 80 und in einem anderen Becken 106 Arten, ausschließlich „Irrgästen" aus der Gruppe der Würmer (Lumbrificiden) und aus den Familien der Schnellkäfer (Elateriden) und Schnaken (Tipuliden).

Die Darstellung der biologischen Ausprägung der Brunnenstuben, Quellstollen und Druckentlüftungsschächte wäre unvollkommen, wollte man die Lebewesen tierischer oder pflanzlicher Zugehörigkeit übergehen, deren Lebensraum nicht im, sondern ganz außerhalb des Wassers liegt oder in nur lockerem Zusammenhang mit ihm steht (Abb. 56). Die pflanzlichen Aufwüchse (Abb. 100) verdienen dabei insofern Beachtung, als sie zum mindesten teilweise die Wohn- und Nährstätten für die tierischen Einwohner liefern. Sie stellen sich allerdings nur an solchen Orten ein, die gegen den Eintritt des Lichtes nicht ausreichend gesichert sind. In Kalkgebieten finden sich dann auf Felsklüften und auf Mauer-

werk Moos decken von *Cnidium molluscum, Eucladium verticillatum, Cratoneuron commutatum* usw. oder auch grüne, aus *Pleurococcus, Hor-*

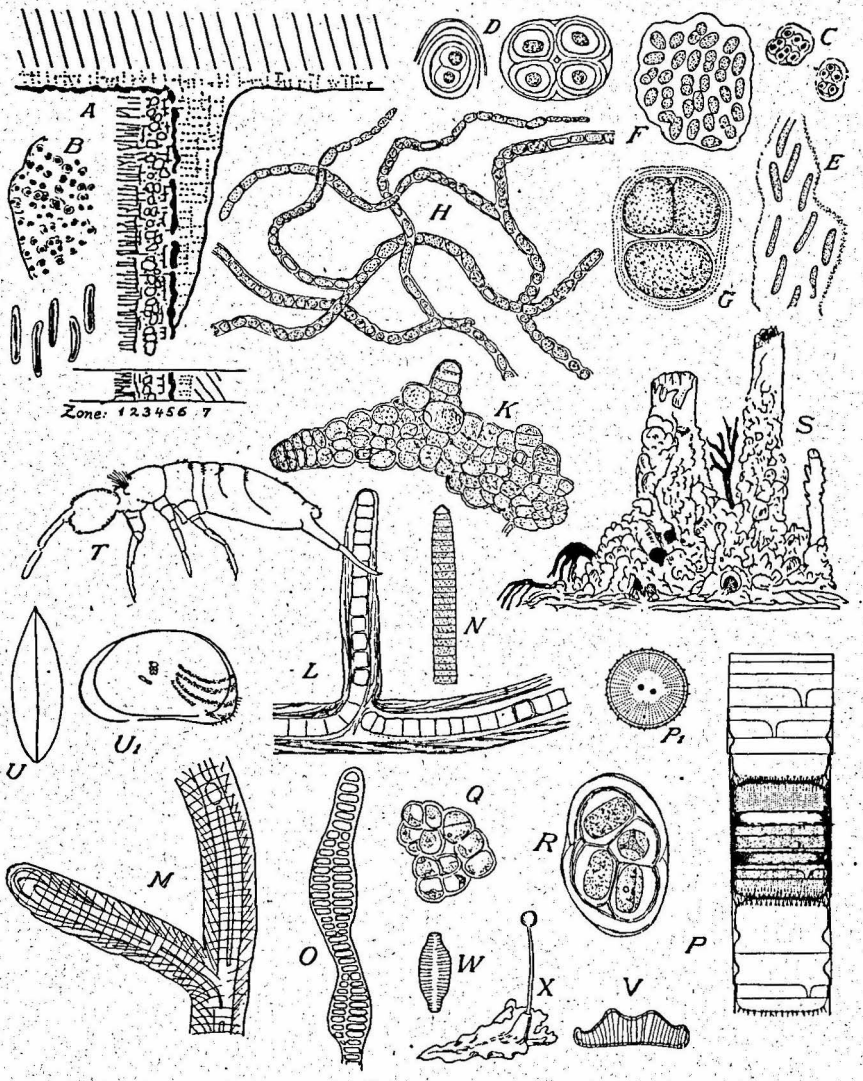


Abb. 100. Besiedlungstypen aus Höhlen und Höhlenvorhöfen. — A. Querschnitt durch einen Hängetuff (Licht von links einfallend). — B. *Gloeocapsa biforme* var. *microcystoides*. — C. *Gloeocapsa rupicola*. — D. *Gloeocapsa pachydermatica*. — E. *Gloeothece linearis*. — F. *Aphanothece castagnei*. — G. *Chroococcus turgidus*. — H. *Hapalosiphon intricatus*. — J. *Dactylococcopsis rhapidioides* (?). — K. *Stigonema minutissima*. — L. *Scytonema myoclorous*. — M. *Petalonema densum*. — N. *Oscillatoria subfusca*. — O. *Prasiola crispa*. — P, P1. *Melosira Roeseana*. — Q. *Pleurococcus vulgaris*. — R. *Mesotaenium macrococcum* var. *micrococcum*. — S. Pilzmycelmassen aus einer Höhle, auf Holz sitzend. — T. *Pseudosinella martelli*. — U. *Candona insuesa* (U1 Seiten-, U Rückenansicht). — V. *Eunotia bigibba*. — W. *Achnanthes exigua*. — X. *Pellia Fabbroniana*. — Nach *Geitler, Hustedt, Magdeburg, Schneider, Pascher, West.*

midium flaccidum, Prasiola crispa usw. bestehende Algenüberzüge. Auf Sickerwasserstreifen sind mit ziemlicher Regelmäßigkeit Kieselalgen, z. B. *Melosira Roeseana, Achnanthes exigua* und *Eunotia bigibba*, und graublaue bis purpurviolette Blaualgen-Gallerten *(Gloeocapsa-, Stigeonema-, Lyngbya-* und *Scytonema*-Arten) anzutreffen. Auf kalkarmen Urgesteinen überwiegen Lebermoose.

Die makroskopische Tierwelt der Quellstuben ist von *Jettmar* (1938) in Nieder- und Oberösterreich, in der Steiermark und im Burgenland eingehend untersucht worden. Dabei ergab sich, daß Spinnenarten, Weberknechte (Abb. 56K), Band- und Schnurasseln (Abb. 56N), Schmetterlinge, Motten und auch Käfer bisweilen in größerer Artenzahl auftraten, doch niemals so reichlich, daß von ihnen eine wesentliche Verunreinigung des Trinkwassers zu erwarten wäre. Daneben fanden sich aber auch Nacktschnekken (Abb. 56F), Dung- und Köcherfliegen (Abb. 56G), Ameisen und Landasseln, denen eine erhöhte hygienische Bedeutung nicht abzusprechen ist. Sofern diese Tiere in größerer Menge vorhanden sind, kann man mit Sicherheit annehmen, daß ein Teil von ihnen im Wasser verendet und dadurch im Verlaufe der Verwesung das Trinkwasser mit organischen Stoffen anreichert. Noch ausschlaggebender dürften aber die von ihnen bisweilen in erheblicher Menge ausgeschiedenen Kotmassen sein, da sie zu einer beträchtlichen Bakterienvermehrung



Abb. 101. Die höhlenliebende Köcherfliege *Stenophylax permistus*, frisch geschlüpft. — Nach *Arndt*.

führen können. Die Annahme, daß erhöhte Keimzahlen unter Umständen mit einem tierischen Massenbefall einer Brunnenstube oder eines Quellstollens in Verbindung zu bringen sind, ist also durchaus nicht abwegig und im übrigen für Quellwasserleitungen in einem praktischen Versuch von *Jettmar* bakteriologisch einwandfrei nachgewiesen worden. Urheber der Verschmutzung war die Dungfliege *Leptocera silvatica*. Diese nur 3 bis 4 mm lange, glänzend schwarze und lichtscheue Fliege kann bisweilen zu Tausenden vereint unmittelbar über dem Wasserspiegel an senkrechten Wänden oder am Deckengewölbe sitzen. Ihr Eindringen dürfte z. T. durch versehentlich nicht geschlossene Türen erfolgen, z. T. auch durch Undichtigkeiten des Brunnenstubenzuganges, durch Ueberlaufleitungen, sofern diese nicht über ausreichend feinmaschige Klappen verfügen, und endlich durch ungenügend gesicherte Entlüftungsschächte. Dieselben Einwanderungswege stehen auch den Pilzmücken offen,

von denen die einer Stechmücke nicht unähnliche *Rhymosia fenestralis* in Quellstuben recht häufig ist, weiter den Köcherfliegen, von denen *Jettmar* die beiden braunen Arten *Micropterna sequex* und *Stenophylax permistus* (Abb. 101) antraf, usw. Die Vermehrung solcher Eindringlinge innerhalb der Quellfassungen scheint allerdings infolge der unzulänglichen Lebensbedingungen nur ausnahmsweise einzutreten. Zum mindesten fand *Jettmar* in den von ihm untersuchten Anlagen nur je einmal und dazu auch nur in geringer Zahl Larven von *Chaetopteryx*-Köcherfliegen und von Zuckmücken im Schlamm von Quellbecken. Für die Larven einiger anderer Höhlenfliegen *(Scoliocentra villosa, Blepharoptera serrata und Limosina silvatica)* fehlen die zusagenden Brutstätten. In einem von *Peus* (1931) erwähnten Falle waren die soeben aufgeführten Arten aller Wahrscheinlichkeit nach aus einem benachbarten Bergwerk eingeflogen, in welchem der Kot von Fledermäusen und anderer Herkunft zur Verfügung stand.

Durch ihre reichlich und massig abgeschiedenen Kotballen machten sich besonders die Nacktschnecken *Arion subfuscus* und *Limax cinereo-niger* (Abb. 56 F), in geringerem Ausmaße auch Gehäuseschnecken wie *Aegopis verticillatus, Retinella nitens, Helicigona ichthyomma* (Abb. 56 D) und *Arianta arbustorum* (Abb. 56 E) unangenehm bemerkbar. Der Kot dieser Tiere wird zwar an den Wänden abgesetzt, schülfert aber später ab, fällt ins Wasser und kann so zu einer beträchtlichen Bakterienvermehrung führen. Aehnliches gilt für die Ausscheidungen der Höhlenschrecke *Troglophilus cavicola* (Abb. 56 H), die in Brunnenstuben und Quellstollen südlich der Donau beheimatet ist und als Räuber besonders den Fliegen nachstellt. Sie ist auch einer der Träger der Larven von Saitenwürmern (*Gordius*, Abb. 56 B). *Jettmar* fand in Petrischalen, die mit lebenden Höhlenschrecken beschickt worden waren, mehrfach am folgenden Tage nur noch deren leere Hüllen, während die ausgeschlüpften *Gordioiden* im Wasser herumschwammen.

Der nicht alltägliche Fall, daß auch Thermalwasser zur Trinkwasserversorgung herangezogen wird, liegt für die bulgarische Stadt Burgas vor (*Mauthner* 1926). Das kristallklare, 41° C warme Wasser wird zur Abkühlung über ein Gradierwerk geleitet, das nach einer uns zugegangenen Mitteilung stark unter Algenbewuchs leidet. Bei einer von dort stammenden Probe handelte es sich ausschließlich um eine fädige Grünalge aus der Gattung *Mougeotia*.

E. Die Oberflächenwasserversorgung

Das aus fließenden oder stehenden Gewässern stammende Oberflächenwasser ist entsprechend seiner Herkunft reicher an festen Stoffen — insbesondere Lebewesen — als Grund- und Quellwasser und zudem der Verschmutzung von außen leicht ausgesetzt. Besonders aus letztgenanntem Grunde erscheint seine Nutzung zu Trinkzwecken erst dann zweckmäßig, wenn Wässer anderer Herkunft nicht faß- oder verwendbar sind. Andererseits zwingt aber der ständig wachsende Wasserbedarf bzw. die zunehmende Wasserverknappung in neuerer Zeit immer mehr dazu, sich seiner in größtem Ausmaße zu bedienen, wie die Schaf-

fung zahlreicher Talsperren, die Errichtung von Stauseen, der Ausbau der bereits behandelten natürlichen Bodenfilterung und die künstliche Grundwasseranreicherung beweisen.

Bei der Aufbereitung der Oberflächenwasser pflegt die bei Grund- und Quellwässern häufig vordringliche Enteisenung und Entmanganung in den Hintergrund zu treten, ebenso wie eine Schwefelwasserstoff-Entgasung, eine Entsäuerung oder Enthärtung kaum in Betracht kommt. Dafür tauchen neue und recht vielseitige biologische Fragen auf, die vielfach auf betriebstechnischem Gebiet liegen. Diese Erkenntnis hat besonders in den anglikanischen Ländern stark fördernd auf den neuzeitlichen Ausbau der biologischen Betriebskontrolle eingewirkt.

1. Die Flußwasserversorgung

In ihrer ursprünglichen Form beschränkte sich die Flußwasserversorgung einzig auf die Zuleitung des Rohwassers durch „Heimröhren" zum Verbraucher. Zum Heben des Wassers dienten Mühlräder oder Pferdegöpel; das geförderte Wasser wurde kurzfristig in kleinen Ausgleichsbecken gespeichert, die in „Wasserhäusern" standen. Anlagen solcher Art besaßen in der Regel nur größere und reichere Niederlassungen, so Lübeck (1294), Breslau (um 1380), Augsburg (1412), Nürnberg (1483), Bautzen (1494), Hamburg (1531), Leipzig (1593) usw. oder aber Städte wie Braunschweig (1525), Magdeburg und Hannover (1535), die für das heimische Braugewerbe größerer Wassermengen bedurften (*Grünhut* 1920).

Solange die mit einer organischen Verschmutzung verknüpfte Seuchengefahr unerkannt war, wurden die im Trinkwasser vorgefundenen Begleitstoffe im wesentlichen nur als „ästhetisch" unerwünschte Beigaben betrachtet. Man fand sich, wenn auch vielfach widerwillig, mit den gegebenen Tatsachen ab oder aber erklärte den Widerwillen als „Vorurteil". Dem Zugang verschmutzter Abwässer und sonstigen Unrates und der dadurch einsetzenden Verminderung der Wassergüte wurde keine ausschlaggebende Bedeutung zugemessen. „Etliche machten" allerdings, wie *Hieronymus Bock* (auch *Tragus* genannt [1498—1553]), der Herausgeber eines berühmt gewordenen „New Kreutter Buches" (1539) in seiner „Teutschen Speiszkammer" (1550) berichtet, „das trübe wasser mit Alaun lauter/den legen sie klein zerstossen inns wasser" oder „lassen das trübe oder ungeschmackt wasser durch einen schönen sand lauffen" (*Hassebrauk* 1941). Noch am Anfang des 19. Jahrhunderts bezog z. B. die Stadt Halle nach *Schweigger*'s Journal aus dem Jahre 1822 (6, 543) ihren Wasserbedarf aus der Saale, nachdem diese die Hauptmenge der städtischen Abwässer, sowie auch die Abgänge aus ihrem Anatomiegebäude aufgenommen hatte. Zu Beginn der modernen Großwasserversorgung waren hauseigene Wasserkästen oder Filterapparate sehr verbreitet. Das Wasser wurde entweder im ursprünglichen Zustand oder nach vorausgegangenem Durchlauf durch Absetzbecken an die Verbraucher geliefert. Diese ursprünglichste, unmittelbare Flußwasserverwendung ist noch gegenwärtig für Kraft-, Kühl- und viele andere Brauchzwecke üblich, soweit keine höheren Ansprüche an die Wassergüte gestellt werden. Bei der Trinkwasserversor-

gung hingegen gelangte man seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts sehr bald über eine, wenn auch anfänglich noch recht unvollkommene Vorreinigung zum Bau von Langsamsandfiltern, später zur Schnellfilterung, zur Verlagerung der Filterung in den Boden, zur Verwendung chemischer Zuschläge, zur Benutzung von Aktivkohle und schließlich auch zur Einschaltung von Flußstauseen.

a) Die Stauseen

Zur Schaffung eines von Schwebe- und Sinkstoffen möglichst unbelasteten Flußwassers ist man in neuerer Zeit dazu übergegangen, den ersten Aufbereitungsschritt, die Sedimentation, nicht oder nicht ausschließlich auf dem Wasserwerksgelände selbst vorzunehmen, sondern die ersten Stufen der Selbstreinigung zum mindesten teilweise in den Flußlauf zu verlegen. Diesen Zwecken dienen die Flußstauseen. Bekannte Beispiele für sie bietet die Seenkette im Zuge der Ruhr (Abb. 102).

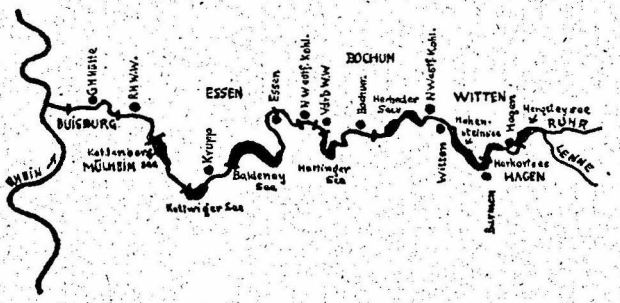


Abb. 102. Die Ruhr nach dem völligen Ausbau ihrer Flußstauseen. — Nach *Sierp* und *Bruns*.

Ihre Hauptaufgabe besteht im Ausscheiden der lehmigen und tonigen Trübstoffe, der Fasern aus Zellulosefabriken, sowie des Eisenschlammes und anderer Stoffe, die der Fluß mit sich führt und die bei der Filterung in den Wasserwerken störend wirken (*Stundl* und *Tänzler* 1937). Voraussetzung für eine solche mechanische Klärung ist die Schaffung einer Fließgeschwindigkeit von höchstens 20 cm/sek. und eine Aufenthaltszeit von 10 bis 20 Stunden im Staubecken. Mit diesen Vorgängen gehen diejenigen der eigentlichen biologischen Selbstreinigung Hand in Hand. Für ihren Ablauf hat sich nach *Sierp* und *Bruns* (1934) die Pflege eines guten Fischbestandes als wertvoll erwiesen.

Gleich den Ruhrstauseen dient u. a. auch der vom Weißelster-Verband erbaute, rd. 1,8 Mill. m³ Wasser fassende Stausee bei Rötha der Hebung der Wassergüte. Er nimmt das durch städtische und gewerbliche Abwässer hochgradig verschmutzte Wasser der Pleiße auf und bereitet es während seines etwa 7tägigen Durchlaufes durch den See so weit auf, daß es wenige Kilometer weiter abwärts für Betriebszwecke ohne merkliche Schwierigkeiten verwendbar ist. Der sich in dem durchschnittlich 1,7 m tiefen Becken vollziehende physikalische, chemische und bakteriologische Reinigungserfolg ist nach *Schulz* (1947)

in den beiden Schaubildern (Abb. 103 und 104) zusammengefaßt. Biologisch gibt er sich daran zu erkennen, daß das im zulaufenden Pleißewasser nur sehr spärlich vorhandene Plankton im See erstaunlich rasch an Menge zunimmt und über Sommer zu kurzfristigen Wasserblüten führt. Tonangebend waren dabei entsprechend dem Eutrophierungsgrade die beiden Blaualgen *Aphanizomenon flos aquae* und *Microcystis aeruginosa* sowie die Grünalge *Volvox aureus*. Andererseits rief die starke Verschlammung üppige Verkrautungen durch die Wasserpest und andere Wasserpflanzen hervor.

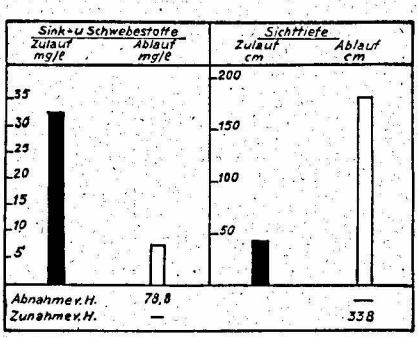


Abb. 103. Die Abnahme der Sink- und Schwebestoffe im Stausee von Rötha und die Sichttiefenveränderung. — Nach *Schulz*.

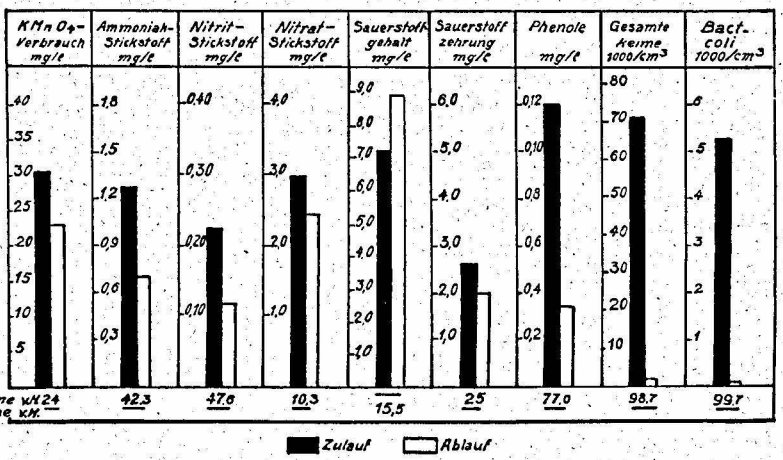


Abb. 104. Der chemische und bakterielle Abbau im Stausee von Rötha. — Nach *Schulz*.

Nicht zu unterschätzen ist ferner, daß solche starke Algenentwicklungen für die weitere Wasseraufbereitung eine neue Belastung darstellen. Das trifft besonders in Fällen zu, in denen als überwiegende Plankter die Sternalge *Asterionella* auftritt. Sie kann unter günstigen Lebensbedingungen (Wassertemperaturen zwischen 16—18° C, geeignete Eutrophielage, ruhendes Wasser und Fehlen entwicklungshemmender Faktoren) so stark gefördert werden, daß sie, wie von den Ruhrwasserwerken bekannt ist, zu höchst lästigen Filterverstopfungen führt.

b) Flußwasserwerke ohne Aufbereitungsanlagen

Unaufbereitetes Flußwasser kommt in Deutschland gegenwärtig wohl nur zu Brauchzwecken in Betracht. Die für die Wasserzuleitung erforderlichen Anlagen unterliegen allen Nachteilen, die der Mangel einer Aufbereitung mit sich bringt, und zwar selbst dann, wenn der Zulauf durch Rechen- und Siebanlagen zuvor von den Sperr- und gröberen Schmutzstoffen befreit ist.

Zu den störendsten Besiedlern der Grobreinigungseinrichtungen zählen bei uns die sog. Abwasserpilze, ferner Süßwasserschwämme, Moostierchen und Dreikantmuscheln, die, sofern nicht zeitweilige Reinigungen erfolgen, die Durchlässe völlig verstopfen können (Abb. 106). Am pilzlichen Befall sind besonders die Fadenbakterien *Sphaerotilus natans* und *S. dichotomus*, seltener echte Pilze, wie *Leptomitus lacteus* oder Fusarien, mit ihren strähnigen Schleimüberzügen beteiligt. Besonders gefährdet sind Wasserentnahmestellen, die unterhalb von Betrieben mit pilzerzeugenden Abwässern bzw. im Bereich der unmittelbaren Verpilzungszone oder dem der abtreibenden Flocken liegen. Je nach den örtlichen Verhältnissen erstreckt sich der Gefahrenbereich bis etwa 10 km abwärts. Die noch weiter talwärts getragenen Flocken haben sich meist bereits so zersetzt, daß sie kaum noch als Neubesiedler, wohl aber noch immer als Verschlammer wirken können. Die in die Betriebsanlagen eingeschwemmten und sich dort weiter entwickelnden Pilzmassen vermögen Pumpen zum Stehen zu bringen, Rohrleitungen zu verstopfen und auch andere Einrichtungen zu verschlammen. In Werken, in denen solches verpilztes Wasser zu Kühlzwecken dient und sich bei dieser Gelegenheit stark erwärmt, zählen die beiden *Sphaerotilus*-arten dank ihrer ausgesprochenen thermischen Anpassungsfähigkeit zu den bemerkenswertesten Rohrbesiedlern. Ihre noch bei etwa 40° C willig und rasch wachsenden flaumig-gallertigen Beläge tragen wesentlich zur Minderung des Wasserdurchlaufes bei. Auch die beiden *Crenothrix*-Arten können in Kühlrohren durch ihre Massenentwicklung zu ausgeprägten Schädlingen werden. Bekannt ist das Ausschießen solcher Bakterienmassen aus Kühlrohren durch eigens geschaffene Pfropfen.

Noch unangenehmere Betriebsschädlinge sind die Dreikantmuscheln (*Dreissensia polymorpha* [Abb. 109 D])[1]. Verhältnismäßig harmlos sind die von ihnen hervorgerufenen Verstopfungen von Stabrechen und Siebanlagen, weit störender ihr Befall in Rohrleitungen und sonstigen Werkseinrichtungen, zumal die Muscheln zunächst fast ausschließlich als kleine Larven (Abb. 109 E, F) eingeschwemmt und bis in die feinsten Rohrverästelungen verfrachtet werden. Als ausgewachsene Muscheln vermindern sie den Wasserdurchlauf, verstopfen bisweilen Rohrleitungen und verpesten nach ihrem Absterben das Wasser durch ihren durchdringenden, widerlich-fauligen Geruch. Anläßlich eines solchen Befalles (*Beger* 1948) führten sie sogar zu einem tödlichen Betriebsunfall. Bemerkenswert war dabei, daß sie in dem Vorfluter und dem von ihm zum Pumpwerk abgezweigten Stichkanal überhaupt nicht

[1]) Die älteste Angabe über Rohrverstopfungen durch Dreissensien liegt nach *R. Müller* (1950) aus dem Jahre 1878 aus Budapest vor.

lebend anzutreffen waren. Das durch Stabrechen und nachgeschaltete Siebtrommeln von 0,6 mm Maschenweite von den gröberen Stoffen befreite Wasser wurde in das rd. 35 km lange Verteilungsnetz gedrückt.

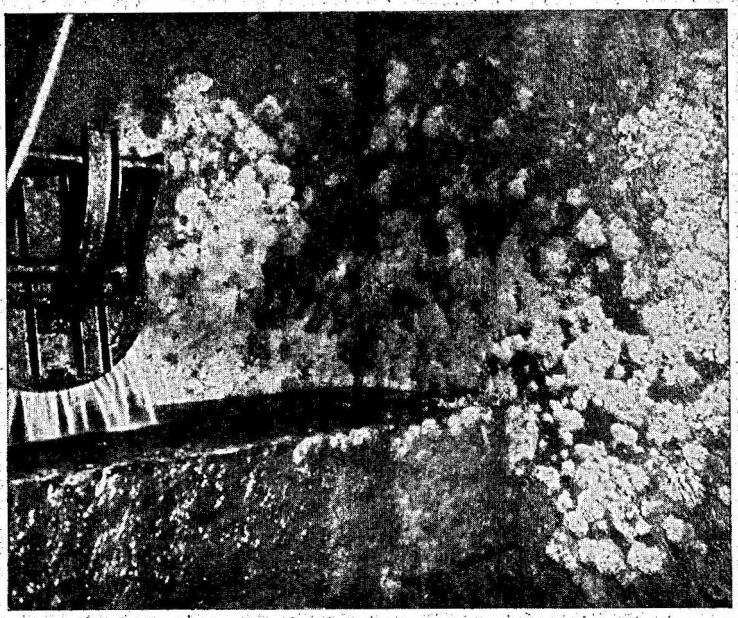


Abb. 105. Süßwasserschwammbefall in der Auslaufkammer eines Kraftwerkes.

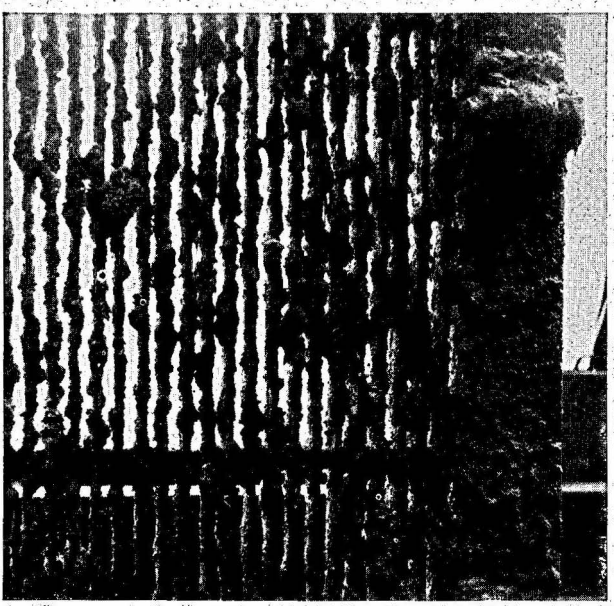


Abb. 106. Bewuchs von Süßwasserschwämmen auf einer Stabrechenanlage.

Die Anwesenheit eines biologischen Wandbelages ergab sich erst rd. 3 Jahre nach der Inbetriebnahme durch Funde von Dreikantmuscheln an einzelnen Schiebern der Kühleranlagen, ohne daß man seinerzeit ahnte, welchen Umfang der Bewuchs bereits seinerzeit in den Rohrleitungen erreicht hatte. Diese Erkenntnis wurde erst gewonnen, nachdem ein Kompressor infolge völliger Verstopfung der Raschigringe explodiert war und nunmehr eine eingehende Untersuchung der Leitung erfolgte. Sie ergab an den Wandungen der Hauptleitung außer schlammigen Ablagerungen die Anwesenheit eines bürstendichten Muschelbelages, zwischen dem außerdem u. a. Süßwasserschwämme, leere Schneckenschalen, Zuckmückenlarven und Schlammwürmer saßen. Die Bewuchsdichte nahm werkeinwärts immer mehr zu. Dort fanden sich auf der Rohrsohle stellenweise auch zusammengeschwemmte Haufen leerer Muschelschalen.

Die Bekämpfungsmaßnahmen solcher Störungen müssen sich sowohl auf die mechanische Beseitigung des Belages als auch auf die Verhinderung einer Neubesiedlung durch die Larven der Dreikantmuscheln erstrecken. Für die Rohrreinigung sind die eigens für solche Zwecke gebauten Apparate gut verwendbar. Ein sicheres Fernhalten

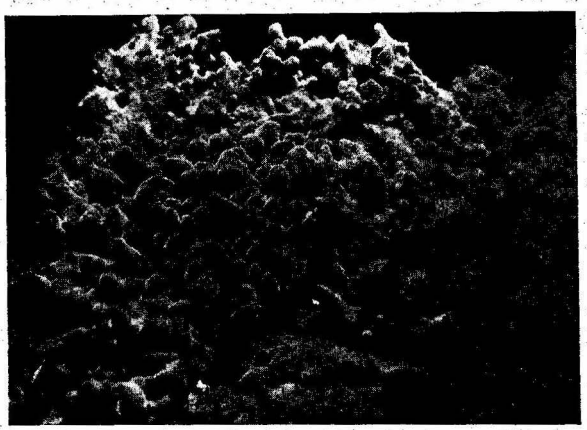


Abb. 107. Große Kolonie des Süßwasserschwammes *Ephydatia fluviatilis*[1]). — Phot. *Krasske*.

der Muschellarven hingegen stößt, sofern keine weitgehende Filterung vorgenommen wird, immer auf Schwierigkeiten. Sie kann durch Zusatz chemischer Giftstoffe oder aber durch „biologische Fangverfahren" angestrebt werden (*Wilhelmi* 922/23). Zu letzterem Zwecke werden Faschinen, Holzhürden, abgeschlagene Bäume oder Sträucher, Taue und ähnliche Gegenstände in die Zuleitung des Rohwassers zur Rohrleitung eingehängt. Ihr Zweck ist die Schaffung von Ansatzflächen für die eingeschwemmte Muschelbrut. Die Fangeinrichtungen werden zweckmäßig etwa zweimal im Sommerhalbjahr ausgewechselt. Sie müssen nach ihrem Ausbau an luftigen, sonnigen Orten so lange getrocknet werden, bis die aufsitzenden Muscheln abgestorben

[1]) Die Art wurde bereits 1866 in einer Leitung am Albrechtsberg bei Dresden gefunden.

sind. Vor dem Wiedereinsetzen müssen sie sorgfältig von den leeren Schalen befreit werden, um deren späteres Einschwemmen in die Rohre zu verhüten. Bietet die Zulaufstrecke zum Pumpwerk keine unmittelbare Möglichkeit zur Errichtung eines „Fangplatzes", so kann an den Bau besonderer, und zwar zweikammeriger Fangbecken gedacht werden, die wechselweise zu betreiben, d. h. periodisch zu reinigen sind. Da aber auch die Einschaltung solcher Fangkammern die Ausbreitung der Muschellarven nicht völlig zu unterbinden vermag, wird man aus Sicherheitsgründen den Zusatz von Giftstoffen in das abfließende Brauchwasser nicht umgehen können.

Einen Sonderfall stellte eine Störung dar, bei der der Befall vorwiegend durch leere Dreikantmuschelschalen erfolgte. Diese Muscheln waren durch klimatische Ungunst eines vorausgegangenen sehr strengen Winters in Massen im Vorfluter zugrunde gegangen. Die leeren Schalen wurden in solcher Menge in die Rohrleitungen eingesogen, daß sie die Filterkörbe der Saugpumpen völlig verstopften und in kurzen Abständen eimerweise beseitigt werden mußten (*Beger* 1948).

Einen Einblick in die Auswirkungen von Süßwasserschwamm- und Moostierchen-Störungen vermitteln die Abbildungen 105 bis 107. Die Schädlinge waren aus einem Vorfluter durch die Steigeleitungen in die Auslaufkammern eines Kraftwerkes eingeschwemmt worden und hatten die Stabrechenanlage zeitweilig völlig verstopft. Die Süßwasserschwämme überzogen überdies die Kammerwandungen mit großflächigen bis zolldicken Decken; die Moostierchen machten sich besonders in den Entwässerungspumpen des Pumpenhauses verstopfend bemerkbar und erforderten deren kurzfristige Ueberholung. Der Befall der Betriebsanlagen erfolgt, ähnlich wie bei den Dreikantmuscheln, nicht durch ausgewachsene Kolonien, sondern fast nur durch ihre Dauerorgane (Abb. 109 B, G, J). Bei ihrer Ansiedlung in Rohrleitungen meiden die beiden Arten, worauf bereits *Thresh* (1925) aufmerksam macht, ältere, durch Eisenbuckel verkrustete Unterlagen, entwickeln sich aber kräftig auf blanken Eisenteilen. Weiter überziehen sie ähnlich wie die Gallionellen (S. 176) vorwiegend die Seitenteile und die Decke der Rohrwandungen und bleiben der verschlammten Sohle fern. Die befallenen blanken Rohrflächen werden, wie z. B. *Chapman* (1913) bestätigt, im Laufe der Zeit durch die fest aufliegenden Ueberzüge korrodiert.

Ungewöhnlicher dürften Störungen durch Schnecken sein, wie sie von *Boettger* (1947, vgl. *Beger* 1948) beschrieben worden sind. Der Schädling[1]) war eine aus Nordamerika eingeschleppte wärmeliebende Blasenschnecke *(Physa heterostropha)*, die in einem Speicherteich, dem u. a. auch Kühlwasser der angeschlossenen Fabrik zugeleitet wurde, zu üppiger Entwicklung gelangte. Junge Blasenschnecken drangen durch

[1]) Nicht unerwähnt sei, daß Schnecken in den Tropen und Subtropen Zwischenwirte blutparasitierender Saugwürmer (Trematoden) sind, die die sehr ernsthafte *Bilharzia*-Krankheit (Schistomiasis) hervorrufen. In Mitteleuropa erzeugen andere solche Würmer beim Menschen nach dem Baden in schneckenbefallenen Gewässern einen harmloseren, eigenartigen, juckenden Hautausschlag, der z. B. in der Schweiz unter den Namen „Hundsblattern" oder „Aarekrankheit" bekannt ist. Als Zwischenwirte kommen *Planorbis*- und *Limnaea*-Arten in Betracht (*Wesenberg-Lund* 1938).

die Feinsiebe in die Rohrleitungen ein, vermehrten sich dort und wurden in die angeschlossenen Betriebsanlagen eingeschwemmt. Als wirksame Schneckenbekämpfungsmittel sind neuerdings von *Nolan* und *Berry* (1949) Pentochloro- und Pentobromophenole festgestellt worden. Eine erhebliche Mitbeteiligung von Schnecken *(Physa, Limnaea, Paludina)* bei einer Dreikantmuschel-Plage in einem größeren mittelrheinischen Industriewerk wurde uns vor kurzem bekannt. Dabei ergab sich, daß die Schnecken in den Rohrleitungen und Kondensatoren fast ausschließlich als leere, zumeist zerbrochene Schalen vorhanden waren, aber auch in diesem Zustande sehr störten.

Erwähnt sei schließlich, daß sich an eisernen Stabrechen, auf Turbinenschaufeln von Kraftwerken usw., zumal wenn sie keinen Schutzanstrich tragen, gelegentlich Steinfliegenlarven *(Hydropsychiden)* in großer Menge ansiedeln, zur Korrosion der blanken Eisenteile beitragen und den sich bildenden Eisenrost zum Aufbau ihrer Gehäuse verwenden, wobei ausgesprochene Eisenrostknollen entstehen (vgl. *Naeumann* 1928 und *Matthes* 1928).

c) Flußwasserwerke ohne Filteranlagen

Wie bereits erwähnt, verfügten schon die ältesten Wasserwerke zur Zeit der Einführung der Großwasserversorgung zum Teil über Absetzanlagen. Die Notwendigkeit einer solchen Vorreinigung ergab sich z. B. in London dadurch, daß die Themse um 1850 im Stadtbereich hochgradig verschmutzt war und Abwässer und Abfälle jeglicher Art aufnahm, so daß angeschwemmte verwesende Tiere und ausgedehnte Faulschlammbänke zum Normalbilde des Flusses zählten (*Beger* 1942)[1]. Es war das Verdienst von *Hassall* (1850), auf biologischer Grundlage vor aller Oeffentlichkeit den noch heute modern anmutenden Beweis geführt zu haben, daß der Fluß bei seinem Eintritt in die Stadt noch praktisch tragbare Beschaffenheit aufwies, daß die zunächst noch vorherrschenden Grün- und Kieselalgen mit Zunahme der Verschmutzung im Stadtinneren immer mehr abnahmen und schließlich typische Verunreinigungsanzeiger, z. B. farblose Flagellaten, Wimpertierchen und andere Glieder der Zersetzungsfauna vorherrschten (S. 3). Ferner wies er nach, daß der Londoner Bevölkerung mit dem Trinkwasser ein Teil ihrer eigenen Abgänge wieder zugeführt wurde. Das stark belastete Themsewasser wurde in offenen Becken gespeichert und den Abnehmern daraus unmittelbar durch das Leitungsnetz über hauseigene Wasserkästen zugeführt. Hausfilter verschiedener Bauart dienten zur weiteren Wasseraufbereitung. Die Klärung in den Absetzbecken der Wasserwerke und in den hauseigenen Wasserkästen führte zwar zu einer gewissen Minderung der schlammigen Flußwasserbestandteile, förderte aber z. T. die Organismenentwicklung. Insbeson-

[1]) Ueber den unhaltbaren Zustand der Themse in jener Zeit äußert sich die Königin *Viktoria von England* in einem am 29. 6. 1858 an die Prinzessin *Augusta von Preußen* gerichteten Schreiben mit folgenden Worten: „London ist aber sehr ungesund wegen des greulichen Zustandes der Themse, die so fürchterlich riecht, daß fast niemand mehr in der Nähe davon wohnen kann! Gestern waren wir einen Augenblick darauf, um den ‚Leviathan' zu besuchen, und der Geruch war ganz fürchterlich" *(Jagow, K.,* Queen Victoria, Ein Frauenleben unter der Krone. Eigenhändige Briefe und Tagebuchblätter 1834—1901. Berlin 1936).

dere herrschten Kleinkrebschen vor (Abb. 108). Auch kleine Fische gelangten bis in die Wasserkästen. Zu bedenken ist noch, daß bei jeder Neufüllung der auf der Behältersohle lagernde Schhamm mehr oder weniger stark aufgewühlt wurde und damit zum mindesten zu einer mehr oder weniger raschen Verstopfung der Hausfilter oder aber zu Trübungen des gezapften Wassers führte.

Im Gegensatz zu den Ausführungen von *Hassall*, die fast ausschließlich auf mikroskopisch-biologischer Grundlage erfolgten, eröffneten die Untersuchungen von *Petersen* (1887) und *Kraepelin* (1886) über die Hamburger Wasserversorgung einen ersten tieferen Einblick in die makroskopische Besiedlung einfacher Wasserwerke. Bis gegen 1845 war das zum Kochen und Bierbrauen erforderliche Wasser in Hamburg ganz

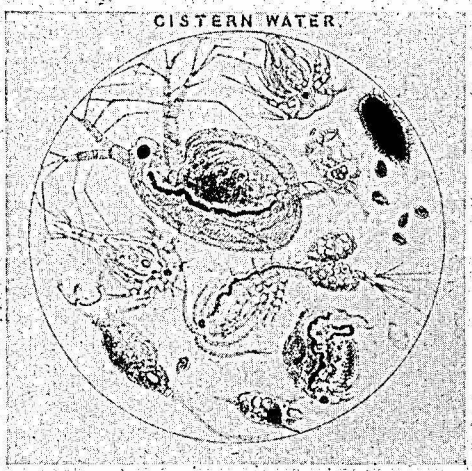


Abb. 108. Kleinkrebse aus dem Reinwasser der Londoner Wasserversorgung um 1850. — Nach *Hassall*.

allgemein aus den Fleeten der Stadt entnommen worden, in die Abgänge verschiedenster Art eingeleitet oder geschüttet wurden (*Dunbar* 1905). Das erste Wasserwerk wurde 1845 für Feuerlöschzwecke erbaut, aber bereits kurze Zeit später (1849) zur Trinkwasserversorgung herangezogen. Es verfügte wie die Londoner Wasserwerke über Absetzbecken, in denen das bei Rothenburgort anfänglich aus der Norderelbe und später aus der offenen Elbe entnommene Flußwasser gespeichert wurde. Es gelangte über einen 60 m hohen Wasserturm in das Verteilernetz bzw. in Hochbehälter und von dort in die Hauswasserkästen, die eine Fläche von etwa 1/2 bis 3/4 m bedeckten[1]). Die unzureichende Beckenbeschaffenheit und ihre mangelhafte Bedienung führten zu einer sehr starken Belebung der Rohrleitungen. Bei starker Spülung traten zahlreiche

[1]) In Marseille mußte sich die Bevölkerung noch am Anfang dieses Jahrhunderts das nur durch Absetzbecken gelieferte Trinkwasser in hauseigenen Filtern aufbereiten. Das gelieferte Wasser stammte aus der Durance bzw. aus einem von ihr abgezweigten Kanal und dessen Zubringern, in denen nicht nur Wäsche gewaschen und Abwässer eingeführt, sondern in der kurzen Zeit vom 1. 1. 1908 bis 15. 11. 1909 17 menschliche Leichen und 1139 tierische Kadaver aufgefunden wurden (*Köhler* 1912).

größere Tiere aus den Straßenhydranten aus. Sie gehörten nach *Kraepelin* etwa 50 verschiedenen Gattungen an und und verteilten sich entsprechend den einseitigen Lebensverhältnissen in den Rohren auf kiementragende Detritusfresser und wasseratmende Raubtiere. Hingegen fehlten, abgesehen von einigen Schnecken, alle Luftatmer und echten Pflanzenfresser. Als eine der kennzeichnendsten Lebensgemeinschaften der Rohrleitungen erwiesen sich bereits seinerzeit die aus Moostierchen (*Fredericella, Paludicella, Plumatella* [Abb. 109 A]), Süßwasserschwämmen (Spongillen, Abb. 105, 109 G bis L) und Keulenträgerpolypen (Abb. 109 M, N) gebildeten „Leitungsmoos"-Ueberzüge, während an anderen Stellen Dreikantmuscheln (*Dreissensia polymorpha* [Abb. 109 D]) vorherrschten (vgl. S. 206). Daneben fanden sich noch andere Muscheln (*Anodonta* [Abb. 32, 15], *Unio*), Wasserasseln (*Asellus aquaticus* [Abb. 33]),

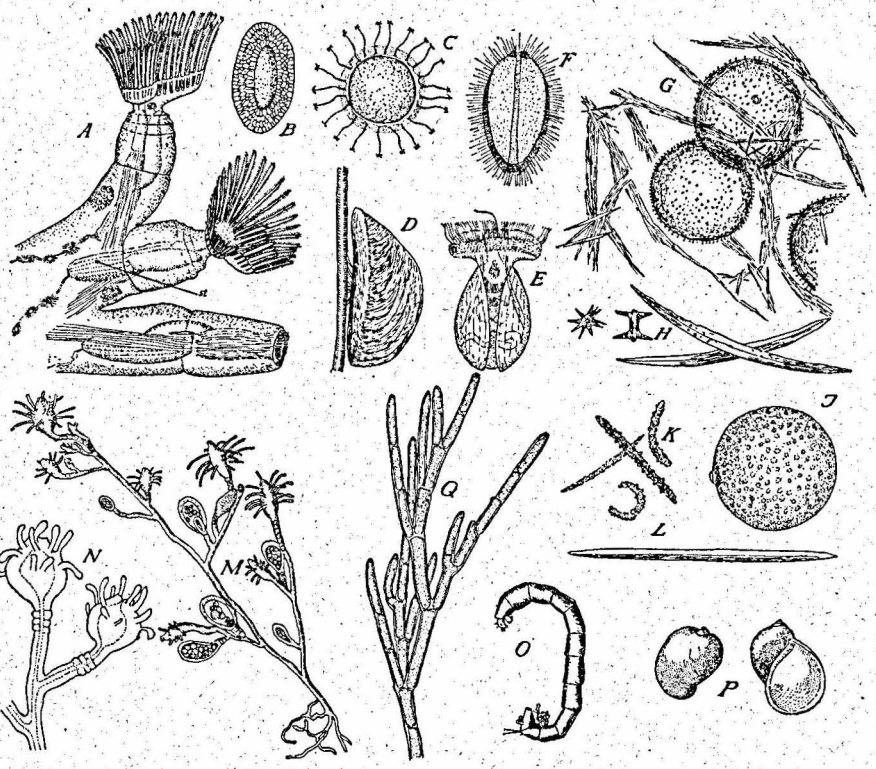


Abb. 109. A. Zwei Einzeltiere von *Plumatella repens.* — B. desgl. Statoblast. — C. Statoblast von *Cristatella mucedo.* — D. *Dreissensia polymorpha.* — E. Larve dieser Muschel von unten gesehen. — F. desgl., Blick auf den Wimperkranz (Velum). — G. Kieselnadelgerüst und Gemmulae von *Ephydatia mülleri.* — H. Kieselnadeln und Amphidisken. — J. Gemmulae von *Euspongilla lacustris.* — K. und L. Kieselnadeln und Amphidisken von *Ephydatia mülleri.* — M. *Cordylophora caspia.* — N. desgl. Brackwasserform dieser Keulenträgerpolypen. — O. *Chironomus*-Larve (aus der Gruppe des *C. plumosus).* — P. *Limnaea ovata.* — Q. *Cladophora glomerata.* — Nach *Geyer, Korschelt, Lambert, Strassburger* und *Wilhelmi.*

Flohkrebse (*Gammarus pulex*), im Schlamm wühlende Würmer (16 Arten), Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*), Quappen (*Lota vulgaris*), Flundern (*Pleuronectes flesus*) und als nie fehlender Bestandteil finger- bis fußlange Flußaale (*Anguilla vulgaris*). *Petersen* (1877) stellte als häufigste Schnecke *Bythinia tentaculata* (Abb. 48 E) fest, während alle anderen Glieder dieser Familie (*Paludina, Limnaea* [Abb. 48 A], *Physa* [Abb. 48 E]) nur spärlich, vielfach sogar nur als leere Schalen angetroffen wurden. Wasserinsekten (Käfer, Wasserläufer, Wasserwanzen) und andere Bewohner der freien Elbe fehlten vollkommen. Kleine Tiere wie Asseln und Flohkrebse gelangten bis in die Hausspeicherkästen, verstopften deren Zu- und Abläufe oder traten aus den Zapfhähnen aus. Die Schlickmenge, die sich in einigen seit 40 Jahren nicht gereinigten Behältern angesammelt hatte, betrug 10 bis 15 l und stand halbfußhoch über dem Boden. Der tierische Anteil in diesen Wasserkästen war nach *Thimm* (1894) im allgemeinen gering. Immerhin erlangten z. B. *Amoeba verrucosa, Holophrys ovum* und die Dauerkeime von Moostierchen in ihnen eine gewisse Häufigkeit. Wesentlich reichlicher waren auf der schmierigen Schlickoberfläche Kleinalgen anzutreffen. Unter ihnen herrschten die Kieselalgen mit 50 Arten vor; in weitem Abstand folgten die niederen Grünalgen mit 8, die Blaualgen mit 4 und die Zieralgen mit 1 Art. Allgemein verbreitet und häufig waren z. B. *Pediastrum pertusum, Scenedesmus acutus* und *S. quadricauda, Diatoma vulgare, Synedra ulna, Melosira granulata,* Cyclotellen usw. Auch das Eisenbakterium *Crenothrix polyspora* war nachweisbar, doch fand dessen Hauptentwicklung in den Rohren statt. In Hamburg sowohl wie zuvor in London endete diese völlig unzulängliche Trinkwasserversorgung mit schweren Cholera-Epidemien, bzw. mit dem Einbau von Sandfiltern.

Aehnliche Massenentwicklungen von Süßwasserschwämmen wie in der Hamburger Wasserversorgung wurden bereits früher von *Carter* (1847) in Indien in Wasserspeichern von Bombay[1]) und später in Nordamerika in solchen von Philadelphia und Boston von *Pott* (1884, 1887) beobachtet. In Boston bedeckten *Ephydatia leidyi, E. fluviatilis* und *Spongilla fragilis* die Siebe und Kästen der Auslaßrohre mit großflächigen, krustigen Ueberzügen. Einen Gesamtüberblick über den Reichtum der Besiedlung in der Hauptrohrleitung dieser Stadt um 1896 gaben *Fair* und *Whipple* (1927). Mit Süßwasserschwämmen (*Spongilla, Meyenia*), Moostierchen (*Plumatella, Fredericella*), *Stentor, Zoothamnion,* großen Mengen von Muscheln, Schnekken, *Hydra, Acineta,* Ciliaten, sowie auch *Crenothrix, Leptothrix* und *Leptomitus lacteus* stand sie den aus Hamburg bekannt gewordenen Verhältnissen in keiner Weise nach. Im Leitungsnetz von Brooklyn trat das Moostierchen *Paludicella* mehrfach in solchen Mengen auf, daß sich lange Rohrstrecken rasch verstopften, und daß in einem Falle zur Rohrreinigung die Feuerwehr herangezogen werden mußte.

[1]) Neuere Angaben über Süßwasserschwämme aus Wasserspeichern in Bombay, sowie auch aus anderen indischen Anlagen (Kalkutta, Colombo, Bangalore, Cap Comorin und Moulein) finden sich bei *Annandale* (1911, 1922), solche aus New York, Brooklyn usw. bei *Whipple* (1911), aus Manchester bei *Batty* (1914) usw.

Ueber eine gänzlich abweichende rohrbesiedelnde Dauergesellschaft hat *Ruttner* (1906) aus der Prager Brauchwasserleitung berichtet. Ihre Hauptvertreter waren Fadenbakterien, wie *Sphaerotilus dichotomus* (Abb. 30 A u. A_1), *Leptothrix ochracea* (Abb. 45 E) und *Crenothrix polyspora* (Abb. 41), sowie Wimpertierchen, wie *Carchesium lachmanni* (Abb. 31, 18) und *Epistylis umbellaria*. *Adler* stellte später als vorherrschende Form *Anthophysa vegetans* (Abb. 31, 8) fest. Daneben wurden durch das Moldauwasser ständig größere Mengen von Plankton organismen eingeschwemmt, unter denen besonders Blau-, Rot- und Grünalgen reichlich vertreten waren. Die im Verlaufe der Jahreszeiten und der Wasserführung der Moldau schwankende

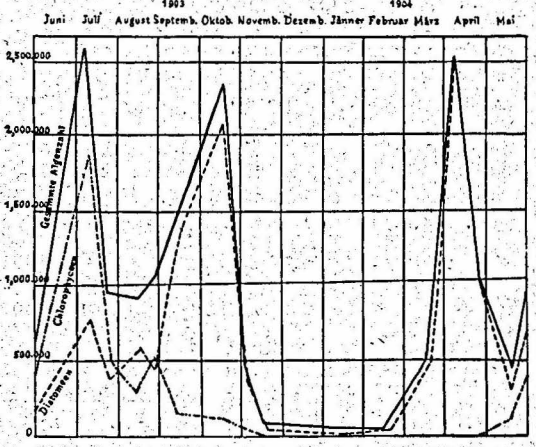


Abb. 110. Kurvenbilder der Algenzahlen in der Prager Brauchwasserleitung während der Jahre 1903/04. Mengenangabe in je 50 Liter Wasser. Der Abfall im Juli 1903 erfolgte im Anschluß an sehr reichliche Regenfälle bzw. Hochwasser. — Nach *Ruttner*.

Gesamtmenge dieser Algen ist in dem beigefügten Schaubild (Abb. 110) wiedergegeben.

Ueber das Schicksal solcher in die Rohrleitungen eingeschwemmter Schwebestoffe sind später von *Fair* und *Whipple* (1927) eingehendere Untersuchungen angestellt worden. Sie ergaben, daß die in den Rohren herrschenden größeren Wassergeschwindigkeiten, ihre Turbulenz, die veränderten Druckverhältnisse usw. eine nicht unbedeutende Verringerung des Schwebestoffgehaltes hervorrufen, sofern die durchflossenen Strecken lang genug sind. So verminderte sich auf einer Laufstrecke von rd. 8 km die Organismenmenge im Winterhalbjahr um 44 % und die der unbelebten Stoffe um 24 %, während das Verhältnis im Sommerhalbjahr 62 bzw. 56 % betrug. Diese Abnahme beruht z. T. auf der mechanischen Zertrümmerung der zerbrechlicheren Formen (*Synura*, *Uroglenopsis* und anderer zarter Kleinalgen), z. T. auf der Fraßtätigkeit der rohrbesiedelnden Tiere, deren Dasein auf diesen ständigen Nährstoffnachschub angewiesen ist. Die erhöhte Abnahme des „Leitungsplanktons" über Sommer dürfte auf die reichlichere Entwicklung des tierischen Rohrbesatzes während dieser Zeit zurückzuführen sein.

Eine nennenswerte Vermehrung der anpassungsfähigeren Plankter in den Rohrleitungen ist praktisch nur in Fernleitungen bzw. auf Strecken denkbar, die wenig beansprucht werden. In ihnen, besonders in den Endsträngen, vollzieht sich auch beim Absinken der Fließgeschwindigkeit unter 0,6 m/sek am ausgiebigsten die Ablagerung der Sinkstoffe.

d) Flußwasserwerke mit vollkommener Wasseraufbereitung

α) Die Zuleitung

Neuzeitliche Flußwasserwerke verfügen, sofern sie der Trinkwassererzeugung dienen, über Absetzbecken und Filteranlagen. Ihre Wasserentnahmestellen, sowie die Zuläufe bis zu den Absetzbecken hingegen unterliegen der unmittelbaren Einwirkung der Flußwässer, d. h. es besteht auf dieser Strecke die ungeminderte Möglichkeit eines Organismenbefalls und einer Verschlammung, wie sie vorstehend von den einfacheren Wasserwerken beschrieben wurde. Starke Bewüchse dieses Abschnittes werden z. B. von *Hattori* (1917) von der Wasserversorgung von Yokohama erwähnt. *Thresh* und *Beale* (1925) berichten über einen Dreikantmuschelbefall der Rohwasserzuleitung von Hampton-on-Thames, bei dem die 90 cm weiten Rohre bis auf 23 cm Durchmesser zuwuchsen und das Gewicht der aus einer 400 m langen Rohrstrecke beseitigten Muscheln 400 kg betrug.

β) Absetzbecken mit kurzer Speicherzeit

Als erste Aufbereitungsstufe kommen Stauanlagen mit kurzer oder längerer Verweilzeit in Betracht. In den kurzfristig durchflossenen Absetzbecken vollzieht sich besonders die Ablagerung der Sink- und schwereren Schwebestoffe; in den langfristiger beschickten Speicherbecken machen sich wie in den Stauseen zusätzlich Selbstreinigungsvorgänge mehr biologischer Art bemerkbar.

Mit Abnahme der Fließgeschwindigkeit sinken vor allem die spezifisch schwereren, vorwiegend unbelebten Bestandteile zu Boden, während die feineren und leichteren Stoffe, namentlich die Lebewesen, sich noch stundenlang in der Schwebe halten oder überhaupt nicht zur Ablagerung gelangen. Das gilt besonders für die selbstbeweglichen Rädertiere und Kleinkrebschen, sowie u. a. für die Wasserblüte bildenden Blaualgen, soweit sie durch ihre Gasvakuolen an die obersten Wasserschichten gebunden sind. Die Beseitigung dieser meist zu den Gattungen *Anabaena, Aphanizomenon* und *Microcystis* zählenden Arten erfolgt am zweckmäßigsten durch vorgeschaltete Siebtrommeln. Gelegentlich führen Massenentwicklungen von Kieselalgen zu stärkerer Schleimbildung und zum Schäumen des Ablaufes. Die großen Hamburger Absetzbecken pflegten sich nach *Keim* (1938) in früheren Jahren, als die Aluminiumbehandlung noch nicht einwandfrei zur Anwendung gelangte, über Sommer so stark mit fädigen Grünalgen- *(Cladophora-)* Decken zu überziehen, daß sie von Zeit zu Zeit mit Booten und Harken entfernt werden mußten. Auch eingeschwemmte Abwasserpilzflocken führen gelegentlich infolge ihrer schlechten Absetzfähigkeit zu unerwünschten Belästigungen. Sie vermögen selbst nach wochenlanger Lagerung auf

der Beckensohle erneut an den Wasserspiegel zu steigen und reißen bei diesem sich wiederholenden „Flockentanz" gleichzeitig andere Schlammteile wieder empor. Solche Störungen treten nach *Kolkwitz* (1938) besonders im Anschluß an Hochwässer auf, wenn die an den Ufern und oft auch auf der Gewässersohle haftenden *Sphaerotilus*-Zotten durch die spülende Wirkung der durchströmenden Wassermassen abgerissen und in größerer Menge in die Absetzbecken eingeschwemmt worden sind.

Eine Beschleunigung des Absetzvorganges läßt sich durch chemische Zusätze erzielen, wobei Aluminiumsulfat[1]), Eisenchlorid, Eisensulfat und Kupfersulfat bei der Bildung der Oxyde gleiche Mengen Säuren liefern, während Natriumaluminat, verschiedene basische Eisensalze und Magno-Eisen-Sol als basische oder basenbildende Gruppe eine Säuerung verhindern (*Springemann* 1941). Abgesehen von der Giftwirkung, die allerdings praktisch nur vom Kupfersulfat ausgeht, bringt die Flockung, die von der kolloidalen Verteilung zur Gelbildung führt, neben der Schönung (Entfärbung) des Wassers die unbelebten Schwebestoffe und die meisten Plankter zum Absinken. Schwierigkeiten bereiten bei solchen Zusätzen im wesentlichen nur die dicht unter dem Wasserspiegel schwebenden Blaualgen und die gegen Ende des Sommers in bisweilen großen Mengen eingeschwemmten Dauereier von Kleinkrebschen und die Dauerkeime von Moostierchen, die, beide ausgeprägt schwimmfähig sind. Letztere sammeln sich bisweilen als gelbe Schwimmschicht an den Tauchbrettern an. Nach den Erfahrungen von *Tarlton* (1949) gelingt die Beseitigung kleiner Planktonalgen wie *Anabaena* und *Coelosphaerium* am besten durch kleine Aluminiumflocken. Die dabei erforderliche Notwendigkeit der Innehaltung eines gleichmäßig hohen pH-Wertes wird bei großem Algenreichtum allerdings dadurch erschwert, daß solche Massenentwicklungen täglich die Wasserstoffionenkonzentration etwa vom Neutralpunkt bis auf ein pH von 10 bringen können. Vielfach verharrt das pH an sonnigen Tagen bis in die späteren Vormittagsstunden bei 7 bis 8, steigt gegen Mittag plötzlich bis auf 10 an, hält sich mehrere Stunden auf dieser Höhe und sinkt dann wieder auf den ursprünglichen Wert zurück. Larven von Köcherfliegen und Zuckmücken, die gleichfalls in Absetzbecken zur Plage werden können, meiden den mit Aluminium durchsetzten Bodenschlamm. Sie besiedeln aber die Beckenwandungen und können auf diesen, wie *Fejgina* und *Madjuchin* (1941) in einem Moskauer Wasserwerk nachwiesen, in einer Dichte von 2 bis 3 Tieren je cm^2 auftreten.

So vorteilhaft an sich das am meisten verwendete Aluminiumsulfat auch wirken mag — das gleiche gilt auch für das Kupfersulfat — so bringt es doch durch die Bildung freier Kohlensäure die Gefahr einer Nachentwicklung von neuen Algen mit sich, und zwar von Kleinstformen, die — wie Chlamydomonaden, kleine Pediastren, *Ankistrodesmus*-Arten usw. — noch schwerer als die ursprünglich in den Absetzbecken bekämpften Algen zu beseitigen sind. Eisenchlorid und Kalkzusatz sollen die Algennachentwicklungen nicht begünstigen.

[1]) Flockungen mit Aluminiumsulfat wurden zuerst im Wasserwerk von Somerville (N. J.) im Jahre 1884 vorgenommen. Allgemein eingeführt wurde die Verwendung erst nach dem 1901 eingetretenen Erlöschen des Patentschutzes.

Absetzbecken bedürfen einer periodischen Reinigung. In Rotterdam z. B. waren nach *H. de Vries* (1890) die für eine 24stündige Durchlaufszeit berechneten und mit dem Wasser der Maas beschickten Becken 13 Jahre hindurch nicht gesäubert worden. Sie waren infolgedessen stark verschlammt, erheblich verkrautet und hatten den Charakter natürlicher Teiche angenommen. Unter ihren Besiedlern fanden sich besonders in der Nähe der Beckenausläufe Decken von *Crenothrix* und in geringerer Menge auch Dreikantmuscheln, Süßwasserschwämme, Keulenträgerpolypen, Wasserasseln und andere Lebewesen (vgl. Abb. 109). Ein großer Teil von ihnen fand sich auch in den angeschlossenen Rohrleitungen und in den Sammelbrunnen. Daß ein großer Teil dieser Arten trotz der nachgeschalteten Langsamsandfilter sogar auf die Reinwasserseite überzutreten vermochte und die Wasserasseln zu einer ausgesprochenen Plage dort wurden, beruhte allerdings nicht auf einer unzureichenden Filterwirkung, sondern auf Rißbildungen in einer älteren, bereits außer Betrieb gesetzten Filtergruppe, die nicht wie die neuen Filter auf einem Pfahlrost stand (*Wirts* 1915, vgl. Abb. 129).

Bei der Reinigung der Becken ist mit Vorsicht zu verfahren, wenn sie von Süßwasserschwämmen befallen sind. Unter solchen Umständen kann der abgelagerte Schlamm, wie *Madrid-Morena* (1907) aus der aus dem Lozyafluß gespeisten Madrider Wasserversorgung berichtet, überwiegend aus Schwammnadeln bestehen. Diese beidseitig zugespitzten Kieselsäurenadeln (Abb. 109 H und L) rufen bei empfindlichen Personen nach *Arndt* (1939) (vgl. *Beger* 1949) eine ausgeprägte *Spongillidenspicula-Dermatitis* hervor, die nach anfänglicher Hautrötung zu Pustelbildungen und schließlich zu mehrtägig anhaltendem lästigen Juckreiz führt.

γ) Speicherbecken mit langfristiger Verweilzeit

Durch die Einschaltung von Speicherbecken, in denen sich das Rohwasser über Tage oder Wochen aufhält, läßt sich neben der mechanischen Reinigung eine mehr oder weniger weitgehende „biologische Selbstreinigung" erzielen. Dank der zunehmenden Durchlichtung des Wassers wird die bereits durch die Sedimentation eingeleitete Verminderung der Bakterien gefördert[1]). Gleichzeitig tritt ein weiterer Abbau der zersetzungsfähigen Stoffe und dementsprechend eine Zunahme der Pflanzennährsalze ein. Die sich entwickelnden Algen wirken nunmehr als wichtigste Sauerstoffspender und liefern zudem durch ihre Rohproteine, Kohlehydrate und Fette eine der unentbehrlichsten Grundlagen für die Förderung der Kleintiere.

Mit dem Zugang des einströmenden Wassers setzen in der art- und mengenmäßigen Zusammensetzung der mitgeführten Organismen mehr oder weniger tiefgreifende Veränderungen ein. Wie *Flint* (1950) an dem 7,3 ha großen Barn-Elms-Speicherbecken bei Hammersmith, das zur Wasserversorgung von London gehört, festgestellt hat, verschwinden manche Arten im Becken gänzlich, wohingegen andere eine Förderung erfahren. Auch können sich Algen — oder auch Kleintiere — einstellen, die dem einströmenden Wasser ganz fehlen. Von den Klein-

[1]) Auch der Tätigkeit der Bakteriophagen ist zu gedenken.

tieren gewinnen Rädertiere und Kleinkrebse nicht selten periodisch die Oberhand.

Die Plankter ordnen sich in dem praktisch stehenden Wasser, soweit sie über keine Eigenbewegung verfügen, nach ihrem spezifischen Gewicht und, soweit sie selbstbeweglich sind, entsprechend ihren ökologischen Ansprüchen in verschiedenen Wassertiefen an (Abb. 111).

Die größte Organismendichte pflegt für die meisten Grün- und Blaualgen und viele Rädertiere bei Windstille und klarem

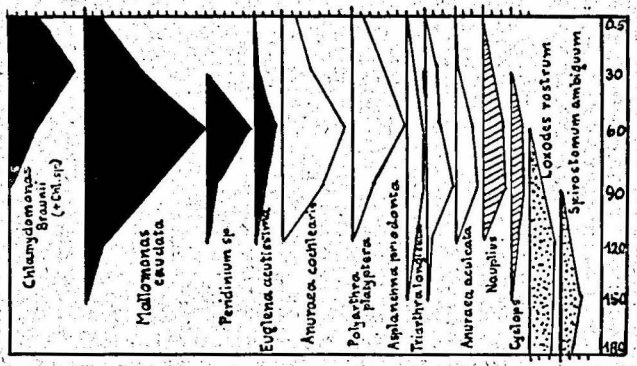


Abb. 111. Planktonschichtung in einem 1,8 m tiefen Teich an einem sonnigen heißen Sommertag. — Nach *Weimann*.

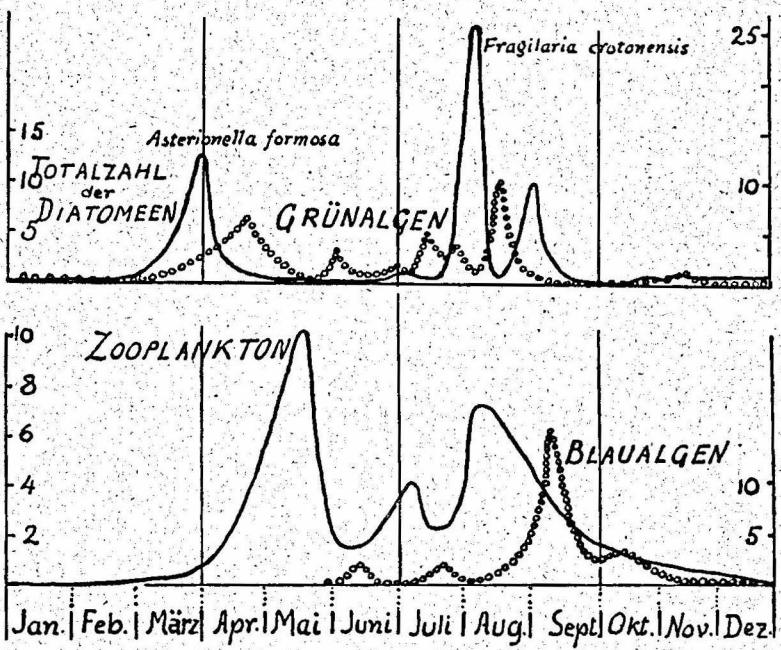


Abb. 112. Typische jahreszeitliche Folge der Organismengruppen in einem vorwiegend mit Themsewasser beschickten Speicherbecken. Diatomeen und Grünalgen je Mill. Zellen; Blaualgen je Mill. Kolonien; Zooplankter je 100 l Wasser. — Nach *Pearsall, Gardiner* und *Greenshields*.

Wetter höchstens bis 5 m zu reichen, wobei sich die Wasserblüte bildenden Arten der Gattungen *Microcystis* (Abb. 59 D und E), *Anabaena* (Abb. 59 A) und *Aphanizomenon* (Abb. 59 C) in der Nähe des Wasserspiegels anhäufen. Als ausgesprochen lichtliebend erweisen sich nach *Bethge* (1939) z. B. *Cryptomonas* (Abb. 31, 6), *Mallomonas, Synura uvella* (Abb. 59 L), gewisse *Peridinium*-Arten, *Trachelomonas volvocina.* Etwas schwächer lichtliebend sind u. a. *Uroglena volvox* (Abb. 59 M), *Dinobryon* (Abb. 59 P), *Gymnodinium tenuissimum,* noch weniger stark betont *Ceratium hirundinella.* Lichtscheu sind viele *Euglena*-Arten sowie die meisten Volvocalen, wie *Gonium pectorale, Pandorina morum* (Abb. 59 K) und *Eudorina elegans.* Während sich solche Schichtungen im völlig ruhenden Wasser im Verlaufe von Tag und Nacht mit

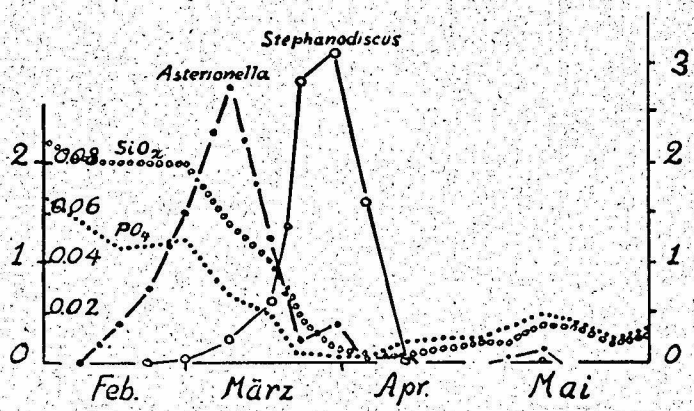


Abb. 113. Verbrauch an Kieselsäure und Phosphaten durch *Asterionella formosa* und *Stephanodiscus astraea* in einem kleinen Speicherbecken der Londoner Wasserversorgung. SiO_2 und PO_4 in 100 000, Kieselalgen 1000/cm³. — Nach *Pearsall, Gardiner* und *Greenshields.*

dem Temperaturgang des Wassers in gewisser Gesetzmäßigkeit verschieben, können sie durch Wasserumwälzungen größeren Ausmaßes ganz zerstört werden. Von größter Bedeutung für den Haushalt der flacheren Speicherbecken ist der Wärmeanstieg der bodennahen Schichten im Sommer. Er verhindert, wenn nicht besonders günstige Verhältnisse vorliegen, d. h. besonders Schutz gegen Windeinwirkung, die Bildung der für die tieferen Wasserbecken kennzeichnenden kühlen Tiefwasserzone, fördert nach *Weimann* (1935) die im Schlamm erfolgende Zersetzung um ein Mehrfaches und liefert dadurch die zur Massenentfaltung der Kleinalgen erforderlichen Nährstoffe, ein Hinweis, der für die Notwendigkeit einer periodischen Entschlammung solcher Becken spricht (Abb. 113). Im Winter andererseits kühlen die Wasserschichten rasch bis zum Grunde ab und gelangen bei Eisbildung zu mehr oder weniger weitgehendem Sauerstoffschwund sowie zur Schwefelwasserstoffentwicklung. Letztere kann sich unter solchen Umständen bis in die obersten Wasserschichten erstrecken und die Ausbildung von Wasserblüten von Purpurbakterien (*Chromatium* [Abb. 28, 10], *Achromatium* [Abb. 40 D] usw.) nach sich ziehen.

Ueber die bakterielle Keimverminderung durch Grünalgen liegen u. a. Angaben bei *Strohmeyer* (1898) und *Vaček* (1932) vor. Die von ersterem in Kulturen der Darmalge *Enteromorpha intestinalis* (Abb. 49 R) vorgenommenen Untersuchungen ergaben folgende Vergleichswerte:

Tag	Zeit	Zahl der Bakterien, falls *Enteromorpha*		Tag	Zeit	Zahl der Bakterien, falls *Enteromorpha*	
		vorhanden	fehlt			vorhanden	fehlt
4. 7.	11^{30}	145	108	5. 7.	14^{00}	180	26 000
	14^{00}	160	144		18^{30}	7	50 000
	18^{00}	152	243	6. 7.	9^{00}	24	63 000
5. 7.	8^{30}	1100	5900		19^{30}	0	80 000

Die rhythmische Abhängigkeit der Bakterien von Wasserblüte bildenden Blaualgen ergibt sich aus dem von *Fair* und *Whipple* (1927) stammenden Schaubild (Abb. 114), das in einem Staubecken der Brooklyner Wasserversorgung gewonnen wurde. Die Keimverminderung dürfte vor allem auf den bisweilen sehr erheblichen chemischen Schwan-

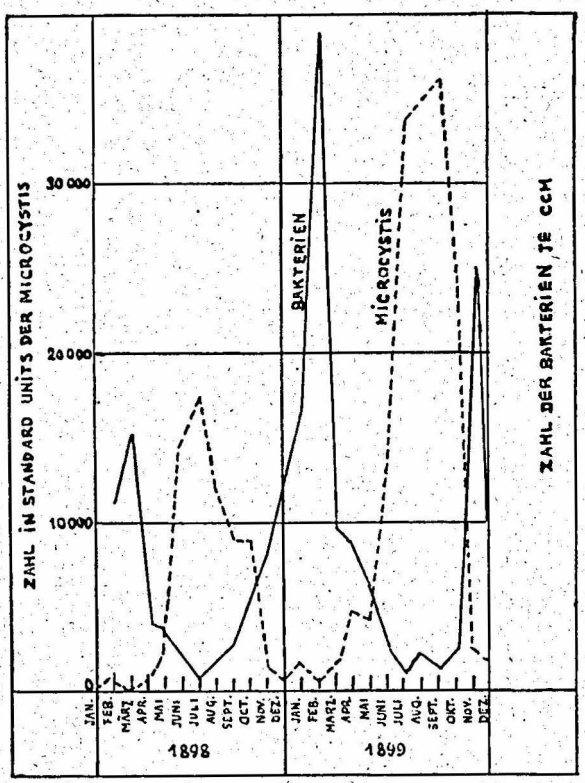


Abb. 114. Die Beziehungen zwischen Blaualgen-Entwicklung und Keimzahlen. — Nach *Whipple*.

kungen der Wasserbeschaffenheit beruhen, die sich am deutlichsten im Sauerstoff- und Kohlensäuregehalt bzw. in den pH-Werten ausprägen (pH bis 10 und mehr). Der Bakterienanstieg andererseits nach dem Abflauen der Wasserblüte steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Nahrungszufuhr, die von den sich zersetzenden Kleinalgen geliefert wird. Andererseits stieg bei einer ungewöhnlich stark ausgeprägten *Anabaena*-Entwicklung, die *E. Naumann* (1920) in einer südschwedischen Wasserversorgung untersuchte, der Keimgehalt von normal 160 bis 170 Keimen bei der Anwesenheit von 300 000 Algenkolonien je ccm Wasser auf 7300 Keime. Besonders nachteilig soll die Wirkung des Phytoplanktons auf Typhusbakterien sein, wie Versuche von *Vaček* (1922) mit Euglenen und *Polytoma* in gefiltertem Wasser ergeben haben.

Ein gleichsinniger Bakterienrückgang wird auch durch bakterienfressende Kleintiere hervorgerufen. Als solche kommen u. a. im

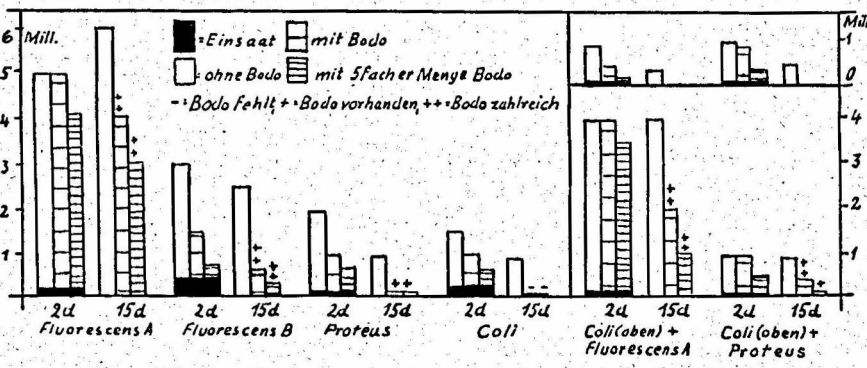


Abb. 115. Veränderung der Keimzahl verschiedener Bakterienkulturen mit und ohne den Flagellaten Bodo in keimfrei gefiltertem Wasser nach 2 bzw. 15 Tagen. — Nach *Baier*.

freien Wasser besonders Geißeltiere, gewisse Hüpferlinge *(Diaptomus)*, Wasserflöhe, Rädertiere, wie *Conochilus, Triarthra, Keratella, Notholca, Polyarthra, Synchaeta, Brachionus, Callidina* (nicht aber *Asplanchna*) sowie u. a. Stechmückenlarven, auf der Schlammoberfläche ferner Schlammwürmer (Tubificiden), Zuckmückenlarven und Muscheln in Betracht. Einen grundlegenden Einblick in diese Bakterienverminderung vermittelt u. a. die zusammenfassende Darstellung von *Baier* (1940; Abb. 115).

So wertvoll nun dank ihres Planktonbesitzes die Speicherbecken als Ort der Selbstreinigungsvorgänge sind, so stellen sie andererseits aber auch eine nicht zu unterschätzende Gefahrenquelle für den Filterbetrieb dar, sofern die Plankter zu übermäßiger Entwicklung gelangen oder Arten angehören, die dem Wasser unerwünschte Geschmacks- und Geruchsveränderungen oder Farbumschläge mitteilen (S. 113, 115). So traten z. B. nach *Sattler* (1938) im Pregelwasserwerk der Stadt Königsberg in den über 5 m tiefen Becken mit sechstägiger Durchlaufszeit während der wärmeren Sommermonate Wasserblüten auf, während die gleichen Algen zur nämlichen Zeit im Pregel in kaum nennenswerter Menge vorhanden waren. Im Speicherbecken der Londoner Wasserver-

sorgung, in denen das Themsewasser wochenlang gespeichert wird, setzten wiederholt Massenentwicklungen der Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* ein, die das Wasser kakaobraun verfärbten. Im Herbst 1931 war die Menge dieser Blaualgen nach *Hastings* (1937) so groß, daß sie durch die Schnellfilter schlugen und die angeschlossenen Langsamsandfilter sehr rasch verstopften. Versuche, die vorwiegend in den oberen Wasserschichten schwebenden Algen mit Fällungsmitteln zu beseitigen, schlugen fehl. Auch von einer Reinigung des bis in eine Tiefe von 7 cm purpurrot verfärbten Filtersandes mußte Abstand genommen werden, da das stark gefärbte Waschwasser einen so widerlichen Geruch aufwies, daß seine Ableitung in die Themse von den Aufsichtsbehörden untersagt wurde. Unter diesen Umständen wurde die Wasserentnahme aus den befallenen Becken ganz eingestellt und der Ablauf der natürlichen Selbstreinigung abgewartet. Sie führte bis zum folgenden Frühling zum völligen Erlöschen der *Oscillatoria*-Plage. Gleichartige kupferfarbene Verfärbungen sind auch von der verwandten *Oscillatoria prolifica* bekannt, die gleichfalls als Winterform gilt, nach *Fair* und *Whipple* (1927) aber auch im Frühjahr (Mai) in verschlammten Becken bei Wassertemperaturen von 8,6 bis rd. 20° C zu typischen Massenentfaltungen gelangte. *Flint* (1950) berichtet über eine von der kleinen Volvocale *Carteria globosa* hervorgerufene Wasserblüte, die gleichfalls zur Ausschaltung des betroffenen Speicherbeckens für die Wasserversorgung zwang.

In einem anderen, rd. 20 Millionen m³ fassenden Londoner Staubecken erfolgte im Frühling eine Hochentwicklung der Kieselalge *Fragilaria crotonensis* (Abb. 34, 8), die eine häufige Filterreinigung erforderlich machte. Das Gesamttrockengewicht der entstandenen Kieselalgen wurde auf 112 t geschätzt, wobei rd. 64 t auf Kieselsäure entfallen. Nach amerikanischen Feststellungen sollen sich im Speicherbecken, die mit einem Gemisch von Grund- und Oberflächenwasser gespeist werden, mit besonderer Vorliebe Sternalgen (Asterionellen) entwickeln. Da solche Massenentfaltungen erfahrungsmäßig, wenn auch ohne ersichtlichen Grund, auf einzelne Becken beschränkt zu bleiben pflegen, ist eine Unterteilung größerer Becken zweckmäßig. Es wird dadurch nicht nur ein Allgemeinbefall der Vorreinigung verhindert, sondern auch die Möglichkeit einer ungehinderten periodischen Entschlammung geschaffen. Nach *Sattler* (1930) läßt sich das Algenwachstum z. T. auch durch eine Bepflanzung der Beckenböschungen mit schattenspendenden Bäumen einschränken. Hierbei sind Nadelhölzer zu bevorzugen, da bei ihnen der herbstliche Blattfall der Laubgehölze ausbleibt.

Abgesehen von solchen mehr örtlich begrenzt wirkenden Einschränkungsmitteln finden in neuerer Zeit zur Planktonbekämpfung giftig wirkende chemische Stoffe weitgehend Anwendung. Von ihnen hat besonders die Behandlung mit Kupfersulfat stärkeren Eingang gefunden, zumal es in gleicher Weise für Pflanzen und Tiere abtötend wirkt. Durch die dabei erwachsenden, bisweilen sehr erheblichen Geldaufwendungen ist die sinnvolle, wirtschaftlich tragbare Benutzung des Kupfersulfates allerdings, wie besonders die in Nordamerika gesammelten zahlreichen Erfahrungen beweisen, zu einer „eigenen Kunst" ge-

worden, über die später noch berichtet werden wird. Spärlichere Mitteilungen liegen über die Wirkung von DDT-Pulver bei Großbekämpfungen vor. *Shane* (1948) berichtet über eine solche Verwendung, bei der bei einem Staubecken vom Flugzeug aus abwechselnd mit einer 30 % DDT-Lösung in Oel und einer Kupfersulfatlösung (0,25 mg/l), sowie später mit einer Hypochloritlösung gearbeitet wurde. Die DDT-Behandlung führte zu Trübungen des Wassers und zu einer nicht durchgreifenden Abtötung des Zooplanktons; die Kleinalgen erfuhren — wohl infolge des verwendeten Öles (*Jsjurowa* 1950) — eine gewisse Wachstumsförderung. Nach dem Absenken des Wasserspiegels waren die Beckenwände mit einem feinen Film von DDT-Pulver überzogen.

Sehr auffällige Bewohner der Staubecken sind bisweilen die Süßwassermedusen *(Craspedacusta sowerbii)*, Organismen von glockenförmigen Bau und bis 2 cm Durchmesser aus der Verwandschaft der marinen Quallen (Abb. 116). Sie sind bisher zwar nicht aus Anlagen des

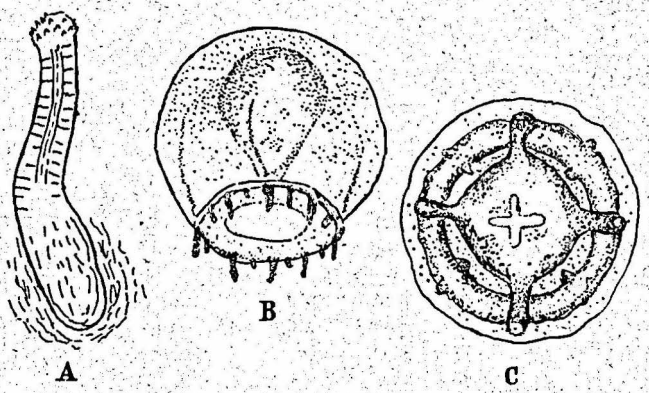


Abb. 116. A. Polypenform der Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbii*. B. Die zugehörige Medusenform von der Seite und C. von unten gesehen. — A nach *Brauer*, B und C nach *Roch*.

europäischen Kontinents, wohl aber aus solchen in England, Sibirien, Japan und Nordamerika bekannt geworden. In Alt-Buchara besiedelten sie einige vom Zerawschan-Fluß gespeiste Rohwasserspeicher, in Bedwellty bei Trefegar in Monmouthshire (England) ein Staubecken des dortigen Kohlenbergwerkes, in Swissvale in Pennsylvanien (USA) gleichfalls Speicherbecken. In Great Falls (Washington, USA) wurden sie sogar in großen Mengen in den gedeckten Filterkammern über der Sandschüttung angetroffen (vgl. *Beger* 1950).

Werden die Speicherbecken längere Zeit hindurch sich selbst überlassen und unterbleibt ihre Reinigung, so besteht — wie bei den kurzfristig betriebenen Absetzbecken (S. 217) — die Gefahr einer starken Besiedlung. Unter solchen Verhältnissen kann es zu Wucherungen wattebildender Grünalgen (besonders von *Cladophora)*, zu Deckenbildungen durch Wasserlinsen (*Lemna*-Arten) und Verwachsungen durch Unterwasserkräuter, gelegentlich auch zu solchen durch Sumpfgewächse kommen. Die Gefahr einer stärkeren Verkrautung ergibt sich besonders bei Wassertiefen bis etwa 2,5 m. In unseren Breiten ent-

wickeln sich mit Vorliebe die schwimmenden Massen des Hornkrautes *Ceratophyllum demersum*, sowie das Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), die Wasserpest (*Elodea canadensis*) und verschiedene Laichkräuter (*Potamogeton*-Arten), in wärmeren Gebieten u. a. die uns aus den Aquarien bekannte *Vallisneria spiralis* (*Ritchie* 1925) und die Grundnessel *Hydrilla verticillata* (*Biswas* 1930). Alle diese Arten zeichnen sich durch ihre starke vegetative Vermehrung aus. Während eine nachhaltende Beseitigung der am Wasserspiegel treibenden Gewächse durch schwimmende Balken im allgemeinen auf keine größere Schwierigkeit stößt, ist die Vernichtung der im Schlamm wurzelnden Kräuter durch periodischen Schnitt oder Trockenlegen der Becken mit nachfolgender Aetzkalkbehandlung der Beckensohle zum mindesten beträchtlich umständlicher. Eine starke Verkrautung führt zwar zu einer merklichen Verminderung der Planktonmenge, insbesondere ihres Kleinalgenanteils — nach *Kofoid* (1923) kann sie in stark verkrauteten Gewässern um das 20fache geringer als in vegetationsarmen Wasseransammlungen sein —, doch steht diesem Vorzug nicht selten eine beträchtliche Entwicklung unerwünschter Tiere gegenüber. Als solche treten neben Fröschen und Blindschleichen gelegentlich Enten, Schwäne, Möwen und andere Wasservögel auf, für die solche Wasserflächen beliebte Anflug-, nicht selten sogar Brutplätze bieten. Der Einflug von Wasservögeln ist besonders dadurch bedeutsam, weil die Vögel Träger echter *Coli*-Bakterien sind. Nach *Houston* (1928) enthält 1 g Kot der Seemöven 1 Million *Coli*-Keime, wobei jedes Tier rd. 30 g Kot täglich absetzt. Solche Seemöven fielen am 11. Januar 1929 im Londoner Barn-Elms-Reservoir in derartigen Riesenschwärmen ein, daß die Wasserfläche und die Ufer wie mit weißen Schneeballen bedeckt erschienen und ihre Zahl auf mehr als eine Million geschätzt wurde. Auch von Speicherbecken der atlantischen und pazifischen Küste von Nordamerika (New York, Victoria [B. C.], San Francisco, Los Angeles [Calif.]) liegen Angaben vor, die von einem zeitweiligen Einflug von Tausenden von Seemöven — neben anderen Vögeln — und einem Ansteigen der *Coli*-Zahlen im gespeicherten Wasser berichten (*Houser* 1931). *Adams* (1928) isolierte aus Mövenkot, der in der Nähe einer von einer Typhus-Epidemie befallenen Stadt entnommen worden war, in 2 von 98 untersuchten Fällen sogar echte *Typhus*-Bakterien. *Wilson* (1927) macht die Seevögel auch für die Einschleppung einer *Peridinium*-Art (aus dem Brackwasser ?) verantwortlich, die späterhin zu einer Rotfärbung des Wassers und zu dessen Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigung führte.

Betriebstechnisch störender als die vorstehend erwähnten Vögel sind häufig die bisweilen massenhaft auftretenden Larven von Stech- und Zuckmücken, da sie oder ihre Puppen bzw. Puppenhäute zu Siebverstopfungen der Auslässe führen können oder mit dem Wasserstrom in die angeschlossenen Aufbereitungsanlagen eingeschwemmt werden. Nestbauende Larven von Köcherfliegen aus der Familie der Polycentropiden (*Neureclipsis bimaculata, Polycentropus*-Arten [Abb. 117, 118]), sowie röhrenspinnende Larven aus der Gruppe der Hydropsychiden (z. B. *Hydropsyche angustipennis*) vermögen unter solchen Voraussetzungen die Zuleitungskanäle unterhalb des Wasser-

spiegels mit dichten Decken auszukleiden (Abb. 148). In den Speicherbecken von Winnipeg traten nach *Hurst* (1945) sogar Schwimmkäfer von 1,3 bis 8 cm Länge in solchen Mengen auf, daß sie gleichfalls zu

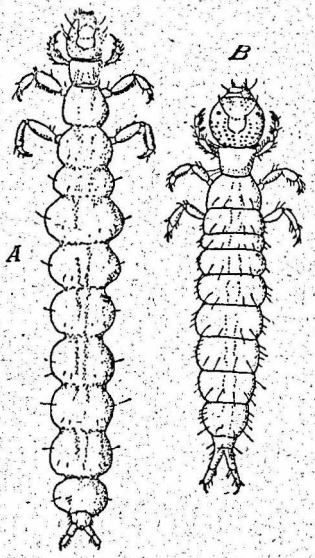


Abb. 117. Larve von *Neureclipsis bimaculata* (A) und *Polycentropus flavomaculatus* (B). — Nach *Jettmar*.

Verstopfungen der Auslaßsiebe führten. *Polglaze* (1927) berichtet auch über Störungen durch Wassersalamander *(Amblystoma punctatum)* in der Wasserversorgung von Alabama. Nach erfolgter Entschlammung

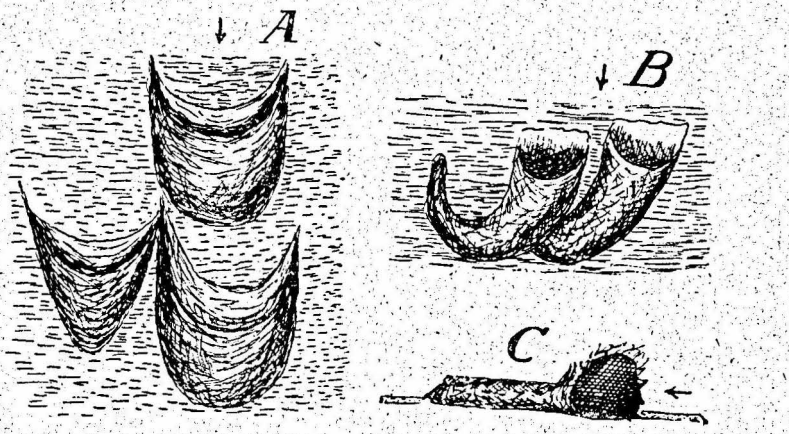


Abb. 118. Fangnetze von *Polycentropus flavomaculatus* (A), *Neureclipsis bimaculata* (B) und *Hydropsyche* (C). — Nach *Wesenberg-Lund* und *Alm*.

und Kupfersulfatbehandlung wurde das Becken mit einem feinmaschigen Drahtzaun abgeschlossen. Auf einfachere Art können Wassermolche dadurch abgefangen werden, daß auf die Wasseroberfläche Bündel von ab-

geschnittenem Schilf oder anderen Wasserpflanzen gelegt werden, auf denen sich die Tiere in Menge ansammeln und dann durch die Herausnahme der Bündel beseitigt werden können. Die Anwesenheit größerer Mengen solcher Molche in Wassergewinnungsanlagen ist insofern unerwünscht, als sich nach *Hasler* (1932) in ihren leeren Därmen echte *Coli*-Bakterien finden sollen (vgl. auch S. 54). Die Ausscheidungen eines Tieres je Tag soll so viele *Coli* enthalten, daß täglich rd. 1000 l Wasser durch sie hochgradig verschmutzt werden. Von einer Masseneinwanderung spannenlanger Jungaale in Speicherbecken des Wasserwerks von Baltimore berichtet *Field* (1901). Die Aaale wanderten in solchen Mengen in die Hauptleitung ein, daß die Pumpen während einer Woche ständig verstopft wurden und bei den Pumpenreinigungen 1 und mehr Barrel zerstückelte Fische zu beseitigen waren.

Besonderer Aufmerksamkeit bedürfen die Becken in Gebieten, die malariagefährdet sind. Zur Unterdrückung der Fiebermücken-Entwicklung hat sich nach *Constable* (1930) die Beseitigung der Sumpf- und Wasserkräuter, ein periodisches Absenken des Wasserspiegels, das Einsetzen von insektenfressenden Zahnkarpfen (s. S. 152), sowie ein Abschluß des Wasserspiegels mit Mineralöl ohne Minderung der Wassergüte als sehr wirksam erwiesen. DDT-Präparate dürfen nur bei Wahrung sonstiger hygienischer Belange angewendete werden.

Die Wände der Becken überziehen sich nach geraumer Zeit, zumal wenn sie aus Beton oder Ziegelmauerwerk bestehen, mit deckenbildenden Blau- und strähnigen Grünalgen. Sie werden im Laufe

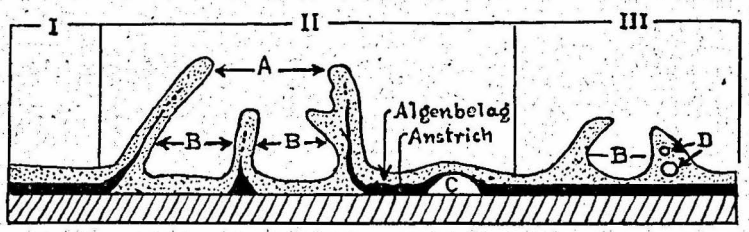


Abb. 119. Ablösungsvorgang eines Schutzanstriches und Algenbesiedlung. I. Normale Schichtenfolge. II. Aufwölbung des Asphaltanstriches und Zerfaserung des Anstrichs und des Algenbelages (B, A). III. Blasenbildung und Blasensprengung in der Algenschicht (D, B). — Nach *van Giesen.*

der Zeit aufgerauht, wenn nicht sogar oberflächlich zerstört. Schutzanstriche vermögen diese Vorgänge zwar zu verzögern, nicht aber vollständig zu verhindern. Insbesondere bieten Asphaltanstriche infolge ihrer allmählichen Versprödung, Sprung- und Rißbildung nicht den erwarteten sicheren Schutz (*Haase*). Auf Eisenteilen kann auch eine Unterrostung eintreten. Am stärksten betroffen von den Zerstörungen werden besonders die im Bereich der Wasserschwankungen liegenden Wandteile, da sie der unmittelbaren Sonneneinstrahlung und den nicht selten bedeutenden Temperaturschwankungen unterworfen sind. Die Ablösung von der Unterlage erfolgt in der Regel unter Bildung von Blasen, die aufplatzen und deren Hüllenreste unter der Mitwirkung der assimilierenden Algendecke zum Abspreizen und zu weiterer Lockerung gebracht werden (Abb. 118). Der oberflächliche Algenbewuchs pflegt

nach *van Giesen* (1930) aus Kieselalgen und anderen Aufwuchsformen, die Auspolsterung der auf Eisenteilen entstehenden Blasen aus Rostmehl zu bestehen.

δ) Die Filteranlagen

Die technischen Voraussetzungen für die Aufbereitung größerer Wassermengen durch Sandfilterung wurden von *James Simpson*, einem Ingenieur der Londoner Chelsea Company 1825—1829 geschaffen, und die ersten Sandfilter 1842 in den Southwark- und Vauxhall Wasserwerken in Betrieb genommen[1]). Allgemeine Anwendung in London fanden sie aber erst im Anschluß an die 1849 ausgebrochene erste große Cholera-Epidemie durch einen Parlamentsbeschluß im Jahre 1852. Diese Langsamsandfilter, die noch heute ein wichtiges Hilfsmittel der Wasseraufbereitung darstellen, gelangten durch *Lindley* auf den europäischen Kontinent, und zwar 1850 nach Warschau, 1853 nach Amster-

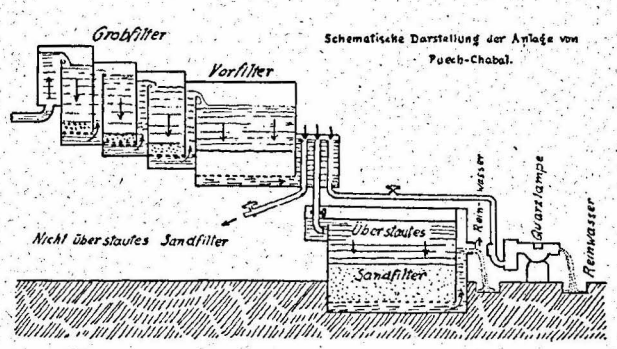


Abb. 120. Schematische Darstellung einer Anlage nach *Puech-Chabal.* — Nach *Köhler.*

dam, 1856 nach Berlin und Helder (Holland), 1859 nach Altona (Blankenese) und Kopenhagen usw. In Berlin, wo die Anlage an der Spree oberhalb der Oberbaumbrücke stand, arbeiteten zunächst vier offene Filter und nach deren späteren Verdoppelung seit 1873 zusätzlich drei überwölbte Filter. Letztere waren allerdings, da man in Berlin der Mitwirkung von Algen beim Aufbereitungsvorgang die ausschlaggebende Bedeutung zuschrieb, dem Lichtzutritt weitgehend zugängig (*Piefke* 1889). In Nordamerika wurden die ersten Filter dieser Art 1871 in Poughkeepsie und Hudson (New York) erbaut. Die Schnellfilter („amerikanische" oder „mechanische" Filter) sind nordamerikanischer Herkunft und dienten zum ersten Mal 1885 in Sommerville (New Jersey) zur Aufbereitung von Grundwasser. Sie führten sich aber infolge konstruktiver Mängel nur langsam ein, so daß nach *Lemberg* (1912) ihre Gesamtfilterfläche in Amerika um 1890 kaum mehr als 1100 m² und um 1900 noch nicht 8400 m² betrug. Ihre Einführung nach Europa erfolgte

[1]) Ausgangspunkt zur Schaffung der Versuchsfilter dürften die Wasseraufbereitungsanlagen von Manchester und Glasgow gewesen sein, bei denen es sich allerdings höchstwahrscheinlich um Infiltrationsgalerien in Kies und Sand, nicht aber um echte Langsamsandfilter gehandelt haben dürfte (Eng. News Records **105** [1930] 609).

durch *Amassa Mason.* In Deutschland fanden sie erst nach 1900 in größerem Ausmaße Eingang.

Langsamsand- und Schnellfilterung werden nicht selten miteinander verbunden, wobei die Schnellfilter als Vorfilter zur Grobreinigung („Algenfänger") dienen. Zu ihrer Entlastung wird das Rohwasser in der Regel zuvor mit Fällungsmitteln versetzt. Seltener bedient man sich zwei hintereinander geschalteter Langsamsandfilter, die wechselweise betrieben werden („Doppelfilterung"), oder aber der „stufenweisen Filterung" von *Puech-Chabal.* Bei letzterer durchfließt das Wasser mehrere hintereinander geschaltete Filter, von denen die ersten grob, das letzte fein filtert (Abb. 120). Bei den „nicht überstauten Filtern" von *Miquel* und *Mouchet* wird das aufzubereitende Wasser unmittelbar auf die Sandoberfläche aufgebracht.

§) Die Langsamsandfilter

Von einem Langsamsandfilter, das zur Trinkwasseraufbereitung dient, wird erwartet, daß es als „Bakterienfilter" ein möglichst schwebestoffreies, insbesondere bakterienarmes Filtrat liefert. In letzterem soll die Zahl der bakteriellen Keime nicht 100 je cm^3 Wasser (*Koch*) und die Raummenge der Schwebestoffe nicht 1 cm^3 je m^3 überschreiten *(Kolkwitz). Bacterium coli* soll fehlen. Die ausgeschwemmten Stoffe sollen nach *Minder* (1927) nicht größer als 1 μ sein (Abb. 24).

Die Langsamsandfilter (Abb. 121) sind in wasserdicht gemauerten Becken mit fester Sohle untergebracht. Sie bestehen aus einer gewöhn-

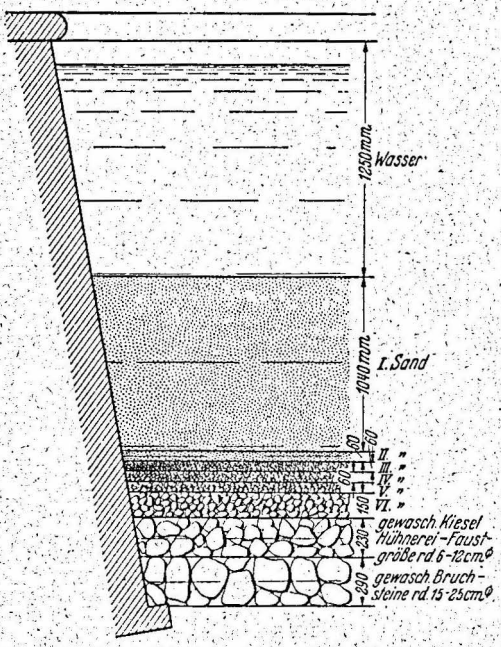


Abb. 121. Schematische Darstellung des Aufbaues eines Langsamsandfilters. — Nach *Sierp.*

lich 60 bis 120 cm starken Schicht von Feinsand, dessen Körnung in der Regel zwischen 0,3 und 0,5 mm schwankt. Diese „Feinsandschicht" ruht auf einer 60 bis 70 cm starken „Stützschicht", in welcher absteigend gröberer Sand, Erbsenkies, Nußkies und gröbere Steine aufeinander folgen. Die Steinpackung lagert auf gelochten Dränungen, durch die das gefilterte Wasser gesammelt und abgeleitet wird. Die Stauhöhe des Wassers über der Filteroberfläche beträgt rd. 80 cm, die Filtergeschwindigkeit in der Regel 1,5 bis 3 m im Verlauf von 24 Stunden. Die Laufzeit der Langsamsandfilter hängt weitgehend vom Schwebestoffgehalt des zufließenden Wassers ab und kann sich dementsprechend über Tage, Wochen oder auch Monate erstrecken. Die Reinigung erfolgt durch Abheben der obersten, nur mehrere cm starken, verschlammten Sanddecken. Sie kann so lange wiederholt werden, bis die Feinsandschicht bis auf etwa 30 cm abgetragen ist. Ist dieser Zustand erreicht, so wird das Filter völlig ausgebaut und dann wieder neu aufgeführt. Die erste

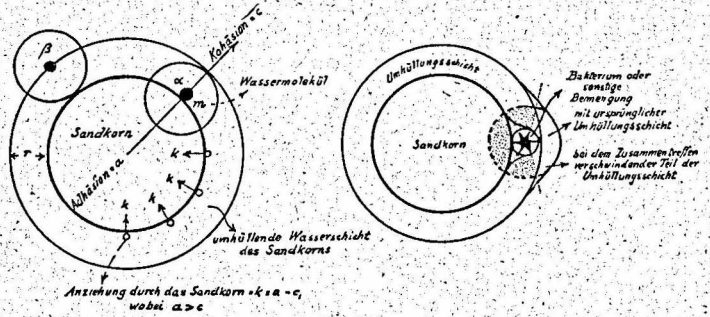


Abb. 122. Adsorbtionsschema eines Filterkorns. — Nach *Penninck*.

Wasserfüllung erfolgt von unten her, um die Luft vollständig aus dem Füllkörper zu verdrängen. In klimatisch milden, d. h. ozeanischen und subozeanischen Gebieten, werden die Filter meist offen, in solchen mit härteren Wintern hingegen wegen der Vereisungsgefahr fast ausnahmslos überwölbt gebaut. Bei offenen Filtern muß weit mehr als bei geschlossenen Anlagen mit der Wahrscheinlichkeit biologischer Betriebsbehinderungen durch übermäßiges Algenwachstum gerechnet werden.

Die Aufbereitung in den Langsamsandfiltern erfolgt durch das Zusammenwirken von 4 Faktorengruppen: der mechanischen Siebwirkung des Sandes (Porengröße und Porenvolumen), adsorbtiven dia- und katalytischen Grenzschichtvorgängen, rein chemischen Umsetzungen und, in ausgeprägtem Ausmaße, biologischen Geschehen, an denen Bakterien, Kleintiere und gegebenenfalls Kleinalgen hauptbeteiligt sind. Die ursprüngliche, 1865 von *Kirkwood* (1869) und später auch von anderen Autoren ausgesprochene Ansicht, daß ein Langsamsandfilter nur „ein Sieb von äußerster Feinheit" sei, „das alle unreinen feinsten Stoffe zurückhält", d. h. ohne Beteiligung von Kleinlebewesen erfolgreich zu arbeiten vermag, ist durch die praktische Erfahrung widerlegt worden, da der normale Filtervorgang durch Chloren oder Zugabe anderer Giftstoffe zum Stillstand zu bringen ist. Ein zum ersten

Male in Betrieb genommenes Langsamsandfilter stellt allerdings zunächst ein „räumliches Sieb" dar, dessen Leistung ausschließlich von der Porenweite des Filtermaterials abhängt; zu einem „echten Filter" wird es aber erst im Lauf der Einarbeitung durch die Zuführung der belebten und unbelebten Schwebestoffe (*Ziegler* 1912). Die normale biologische Filterausrüstung besteht einerseits aus einem gallertigen, adsorbtionsfähigen Film vorwiegend bakterieller Herkunft und andererseits aus den eingeschwemmten Schwebestoffen. Ersterer überzieht als feine Haut die Filterkörner und verstopft die Poren. Wenngleich sich sein Hauptentwicklungsbereich im oberen Abschnitt des Filterkörpers befindet, so ist doch ausschlaggebend, daß die Gesamtheit der Filterkörner über eine erstaunlich große Oberfläche verfügt. Für ein Filter von 2500 m² Fläche, 1 m Tiefe und 0,5 mm Sandkörnung beträgt sie nach den Berechnungen von *Penninck* (1908) 5000 ha. Die eingeschwemmten Schwebestoffe lagern sich nach ihrem Absinken mehr oder weniger fest auf der Sandoberfläche als „Schmutz- oder Schlammdecke" ab oder

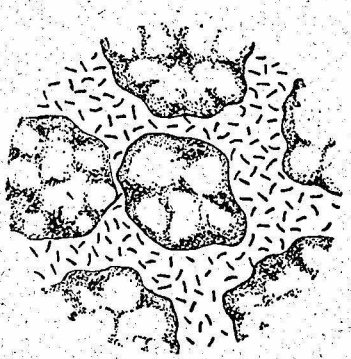


Abb. 123. Schema von Filtersandkörnern und Bakterien, im gleichen Größenverhältnis. — Nach *Spitta-Reichle.*

nehmen (*Dornedden* 1930) die Gestalt eines „Schlammschleiers" an, der gelegentlich bis 10 cm Stärke erreichen kann (Abb. 124). Er besitzt die Eigenschaften eines „aktivierten" Schlammes; seine mechanische Wirkung ist mit der eines „schwebenden Filters" vergleichbar, doch wird er nicht von unten nach oben, sondern in umgekehrter Richtung, d. h. von oben nach unten durchströmt. Bei der Filterentleerung sinkt er in sich zusammen und gleicht dann der Schmutzdecke. Der primäre Oberflächenbelag bildet sich besonders in den offenen, lichtzugängigen Filtern bei stärkerer Algenentwicklung, der Schlammschleier hingegen namentlich in überwölbten, lichtabgeschirmten Filtern, und zwar besonders dann ausgeprägt, wenn die zugeführten Schwebestoffe überwiegend feinflockiger Natur sind und die Filtergeschwindigkeit niedrig gehalten wird.

Ueber die biologische Ausrüstung der Langsamsandfilter ist im einzelnen folgendes hervorzuheben:

1. Hauptträger der Stoffumsetzungen beim Aufbereitungsvorgang sind die Bakterien. Sie reichern sich sowohl im Schlammschleier als auch auf der Filteroberfläche an, durchsetzen den gesamten Sandkörper und greifen auch auf die Stützschicht über. Sie gehören überwiegend saprophytischen, Zoogloeen bildenden Formenkreisen an und leben wie ihre weiteren bakteriellen Begleiter teils aerob, teil anaerob. Sofern das aufzubereitende Wasser reichlichere Mengen an gelöstem Eisen oder Mangan enthält, können auch eisen- und manganfällende Bakterien — in Leiduin z. B. zählten sie zu *Crenothrix polyspora* — an der Zoogloeenbildung maßgebend beteiligt sein. Die pathogenen und sonstigen wasserfremden Formen werden bei normalem Filterbetrieb an der Sandoberfläche fast restlos abgefangen und gehen dort oder im Filter-

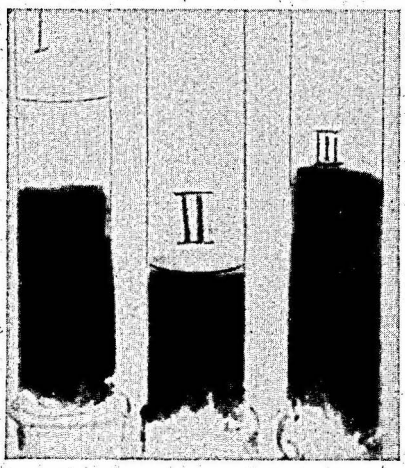


Abb. 124. Schlammschleier in Versuchsfiltern. — Nach *Dornedden.*

inneren infolge der nicht zusagenden Lebensbedingungen zugrunde. Die stärkste Bakterienentwicklung vollzieht sich, wie bereits *Piefke* (1887) und *Kümmel* (1893) nachgewiesen haben, auf und innerhalb der obersten Sandschicht. Bei zum ersten Male laufenden Filtern ergibt sich bei der Keimzahlbestimmung zunächst ein allmählicher Zahlenabfall mit zunehmender Sandtiefe. Sind die Filter aber eingearbeitet, so beschränken sich bei normalem Filterbetrieb die höchsten Werte auf die oberste 5 bis 10 (25) cm tief reichende Sandschicht, während unter dieser mit großer Regelmäßigkeit ein plötzlicher Keimzahlabfall einsetzt. *Stundl* (1940) ist auf Grund von Verdünnungsverfahren und der Benützung elektiver Nährstoffe — u. a. für Harnstoffspalter, Nitrifikanten, Denitrifikanten, Sulfatreduzenten und Thiosulfatbakterien — in Langsamsandfiltern eines Ruhrwasserwerkes zu folgenden Zahlen gelangt:

Keimzahl bezogen auf 1 g Sand

Betriebsdauer des Filters in Wochen	Art der Keime	Tiefenschicht					
		Oberfläche	5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm
2	aerob	562 000	240 000	300 000	260 000	280 000	320 000
	anaerob	396 000	60 000	32 000	60 000	74 000	70 000
6	aerob	3 500 000	430 000	270 000	54 000	240 000	—
	anaerob	180 000	17 000	53 000	<15 000	<10 000	7 800
3	aerob	845 000	656 000	261 000	184 000	134 000[1])	
	anaerob	724 000	<13 000	72 000	19 000	52 000[1])	
5	aerob	1 120 000	420 000	222 000	198 000	182 000	148 000
	anaerob	650 000	16 000	9 000	4 700	2 400	18 000

[1]) Die Entnahme erfolgte aus einer Sandschicht von 22 cm Tiefe. Die Werte beziehen sich auf verschiedene Becken bei ungleich langer Betriebsdauer.

Die Coli-Zahlen in ein und demselben Filter wiesen nach *Stundl* folgende Schwankungen auf:

Betriebsdauer des Filters in Wochen	Tiefenschicht				
	Oberfläche	5 cm	10 cm	15 cm	22 cm
2	2000	200	<120	190	<150
3	<100	<100	350	<100	<100
4	470	<180	460	<160	<190

Keimzahlen etwa gleicher Größenordnung und eine etwa gleiche Abnahme der Keimzahl mit zunehmender Tiefe gibt u. a. *Hattori* (1917) aus japanischen Wasserwerken an.

Zum Verständnis der Beziehungen zwischen der Keimzahl und der bakteriellen Stoffumsetzung bei der Wasseraufbereitung sei noch kurz darauf hingewiesen, daß auf den zur üblichen Keimzahlbestimmung verwendeten Gelatineplatten zwar die vorwiegend am Eiweißumsatz beteiligten Bakterien, nicht aber alle diejenigen Formen zur Entwicklung gelangen, die andere spezifische Lebensansprüche stellen. Aus diesem Grunde fehlen bei diesem Kulturverfahren, wie *Baier* (1940) hervorgehoben hat, vor allem die autotrophen Bakterien, insbesondere die Nitrit- und die Nitratbildner, sowie auch diejenigen Formen, die zwar geringe Mengen organischer Nährstoffe erfordern, bei höheren Konzentrationen jedoch nicht wachsen. Weiter entgehen dieser Bestimmung auch sonstige, einseitig spezialisierte Bakterien und alle die Formen, die von den schnellwüchsigen Keimen überwuchert werden oder durch die Plattenverflüssigung ausfallen. Diesen Tatsachen ist Rechnung zu tragen, um zur Klarheit über die Vorgänge der Stoffumsetzungen in Sandfiltern zu gelangen. Durch Verdünnungsverfahren und die Verwendung natürlicher Nährböden wies *Stundl* (1941) auf diese Weise z. B. im Wiener Hochquellwasser in Wasserproben gleicher Herkunft,

die auf Gelatine 5 Keime ergaben, 20 bis 100, in einem Donaualtarm an Stelle von 73 Keimen 2000 bis 10 000 (d. h. das 26- bis 136fache) und in der Donau selbst u. a. an Stelle von 480 Keimen deren 50 000 bis 100 000 (d. h. das 104- bis 208fache) nach. Direkte Bakterienzählungen, wie sie z. B. *Snow* und *Fred* (1926) durch Zentrifugieren mit Aluminiumzusatz, *Cholodny* (1929) durch Filterung mittels Kolloidfilter, *Kusnotzew* und *Karsinkin* (1931) sowie *Bere* (1933) durch Eindampfen im Vakuum vornahmen, führten zu Zahlen, die die Keimzahlhöhe bis zum 4000fachen überstiegen. Die Möglichkeit, die lebenden Bakterien von den toten zu unterscheiden, ist durch Fluoreszenzfärbungen gegeben (*Strugger* 1942).

2. Die zweite, zum biologischen Bestand der Langsamsandfilter zählende Organismengruppe umfaßt die Algen. Sie finden ihre Hauptentwicklung allerdings, wie bereits bemerkt, nur in den lichtzugängigen offenen Filtern, und zwar vorwiegend im Sommerhalbjahr. In überwölbten Anlagen ist ihre Bedeutung meist viel geringer. Ueber ihre Zusammensetzung liegen eingehendere Untersuchungen z. B. von *Boldt* (1889) aus Helsingfors, von *Lemmermann* (1895, 1908) aus Bremen und Stralsund, von *Strohmeyer* (1897) aus Hamburg, von *Kemna* und *Van Heurck* (1899) aus Antwerpen, von *Hattori* (1917) aus Japan und von *Biswas* (1930) aus Indien vor. Sie ergeben übereinstimmend, daß die von den jeweiligen Vorfluterverhältnissen mehr oder weniger abhängige Algenvegetation recht artenreich — in Japan wurden z. B. 60, in Bremen 104, in Hamburg 160 Arten nachgewiesen — und je nach der Jahreszeit beträchtlichen Schwankungen in der Zusammensetzung unterworfen ist. In den gemäßigten Klimaten herrschen im Winter Kieselalgen, im Sommer daneben meist Grünalgen und gelegentlich auch Blaualgen vor. Dabei vermögen in benachbarten Filtern ohne erkennbare Ursache verschiedene Arten zu größerer Entwicklung zu gelangen. Häufig finden sich z. B. die Grünalgen *Scenedesmus quadricauda* und *obliquus* und die Kieselalgen *Cylotella Meneghiniana, Melosira varians, Navicula rhynchocephala, Cymbella elliptica, Synedra ulna, Surirella ovalis, Nitzschien* usw., d. h. Formen, die nicht zu den eigentlichen Planktern, sondern zu den Besatzformen zählen. In Antwerpen z. B. belief sich der Anteil von *Melosira varians* bis auf 50 % der Gesamtalgenmenge; auch *Fragilaria crotonensis* gelangte dort zur Massenentfaltung. Solche Formen bilden gleich *Navicula lanceolata* und *Nitzschia acicularis* auf der Sandoberfläche zusammenhängende blasige oder schwammartig-schleimige Decken von etwa 1 mm Dicke. Weiter stellen sich in den lichtzugängigen Becken vielfach auch größere fädige Grünalgen ein, unter denen besonders die Jochalgen *(Spirogyra, Mougeotia),* Oedogonien und bisweilen die Netzalge *Hydrodictyon,* die Darmalge *Enteromorpha* und wattebildende Cladophora-Arten vorherrschen. Auch sie tragen zur Verstärkung der Filterdecke bei, zumal sich in ihrem Gewirr zahlreiche Schlammteilchen und Kleinorganismen abfangen. In Hamburg erreichten die von *Hydrodictyon* gebildeten aufgelagerten Decken bis 15 cm Stärke. Sie konnten nach der Abtrocknung bei der Reinigung wie ein Teppich zusammengerollt werden. Der Filterdecke nicht zugehörig sind hingegen die im freien Wasser schwebenden pflanzlichen Plankter, die bisweilen sogar in solchen Massen auftreten, daß sie zu Wasserblüten und Vegeta-

tionsfärbungen führen. Erstere entstehen namentlich durch Grün- und Blaualgen wie *Microcystis, Anabaena, Volvox, Uroglena, Synura* usw., letztere durch kleinste Grünalgen. Die für den Filterbetrieb gefährlichste Zeit liegt in der Regel im April und Mai, wenn die Wassertemperaturen 8° C und gewisse Plankton-Kieselalgen ihre Hochentwicklung erreichen, sowie erneut in den späteren Sommermonaten, wenn die Temperaturen 18° C übersteigen und Blaualgen-Wasserblüten einsetzen. Bekannt geworden in dieser Beziehung ist besonders die

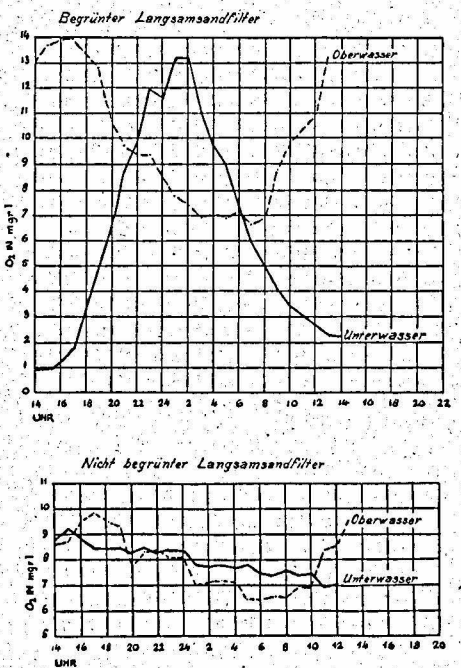


Abb. 125. Tägliche Sauerstoff-Schwankungen in einem „begrünten" und einem „nichtbegrünten" Langsamsandfilter. — Nach *Kooijmans*.

Wasserversorgung von Leiduin bei Amsterdam, deren Wasser im Dünengelände in breiten Gräben gewonnen wird. Während in diesen stärkere Wasserblüten von *Pandorina, Eudorina* und anderen Algen häufige Erscheinungen waren, entwickelten sich von 1918 an viele Jahre hindurch in den Aufbereitungsanlagen namentlich kleine Chlamydomonaden (Vertreter der Gattungen *Pyramidomonas* und *Chlamydomonas*), die durch die Vorfilter nicht zurückzuhalten waren und durch ihre Massenbildung in den Langsamsandfiltern zur Ausbildung der Erscheinung der „grünen Filter" führten (*Heymann* 1921, *Kooijmans* 1942; Abb. 125). Die Zahl dieser Zwergalgen schnellte an einzelnen Tagen bis auf 260 000, ausnahmsweise sogar auf 1 Mill. Zellen je cm³ Wasser an. Diese Blütezeiten setzten meist bei einer Temperatur von 15° ein und erstreckten sich z. T. über mehrere Tage, z. T. aber auch über fast 7 Wochen. Während solcher lang anhaltenden Blütezeiten gingen die gleichfalls angesiedelten fädigen Grünalgen (*Spirogyra porticalis, Tribo-*

nema bombycinum) zugrunde. Die Chlamydomonaden selbst waren weder durch mechanische Filterreinigung noch — infolge ihrer Chlorresistenz — durch Chlorung restlos zu beseitigen. Ihre Ruhestadien setzten sich an den Beckenwandungen fest. Gleichzeitig trat eine starke Kleinkrebs-Entwicklung ein.

Die vorstehenden Ausführungen zeigen, daß in lichtzugängigen Langsamsandfiltern ohne jeden Zweifel eine die Sandoberfläche überziehende biologische Filterdecke entstehen kann. Ob und in welchem Ausmaße sie zur Ausbildung gelangt, hängt von der Menge und Beschaffenheit der auftretenden Algen, insbesondere der Kieselalgen ab. In überwölbten Langsamsandfiltern hingegen dämmt die Lichtabwesenheit eine Algenentwicklung weitgehend ein. Zum mindesten kommt ihr keine nennenswerte Bedeutung mehr zu. Die Stoffumsetzungen vollziehen sich dementsprechend in solchen Filtern praktisch ohne die Mitwirkung von Algen. Diesen Unterschied hervorzuheben erscheint insofern von Wichtigkeit, weil *Götze* (1909), *Kisskalt* (1915) und neuerdings auch *Stundl* (1940) grundsätzlich die Anwesenheit einer natürlichen Filterdecke ablehnen, diese vielmehr als ein künstliches, bei der Filterentleerung aus dem Schlammschleier hervorgehendes Erzeugnis ansprechen. In Wirklichkeit ist aber sowohl die Bildung einer Schmutzdecke als auch die eines Schlammschleiers möglich.

Der Nutzwert der sich auf den Filtern ansammelnden und vermehrenden Algen beruht auf ihrer mechanischen Absiebwirkung, dem Entzug gelöster anorganischer und organischer Nährstoffe, ihrer belüftenden Tätigkeit und der Verminderung der Keimzahlen. Daher pflegen nach *Keim* (1928) algenreiche Filter länger arbeitsfähig zu bleiben als solche ohne Algenbewuchs. Nachteilig ist andererseits, daß sich die Algendecke nicht in gleicher Dicke über die gesamte Sandoberfläche zu erstrecken pflegt, so daß sie bei stärkerer Belastung an den Stellen des geringsten Widerstandes reißen kann. Auch andere der vorgenannten Vorzüge vermögen sich in ihr Gegenteil zu verkehren. Massenentwicklungen führen gelegentlich zu vorzeitigen Porenverstopfungen, zu Unterdruck im Filterinneren und zu verkürzten Laufzeiten, ferner durch übermäßige Sauerstoffentwicklung zu einem teilweisen Abheben und Auftreiben der Filterdecke und damit zu einem Freilegen der porenreichen Sandoberfläche. Die sich ablösenden Filterhautfetzen können bis Quadratmeter-Größe erreichen. Am störendsten wirken sich die strähnigen, verfilzten Watten von *Cladophora, Hydrodictyon* und *Spirogyra* aus, da sie beim Auftreiben in der Regel größere Sandmengen von der Filteroberfläche hochreißen, so daß diese dann „wie mit Schaufeln abgezogen" erscheint und stark durchlässig wird. Die Freigabe größerer Sauerstoffmengen bei Tag und die Entstehung größerer Kohlensäuremengen über Nacht führen weiterhin zu unerwünschten tageszeitlichen Schwankungen im normalen Arbeitsgang der Filter. So kann bei dieser Gelegenheit der pH-Wert bei Tage bis auf 10 steigen und bei Nacht bisweilen unter 6,5 absinken. Bei kalkreicheren Wässern führt der starke Kohlensäureentzug zu ausgiebigen Kalkversinterungen der Filteroberfläche. *Lindbergh* (1942) stellte z. B. in 100 g einer biogen verkrusteten Filterhaut offener Langsamsandfilter bis 46,8 g $CaCO_3$ fest, während in überdeckten Filtern die entsprechende Kalkmenge nur 1 g betrug. In Leiduin stand

die starke Kalkfällung zeitweilig mit der bereits früher erwähnten, ungewöhnlich hohen Chlamydomonaden-Vermehrung in Verbindung; bei Nacht führte sie durch den erheblichen Sauerstoffverbrauch zur vorübergehenden Entwicklung anaerober Verhältnisse im Filterinneren und dadurch zu einer stärkeren Belastung des Filtrats mit organischen Verbindungen (*Kooijmans* 1942, *Meyer* 1942). Die praktischen Erfahrungen haben daher gelehrt, daß die offenen Filter am besten an sonnenscheinlosen Tagen laufen (*Sattler* 1941). Beim Absterben größerer Algenmengen kann die Filterdecke in Zersetzung geraten. Dabei bleicht gegebenenfalls die oberste Sandschicht ganz aus; es entsteht die Gefahr einer Leistungsminderung sowie die zusätzliche Möglichkeit des Auftretens unerwünschter Geruchs- und Geschmacksbildungen bzw., soweit es sich um Blaualgen handelt, einer Wasserverfärbung. Im übrigen beweist der Umstand, daß die offenen Filter auch über Winter, in welchem die Grün- und Blaualgen praktisch ganz fehlen und auch die Kieselalgen mengenmäßig nicht reichlich entwickelt zu sein pflegen, befriedigend arbeiten, daß der Aufbereitungsvorgang der Algentätigkeit nicht unbedingt bedarf. So willkommen an sich also ihre Tätigkeit in den offenen Langsamsandfiltern auch sein mag, so steht diesen Vorzügen grundsätzlich der Nachteil gegenüber, daß die Algen für die Praxis einen Unruheherd darstellen, den zweckdienlich zu lenken ständige Beobachtung und zusätzliche Maßnahmen erfordert.

3. Als dritte Organismengruppe der Langsamsandfilter kommen die tierischen Lebewesen in Betracht. Sie umfassen zwei Untergruppen, einerseits die am normalen Filterungsverlauf maßgebend beteiligten Urtiere und andererseits eine Anzahl anderer tierischer Vertreter, denen diese Bedeutung grundsätzlich nicht zukommt, die sogar hemmend oder störend in den geregelten Betrieb eingreifen können. Gemeinsam ist allerdings beiden Untergruppen, daß sie durch die Aufnahme ungelöster und gelöster Stoffe die Mineralisation fördern.

Die Bedeutung der Protozoen beruht — abgesehen von Ausnahmen — in der Einschränkung und Regelung des Bakterienwachstums. Fördernd wirkt sich dabei nach *Sattler* (1941) eine vorausgehende Verminderung der pflanzlichen Plankter aus. An der Bildung der Filterdecke offener und geschlossener Filter beteiligen sich in gleichem Maße vorzugsweise (vgl. Abb. 126) unbeschalte und beschalte Rhizopoden (z. B. *Amoeba discoides, A. citrina, A. muralis, Nebela, Hyalodiscus),* farblose Flagellaten (Bodonen, *Mastigamoeba* usw.) und Ciliaten (*Glaucoma, Stylonychia, Aspidisca,* Vorticellen). Vertreter der Gattung *Pseudodifflugia* nahmen nach *Kemna* in Antwerpen bisweilen ein Viertel bis ein Drittel des Belages ein. In dem über der eigentlichen Filterhaut stehenden Schlammschleier herrschen meist Flagellaten und Ciliaten vor. Ferner ist dieser aktivierte Schlamm auch ein Sammelort für Rädertiere (*Callidina, Rotifer, Philodina, Keratella* usw.).

Unter allen diesen Arten sind für den praktischen Filterverlauf die Bakterienfresser die wichtigsten. *Kisskalt* (1917) vertritt sogar die Auffassung, daß die Bakterienverminderung ausschließlich das Werk der Protozoen ist. Wenngleich nun diese Ansicht nicht restlos zutrifft, so steht

doch außer jedem Zweifel, daß durch Zusatz von Chemikalien, wie Zyankali, Saponin oder Chinin, die Protozoen abtöten, in geringen Dosen aber Bakterien nicht schädigen, die Filterwirkung sehr stark abgeschwächt wird. Entsprechende Erfahrungen sind auch auf dem Gebiete der Abwasserreinigung in Belebtschlammbecken gemacht worden (*Wagner* 1930).

Der Hauptbereich der Kleinkrebsentwicklung sowie derjenige vieler Rädertiere liegt in der Regel im freien Wasser bzw. oberhalb des Schlammschleiers. Die Menge der Kleinkrebse kann bisweilen so groß werden, daß das Wasser wie mit großen roten Schlieren durchsetzt erscheinen kann. In Antwerpen wurden nach *Kemna* (1899) bisweilen

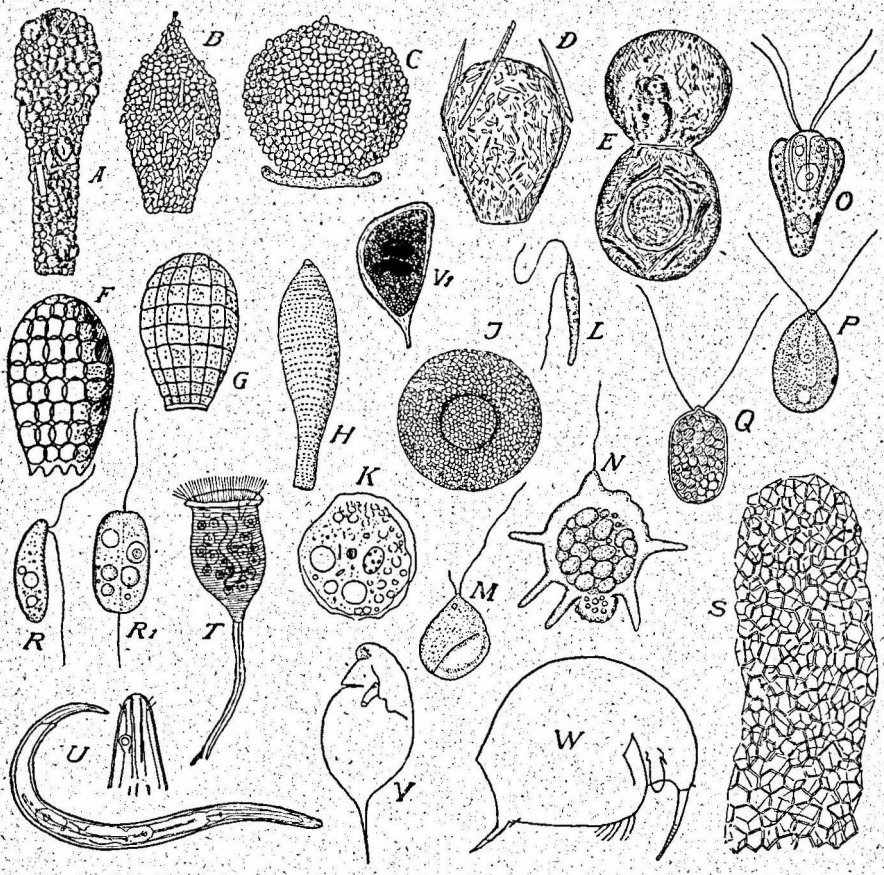


Abb. 126. Typen aus der Filterdecke von Langsamsandfiltern. — A. *Difflugia pyriformis.* — B. *D. acuminata.* — C. *D. urceolata.* — D. *Pseudodifflugia virescens.* — E. Cyste von *Quadrula globosa.* — F. *Euglypha alveolata.* — G. *Quadrula* sp. — H. *Cyphoderia.* — J. *Arcella vulgaris.* — K. *Amoeba citrina.* — L. *Bodo angustus.* — M. *Monas amoebina.* — N. *Mastigamoeba Januarii.* — O. *Pyramidomonas tetrarhynchus.* — P. *Chlamydomonas gracilis.* — Q. *C. variabilis.* — R, R1. *Anisonema ovale.* — S. *Hydrodictyon utriculatum.* — T. *Vorticella convallaria.* — U. *Plectus parvus.* — V. *Daphnia longispina* und V1 deren Dauerei (Ephippium). — W. *Bosmina longirostris.*

innerhalb weniger Wochen 10 Tonnen solcher Tiere abgezogen. In Leiduin, wo die Kleinkrebse gleichfalls massenhaft zur Entwicklung gelangten, erwiesen sie sich als die besten Vertilger der unerwünschten Chlamydomonaden. Andererseits kann ein Massenabsterben von Cladoceren und Cyclopiden, z. B. im Zusammenhang mit plötzlichen Temperaturanstiegen oder -abfällen, aber auch in Verbindung mit Chlorungen und Kupferungen, zu erheblichen Betriebsschwierigkeiten, Geruchs- und Geschmacksbildungen, Verschleimungen der Filteroberfläche, zum Ansteigen der Keimzahlen, usw. führen.

Der von den tierischen und pflanzlichen Kleinlebewesen besiedelte Einzugsbereich innerhalb des Filterkörpers erstreckt sich bei normalem Filterbetrieb bis in etwa 5 cm Tiefe und nimmt von dort rasch ab. Bereits in 20 cm Tiefe ist diese Art der Besiedlung so gut wie erloschen, so daß von dort ab der biologische Aufbereitungs-

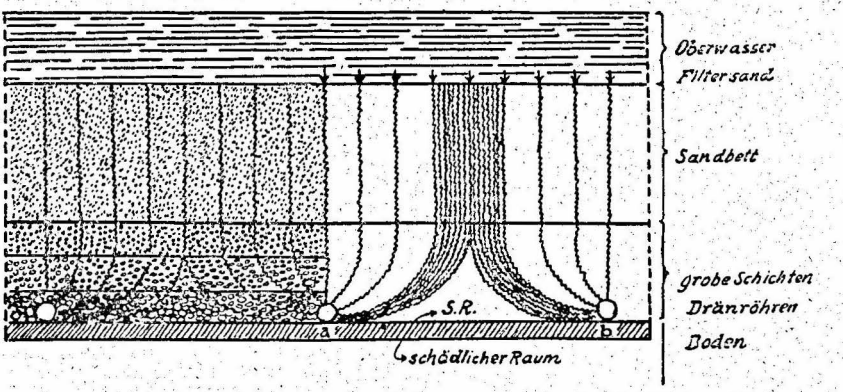


Abb. 127. Aufbau eines Langsamsandfilters mit seinem schädlichen Raum. — Nach *Penninck*.

vorgang ausschließlich auf bakterieller Grundlage verläuft. Da bei der normalen Filterreinigung in der Regel nur die oberste, 2 bis 3 cm starke, verschlammte Sanddecke abgezogen wird, verbleiben nach deren Beseitigung in der neuen Sandoberfläche neben den Bakterien ausreichende Mengen von Kleinalgen und Kleintieren, um ein rasches Wiedereinarbeiten zu gewährleisten. Führt das aufgebrachte Wasser nur geringe Mengen an Schwebestoffen mit sich, so können sich die einzelnen Filterperioden über viele Monate erstrecken und einen gänzlichen Umbau der Filter erst nach Ablauf vieler Jahre erfordern. Bei stärkerer Belastung hingegen, insbesondere bei hohen Filtergeschwindigkeiten, werden die Kleintiere und Kleinpflanzen zusammen mit den sie begleitenden Schmutzstoffen in die tieferen Sandschichten eingeschwemmt, wobei die nicht-bakteriellen Lebewesen zugrunde gehen und der Zersetzung anheimfallen. Derartige Filter strömen einen schlammigen Geruch aus und sind in extremen Fällen im Inneren von graufarbenen oder braunschwärzlichen, stinkenden Schleimmassen durchsetzt. Sie enthalten in der Regel neben den organischen Ueberresten als Kennzeichen der sekundären Umsetzungen — Bildung von Schwefelwasserstoff, Methan, Eisensulfid usw. — z. B. farblose Schwefelbakterien, wie *Thiothrix nivea*.

In Stralsund setzte die Schwefelwasserstoffentwicklung nach *Ziegenbein, Gerloff* und *Rauschenbart* (1912) kräftig ein, sobald die Wassertemperatur auf 16 bis 18° C angestiegen war. Auch ein Ausspülen großer Mengen ungelöster Stoffe gehört unter solchen Voraussetzungen keineswegs zu den Seltenheiten. Gelangen allerdings Rädertiere, Kleinkrebse usw. bei der Feinaufbereitung lebend durch die Langsamsandfilter, so hängt deren Durchgang mit Spaltenbildungen im Sandbett zusammen, die entweder durch Ueberdruck oder Spannungsänderungen der Wandungen entstehen.

Abgesehen von den mehr oder weniger mikroskopisch kleinen, am Filtervorgang meist im positiven Sinne wirkenden Tieren stellen sich auf und über der Filteroberfläche je nach den örtlichen Verhältnissen und der technischen Durchbildung der vorgeschalteten Anlagen, besonders in offenen Filtern, mit großer Regelmäßigkeit auch größere Tiere ein. Sie sind, sofern sie nicht unmittelbar betriebsstörend wirken, zum mindesten stets unerwünscht. Ein Schulbeispiel für die Mannigfaltigkeit und Menge der Arten, die sich bei völlig mangelhafter Vorbehandlung eines Flußwassers und unzureichenden Betriebseinrichtungen auf den Filtern zusammenzufinden vermögen, ist von *Biswas* (1929, 1930) und *Chatterjee* und *Das* (1929) aus dem Wasserwerk von Calcutta beschrieben worden. Den Anstoß zu diesen Untersuchungen gab der Austritt brauner Bakterien- und weißer Pilzflöckchen (*Leptothrix, Gallionella, Fusarium*), planktischer Grünalgen, Peridineen, Kieselalgen (u. a. *Synedra affinis* var. *fasciculata*), Urtierchen (z. B. *Tetramitus*), Rundwürmern usw. aus den Zapfhähnen. Das verwendete Flußwasser wurde zunächst an eingehängten Aluminiumblöcken vorbei in Absetz- und ein nachgeschaltetes Speicherbecken geführt, die infolge jahrelang unterbliebener Entschlammung besonders durch Grundnesseln (*Hydrilla verticillata*) und Vallisnerien stark verkrautet waren und ein unangenehm moderig riechendes Wasser führten. Bereits die vom Speicherbecken zu den Filtern verlaufenden Zuleitungen, die keinerlei Stab- oder Siebanlagen besaßen, waren stark veralgt und von Muscheln, Schwämmen und anderen Tieren bewachsen (*Annandale* 1911). In dem über den Filteroberflächen stehenden Wasser bildeten neben zahlreichen Algen Kleinkrebse der Gattungen *Daphnia, Cyclops, Diaptomus* usw. dichte Schwärme. Betriebstechnisch nachteiliger war der Reichtum an Würmern, echten Krebsen, Muscheln und sogar Fröschen, Schildkröten und Fischen, die zum Teil in der filternden Schlammdecke wühlten, zum Teil gänzlich in ihr lebten. Die Muscheln z. B. hatten sich stellenweise bis 6 cm tief in die Filteroberfläche eingegraben. Sie dürften auch nach ihrem Absterben eine der Hauptursachen für die starke Faulgasentwicklung gewesen sein, die in den Filtern festzustellen war. Unter den Fischen wurde nicht selten eine *Ophiocephala*-Art angetroffen, die gleichfalls die Filterhaut durchlöcherte. Unter solchen Verhältnissen ist es nicht verwunderlich, daß die Wirkung der Filter unbefriedigend war und den Durchtritt zahlreicher Mikroorganismen auf die Reinwasserseite ermöglichte.

In den europäischen Flußwasserwerken pflegt der Kreis der größeren Wassertiere merklich geringer zu sein. In Betracht kommen im wesent-

PERMUTIT AKTIENGESELLSCHAF

lichen: im Schlamm lebende Rund- und Borstenwürmer, die räuberisch lebende Wasserwanze *Corixa striata*, die als kräftiger Ruderer bei der Nahrungssuche die Algendecke auflockert (*Kemna* 1899), Larven von Zuckmücken und Köcherfliegen, ferner die röhrenbauende, ursprünglich aus dem Kaspischen Meer stammende Flohkrebsart *Corophium curvispinum* (Abb. 128), die neuerdings

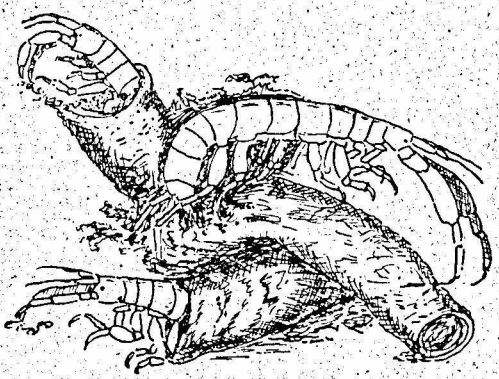


Abb. 128. *Corophium curvispinum* mit Wohnröhren. — Nach *Giesbrecht.*

im Warschauer Wasserwerk aufgetaucht ist (*Wolski* 1930), sowie etwa Süßwasserschwämme und Moostierchen. Von letzteren kriechen die Gallertkolonien der *Cristatella mucedo* bisweilen zu Hunderten über die algenbedeckten Sandflächen. Auch Fische lassen sich gelegentlich beobachten. Zum Teil dringen sie als Jungfische durch die

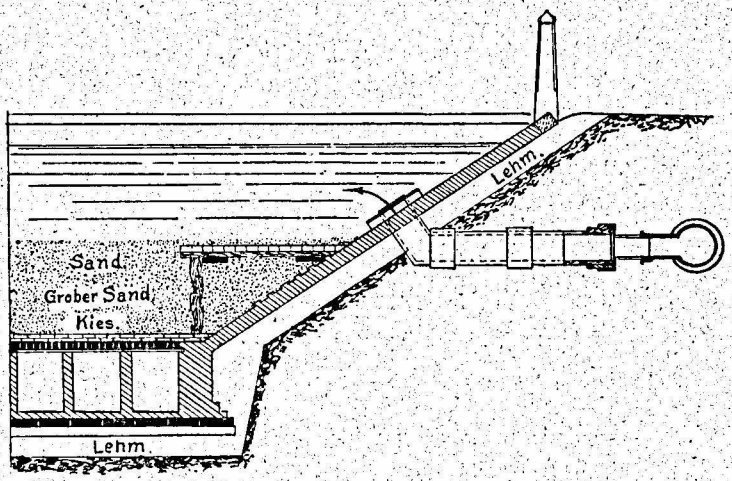


Abb. 129. Altes, noch um 1890 in Rotterdam verwendetes Langsamsandfilter. — Nach *Wirtz.*

Stab- und Siebeinrichtungen ein, zum Teil werden wahrscheinlich ihre Eier eingeschwemmt, wie sich aus der Anwesenheit von spannenlangen Sterleten *(Acipenser ruthenus)* auf den Filtern von Braila schließen

läßt, deren Wasser durch Turbinen gefördert wird. Unerwünscht sind vor allem Grundfische, die, wie Brassen, Weißfische, Plötze und Aale, die Filterdecke bei der Nahrungssuche nach Würmern, Insektenlarven und Flohkrebsen durchstoßen oder, wie die Stichlinge, ihre Grubennester darin bauen. Die Folge solcher Fischbesiedelung kann sich durch erhöhte Keimzahlen im Filterablauf bemerkbar machen. Aus diesem Grunde ist es abzulehnen, Fische absichtlich in die Filterbecken zu setzen, um eine Verminderung der sonstigen Wassertiere, insbesondere der bisweilen in großen Schwärmen auftretenden Kleinkrebse zu erreichen (vgl. S. 238). Der einzige, der eine derartige Fischhaltung befürwortet hat, ist *Sardijto* (1934), der die Verminderung der Keimzahlen im Filtrat und die Verlängerung der Filterlaufzeit im Wasserwerk von Makassar auf Celebes auf die Anwesenheit von Karpfen *(Cyprinus carpio)* und einer verwandten tropischen Fischart *(Puntius javanicus)* zurückführt.

Einen Sonderfall, bei dem Langsamsandfilter von der Reinwasserseite, d. h. also von unten her, von Tieren befallen wurden, hat *H. d Vries* (1890) aus Rotterdam beschrieben (vgl. auch S. 217). Urheber waren Wasserasseln (*Asellus aquaticus*), die gemeinsam mit Flohkrebsen *(Gammarus pulex)* ungewöhnlich reichlich die Reinwasserräume belebten, dort zu Tausenden an den eingebauten feinmaschigen Metallsieben abgefangen wurden und vereinzelt auch in das Leitungsnetz

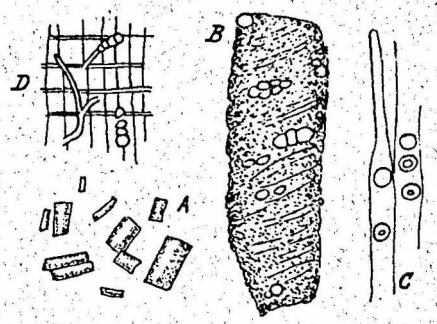


Abb. 130. A. Kotzylinder von Wasserasseln (10×). — B. desgl. vergrößert (200×). — C. Kiefernholzfasern mit Hoftüpfeln. — D. Pilzfäden von *Melannoma pulvis pyrius*. — Nach *H. de Vries*.

gelangten. Der Filterbefall zog sich von dem die Stützschicht tragenden Rost, der aus Kiefernholzbalken mit aufgelegten Ziegeln bestand (Abb. 129; *Wirts* 1915), bis in die Grobkiesschicht. In dieser hatte sich der abgeschiedene Asselkot (Abb. 130 A u. B) im Verlauf von 10 Jahren zu einer fast fingerdicken Schicht von „Krebsguano" angehäuft. Die kleinen, graufarbenen Kotzylinder enthielten neben Holzfaserteilchen Reste von Pilzen und Eisenbakterien. Sie bildeten auch auf der Sohle der Absetzbecken und in den Hauptrohrleitungen einen wesentlichen Anteil. Das Kiefernholz, das von den Hyphengeflechten einer *Melanomma*-Art (*M. pulvis pyrius*, Abb. 130 D) durchsponnen und von Fadenbakterien, wie *Beggiatoen, Sphaerotilus dichotomus* und *Crenothrix polyspora*, überwuchert war, wies deutliche Fraßspuren der Asseln auf, und zwar in Filtern mit zehnjähriger Lauf-

zeit bei dem Frühlingsholz Einsenkungen bis 0,8 mm und bei dem härteren Herbstholz solche bis 0,5 mm Tiefe.

Zum Messen des Filterwiderstandes, der durch die Schwebestoffe des zufließenden Rohwassers zu erwarten ist, hat *Houston* (1924) ein Absiebverfahren ausgearbeitet, das in neuerer Zeit im Londoner Metropolitan Water Board nach *Pearsall, Gardiner* und *Greenshields* (1946) in folgender Ausbildung zur Anwendung gelangt (Abb. 131). Zwei Flaschen (A und B) mit abgesprengtem Boden werden umgekehrt mit je

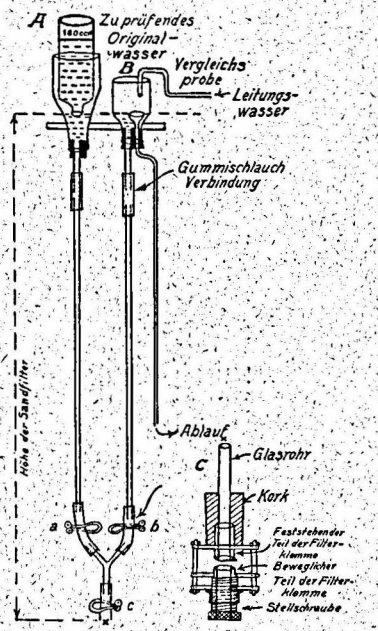


Abb. 131. Apparat zum Messen des Filterwiderstandes. — Nach *Pearsall, Gardiner* und *Greenshields*.

einem Glasrohr verbunden, deren jedes durch ein Gummischlauchstück — mit einem Quetschhahn (a und b) — mit einem gemeinsamen zweiarmigen Glasrohr verbunden ist. An dieses ist die Filtereinrichtung (C) angesetzt und mit einem Quetschhahn c absperrbar. Die Länge des Apparates entspricht der Höhe des zu prüfenden Sandfilters. Der Behälter A dient zur Beschickung mit Rohwasser, der Behälter B zur Vergleichsprüfung des Leitungswassers. Als Filterfläche dient ein Leinwandstreifen, der in 4 Lagen zusammengefaltet wird. Zwischen die zweite und dritte Lage wird etwas Watte gelegt, um die feinsten Schwebestoffe abzufangen. Da die Maschenweite der Leinwand sehr starken Schwankungen unterworfen ist, muß jedes Filter vor seiner Benützung geeicht werden. Bei der Bestimmung des Filterwiderstandes wird zunächst der Quetschhahn a geschlossen und das darüber befindliche Glasrohr bzw. die Flasche A aus einer 180 cm^3 fassenden weiteren Flasche mit Rohwasser so aufgefüllt, daß letztere umgekehrt mit ihrem Hals in das Wasser reicht. Auf diese Weise wird nach dem Oeffnen der Quetschhähne a und c ein konstanter Druck erreicht. Das nach einer Laufzeit von 1 Minute erhaltene

Filtrat wird in einem untergestellten Meßglas aufgefangen und raummäßig bestimmt. Die Reinwasserapparatur B ist an die Wasserleitung angeschlossen. Die konstante Druckhöhe wird in ihr durch einen weithalsigen Ueberlauf im Aufnahmegefäß gewährleistet. Die Filterdauer beträgt gleichfalls 1 Minute, so daß die gefilterten Roh- und Reinwassermengen in ihrem Verhältnis zueinander vergleichbar sind.

§§) Die Schnellfilter

Die Schnellfilter werden als überwölbte oder ganz geschlossene, ausnahmsweise auch als unbedeckte Anlagen betrieben (Abb. 132). Ihr Sandbett besteht, wenn sie als Bakterienfilter dienen, gewöhnlich aus Sand von 1 bis 1,5 mm Durchmesser, in anderen Fällen, z. B. bei „Vorfiltern" oder bei sonstigem geringerem Aufbereitungsbedürfnis aus

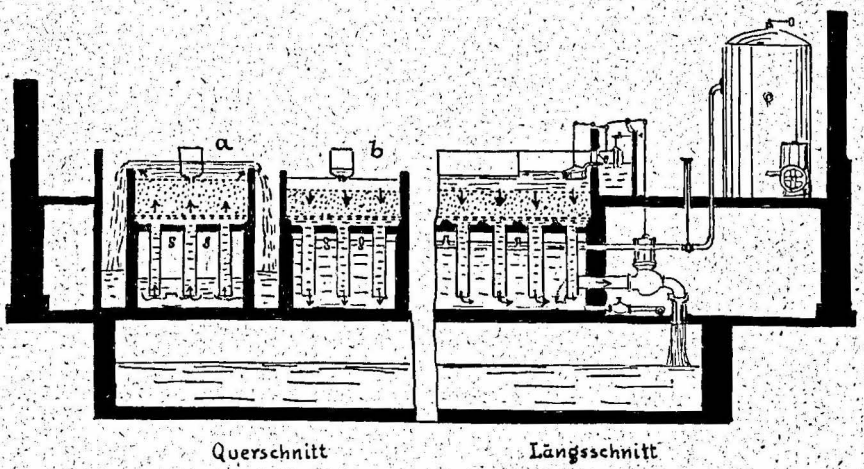


Abb. 132. Reisert-Schnellfilter. *a* Filter während der Spülung; *b im Betrieb.* — Nach *Spitta-Reichle.*

gröberem Sand. Der Filterboden ruht, da er nicht nur wie beim Langsamsandfilter der Sammlung und Ableitung des Filtrats dient, sondern auch der Aufgabe der Rückspülung durch Wasser oder einem Wasser-Luft-Gemisch genügen muß, auf einem Siebboden aus Eisenblech, Eternit oder Beton, dem Düsen aus Metall (Kupfer), keramischen Stoffen (Hartporzellan) oder Kunstharz aufgesetzt sind. Diese Düsen befinden sich entweder unmittelbar in den Tragflächen oder auf der Rohrleitung. Die Filtergeschwindigkeit kann unter günstigen Verhältnissen das bis 300fache der Langsamsandfilter, d. h. bis 30 m/h betragen.

In ihrer Arbeitsweise stimmen die Schnellfilter mit den Langsamsandfiltern insofern überein, als sich beide der Siebwirkung des Sandes bedienen. Hingegen wird die Bildung der Filterhaut bzw. die eines Schlammschleiers bei den Schnellfiltern durch einen vorausgehenden Zusatz von Fällungsmitteln (insbesondere von Aluminiumsulfat) bewußt gefördert und damit der Wirkungsbereich in größere Tiefen (bis etwa 30 cm tief) ausgedehnt. Angestrebt wird dabei die Bildung eines grobflockigen, leicht absetzenden und gut filternden Schlammes, wohingegen

zähklebriger Schlamm ohne ausgeprägte Flockenbildung zu raschen Filterverstopfungen führt. Die Ausscheidung der echt oder kolloidal gelösten Stoffe, die sich in den Langsamsandfiltern überwiegend auf biologischer Grundlage vollzieht, soll in den Schnellfiltern fast ausschließlich auf physikalisch-chemischen Grenzflächenvorgängen der Filterkörner beruhen. Dabei wirken nach *Naumann* (1939) die ungesättigten, unausgeglichenen Valenzen (sog. Restvalenzen) der obersten Atom- oder Molekularschicht adsorbierend. Bei dem verhältnismäßig inaktiven Quarz ist die Adsorbtionswirkung geringer als die von Silicogel; in beiden Fällen ist sie wiederum anders als bei chemisch aktiven Stoffen (z. B. Marmor, Magnesit, Magno), bei denen auch Chemosorbtion, d. h. Reaktion des Adsorbens mit den Ionen der Lösung, eintritt. Nach *Cho* (1940) läßt sich folgende Stufenleiter nachweisen: Fe > Ba > Mn > Pb > K > Ca > Mg > Ni > Cu > Na. Die Anionen werden im allgemeinen wenig, die Kationen meist in erheblichem Umfang zurückgehalten. Biologische Vorgänge scheinen demnach bei der Schnellfilterung normaler Oberflächenwässer nahezu ganz auszuscheiden, doch tritt z. B. die Nitrit- und Nitratbildung ein *(Folpmers* 1921). Dieses Verhalten erklärt, daß sich die bei den Langsamsandfiltern aus biologischen Ursachen erforderliche Einarbeitungszeit von 5 bis 10 Tagen bei den Schnellfiltern auf wenige Stunden verringert. Weitere Vorzüge der Schnellfilter sind die geringe räumliche Ausdehnung der Anlagen, der Wegfall der umständlichen und teuren Reinigung sowie die Unabhängigkeit von Witterungseinflüssen.

Die normale Laufzeit der Schnellfilter zwischen den einzelnen Rückspülungen kann, sofern keine Vorbehandlung des Oberflächenwassers erfolgt, bei starker Planktonentwicklung bisweilen sehr stark verkürzt werden. Bei einer derartigen Masseneinschwemmung von Kieselalgen, unter denen *Melosira* vorherrschte, wurde in einem Jewellfilter, einem Filtertypus, bei dem die Rückspülung des Sandes durch ein mechanisches Umrühren des Sandes mit Hilfe eines Rührwerkes unterstützt wird

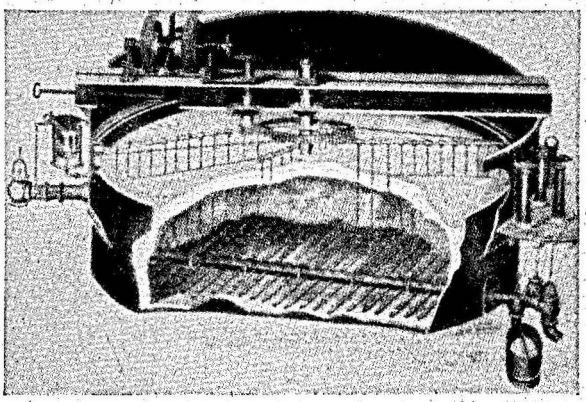


Abb. 133. Durchschnitt durch ein *Jewell*-Filter. Der Rührapparat zur Reinigung des Filters besteht aus senkrechten Eisenstäben, die nach unten in kurze Ketten übergehen. Auf dem Boden befinden sich die wasserabführenden Rohre, die oben kurze, mit Drahtgaze bedeckte offene Fortsätze tragen. — Nach *Bürger.*

(Abb. 133), die eigenartige Beobachtung gemacht, daß sich die Kieselalgen zu erbsengroßen Kugeln zusammenballten.

Die Möglichkeit eines Durchschlagens von Organismen bei den Rückspülungen auf die Reinwasserseite ist bei gröberer Sandkörnung durchaus gegeben und besonders aus der Brauchwasserversorgung durch den Nachweis mikroskopisch kleiner und auch größerer Lebewesen vielfach bekannt. Ein großer Teil dieser Organismen findet allerdings bei der Durchwirbelung der Sandmassen den Tod; ein kleinerer Teil kann aber auch lebend auf die Ablaufseite der Filter gelangen. Er wird dann in die Reinwasserkammern oder das Leitungsnetz eingespült und wandert dort nicht selten bis zu den Wasseruhren und Zapfhähnen. Bisweilen tritt bereits eine Ansiedlung in den Filterdüsen, insbesondere in den Filterköpfen ein, selbst wenn diese aus Vollkupfer bestehen. Die Annahme, daß sich solche Kupferdüsen aus oligodynamischen Ursachen als besiedlungsfeindlich erweisen würden, hat sich nicht bestätigen lassen (*Beger* 1948). Vielmehr enthalten die Düsen (Abb. 134, 135) gelegent-

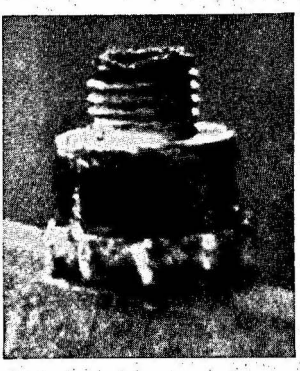


Abb. 134. Durch Moostierchen-Bewuchs verstopfter Kupferring einer Porzellanfilterdüse.

lich neben schlammigen Anlagerungen Ansätze von Abwasserpilzen (*Sphaerotilus*), bewuchsbildende Kieselalgen (besonders *Naviculeen* und *Nitzschien*), kleine Chironomiden- und Trichopterenlarven, Egel (*Glossosiphonia*), Moostierchen (*Plumatella*), Süßwasserschwämme (*Spongilla fragilis*), bisweilen sogar ziemlich reichlich Schnecken (junge Planorbis und bis 0,35 cm lange Ancylus), Erbsenmuscheln (*Pisidien*) und junge Exemplare von Wasserasseln (*Asellus*). Die in mehreren Vollkupferdüsen angetroffenen Asseln, Zuckmückenlarven, Moostierchen und Egel waren auffällig spangrün verfärbt und zeigten dadurch an, daß sie längere Zeit an diesem Ort gelebt haben mußten, um die in ihrem Körper auch chemisch nachweisbaren Kupfermengen zu speichern. Als ausgeprägteste Bewohner von Porzellan- und Steingutdüsen erwiesen sich die Moostierchen. Sie überwucherten die Durchlaßschlitze und drangen als flache Strähnen in die Ansatzstücke. In einem der untersuchten Wasserwerke hingen sie als etwa 10 cm breite Girlanden in die Druckluftkammer hinein und waren sogar auf die Außenwände der Ansatzstücke

übergegangen (Abb. 135). Die Verstopfungen der Filterköpfe können bisweilen solche Ausmaße erreichen, daß sie zu bedrohlichen Minderungen der Filterleistung, ja durch Ueberdruck bei der Druckluftwäsche sogar zur Lockerung und zum Abheben der auf den Auflegern verschraubten Filterplatten führen. Als Folgeerscheinung solcher Betriebsunfälle pflegt der Filtersand zum Teil in die Reinwasserkammern zu sickern. Der Durchgang der Moostierchen und Schwämme durch die Filter erfolgt nicht im ausgewachsenen Zustande, d. h. in der Kolonieform, sondern mit Hilfe der kleinen Dauerkeime (Abb. 109 B, J), die sich in den Filterköpfen abfangen. Aus dieser Feststellung ergibt sich, daß bei gründlicheren Filterreinigungen den Düsen als dem Aufenthaltsort unerwünschter Tiere besondere Aufmerksamkeit zu widmen ist.

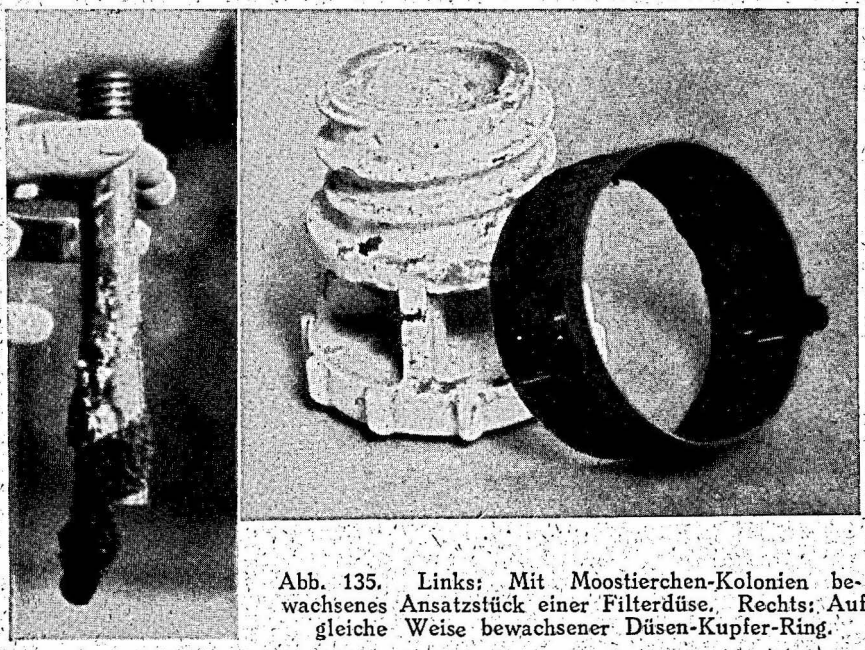


Abb. 135. Links: Mit Moostierchen-Kolonien bewachsenes Ansatzstück einer Filterdüse. Rechts: Auf gleiche Weise bewachsener Düsen-Kupfer-Ring.

Die praktisch wichtige Frage, ob die gleichen oder ähnliche Verhältnisse auch in feinkörnigen Schnellfiltern, wie sie für die Trinkwasserversorgung üblich sind, eintreten können, ist z. B. für Zuckmückenlarven von *Hechmer* (1932) durch Untersuchungen an einem Versuchsfilter verneint worden. Auch *Fejgina* und *Wadjuchin* (1941) sind in einem der Wasserwerke von Moskau für Zuckmücken- und Köcherfliegenlarven zum gleichen Ergebnis gelangt. Treten also, wie es z. B. im Wasserwerk von Washington der Fall war, Insektenlarven sowohl auf der Roh- als auch auf der Reinwasserseite auf, so ist anzunehmen, daß beide Seiten getrennt befallen worden sind. Anders liegen die Verhältnisse für die kleinen, stark aktiv beweglichen Fadenwürmer (Nematoden), denen ein Uebertritt auf die Reinwasserseite gelegentlich auch in feinkörnigen Schnellfiltern, und zwar besonders unmittelbar nach dem Abschluß der Rückspülungen gelingt. Expe-

rimentell wurde auch festgestellt, daß der Brunnendrahtwurm *Phreoryctes gordioides* ohne Schwierigkeiten eine 15 cm dicke Sandschicht von 1,5 mm Korngröße durchwandert und mit Sicherheit erst von einer solchen von 0,5 mm Körnung zurückgehalten wird (*Beger* 1937). Im allgemeinen sollte daher nach dem Vorschlag von *Minder* (1927) die Körnung des Sandes selbst bei Schnellfiltern, die bei der Trinkwasseraufbereitung als Vorfilter dienen, so gewählt werden, daß die in das gefilterte Wasser übertretenden Schwebestoffe keinen größeren Durchmesser als 5 μ besitzen. Nach amerikanischen Mitteilungen halten mit Aluminiumsulfat vorbehandelte Schnellfilter von 60 cm Höhe und Sandkörnung von 0,5 mm pathogene Amoeben so gut wie ganz zurück (99.99 %).

Die Frage, ob Schnellfilter ohne Aluminiumzusatz als „Oberflächenfilter" (im Sinne von Langsamsandfiltern) oder aber als „Raumfilter" wirken, hat in jüngster Zeit *Grumbach* (1950) durch Untersuchungen über das Durchschlagen der Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* durch Züricher Schnellfilter (1,4 m hoch, 0,8—1,2 mm Sandkörnung, rd. 5 m Filtergeschwindigkeit) klargestellt. Er zeigte, daß letzteres der Fall ist, und zwar hielt die oberste, 15 cm starke Sandschicht auch im Dauerbetrieb nur rd. 50 % der aufgeschwemmten Oscillatorien zurück, während der übrige Teil sich über die tieferen Schichten verteilte bzw. mit dem Filtrat ausgespült wurde.

ε) Das Verteilungsnetz

Die biologischen Verhältnisse im Verteilungsnetz stimmen bei einwandfreier Aufbereitung eines Oberflächenwassers weitgehend mit denen der Grundwasserversorgung überein (S. 117). Die größte Sicherheit einer Organismenabwesenheit bieten in der Regel langsamgefilterte Wässer, zumal wenn sie vor ihrem Eintritt in das Leitungsnetz in geschlossenen Kammern mindestens kurzfristig gespeichert werden. Das von Schnellfiltern abfließende Reinwasser hingegen wird vielfach unmittelbar in das Leitungsnetz gedrückt und lagert dementsprechend die mitgeführten Schwemmstoffe im Leitungsnetz selbst oder in Ausgleichsbehältern (bei uns ausschließlich in geschlossenen Boden- oder Hochbehältern) ab. Die Herkunft dieser Stoffe aus einem Flußwasser verrät sich bei einer mikroskopischen Untersuchung durch die gelegentlich beigemischten Oberflächenorganismen (Algen, Rädertiere, Kleinkrebschen) bzw. durch deren Reste. Inwieweit u. a. Eisenbakterien in den Rohrleitungen zur Entwicklung gelangen, hängt von der Wasser- und Rohwasserbeschaffenheit ab.

Die größte Wahrscheinlichkeit der Besiedlung von geschlossenen Reinwasserspeichern und Rohrleitungen besteht begreiflicherweise bei nicht völlig aufbereiteten Brauchwässern. Auffällig war der Befall einer solchen Kammer durch den Süßwasserschwamm *Euspongilla lacustris*, der in Gestalt dünner Krusten weithin die mit Glattstrich gedichteten Innenwandungen überzog. Einzig an einer scharf abgesetzten, größeren Fläche des Deckengewölbes, an der aus ungeklärten Ursachen die Ausführung der Dichtung unterblieben war, fehlte der Schwamm-

überzug gänzlich. Es ist anzunehmen, daß solche aus hochwertigem Zement, Ceresit, Trass usw. bestehenden Glattstriche eine weit schwächer alkalisch wirkende Grenzschicht als normaler Zement besitzen und letzterer daher wesentlich ausgeprägter besiedlungsfeindlich ist.

Die Gefahren einer offenen Reinwasserspeicherung, die in Nordamerika zum Teil üblich ist (*Reichle* und *Weldert* 1929), besonders zu betonen, dürfte überflüssig sein. Als Beispiel sei erwähnt, daß *Bahlman* (1932) aus der Wasserversorgung von Cincinnati über ein ungewöhnlich starkes Algenwachstum in einem solchen Becken berichtet, das längere Zeit nicht gereinigt worden war. Die Algen ließen sich zwar mit Chlor erfolgreich bekämpfen. Sie führten aber zur Anhäufung eines schwarzen, fäulnisfähigen, feinflockigen Schlammes mit 42 % organischem Anteil, der sich 25 bis 30 cm hoch auf der Sohle anhäufte und von eingewehten Laubblättern, Unmengen abgesunkener Schneckengehäuse (*Planorbis*) und roten Schlammwürmern (*Tubificiden*) durchsetzt war. Die gleichfalls zur Ansiedlung gelangten Zuckmückenlarven wirkten sich betriebstechnisch noch ungünstiger aus, da sie zu einem Massenbefall des Verteilernetzes führten und aus den Zapfhähnen in solcher Häufigkeit austraten, daß z. B. im Wasser einer gefüllten Badewanne bis zu 15 Tiere gezählt werden konnten. *Bunker* und *Nolte* (1923) haben über Algenstörungen in der Panamazone und anderen tropischen Gebieten berichtet, wobei u. a. eine in die Leitung eingeschwemmte *Mougeotia*-Art an Stellen mit geringer Wassergeschwindigkeit zur Ablagerung gelangte und durch ihre Zersetzung zu Geruchs- und Geschmacksveränderung des Wassers und Keimzahl-Anstiegen Anlaß gab.

Zum Abschluß der Darstellung der Flußwasserversorgung sei noch nachgetragen, daß ebenso wie bei der Ortswahl von Brunnen (S. 120, 196) die Frage der Schutzzone auch bei ihr eine bedeutende Rolle spielt. Sehr großzügig ist dabei nach *Waker* (1931) bei der Wasserversorgung von Moskau vorgegangen worden, die ihr Wasser aus dem Einzugsgebiet der Oka entnimmt. Die Schutzzone beginnt bereits 50 Meilen oberhalb der Wasserentnahmestelle und umfaßt eine Fläche von 775 Quadratmeilen. Innerhalb dieses Bereiches sind jedwede Abwassereinleitungen, ferner Baden, Wandern und Lagern sowie auch das Weiden von Vieh untersagt.

2. Die Seewasserversorgung

Für die Wasserversorgung aus natürlichen stehenden Gewässern eignen sich besonders Seen von größerer Tiefe, doch werden auch flachere Wasserbecken, selbst solche von ausgesprochenem Teichcharakter, zu solchen Zwecken herangezogen. Gemeinsam ist solchen Gewässern, daß ihr Wasserkörper sich nicht wie in fließenden Gewässern in mehr oder weniger einheitlich waagerechter, walzenförmig fortschreitender Richtung bewegt, sondern thermisch bedingte, jahreszeitlich sich ablösende Wasserverschiebungen in senkrechter Richtung ausführt. Diese periodischen Wasserverlagerungen greifen sehr bestimmend in den Ablauf des gesamten Seehaushaltes ein.

In großen Zügen betrachtet, spielen sich dabei folgende grundsätzliche Vorgänge ab: Das Wasser besitzt bekanntlich praktisch seine größte spezifische Dichte bei 4° C. Dementsprechend zeigt sowohl kühleres als auch wärmeres Wasser die Neigung, das 4° C warme Wasser zu überschichten. In unseren Breiten kühlt sich das Seewasser über Winter so weit ab, daß es zum mindesten in den tieferen Becken in den Tiefenlagen 4° mißt und von Wasserschichten geringerer Wärmegrade, gegebenenfalls von einer Eisdecke überlagert wird. Dieser Zustand wird als „Winterstagnation" bezeichnet (Abb. 136 A). Mit dem Eintritt des Früh-

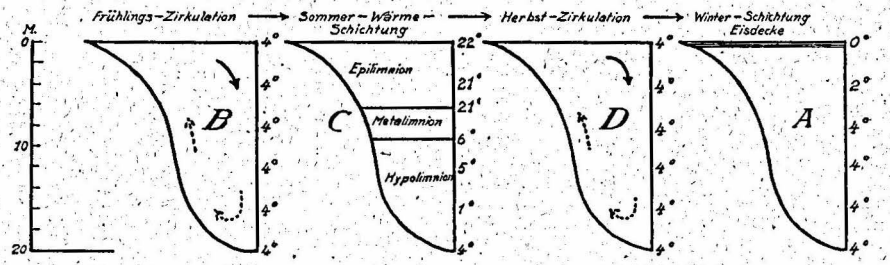


Abb. 136. Schema des Wärmehaushaltes in einem See. — Nach *Welsh*.

lings erwärmen sich die oberen Wasserschichten zunächst wieder bis auf 4° C, so daß der gesamte Seekörper allmählich in einen labilen Gleichgewichtszustand gerät, der unter der Einwirkung von Winden in die „Frühjahrumwälzung" („Frühjahrszirkulation") gerät (Abb. 136 B). Diese „Vollzirkulation" reicht gewöhnlich bis zur Gewässersohle und führt wärmeres Wasser in die Tiefe. Sie findet ihrerseits über Sommer durch die zunehmende Aufwärmung der obersten Wasserschichten ihren Abschluß. Bei dieser „Sommerruhelage" („Sommerstagnation", Abb. 136 C) lagern also wärmere Oberflächenschichten (das Epilimnion) über den — in tieferen Seen mehr oder weniger 4° warmen — kühlen Tiefenschichten (dem Hypolimnion). Zwischen sie schaltet sich eine mehr oder weniger starke „Sprungschicht" (das Metalimnion) ein, die besonders durch starken Temperaturabfall und meist gleichsinnig verlaufende Sauerstoffabnahme ausgezeichnet ist. Diese sommerliche Anordnung erfährt durch stärkere Winde, bzw. den Wellengang, ferner durch Temperaturstürze usw. gelegentliche Störungen und Verwischungen, doch stellt sich nach geraumer Zeit stets wieder die thermische Schichtung ein. Der im Herbst eintretende allgemeine Wärmerückgang endlich ruft eine neue Umwälzung, die „Herbstzirkulation", hervor (Abb. 136 D), die so lange anhält, bis das gesamte Seebecken auf 4° C abgekühlt ist. Abgesehen von dieser jahreszeitlichen Periodizität spielen sich besonders im Epilimnion infolge der täglichen Wärmeschwankungen (z. B. starke Sonneneinstrahlung über Tag und Abkühlung während der Nacht) Ausgleichsströmungen kleineren Umfangs ab.

In biologischer Hinsicht sind die obersten Wasserschichten (das Epilimnion) der Hauptträger des Planktons (Abb. 137, 138). Diese Schichten beherbergen besonders die wasserblütebildenden Blaualgen, aber auch viele Organismen anderer Zugehörigkeit. Die Zonierung der Kieselalgen und vieler Kleintiere ist weit unabhängiger. Die Tiefenlage

des Phytoplanktons wird, soweit es über keine Eigenbewegung verfügt, ausschließlich durch sein spezifisches Gewicht bestimmt. Es unterliegt infolgedessen den Gesetzen der täglichen und jahreszeitlichen Wasserbewegungen und durchwandert zur Zeit der Ruhelagen

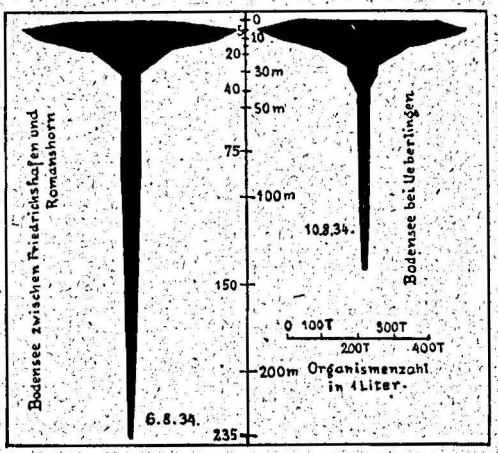


Abb. 137. Verteilung des pflanzlichen Planktons an zwei Stellen des Bodensees. — Nach *Elster* und *Gessner*.

mit den Ausgleichsströmungen kleinere und zur Zeit der größeren Umwälzungen größere Wassertiefen. Im Zürichsee reicht seine Hauptverbreitung nach *Lüscher* (1942) etwa bis 20 m tief. In 50 m Tiefe tritt das Phytoplankton nur noch in geringeren Mengen auf, wird aber im

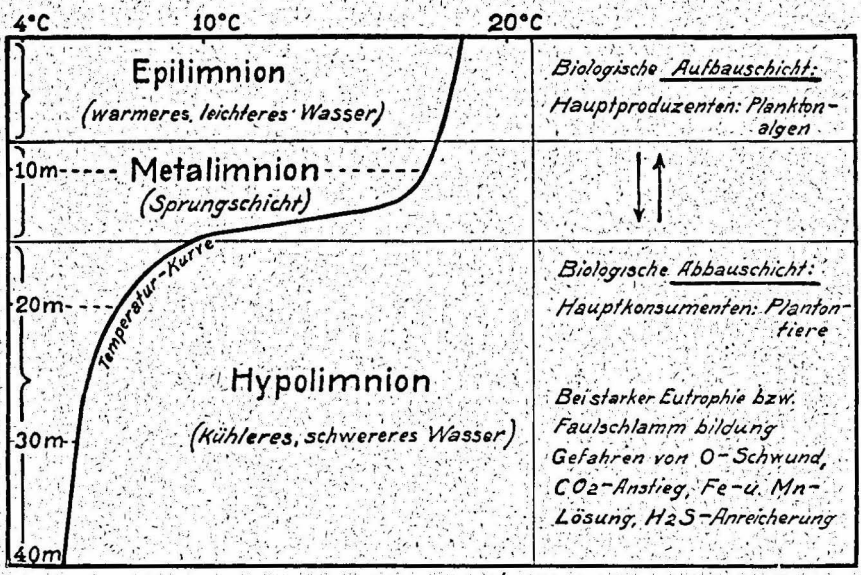


Abb. 138. Schema der Wasserschichtung während der sommerlichen Ruhelage.

Anschluß an Stürme gelegentlich bis 100 m abwärts geführt. Im Frühling setzt in den Seen in der Regel eine erste Massenentwicklung von Kieselalgen ein, die gelegentlich infolge der dabei in hohem Ausmaße eintretenden Sauerstoffübersättigung zu einer biogenen Entkalkung des Seewassers führt (vgl. S. 94). Im Hochsommer pflegen in manchen Klarwasserseen besonders Peridineen und Grünalgen zu stärkerer Entfaltung zu gelangen, in anderen die Kieselalgen die Oberhand zu behalten. Im Bodensee z. B. herrschen auch während dieser Zeit nach *Elster* und *Gessner* (1935) verschiedene *Cyclotella*-Arten (*C. socialis* [Abb. 139 B], *C. comensis*, *C. planctonica* [Abb. 139 C], *C. bodanica* [Abb. 36, 7]) vor,

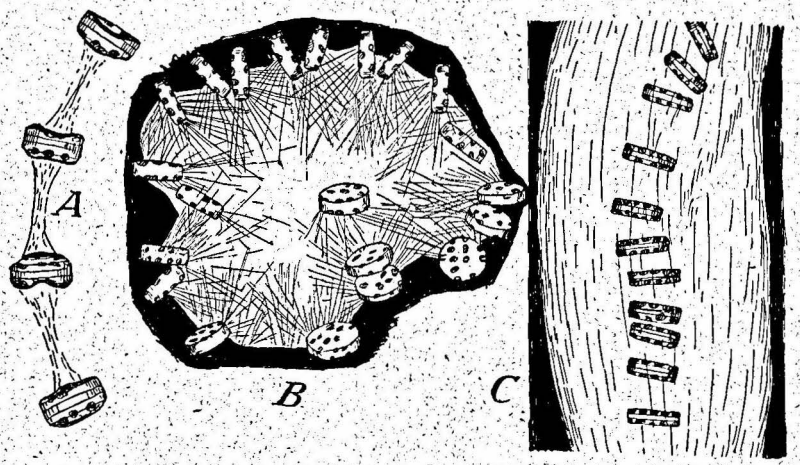


Abb. 139. Drei für prä- und subalpine Klarwasserseen kennzeichnende *Cyclotella*-Arten: A. *C. quadriiuncta*. — B. *C. sociale*. — C. *C. planctonica*. — Nach *Hustedt*.

während die übrigen Begleiter, wie z. B. *Asterionella, Synedra, Fragilaria, Ceratium, Gymnodinium, Gloeococcus, Nephrocystis* und *Dinobryon*, dieser Gattung gegenüber völlig zurücktreten. Im Herbst setzt ganz allgemein eine zweite, wenn auch schwächer ausgeprägte Massenentfaltung der Kieselalgen ein. Im organisch stärker belasteten Zürichsee taucht etwa zu gleicher Zeit in den oberen Wasserschichten die Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* aus größeren Tiefen auf, färbt wochenlang die Seefläche schmutzig braunrot bis kupferfarben und wird schließlich die vorherrschende Form des Winterplanktons.

Die mit Eigenbewegung ausgestatteten Plankter, insbesondere die kräftigeren tierischen Vertreter, sind von den Ausgleichsströmungen weniger abhängig. Sie halten sich vorzugsweise in 5 bis 20 m Tiefe auf und erscheinen je nach ihren Licht-, Wärme- und Sauerstoffbedürfnissen bald in höheren, bald in tieferen Lagen. Einen Einblick in die Wanderwege, die von Kleinkrebsschwärmen im Luzerner See im Verlauf eines Tages zurückgelegt werden, vermittelt die graphische Darstellung von *Worthington* (1931, Abb. 140). Ergänzend sei dazu bemerkt, daß junge *Daphnia longispina*-Exemplare einen 1 m langen Weg absteigend in 3,1 Minute durchquerten, während das Aufwärtswandern bei Licht etwa 17,5 und bei Dunkelheit 4,3 Minuten erforderte.

Die das Epilimnion unterlagernde Sprungschicht stellt für die hypolimnischen Wassermassen und ihre Bewohner, sofern letztere nicht über größere Eigenbewegungen verfügen, eine wirksame Sperre dar. Sie schließt das Tiefenwasser völlig von der Oberfläche und derem atmosphä-

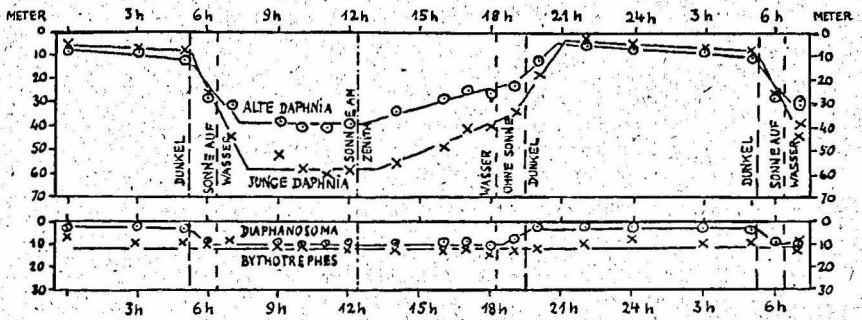


Abb. 140. Kleinkrebswanderungen im Tagesablauf im Luzerner See. — Nach *Worthington*.

rischen Luftaustausch, sowie bei tieferer Lagerung auch vom Lichtgenuß aus. Ebenso verhindert sie den Uebertritt der epilimnischen Wasserschichten in größere Tiefen. Am einschneidensten wird durch diese Sperrschicht die Artenverteilung in solchen Seen berührt, in denen der Sauerstoffschwund des Tiefenwassers den Nullpunkt fast oder ganz erreicht und neben erhöhten Mengen von Kohlensäure, Eisen und Mangan gegebenenfalls dicht über dem Bodenschlamm Schwefelwasserstoff auftritt (Abb. 138). In derartigen Seen (Abb. 141) entwickelt sich im Bereiche der niedrigsten Sauerstoffspannungen, oft scharf nach oben begrenzt, eine eigenartige Gruppe von Eisen- und Schwefel-

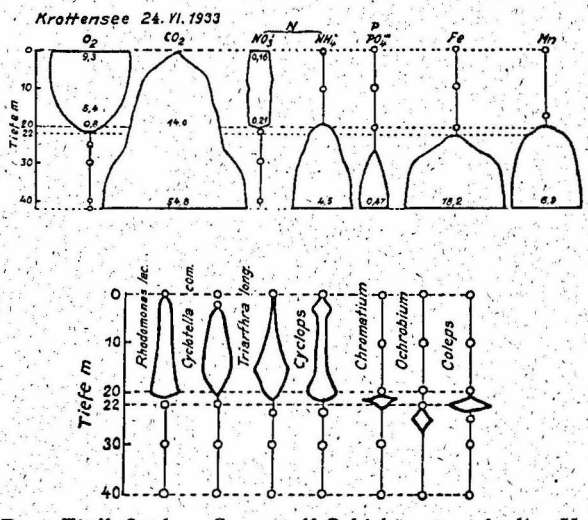


Abb. 141. Der Einfluß der Sauerstoff-Schichtung auf die Verteilung des Planktons im Krottensee (Salzburg); Sauerstoffschwund zwischen 20 und 22 m. — Nach *Ruttner*.

bakterien, zu denen u. a. *Siderocapsa*-Arten (Abb. 45), *Ochrobium tectum, Leptothrix echinata* und *L. pseudovacuolata, Chromatium Weissei, Achromatium mirabile, Lamprocystis roseo-persicina* (Abb. 28, 11), sowie Geisseltiere wie *Loxocephalus luridus, Coleps hirtus* und *Metopus fuscus* zählen (vgl. *Ruttner* 1940). Auch Microspiren (S. 80) vermögen in dieser Lebensgemeinschaft als Sulfatreduzenten und Bildner von Schwefeleisen aufzutreten (*Czurda* 1940). Diese Zone ist in der Regel nur als sehr schmales Band dicht über der Beckensohle entwickelt, kann aber, — dann als „Monimolimnion" bezeichnet — in größerer Mächtigkeit entstehen, wenn die tiefsten Wasserschichten längere Zeit hindurch von den üblichen Frühlings- und Herbstumwälzungen nicht erfaßt worden sind.

Ueber die Planktonmengen und die Verteilung der einzelnen Arten liegen im limnologischen Schrifttum zahlreiche Beispiele vor (Abb. 137). Nachfolgend seien die für die Seeewasserversorgung von Zürich aus dem Zürichsee in den Jahren 1921 bis 1940 gewonnenen Durchschnittswerte der Individuen-Mengen je ccm nach *Lüscher* (1942) angeführt.

Beobachtungsstelle	Tiefe m	Phytoplankter/ccm			Größere Zooplankter/ccm		
		Max.	Mitt.	Min.	Max.	Mitt.	Min.
Seemitte bzw. Fassung bei Kilchberg	0	590 (12*)	108	9	8	2	0
	5	539 (18)	123	10	40	5	0
Monatl. Beob.	10	981 (981)	182	12	30	8	0
1921—24.	15	352 (349)	128	37	20	—	0
	20	725 (724)	98	22	50	7	0
	30	205 (6)	40	4	15	3	0
	50	112 (106)	22	0	15	1	0
Monatl. Beob. V. 1932 bis IV. 33	30	95	40	5			
Wöchentl. 2mal. Beob. 1927—33	30	226	37	0			
Desgl. 1934—40	30	284	39	0			
Limmat in Zürich 1936—40	1	606	109	1			

Die besten Vorbedingungen für die Schaffung einer einwandfreien Wasserversorgung bieten naturgemäß die großen, tiefen Seen, wie im Bereiche des Alpenvorlandes der Boden-, Zürich- und Genfer See. Aber auch bei diesen Seen ist die Wahl der Entnahmestelle infolge der noch häufig planlosen Abwassereinleitungen ebenso wichtig wie bei der Fluß- und Quellwasserversorgung. Sie muß besonders aus hygienischen Gründen abseits solcher Einleitungsstellen und ihres thermischen oder atmosphärischen Einzugsbereiches liegen, d. h. unter Berücksichtigung der Konvektions- und Ausgleichsbewegungen des Seewassers, der Wassertrift, ihrer Stauung und auch der Wasserschwankungen (*Kisskalt* 1940). Die Nichtbeachtung solcher Gesichtspunkte hat z. B. in Cochrana, (Ohio, USA) zu einer starken Typhusepidemie (*George* 1923) und bei der

*) Die in ( ) stehenden Zahlen beziehen sich auf den Anteil an *Oscillatoria rubescens*.

Wasserversorgung von Chicago (*Anonymus* 1928) 1927 zur Zufuhr großer Mengen phenolhaltigen Seewassers durch die Wassertrift geführt. Im letztgenannten Falle nahm das in der üblichen Weise gechlorte Wasser einen äußerst unangenehmen Chlorphenolgeschmack an.

Die Entnahmetiefe, aus der das Wasser aus den oben genannten Seen gefördert wird, liegt in der Regel zwischen 25 und 60 m. Die Wahl solcher Tiefen schränkt den Hauptzutritt der epilimnischen Plankter weitgehend ein und gewährleistet die ständige Entnahme eines kühlen, gleichmäßig temperierten Wassers. Die Seeleitungen reichen in unseren Seen je nach den örtlichen Verhältnissen bis 1100 m seewärts. Die Rohre liegen z. T. auf 5 bis 15 m hohen Bockgestellen, sind an ihrer Ausmündung durch siebgeschützte Saugkörbe gegen das Eindringen größerer Fremdkörper gesichert und z. T. streckenweise zur Vergrößerung des Wasserzutritts gelocht (Abb. 142). Am Bodensee, wo das erste Wasser-

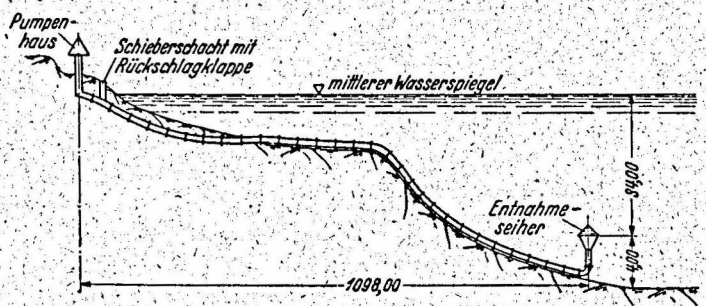


Abb. 142. Schnitt durch die Wasserentnahmestelle eines Seewasserwerkes. — Nach *Sierp.*

werk im Jahre 1902 entstand, wird das geförderte Wasser entweder unmittelbar oder nach vorausgegangener Speicherung in Hochbehältern in das Verteilernetz gedrückt. Bis zum Jahre 1937 fehlten Chlorungsanlagen. Plankter aus der Seetiefe konnten dementsprechend ungehindert lebend bis zu den Zapfstellen gelangen. So erbeutete *Kiefer* (1926/27) aus der Konstanzer Wasserleitung u. a. die beiden typischen Bodenseekrebschen *Cyclops gigas* und *Canthocamptus minutus*. Die Seewasserversorgungen am Zürich- und Genfer See verfügen augenblicklich z. T. über Filter- und Chlorungsanlagen.

Ueber die Störungen, die besonders das Phytoplankton in Seewasserwerken hervorzurufen vermag, vermitteln die jahrelangen Erfahrungen von Zürich den besten Eindruck (*Minder* 1938, 1943, *Lüscher* 1942). Nachdem das ursprünglich aus dem Seeablauf gespeiste Wasserwerk im Anschluß an eine sehr schwere, im Jahre 1884 eingetretene Typhusepidemie im folgenden Jahre mit Langsamsandfiltern ausgerüstet und die Wasserentnahme auf 12 m Tiefe verlegt worden war, arbeiteten die Filter zunächst einwandfrei[1]). Vom Jahre 1893 an machte sich aber eine Umstimmung der Wasserbeschaffenheit im Sinne einer deutlichen Nährstoffanreicherung bemerkbar, die in engem Zusammenhang mit der Zunahme der Besiedlungsdichte der Seeufer, des Badebetriebes, des Schiffsverkehrs und besonders der vermehrten Zuleitung von ungeklärten

[1]) Primitive Sandfilter wurden bereits als Folge der Cholera-Epidemie von 1866 verwendet (Lüscher 1951).

Abwässern in Verbindung stand[1]). Im Sommer des genannten Jahres wurden bei der Wasserentnahme Schichten erfaßt, die so reich an Kleinkrebsen waren, daß rasche Filterverstopfungen einsetzten. 1896 folgte, nachdem im vorausgegangenen Jahre der Nachweis einer fäkalen Wasserverschmutzung glaubhaft geworden war, eine ungewöhnlich starke Massenentwicklung der Kieselalge *Tabellaria fenestrata*. Im November 1898 erschien explosionsartig als Winterplankter der oberen Wasserschichten als Neueinwanderer die Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* (Abb. 59 G), die sich seither über Sommer „in strenger Aufschichtung wolkenbildend in etwa 10 bis 15 m Tiefe aufhält." Seit dieser Zeit ist sie auch stark an der Bildung der Faulschlammschichten beteiligt, die sich in der Seetiefe ablagern. Um 1900 erschien das Rädertier *Keratella quadrata* (Abb. 95, 28); 1905 wanderte die bis zu dieser Zeit im Zürichsee unbekannte *Melosira islandica* ssp. *helvetica* und 1907 der kleine *Stephanodiscus Hantzschii* ein. Die zunehmende Belastung des Wassers führte zu einer Verkürzung der mittleren Laufzeiten der Filter von 41 Tagen in den Jahren 1886 bis 1893 auf 15 und in den Jahren 1895 bis 1899 auf 4 Tage. Diese Leistungsminderung veranlaßte, die Wasserentnahme auf 30 m Tiefe zu verlagern und Schnellfilter einzuschalten, die seither befriedigend arbeiteten. Sie halten die Planktonmenge zu 70 % zurück, während der Rest von den Langsamsandfiltern abgefangen wird. Einzig im Winter 1918/19 schlugen die Oscillatorien und die biogen im See entstandenen Kalkkristalle durch die Schnellfilter durch und verschlammten die Langsamsandfilter. Kurz nach 1915 wurde im Zürichsee zum ersten Male der Kleinkrebs *Bosmina longirostris* nachgewiesen, der seinen heimischen Artgenossen, die *Bosmina coregoni* zeitweilig ganz verdrängte. Weitere acht Jahre später tauchte eine kleine Fadenalge (*Mougeotia*) auf, die seither zu einem regelmäßigen und nicht seltenen Bestandteil des Sommerplanktons geworden ist (*Kuhn* 1948). Im Herbst 1940 stellte *Huber-Pestalozzi* eine Trichterbäumchen-Art (*Dinobryon bavaricum*) fest, die 40 Jahre lang nicht beobachtet worden war. In neuester Zeit hat sich die Geisselalge *Phacotes lenticularis* stellenweise in solchen Massen entwickelt, daß sie eine gelbe Wasserblüte mit einem Gehalt bis zu 77 000 Zellen je cm^3 Wasser bildete. Die praktischen Erfahrungen, die man auf diese Weise über die biologischen Vorgänge für den Seewasserhaushalt gewonnen hat in Verbindung mit Fragen der Wasseraufbereitung, insbesondere der Behebung der durch Planktonorganismen hervorgerufenen Geruchs- und Geschmacksbildungen, haben seit längerer Zeit besonders in den anglikanischen Ländern bzw. in der Schweiz zu einem verstärkten Einsatz der Biologie bei Planungs- und Ueberwachungsmaßnahmen geführt.

Die in den Aufbereitungsanlagen und im Verteilernetz von Seewasserwerken anzutreffenden biologischen Verhältnisse weichen von denen der Flußwasserversorgung durch keine grundsätzlichen Eigenheiten ab, es sei denn, daß der unbelebte Anteil unter den auf die Filter geschwemmten Stoffen in der Regel wesentlich geringer als bei einer Flußwasserbeschickung zu sein pflegt. Als Sonderheit sei die Störung eines

[1]) Seit 1900 hat sich die Bevölkerung der Züricherischen Seegemeinden — abgesehen von Kilchberg, Zollikon und der Stadt Zürich, die ihre Abwässer nicht in den See leiten — über weitere 44 % vermehrt (vgl. auch *Waser* und *Blöchliger* 1939).

Filterbetriebs im Wasserwerk von Detroit (USA.) erwähnt, wo nach *Hudgins* (1932) viele Jahre hindurch zur Zeit der Frühlings- und Herbstumwälzung bei Temperaturen von rd. 4° C Massenentwicklungen von Süßwasserpolypen (*Hydra*) einsetzten, die die Beckenwandungen blaßrot färbten und mit ihren gallertigen Massen die Sandporen so stark verstopften, daß die Filterleistung um ein Drittel zurückging.

Nicht unerwähnt sei schließlich das ungewöhnliche Vorgehen von *Béchert* (1948), die Seewassergewinnung in eine dauernde Verbindung mit der Aufzucht der Brut und der Jungfische von Felchen, Saiblingen, Aeschen, Forellen und Hechten zu bringen. Zu diesem Zwecke wird in Lausanne-Lutry das aus 38 m Tiefe geförderte und sich über der Filterdecke ansammelnde Plankton — Durchschnittswerte im April bis August 500 ccm je 100 l Wasser —, das reich an Hüpferlingen (*Cyclops, Diaptomus*) und Wasserflöhen (*Daphnia, Sida, Bosmina,* vereinzelt auch *Bythotrephes*) ist —, von Zeit zu Zeit abgezogen und einer benachbarten Versuchs-Fischzuchtanstalt zugeleitet. Inwieweit allerdings eine absichtliche Bevorzugung der Wasserentnahme aus Schichten mit reichlicher Kleinkrebsbelebung den Grundsätzen der Trinkwassergewinnung entspricht, bleibe dahingestellt. Es sei nur an die Beobachtungen von *Meyer* (1939) hingewiesen, daß in der Talsperre Einsiedel im sächsischen Erzgebirge zur Zeit des vermehrten Auftretens von Kleinkrebsen ein Ansteigen der Keimzahlen einsetzte, ebenso wie *Denk* (1930) in Königsberg Störungen in der Entkeimung durch massenhaftes Vorkommen solcher Kleinkrebse feststellte.

Gleichfalls im Bereich der Wasserversorgung von Lausanne ist auch ein völlig neuer und eigenartiger Weg eingeschlagen worden, um der Gefahr von Eisenstörungen und damit auch der Entwicklung von Eisenbakterien bereits am Ursprungsort zu begegnen. Der als Wasserspender in Betracht kommende Lac de Bret, ein 5 Mill. m³ fassendes, bis 20 m tiefes, eutrophes Gewässer, besitzt zur Zeit der sommerlichen Ruhelage ein sauerstoffarmes, dafür aber kohlensäure- und eisenreiches Tiefenwasser, wie u. a. auch der Nachweis von *Leptothrix echinata* durch *Minder* (1943; vgl. S. 245) bestätigt. Das Tiefenwasser wird aus 13,5 m Tiefe hochgepumpt, durch Spezialdüsen rasch verstäubt und sauerstoffgesättigt an anderer Stelle wieder in die Seetiefe zurückgeleitet. Dort breitet es sich seiner spezifischen Dichte entsprechend unter Absinken des geflockten Eisens wieder in breiter Schicht aus und dient nunmehr erst als Ausgangswasser für die Filterung (*Mercier* und *Perret* 1949).

Ungünstigere Voraussetzungen für die Gewinnung eines einwandfreien Trinkwassers als die vorstehend behandelten tiefen großen Seen bieten solche von geringerer Wassertiefe, wie z. B. der Neumühler See, aus dem die Stadt Schwerin einen Teil ihres Wasserbedarfs deckt, weiter aber auch solche Seetypen, die fast teichartige Beschaffenheit aufweisen. Besonders letztere pflegen den Einwirkungen von Wind und Temperatur stark ausgesetzt zu sein und dementsprechend häufig wiederkehrende Umwälzungen ihrer gesamten Wassermasse zu erfahren. Ueberdies neigen sie zu stärkeren Wasserblüten, insbesondere solchen, die von Blaualgen gebildet werden. Es ist daher begreiflich, daß solche Flachseen, wie z. B. der Winiarysee bei Gnesen und der Weihenestsee

bei Züllichau, für den Trinkwasserbezug in neuerer Zeit ganz aufgegeben worden sind.

Die sich aus der Inanspruchnahme derartiger flacher Seen ergebenden Betriebsschwierigkeiten seien an folgenden Beispielen erörtert. Die Stadt Stralsund bezog seit 1894 ihr Trinkwasser aus dem flachen, 275 ha großen, erheblich verschlammten und eutrophierten Burgwallsee. Das Seewasser wurde über Sommer zum Zweck der Abkühlung über ein freistehendes, 6 m hohes Gradierwerk mit Reisigauflagen gerieselt und durch Grob- und Feinfilter weiter aufbereitet. Das Gradierwerk wirkte zwar insofern günstig, als es die sommerliche Wassertemperatur um etwa 5 ° C herabsetzte; es war aber nicht in der Lage, die Geruchsstoffe zu beseitigen und die Menge der Schwebestoffe in nennenswertem Ausmaß zu verringern. Ueber die Zahl der Arten, die im Rohwasser und im Waschwasser des Filtersandes und -kieses im Oktober 1907 anzutreffen waren, vermitteln die Angaben von Lemmermann (1908) folgenden Ueberblick:

	Cyanophyceen	Chlorophyceen	Conjugaten	Flagellaten	Diatomeen	Rädertiere	Kleinkrebse	Summe
Rohwasser	15 (3*)	18 (0)	1 (0)	2 (0)	19 (0)	1 (0)	2 (0)	58 (3)
Waschwasser des Sandes	15 (5)	16 (0)	2 (0)	0	22 (0)	0	0	55 (5)
Waschwasser des Kieses	10 (0)	8 (0)	1 (0)	1 (0)	13 (0)	0	0	33 (1)

Als häufigste Arten fanden sich im Rohwasser die Blaualgen *Lyngbya contorta, L. limnetica* und *Aphanizomenon flos aquae,* im Waschwasser des Sandes neben diesen Arten noch *Chroococcus limneticus* und *Microcystis incerta,* im Waschwasser des Kieses einzig *Phacotes lenticularis.* Neben der Häufigkeit der Blaualgen war der Nachweis der saproben *Oscillatoria Lauterborni* am bemerkenswertesten. Neben ihr trat auch der Abwasserpilz *Sphaerotilus dichotomus* auf, wohingegen die Zahl der Kleintiere auffällig gering war. Im übrigen waren die Filter, da sie 13 Jahre hindurch ununterbrochen gelaufen waren (*Ziegenbein, Gerloff* und *Rauschenbach* [1912]), bis zum Filterboden vollkommen durch braunschwarze, schmierige, stinkende Massen zerfallener Algen und Schwefeleisenverbindungen verschlammt. Die damit in Verbindung stehende Schwefelwasserstoffentwicklung setzte besonders deutlich ein, sobald das Wasser wärmer als 16 bis 18 ° C wurde. Dieser üble Geruch machte sich auch im Leitungsnetz bemerkbar. Die Rohrwandungen wiesen üppige Beläge von *Sphaerotilus dichotomus, Thiothrix nivea, Crenothrix polyspora, Leptothrix discophora* und Vorticellen auf, sowie als weitere polysaprobe Kennzeichen *Rotifer vulgaris* und rote Zuckmückenlarven, ferner Schwefeleisen und Faserreste verschiedener Herkunft. Raummäßig war die Menge dieser aus den Zapfhähnen aus-

*) Die in ( ) stehenden Zahlen beziehen sich auf den Anteil an „häufigen" Arten.

gespülten Stoffe mit durchschnittlich 1 cm^3/m^3 Wasser allerdings noch tragbar. In späteren Jahren stellte sich eine jahrelang anhaltende Zuckmückenplage ein, wobei unsicher blieb, ob die Zuckmückenlarven bei Filterreinigungen auf die Reinwasserseite gelangt oder geflügelte Insekten ursprünglich in Hochbehälter eingeflogen waren (*Gans* in *Permien* 1939).

Ein weiteres Beispiel einer typischen Blaualgenstörung lieferte während der Jahre 1913/14 das Wasserwerk der Prov. Heil- und Pflegestätte Kortau bei Allenstein (Ostpreußen). Auch dort entwickelte sich nach *Schröder* (1914) in dem als Wasserbezugsstelle dienenden Kortsee zeitweilig eine *Oscillatoria*-Wasserblüte. Dabei traten von den rd. 250 je cm^3 im Seewasser gezählten Algenfäden etwa ein Drittel durch das — allerdings offenbar unzureichende — Langsamsandfilter auf die Reinwasserseite über. Gelegentlich wurden aus den Zapfhähnen sogar kleine *Oscillatoria*-Rasen von cm^2-Größe ausgespült. Das gezapfte Wasser war zur Störungszeit so unappetitlich, daß das erforderliche Trinkwasser mit Tonnenwagen aus dem benachbarten Allenstein herangefahren werden mußte.

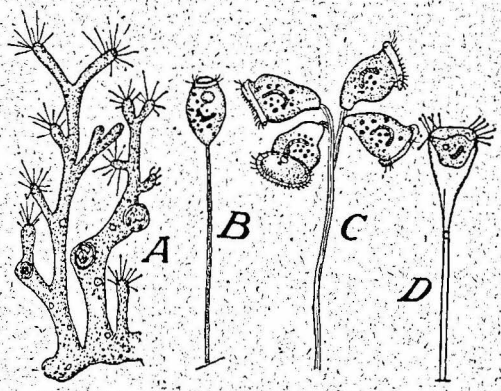


Abb. 143. Bewohner geschlossener Rohrleitungen. — A. *Dendrosoma radians*. — B. *Vorticella utriculus*. — C. *Carchesium lachmanni*. — D. *Acineta grandis*.

Zu erwähnen ist ferner die Darstellung von *Schneider* (1908) über die Störungen der Wasserversorgung von Reval. Das Wasser, das vorwiegend Wirtschaftszwecken diente, stammte aus dem 922 ha großen, aber durchschnittlich nur 1 m tiefen und zudem stark verschlammten Revaler See. Es trat ohne Filterung durch feinmaschige Messingsiebe in das rd. 65 km lange Leitungsnetz und führte, ähnlich wie *Ruttner* für die Prager Wasserleitung beschrieben hat (S. 214), bald reichlichere, bald spärlichere Mengen an belebten und unbelebten Schwebestoffen mit sich. Im Winter war es meist farblos; hingegen färbte es sich während der wärmeren Jahreszeit — z. T. durch Wasserblüten bedingt — gelblichgrau bis dunkelgraugrün-stichig und zur Zeit starker Stürme durch aufgewühlte Faulschlammteilchen bisweilen sogar tintenschwarz. Die Rohrwandungen enthielten einen der Prager Dunkelraumbesiedlung entsprechenden dichten Bewuchs. Hauptbestandteile waren die Suktorien *Acineta grandis* (Abb. 143 D) und *Dendrosoma radians* (Abb. 143 A),

sowie der Süßwasserpolyp *Hydra grisea*. Daneben bargen die Rohre u. a. bewegliche Strudelwürmer (*Planaria, Polycelis*), Flohkrebse (*Gammarus*), Wasserasseln (*Asellus*) und Schnecken (*Limnaea, Valvata, Physa;* Abb. 48). Daß die an der Einlaufstelle angeordneten Messingsiebe gelegentlich nicht in Ordnung sein konnten, ließ sich auch aus der Anwesenheit von Fischen (z. B. der Aalraupe *Lota vulgaris*) schließen. Nach einer weiteren Mitteilung von *Rammul* (1910) wurde in einem Rohre größerer lichten Weite neben Fröschen, Kaulquappen und Egeln sogar ein 1,2 kg schwerer Blei (*Abramis brama*) gefangen, während in einem 1-zölligen Rohr innerhalb von 20 Minuten Laufzeit 7 kg Fische von 1 bis 7 cm Länge erbeutet wurden.

Nicht ganz ungewöhnlich sind in Seewasserversorgungen auch Störungen durch die an früherer Stelle (S. 206) genannten Dreikantmuscheln. Beim Kraftwerk Glambocksee überzogen sie nach *Wilhelmi* (1922, 1923) die Wandungen eines Betonkanals von 287 m Länge und 2 bis 3 m lichter Weite innerhalb von 2 Jahren mit einer durchgängig etwa 30 cm starken Muschelschicht und häuften etwas weiter abwärts einen Muschelwall von bis 1,5 m Höhe an. Unter dem gleichen Muschelbefall leidet seit langem auch das Müggelsee-Seewasserwerk Berlin-Friedrichshagen. Bereits *Friedel* (1896) erwähnt, daß 1894 aus der 120 m langen Seewasserzuleitung bei der Reinigung ein Muschelkegel von 1 m Grundfläche und 1 m Höhe ausgeräumt wurde. *Roch* stellte 1924 in den Saugkammern eine etwa 30 cm starke Muschelschicht fest. In dieser sowohl als auch in der vorgeschalteten Stabrechenanlage fanden sich als weitere Besiedler u. a. (vgl. Abb. 109) die Süßwasserschwämme *Euspongilla lacustris, Ephydatia fluviatilis* und *Spongilla fragilis*, der Keulenträgerpolyp *Cordylophora caspia*, die beiden Schnecken *Limnaea ovata* und *Bythinia tentaculata*, der Wasserregenwurm *Criodrilus lacuum* und verschiedene Fische (Stichlinge und Barsche). In dem früher aus dem Tegeler See gespeisten Wasserwerk Berlin-Tegel (S. 160) führte der Muschelbefall 1895 zu einer zwar nur vorübergehenden, aber erheblichen Geschmacksbeeinträchtigung des Reinwassers und gleichzeitig zu einer Erhöhung der Keimzahlen. Diese Störung stand ursächlich mit Ueberholungsarbeiten der Pumpenanlage im Zusammenhang, wobei das in den befallenen Zuleitungsrohren stehende Wasser fast vier Wochen hindurch nicht erneuert worden war. Es verlor während dieser Zeit seinen Sauerstoff und führte dadurch zu einem Massensterben der angesiedelten Dreikantmuscheln. Das hochgradig verschmutzte Wasser wurde nach Abschluß der Instandsetzungsarbeiten versehentlich über die Filter in das Verteilernetz geleitet, wobei die Filterung nicht ausreichte, um den unangenehmen Geruch und Geschmack zu beseitigen.

3. Die Talsperren-Wasserversorgung

Talsperren sind künstliche Stauseen, die an geeigneten Orten, meist in Talsenken, durch den Aufstau von Bächen und Flüssen geschaffen werden und verschiedenen wasserwirtschaftlichen Zwecken dienen können (Hochwasserschutz, Kraftgewinnung, Fischhaltung, Trinkwasserversorgung). Ihre Größe schwankt in weiten Grenzen. Als „Großstaubecken"

faßt *Wundsch* (1950) Sperren zusammen, die bei Vollstau eine Wasserfläche von etwa 1000 ha und mehr besitzen. Hervorstechend durch ihre topographisch-hydrographischen Eigenheiten sind die in engen Gebirgstälern eingebetteten Sperren vom „Rinnensee-Typus", von denen die Edertalsperre als ein derartiger „Wasserschlauch" genannt sei (Abb. 144). Den Gegensatz dazu bilden die breiten, im Ueberschwemmungsgebiet von Flüssen beim Eintritt in die Ebene gelegenen Flachland-Staubecken, die,

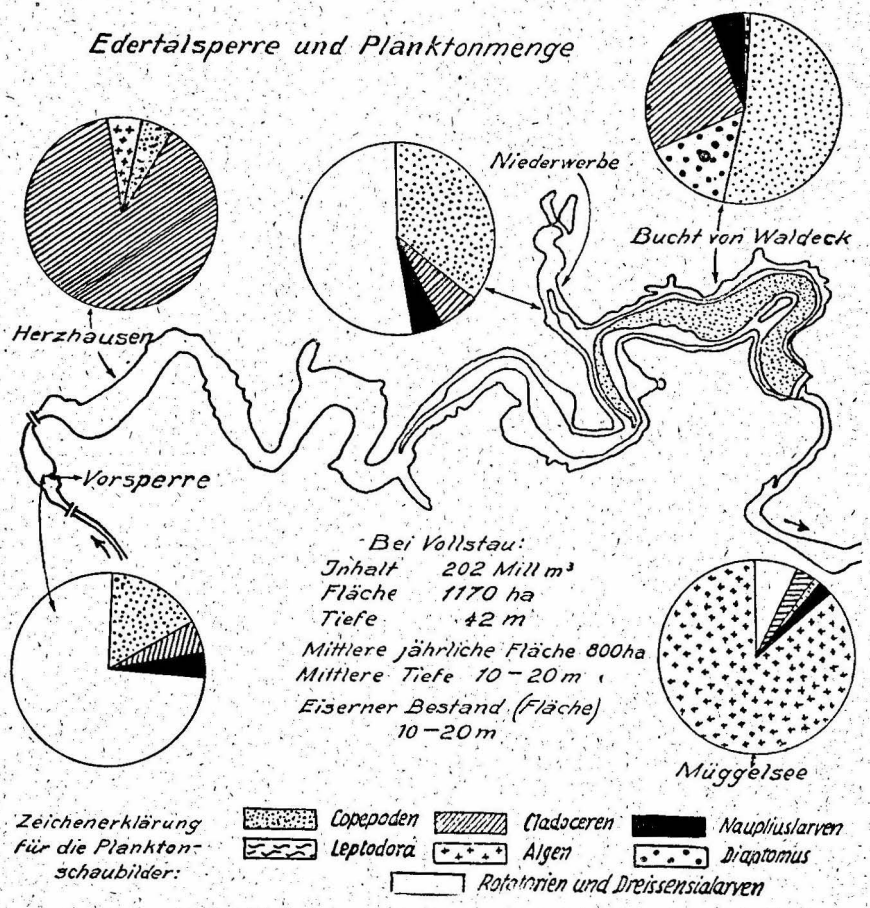


Abb. 144. Die Edertalsperre als Typus eines „Rinnensees" und die Planktonzusammensetzung, dazu ein Vergleich zum Müggelsee bei Berlin-Friedrichshagen. — Nach *Wundsch* in einer Umzeichnung.

wie beispielsweise die Becken von Ottmachau, Turawa und Stauwerder, dem „Flachsee-Typus" angehören. Die von *Thienemann* (1911) näher behandelten Salmoniden-Talsperren sind selten über 300 ha, die ausschließlich der Trinkwasserversorgung dienenden Sperren in der Regel nicht über 100 ha groß.

Die Sperren besitzen gewöhnlich Vorsperren (Vorteiche), deren Aufgabe es ist, die von den zufließenden Wässern mitgeführten Geröll-,

Kies- und Sandmassen bzw. sonstige Sink- und Sperrstoffe soweit als möglich vom eigentlichen Sperraum zurückzuhalten.

Den natürlichen Seen gegenüber unterscheiden sich die Talsperren grundsätzlich durch die alljährlich wiederkehrenden, bisweilen sehr erheblichen Wasserspiegelschwankungen zwischen dem Vollstau, der im Frühling erreicht wird, und dem Niedrigstwasser, das gewöhnlich in den Spätherbst fällt. Den Sperren fehlt infolgedessen eine feste Strandlinie, sowie auch die für natürliche Seen charakteristische Scharbildung. Die langgestreckten, schmalen Talsperren, die sog. Sperren vom „Rinnensee-Typus" (*Wundsch* 1949), im besonderen verfügen überdies vielfach nur über eine räumlich beschränkte Tiefenzone, dafür aber über ausgedehnte, mit dem Sinken des Wasserspiegels freilaufende Flächen, die vorzugsweise in den oberen Sperrenabschnitten liegen. Ueber ausgeprägt stark absinkende Wasserspiegel verfügen z. B. die Edertalsperre (31 m) und die Hohenwarther Sperre (40 m). Dabei nimmt die Wasserfläche bei der ersteren von 11,7 auf 2,75 km², bei der letzteren von 7,32 auf 2,29 km² ab.

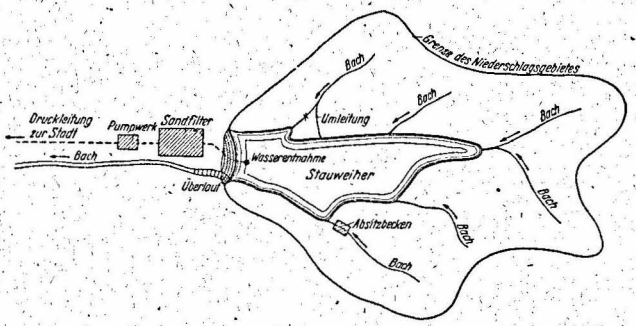


Abb. 145. Grundriß einer Talsperre und der Aufbereitungsanlagen. — Nach *Spitta-Reichle.*

Die Talsperren höherer Lagen, wie sie für die Trinkwasserversorgung in Betracht kommen, besitzen, zumal wenn sie vor ihrer ersten Bespannung geräumt worden sind, ein mengenmäßig nur geringes Plankton. In der Remscheider Sperre schwankte das Volumen des Zentrifugenplanktons[1]) nach *Kolkwitz* (1911) während der Jahre 1903 und 1906 durchschnittlich zwischen 0,4 cm³/m³ im Winter, 0,6 cm³/m³ im Frühling, 2,5 cm³/m³ im Sommer und 1,5 cm³/m³ im Herbst. Volumenmäßig überwiegen nach *Wundsch* (1950) die tierischen Organismen (besonders Rädertiere und Kleinkrebse), doch sind auch Sperren bekannt, in denen während der wärmeren Jahreszeit Algen regelmäßig vorherrschen. Ursachen der Planktonarmut dürften der verhältnismäßig hohe Reinheitsgrad der zulaufenden Wässer und deren Armut an echten Planktern, ferner die in den Sperren auch über Sommer herrschenden niederen Wassertemperaturen, sowie vielleicht auch die vielfach unausgeglichenen Schichtungen des Wassers sein. In Braunwasser-Talsperren, die durch moorige Zubringer gespeist werden und zumeist nur zu Brauchzwecken dienen, bedingt die Armut an Kalk, Stickstoff und

[1]) Das durch einfaches Absetzen gewonnene Rohplanktonvolumen schwindet beim Zentrifugieren je nach der Planktonzusammensetzung auf ³/₄ bis ²/₃, in Ausnahmefällen auf ½ der ursprünglichen Menge zusammen.

Phosphor, sowie die niedrige Wasserstoffionenkonzentration (pH stets unter 6) die Armut an Planktonorganismen. Bei der von *Gessner* (1929) im Isergebirge untersuchten Friedrichstaler Sperre mit einem Fassungsraum von 1 Million m³ und 13,5 m Stauhöhe fehlte das Plankton im Winter fast gänzlich; im Sommer überwogen Rädertiere und Kleinkrebse. Die Blaualgen-Entwicklung war sehr gering. Auch das restliche Phytoplankton war ausgesprochen artenarm und am besten durch die Anwesenheit von Zieralgen gekennzeichnet[2]). Ueber die Entwicklung von Wasserblüten wird in anderem Zusammenhang noch berichtet werden.

Zu den Pionierarten, die sich in erstmalig bespannten Talsperren einfinden, zählen mit Vorliebe *Oscillatoria tenuis* (besonders in nicht geräumten Sperren) und *Oscillatoria Agardhii* (Abb. 59 J). Die erstgenannte Blaualge ist kein ausschließlicher Plankter, sondern findet sich auch mit ziemlicher Regelmäßigkeit unter den Bewohnern feuchter Böden. Angaben über die Geschwindigkeit der Einwanderung der Planktonorganismen liegen z. B. von *André* (1925) für den Lac de Montsalvens vor, einer im Jahre 1920 in Betrieb genommenen französischen Talsperre. In ihr wurden nach 5 Jahren neben einer Anzahl nicht berücksichtigter Nannoplankter 30 größere Planktonformen angetroffen. Die Plankter entstammen zum geringsten Teile den an und für sich planktonarmen Zuflüssen. Vielmehr kann als gesichert angenommen werden, daß sie ihre Einbringung vor allem einfallenden Wasservögeln, größeren flugfähigen Insekten, z. T. auch dem Winde verdanken. Nach den Beobachtungen von *Schroeder* (1922/23) an sächsischen Talsperren sollen besonders Wildenten als Ueberträger tätig sein (vgl. auch *Thienemann* 1950). *Kolkwitz* (1911) fand an den Füssen solcher Enten in der Remscheider Sperre Kieselalgen (Gomphonemen), Fadenalgen (*Rhizoclonium*), Desmidiaceen und Eier von Kleinkrebsen, weiter an Wasserkäfern Grünalgen der Gattungen *Eudorina, Pandorina* und *Scenedesmus*. Ueber das weitere Schicksal solcher zufällig eingebrachten Arten entscheiden die örtlichen Verhältnisse, nicht zuletzt auch der Konkurrenzkampf zwischen den Nahrungsproduzenten (den Algen) und ihren Konsumenten (den Tieren). Nach geraumer Zeit stellt sich ein biologisches Gleichgewicht ein.

Der Schwerpunkt der Uferbesiedlung liegt bei tieferen Sperren mit steilen Seitenhängen in den oberen Sperrenabschnitten im Bereiche der bei Niederwasser freilaufenden Flächen. Besonders an diesen Stellen breitet sich gern der sowohl an das Wasser- als auch an das Landleben angepaßte Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*) und der ihm wesensgleiche Wasserstern (*Callitriche stagnalis*) aus; ferner erscheinen u. a. der Blutweiderich *Lythrum Salicaria*, Straußgräser (*Agrostis alba*) und Fuchsschwänzarten (z. B. *Alope-*

[2]) Eine sehr unangenehme Zugabe solcher Braunwassertalsperren beruht auf der erhöhten Gefahr von Eisen- und Manganeinbrüchen. Bei der in Cheltenham in der südenglischen Grafschaft Gloucester im Jahre 1896 dreieinhalb Monate lang währenden *Crenothrix polyspora*-Störung (*Garret* 1896, *Ellis* 1919, *Hastings* 1937) dürften ungünstige Witterung bzw. Wasserarmut im vorausgegangenen Frühjahr den Anlaß zu der seinerzeitigen ungewöhnlich starken Eisenlösung im Bereich des moorigen Einzugsgebietes gewesen sein. Zur Zeit des Störungshöhepunktes glich die Sperre einer „aufgewühlten Pferdeschwemme", während die Vorsperre, in der sich die eisenführenden Quellwässer zusammenfanden, ein grünliches Wasser führte.

curus geniculatus) usw. Hingegen pflegt das Schilfrohr (*Phragmites communis*) zu fehlen. Im Frühling sind diese überstauten Flächen ein Tummelplatz für zahlreiche Insektenlarven, Kleinkrebse, Schnecken, Muscheln usw. Mückenlarven erscheinen gelegentlich so massenhaft, daß man ihre Puppenhäute nach dem Schlüpfen der Vollkerfe „abschäumen" kann. Beim Absinken des Wasserspiegels ziehen sich die beweglicheren Formen gegen das ursprüngliche Bach- oder Flußbett zurück, andere graben sich in den Schlamm ein (Schlammwürmer bis in 1 m Tiefe), suchen Schutz unter den auf der Schlammfläche liegenden Blättern des Wasserknöterichs oder bilden Dauerzustände. Ein großer Teil dieser Ueberstauungsfauna geht allerdings über Sommer zugrunde. Dafür entwickelt sich während dieser Zeit und bis in den Herbst hinein das höhere Pflanzenleben reichlicher. Bisweilen erscheint während dieser Zeit die oberste Zone des Ueberschwemmungsgebietes als geschlossenes grünes Band. Dieses Pflanzenkleid fällt allerdings nach dem Vollstau fast restlos der Vernichtung anheim, zumal, wenn sich die Ueberschwemmungen in feuchten Jahren bis tief in den Frühling erstrecken. Besonders in nicht geräumten Sperren kann die Zersetzung der faulenden Pflanzenmassen zu einer stärkeren Anreicherung des Wassers mit Pflanzennähr-

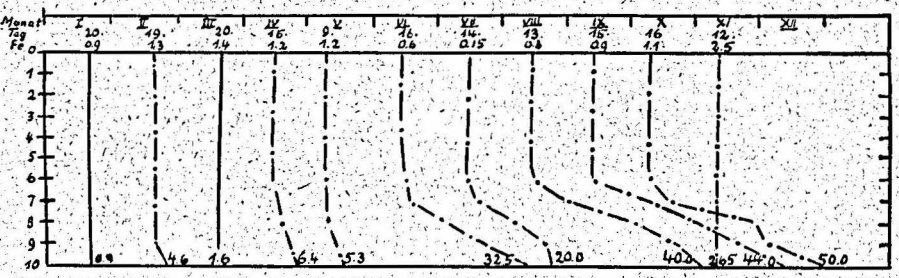


Abb. 146. Jahreszeitliche Schwankungen des Eisengehaltes (F‴ bromiert) im Großen Heiligen See. — Nach *Kriegsmann.*

stoffen (Stickstoff, Phosphor) führen. Das gleiche gilt auch für länger anhaltende Schlammauslaugungen. *Hutchinson* und *Bowen* (1947) vermuten, daß auf diese Weise u. a. der Phosphor-Haushalt der Gewässer ausschlaggebend geregelt wird. Ueber die Folgen solcher Nährstoffanreicherungen auf die Planktonentwicklung liegen mehrfach Angaben vor. So setzte in der alternden und daher eutrophierenden Hasper-Talsperre nach Stundl (1942) im Jahre 1938 eine deutliche Blaualgen-Wasserblüte von *Chroococcus dispersus* und *Microcystis flos aquae* ein — letztere mit Höchstwerten von 6600 Kolonien je cm³ Wasser —, wobei noch zu bemerken ist, daß die beiden genannten Blaualgen früher, d. h. in den Jahren 1908 bis 1910 der Sperre noch fehlten. *Jaag* (1949) berichtet von dem schweizerischen, in 900 m Höhe gelegenen Stausee von Innertal (Wäggitaler See), daß dieser durch eine Massenentwicklung der Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* (Abb. 59 G) um 1944 auf weite Strecken hin aussah, „als ob die blutenden Eingeweide Tausender von Schlachttieren auf dem Wasserspiegel aufgegossen wären. Die aufgerahmten Algenmassen lagen wohl einen Dezimeter dick in Form von bis 5 cm großen Erythrozyten-artigen, schleimigen Massen oder in Form von armdicken Strähnen, Fladen und Klumpen vor, aus denen verendete

Fische kübelweise herausgelesen werden konnten. Zwischen Jahren solcher Massenentfaltungen war dagegen während mehrjährigen Zwischenperioden von der Alge kaum etwas zu erkennen." In der Möhnetalsperre trat die gleiche Blaualge vorübergehend in solcher Häufigkeit auf, daß ihre Schleimmassen die Fischnetze völlig verstopften. In der Kerspetalsperre, in der im Sommer 1941 die verwandte *Oscillatoria Agardhii* neben *Melosira ambigua* und *Asterionella formosa* den Hauptbestandteil des sommerlichen Planktons gebildet hatte, erschien sie zum ersten Male Mitte November des folgenden Jahres. Ende November überwog sie weitaus. Sie war wiederum von *Melosira ambigua* und *Asterionella*, ferner von *Fragilaria crotonensis*, einzelnen Peridineen, *Bosmina coregoni*, *Bythotrephes longimanus* usw. begleitet. Der beigemischte feine Detritus war z. T. stark vereisenet. Die absiebbaren Schwebestoffe nahmen im Verlauf der folgenden Wochen und Monate bald zu, bald ab und kehrten erst Ende März 1943 zu ihrem normalen Stand zurück. Die Städtischen Wasserwerke Wuppertal stellten während der Befallszeit folgende raummäßigen Mengen (Rohvolumen) fest:

	Kerspe-Talsperre		Herbringhauser Talsperre		Temper. ° C
	Rohwasser ccm³/m³	Reinwasser ccm³/m³	Rohwasser ccm³/m³	Reinwasser ccm³/m³	
16. 11. 42	1,5	0,1	0,6		10
30. 11. 42	5,0	Spuren	1,7		6
7. 12. 42	7,0	0,2	0,7		4
14. 12. 42	9,0	0,3	0,4		4
21. 12. 42	12,0	0,1	0,2		4
28. 12. 42	10,0	0,3	0,4		3
4. 1. 43	10,0	Spuren	4,0	Spuren	4
11. 1. 43	1,5	Spuren	0,8		1
18. 1. 43	1,0	0,2	6,0		3
25. 1. 43	1,5	Spuren	0,5		4
1. 2. 43	10,0	Spuren	0,2		4
8. 2. 43	10,0	0,4	0,2		3

Auch in der mit der Kerspetalsperre in Verbindung stehenden oberen Herbringhauser Sperre tauchte die Alge auf, wurde aber mit Wissen nur zwischen dem 18. und 25. Januar 1943 durch den Eintritt der braunroten Wassertrübung erkannt. Aus den mitgeteilten Absiebwerten läßt sich allerdings vermuten, daß sie bereits am 30. 11. 1942, sicherlich aber am 4. 1. 1943 vorhanden war. Auffälligerweise blieb sie bereits im folgenden Winterhalbjahr in beiden Sperren ganz aus und scheint seitdem ganz verschwunden zu sein. Die in einer Stichprobe aus der Kerspetalsperre vorliegenden chemischen Daten während der Befallszeit (30. 11. 1942) geben mit einem pH von 6.7, N_2O_3 = Spuren, Cl = 11,4, Eisen = 0,2, Mn = nicht nachweisbar und CaO = 17,4 keine Anhaltspunkte, aus denen sich die Ursachen der Massenentwicklung erklären ließen.

Berüchtigt durch ihre Massenentwicklungen in Talsperren ist auch die Sternalge *Asterionella* (Abb. 59 V). Sie bevorzugt kühleres Wasser und erscheint daher besonders im Frühling und Herbst. Ihre Abhängigkeit von Kieselsäure- und Phosphorgehalt ist unverkennbar (Abb. 113); von *Gussowa* (1938) werden auch enge Beziehungen zum Eisengehalt angenommen. Die Erfahrungen der Wasserwerkspraxis

sprechen dafür, daß auch bei dieser Kieselalge eine Abhängigkeit von der Nahrungszufuhr aus den sich zersetzenden Pflanzenmassen der Ufervegetation und aus dem überfluteten Schlamm besteht (*Baier* und Gundel 1940). In der im sächsischen Erzgebirge gelegenen Sperre von Einsiedeln wirkten die sich wiederholenden *Asterionella*-Massenentwicklungen nach *Meyer* (1927) so verstopfend auf die Langsamsandfilter, daß deren Betriebslänge auf 10 Tage sank und schließlich zur Vorschaltung von Schnellfiltern zwang. Die normale Laufzeit von mehr als 1½ Jahren wurde allerdings erst erreicht, nachdem die Sperre gänzlich geräumt worden war.

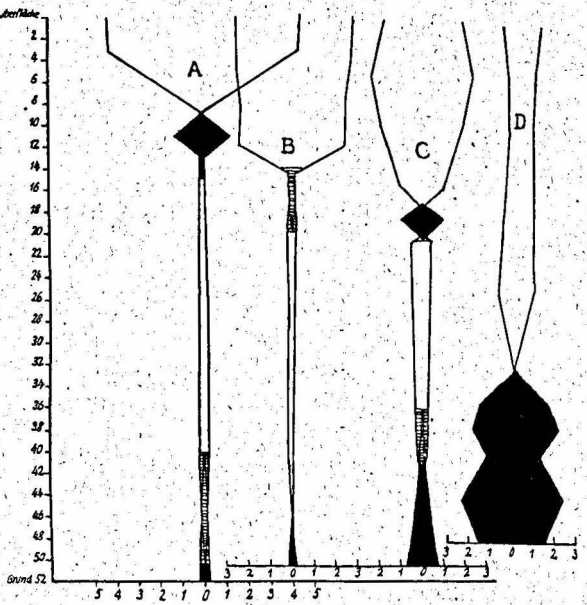


Abb. 147. Verteilung von Sauerstoff (weiß) und Schwefelwasserstoff (schwarz) vor der Sperrmauer der Bleilochtalsperre. A. im August 1936. — B. am 11. 9. 36. — C. am 25. 9. 36. — D. Anfang Oktober. — Nach *Liebmann*.

Unerwünschte Plankter in Talsperren sind ferner ihrer Geruchs- und Geschmacksbildung wegen *Dinobryon-*, *Volvox-*, *Uroglenopsis-* und *Uroglena*-Arten (vgl. S. 115). *Uroglena volvox* (Abb. 59 M) erschien z. B. nach *Liebmann* (1938) in einem Becken der Bleilochsperre im Hochsommer in solcher Menge, daß sie hellbraune bis gelbe Wolken dicht unter dem Wasserspiegel bildete. Die lebend weder riechenden noch schmeckenden Kolonien zerfielen, sobald die Wasserwärme auf 18° C angestiegen war, und gingen rasch in Fäulnis über. Der dabei einsetzende Sauerstoffschwund führte seinerseits zu einem Massensterben des Zooplanktons und damit zur Bildung widerlicher Gerüche. Sehr unwillkommen ist ferner das Auftreten der Strahlenkugel *Synura uvella* (Abb. 59 L), deren ausgeprägt fischiger Geschmack und bisweilen gurkenartiger Geruch beim Chloren des Wassers erhebliche Schwierigkeiten bereitet. Die Alge gilt bei *Schiller* (1926), *Holtje* (1939) u. a. als ausgeprägte Winterform, bei *Prang* (1925) als Kühlwasserorganismus, der nur bei Wassertemperaturen unter 10° C schädigend wirkt und nach dem Eintritt der Frühjahrszirkulation bedeutungslos wird. *Weimann*

(1935) hingegen stellte das Optimum der Art im Juni mit 4000 Kolonien je ccm Wasser fest. *Bethge* (1939) wiederum vermochte überhaupt keine jahreszeitliche Abhängigkeit nachzuweisen. Es erscheint nicht ausgeschlossen, daß sich diese Widersprüche aus der Untersuchung verschiedener *Synura*-Rassen erklärt. Nach *Naumann* stirbt die Alge ab, wenn das pH des Wassers 8 überschreitet.

Störungen durch Peridineen (Abb. 34, 19) sind weniger bekannt. Sie können aber, wie *Kolkwitz* (1911) in der Remscheider Sperre feststellte, dem Wasser einen glashellen, klebrigen Schleim mitteilen oder, wie *Oswald* (1916) in der Nordhäuser Sperre beobachtete, gemeinsam mit *Microcystis* dem Wasser einen widerlich süßaromatischen, etwa nach Chloroform oder nach Bilsenkraut (*Hyoscyamus niger*) erinnernden Geruch verleihen.

Erinnert sei an dieser Stelle auch daran, daß gewissen Wasserblüte bildenden Blaualgen toxische Eigenschaften innewohnen (s. S. 51). In Nordamerika werden dafür *Microcystis flos aquae, Anabaena flos aquae* und *Aphanizomenon flos aquae*, d. h. Arten, die auch bei uns heimisch und weitverbreitet sind, für Fischsterben und für den Tod von Herdenvieh (Schafen, Rindvieh) verantwortlich gemacht; bei letzterem, wenn die Tiere größere Mengen Wasser mit absterbender Wasserblüte trinken. Die näheren Ursachen dieser Toxizität sind noch nicht völlig geklärt. In Südafrika wird Viehsterben durch *Microcystis toxica* beschrieben: diese *Microcystis*-Art enthält ein sehr wirksames Lebergift, das nach dem Trocknen der Algen an Wirkung merklich verliert. Die Blaualge wurde zuerst in der 5 Meilen langen, rd. 1 Milliarde m³ fassenden Vaaldam-Sperre in Transvaal entdeckt, die 1938 fertiggestellt worden war. An ihren Ufern wurde Ende 1940 eingegangenes Vieh aufgefunden. Eine zwei Jahre später eingetretene weitere, sehr heftige Wasserblüte rief den Tod von Tausenden von Schafen und Kälbern, sowie auch den anderer Tiere hervor. Die Vernichtung der Blaualgen mit Hilfe von Kupfersulfat bereitete keine Schwierigkeiten.

Weiter wurde bereits auf S. 116 darauf hingewiesen, daß sich die Armleuchter-Gewächse, von denen ein Vertreter, *Chara ceratophylla* auf S. 93 als Fig. 47 A abgebildet wurde, durch einen eigenartigen Geruch auszeichnen. Nun berichtet *Arnold* (1935) von dem San Andreas-Reservoir, einem 6 Billionen Gallons (= 22,5 Millionen m³) fassenden Speicherbecken der Wasserversorgung von San Franzisko, daß dort gewisse derartige Characeen zu ausgeprägten, als holzig bis bitter empfundenen Geschmacks- und Geruchsbeeinträchtigungen des Wassers führten. In Kleinversuchen traten diese Merkmale besonders zur Zeit der Sporenreife deutlich in die Erscheinung. Durch starke Kupferung ließen sich diese Armleuchtergewächse, die bekanntlich ausgedehnte Unterwasserwiesen zu bilden pflegen, vernichten, doch lösten sich dabei die an ihnen haftenden schleimigen Algenmassen ab und führten zu weiteren Schwierigkeiten. Der dem Wasser anhaftende Geruch und Geschmack wurde durch die Einschaltung von Aktivkohlefiltern hinter den Sandfiltern beseitigt. In der Sperre selbst wurden die durch Absenken des Wasserspiegels freigelegten *Chara*-Massen nach ihrem Abtrocknen mit Fackeln abgebrannt. Auch ein unmittelbares Verstäuben von Aktivkohle auf das Kraut führte zur Vernichtung. Von den höheren Unterwasserkräutern sind ähnliche Geruchs- und Geschmacksbelästigungen nicht zu erwarten.

Die tierischen Organismen stellen häufig, wie bereits oben bemerkt wurde, die Hauptmenge des Talsperrenplanktons dar, oder aber sie erreichen während oder im Anschluß an pflanzliche Hochentwicklung größere Häufigkeit. In der Regel rufen sie aber auf wasserwerklichem Gebiete keine größeren Störungen hervor. *Thienemann* (1911) traf in der Versetalsperre ein fast artreines *Conochilus*-Plankton an; in anderen Sperren herrschen meist andere Rädertiere (*Keratella, Asplanchna, Triarthra* usw.) oder Kleinkrebse (*Diaptomus, Bosmina* usw.) vor. Letztere können bei reichlicherer Anwesenheit auf den Filterkiesflächen nach ihrem Absterben zu Verschleimungen und, damit zusammenhängend, zu einer Erhöhung der Keimzahlen führen.

Hinsichtlich der Besiedlung der Steilufer in Talsperren ist mit Thienemann (1911) zu betonen, daß Bewüchse an diesen Orten oft erstaunlich gering sind, eine Erscheinung, die mit den starken Wasserspiegelschwankungen in engster Beziehung steht. Die Sperrmauern sind bisweilen organismenfrei oder ihre Besiedlung beschränkt sich auf spärliche Ansätze von Arten, die gegen längere periodische Austrocknung weitgehend unempfindlich sind (Phormidien, *Schizothrix*, Rivularien) oder solche, die über eine nur kurze Vegetationsperiode verfügen (*Ulothrix*- und *Oedogonium*-Arten, Kieselalgen usw.). Festsitzende Tiere fehlen an solchen Orten fast stets; auch Schnecken sind selten. Immerhin liegen aus flacheren Sperren auch Angaben vor, denen zufolge Betriebsbehinderungen größeren Ausmaßes durch größere Tiere — ähnlich wie bei der Fluß- und Seewasserversorgung — hervorgerufen wurden. So setzte nach *Hastings* (1935) in Torquay (Devonshire) eine Störung durch Moostierchen (Abb. 109 A und B) ein, die sich in Ermanglung von Aufbereitungsanlagen bis in die äußersten Enden des Verteilernetzes erstreckte und zu Verstopfungen von Wassermessern und Kugellagern führte. Dabei geriet u. a. die Wasserversorgung von 11 nebeneinander liegenden Häusern ins Stocken; ein Fabrikbetrieb mußte 4 Tage lang stillgelegt und eine elektrische Lichtleitung mitten im Hochbetrieb abgeschaltet werden.

Das Ausmaß der Verschlammung des Bodens pflegt mit der Annäherung an den Sperrenauslauf immer geringer zu werden. Des ferneren verändert sich dabei die Zusammensetzung des Schlammes insofern, als in der Nähe der Einlaufstelle die organischen Bestandteile zu überwiegen pflegen, wohingegen gegen den Auslauf zu der Anteil an anorganischen Stoffen (insbesondere von Tonteilchen) vorherrscht. Diese Verschiebungen hängen nicht allein mit der Schleppkraft des Wassers, sondern auch mit dem meist geringen Stoffumsatz im Sperrenwasser zusammen. Dennoch ist die Besiedlung der Tiefenzone mit Larven von Eintagsfliegen und Zuckmücken, Schlammwürmern, kleinen Muscheln und anderen Arten vielfach reichlicher, als im allgemeinen angenommen wird. Das biologische Gesamtbild pflegt besonders in alternden Sperren eutrophen Charakter aufzuweisen.

Bei der Errichtung von Trinkwassertalsperren (Abb. 145) müssen aus hygienischen Gründen an die Güte des gespeicherten Wassers erhöhte Anforderungen gestellt werden. Solche Sperren werden daher mit Vorliebe in möglichst dünn besiedelte und nach Möglichkeit bewaldete Gebiete gelegt. Ihre Ufer sollen außerdem von einem 20 bis 300 m breiten Schutzstreifen umgürtet sein. Zur Bepflanzung dieses Schutz-

gebietes dienen besonders Fichten (*Picea excelsa*), im sächsischen Erzgebirge auch die für die Spielwarenindustrie wichtige Weymouth-Kiefer (*Pinus Strobus*), doch ist aus waldbaulichen Gründen, insbesondere zum Schutz gegen die Ausbreitung von Forstschädlingen, eine geringe Untermischung mit anderen Bäumen zweckmäßig. Reine Laubwaldpflanzungen hingegen sind wegen der herbstlichen Fallaubverwehungen unerwünscht. Mit der Anlage der Schutzgehölze lassen sich Einrichtungen für den Vogelschutz verbinden und damit teilweise die Voraussetzungen zur Verminderung von Mückenplagen schaffen (*Meyer* 1937).

Trinkwasser-Talsperren sollten grundsätzlich vor der ersten Bespannung weitgehend geräumt werden. Auf diese Weise läßt sich der sonst mögliche Eintritt einer stärkeren Sauerstoffzehrung bzw. einer erhöhten Kohlensäureanreicherung vermeiden, die ihrerseits zur Auflösung von Nitraten, Phosphaten, Eisen, Mangan usw., wenn nicht sogar zur Schwefelwasserstoffbildung im Tiefenwasser führen können. Unterbleibt die Räumung, so können sich die Mißstände so stark auswirken, daß nicht nur die erste Sperrenfüllung als Trinkwasser ausfällt, sondern daß späterhin die Wasseraufbereitung sogar den Bau zusätzlicher Filter erfordert. In der nährstoffreichen Hasper-Talsperre wurde von *Stundl* (1942) festgestellt, daß der Eisengehalt gegen das Ende der Sommerstagnation in den bodennahen Schichten bis auf 9 mg/l anstieg, während er im zulaufenden Hasperbach zu gleicher Zeit nur 0,3 mg/l betrug. Eisen- und Mangananreicherungen dieser Art pflegen mit der Zunahme der Wassertemperatur einzusetzen und ihren Höhepunkt im Herbst zu erreichen (Abb. 146). Sie künden sich in den Filteranlagen äußerlich durch die Bräunung oder Schwärzung des Filtersandes und durch eine Anreicherung von Eisenbakterien an. In der Gothaer Talsperre führten sie nach *Meyer* (1937) zu einem üppigen *Crenothrix*-Wachstum im Verteilerturm, in der Remscheider Talsperre nach *Kolkwitz* (1911) zu einer gleichen Entwicklung in den Zuleitungsrohren zu den Aufbereitungsanlagen. Mit zunehmender Alterung der Sperren und dem damit in Verbindung stehenden Anwachsen der Grundverschlammung muß allerdings auch in geräumten Sperren mit solchen Eisen- und Mangananreicherungen gerechnet werden. Aus diesem Grunde sollte erfahrungsmäßig die tiefste Wasserentnahme nur aus Schichten erfolgen, die etwa 3 bis 5 m über der Sohle liegen.

Das Reinhalten der Trinkwasser-Talsperren erfordert weiterhin den Ausschluß jedweder Abwasserzuläufe. In welchen Zustand im entgegengesetzten Falle Sperren geraten können, hat in klassischem Ausmaße die an der oberen Saale gelegene, der Wasser- und Kraftwirtschaft sowie auch dem Hochwasserschutz dienende Bleiloch-Talsperre gezeigt. In diesem mit 215 Millionen m³ Stauraum größtem und mit 9,2 km Länge und 59 m größter Tiefe zweitgrößtem deutschem Stausee trat durch Sulfitzelluloseabwässer Ende der 30. Jahre dieses Jahrhunderts eine so beträchtliche Schwefelwasserstoffentwicklung und eine so starke Sauerstoffzehrung ein (Abb. 147), daß nach *Liebmann* (1938) die eingesessene Lebewelt praktisch ganz vernichtet wurde und nur deren widerstandsfähigste Arten (Larven und Puppen von Chironomiden, Tubificiden) stellenweise überlebten. Dafür entwickelte sich im Bereich des Grundschlammes eine sehr bemerkenswerte Gruppe von Wimpertierchen, die z. T. nur an solchen schwefelwasserstoff-

haltigen Orten anzutreffen sind (Abb. 38). Nach *Demoll* (1950) mußte das Baden verboten werden, da durch das Aufwühlen des Wassers aus 1 bis 2 m Tiefe freier Schwefelwasserstoff emporperlte und Badende betäubte, ebenso wie es am Sperrenauslauf im Turbinenhaus zu Gesundheitsschädigungen des dort tätigen Personals kam. Die Sperre wandelte sich allmählich in einen „Schwefelwasserstoff-See" um, der nur zeitweilig in seinen oberen Wasserschichten ausreichende Mengen an Sauerstoff besitzt. Setzen die Vollzirkulationen ein, so reicht der in die Tiefe geführte Sauerstoff nicht aus, um den Schwefelwasserstoff zu vernichten; vielmehr breitet sich letzterer bei den Umwälzungen über die gesamte Wassermasse aus, führt zu dessen biologischer Verödung und durch die Ausdünstungen zu starken Belästigungen in den über den Steilufern gelegenen Ortschaften.

In fischereilicher Hinsicht gilt der Satz, daß ausgesprochene „Trinkwasser-Talsperren" keine „Fisch-Talsperren" sein sollen. Wohl darf ein geregelter Angelbetrieb, nicht aber eine künstliche Fütterung oder eine Netzfischerei zugelassen werden, da eine regelmäßige Befahrung mit Booten, das Einbringen der Gerätschaften und gelegentliche sonstige Verunreinigungen nicht zur Steigerung des Sauberkeitsgrades beitragen. Ein bescheidener Fischbesatz hingegen ist zur Erhaltung des biologischen Gleichgewichtes durchaus erwünscht. Er stellt sich in der Regel bereits unter natürlichen Verhältnissen aus den zulaufenden Gewässern ein, entspricht aber in seiner Zusammensetzung selten den fischereiwirtschaftlichen Ansprüchen. Für einen künstlichen Besatz in Trinkwassertalsperren eignen sich am ehesten Maränen und Forellen, doch sind die bisher damit erzielten Ergebnisse nicht sehr erfolgversprechend. Auszuschalten sind auf jeden Fall Grundfische wie Karpfen und Aale, zu fördern Hechte und Zander, die auch eine übermäßige Entwicklung der Wildfische verhindern. In Gebieten, die von der Malaria gefährdet sind, wie z. B. in der Athener Talsperre, hat man mit gutem Erfolg zur Vertilgung der *Anopheles*-Mückenlarven Zahnkarpfen eingesetzt (s. S. 153 Abb. 73 u. 74).

Gleich der Fischerei ist auch der Badebetrieb grundsätzlich von Trinkwassersperren auszuschließen. Er ist höchstens in größeren Sperren und auch in diesen nur in bescheidenem Umfang und unter Beachtung der erforderlichen Vorsichtsmaßnahmen an Stellen statthaft, die von der Wasserentnahmestelle möglichst weit abliegen.

Für die Wasserentnahme ist das zur Zeit der sommerlichen Wasserruhe bis 10 und mehr Meter tief reichende Oberflächenwasser seines erhöhten Planktongehaltes und seiner Wärme wegen wenig geeignet. Die Ausbildung und Mächtigkeit der folgenden Sprungschicht ist weitgehend von der Menge des Wasserentzuges abhängig. In flacheren Becken gelangt diese Schicht bisweilen kaum zur Entwicklung. Aber auch im entgegengesetzten Falle vermag ihre Beschaffenheit von dem auflagernden Oberwasser (Epilimnion) deutlich beeinflußt zu werden. So berichten *Baier* und *Gundel* (1907) über eine Massenentwicklung von Sternalgen, die dem Epilimnion (mit einer Temperatur von 18,5° C) eine schmutziggrüne Färbung und einen fischig-moderigen Geschmack verliehen. Diese Kieselalgen fehlten der folgenden, von 4 bis 16 m reichenden Sprungschicht (mit einer Temperatur zwischen 18 und 9° C) praktisch vollständig, jedoch roch auch dieses Wasser deutlich fischig-

moderig. Der unter dem 7,6° C warmen Tiefenwasser lagernde Bodenschlamm war reich an abgesunkenen *Asterionella*-Schalen. Da nun gleich jedem See auch jede Talsperre ihren eigenen, von Klima, Lage, Gestalt, Größe und wirtschaftlicher Beanspruchung geprägten Gesetzen folgt, sollte es Aufgabe einer gemeinschaftlichen bakteriologischen, biologischen und chemischen Untersuchung sein, den jahreszeitlich günstigsten Ort für die Wasserentnahme ausfindig zu machen. Die besten Möglichkeiten, diese Stelle auch praktisch auszunützen, besitzen solche Sperren, die über Entnahmetürme mit feststehenden Entnahmeleitungen aus verschiedenen Tiefen verfügen (Abb. 148). Die Verwendung beweglicher Entnahmerohre hat in der Praxis nicht völlig befriedigt.

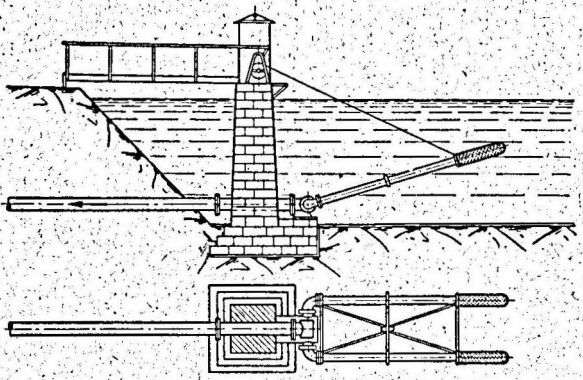


Abb. 148. Schwenkrohr zur Wasserentnahme aus Talsperren. — Nach *Sierp*.

Das aus den Trinkwasser-Talsperren abfließende Wasser wird je nach seiner Beschaffenheit in natürlichem Zustande, nach erfolgter Chlorung oder aber nach vorausgegangener Aufbereitung in Filtern, selten Rieselwiesen, den Verbrauchern zugeleitet (Abb. 145). Unzureichende Filterwirkungen der letzteren machten sich nach *Kolkwitz* (1911) im Ablauf der Remscheider Rieselwiesen durch die Anwesenheit von Kiesel- und Grünalgen wie z. B. *Tabellaria flocculosa, Synedra ulna* und *Volvox*, Rädertiere wie *Polyarthra* und Nauplien von Kleinkrebsen bemerkbar. Die angeschlossenen Sammelleitungen enthielten Geflechte des Hallimasch (*Armillaria mellea*), die bis 5 m Länge und 10 cm Breite erreichten. Im Sammelbrunnen hatten sich neben verschiedenen Kieselalgen kleine gelbe Zuckmückenlarven, Borstenwürmer und als Vertreter der Grundwasserfauna der Brunnendrahtwurm und Brunnenflohkrebse aus der Gattung *Niphargus* eingefunden.

Die bisweilen erheblich langen, durch Rohre bzw. Felsstollen führenden Wasserleitungen — die von der Sösetalsperre nach Hannover und Bremen führende Fernleitung besitzt beispielsweise eine Länge von rd. 200 km — unterliegen in der Regel einer gewissen Verschlammung, der Anlagerung von Eisen, Mangan usw. Aber auch Eisenbakterien-Störungen größeren Umfanges sind aus solchen Leitungen bekannt geworden, so z. B. aus der Wasserversorgung von Liverpool, die ihr Wasser aus dem künstlich geschaffenen Vrynwy-See in Montgomeryshire bezieht. Die im Jahre 1893 vorwiegend von Gallionellen befallene Strecke war 12 km lang und erstreckte sich bis zu den Sandfiltern. Eine stärkere Manganbakterien-Entwicklung stellte sich in neuerer Zeit auch in einer sächsischen Talsperrenleitung ein. Sie wirkte sich noch in den Aluminium-Fällungsbecken des angeschlossenen Wasserwerkes dadurch aus, daß von den eingeschwemmten Manganfällern besonders *Leptothrix*

discophora (Abb. 44 F) durch derartige Einlagerungen ungewöhnlich stark vererzte. Auf ein gleiches Auftreten einer *Leptothrix*-Art in einer Tonerdeflockungslage haben früher bereits *Fair* und *Whipple* (1927) aufmerksam gemacht. In dem von ihnen beschriebenen Falle setzten die *Leptothrix*-Wucherungen auf den hölzernen Verteilungsrinnen ein und führten weiterhin durch ihre Massenentwicklung sogar zu einer Verkürzung der Laufzeiten der nachgeschalteten Schnellfilter. In dem vorstehend genannten sächsischen Wasserwerk war im übrigen noch beachtlich, daß die z. T. noch in den Schnellfiltern flockende Tonerde durch die Filter schlug und an den Wandungen der Reinwasserkammern einen schlierig-gallertigen, strukturlosen Ueberzug bildete, der durch mitgerissene, planktische Bestandteile (Grün- und Kieselalgen und sonstigen Schwebestoffen) tief schmutzigdunkelgrün verfärbt war. In der 80 km langen Gefälleleitung der Eckertalsperre führte die gleichfalls durchgeschlagene Tonerde nach *Seiferth* und *Krüger* (1950) zur Bildung gleichmäßig verteilter Beläge von schleimig-schlieriger Beschaffenheit, die quer zur Rohrlänge gerippt waren und, obgleich die Rippen nur etwa 1 mm hoch waren, Druckverluste bis zu 43 % der ursprünglichen Höchstleistung verursachten.

Zum Abschluß seien noch einige Störungen anderer Herkunft erwähnt. In der Talsperren-Wasserversorgung von Cardiff (Südwales) erstreckte sich ein durch *Euspongilla lacustris* (Abb. 109 G—J) hervorgerufener Befall über eine Rohrstrecke von 53 km Länge (*Parker* 1913, *Hastings* 1935). In Australien fanden sich nach *Gee* (1935) gleichartige, durch *Ephydatia multidentata* hervorgerufene Beläge im Haupttableitungsrohr der Chichester-Sperre und in den Rohren des Sammelbeckens von Monong. Als weitere, sehr ausgeprägte Schädlinge in Talsperrenwasserversorgungen haben sich schließlich einige Insektenlarven erwiesen. Eine ausgiebige Ansiedlung von Köcherfliegenlarven trat u. a. in dem zu Brauchwasserzwecken dienenden Wiental-Wasserwerk in Tullnerbach ein, das aus dem Wientalsee, einer Dammtalsperre von 1,5 Mill. m³ Fassungsraum und 13 m Kronenhöhe, gespeist wird. Als Hauptverheber der Störung erwiesen sich nach *Jettmar* (1935) die Larven von *Neureclipsis bimaculata* (Abb. 117 A), einer Art, die bis zu diesem Augenblick weder aus dem Einzugsgebiete der Sperre, noch überhaupt aus der Umgebung von Wien bekannt war. Ihre 13—22 mm langen, streng rheophilen weißen bis hellgrünen Larven bauen bis tellergroße, mißfarbig grau bis schwarzgrau gefärbte Trompetennetze (Abb. 118 B). Die geschlüpften, mit schwarzgrauen, weiß gefleckten Vorderflügeln ausgestatteten Köcherfliegen bevölkerten in Tullnerbach zeitweilig in Riesenmengen das Gebäude der Reissert-Schnellfilter und saßen dabei vorwiegend auf den gekalkten Gebäudewänden, während einige begleitende Zuckmückenarten (*Dactylocladius brevicalcar, Glyptotendipes grippekoveni, Trichotendipes culiciformis* und *Limnochironomus* sp.) die Fenster bevorzugten. Ferner fanden sich zahlreiche Spinnennetze und, da offensichtlich für einen Abschluß nach außen nicht hinlänglich gesorgt war, auch Nester von Schwalben. Gelegentlich flogen auch Singvögel, sowie in der Dämmerung Fledermäuse ein und aus. Auf der Filteroberfläche breiteten sich die Gespinste der Köcherfliegenlarven überall dort aus, wo lebhafte Wasserbewegung herrschte, d. h. (vgl. Abb. 149) in den

Fugen der Sandsteinquader (a), auf der umgebenden Kiesfläche (a—e) und an den Druckluftrohren. Der Hauptsitz der Larven verriet sich aber dadurch, daß die Zulaufmenge des Rohwassers auffälligen Schwankungen unterworfen war und dabei von Zeit zu Zeit größere Mengen an Larven und Gespinsten mit sich führte. Eingehende Untersuchungen

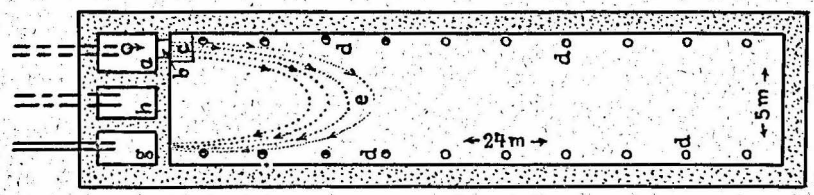


Abb. 149. Skizze eines Vorfilters im Wiental-Wasserwerk Tullnerbach. *a* Rohwasser-Zulauf. *b* Ueberfall. *c* Sandquader. *d* Senkrecht eingesetzte Spülungsrohre (die 8 oben gelegenen schwarz-weiß gezeichneten befallen) *e* Strömungsrichtung. *g* Beckenablauf zum Entleerungsschacht. *h* Ablauf zum Feinfilter. — Umzeichnung nach *Jettmar*.

ergaben schließlich, daß nicht nur das der Rückspülung dienende Rohrnetz unter der Kiesschüttung von zahlreichen Larvennetzen übersponnen war, sondern daß die Tiere überdies in unzähliger Menge die Innenwandungen der 700 mm weiten Rohwasserzuleitung bedeckten. Bei einer gründlichen Reinigung dieser Rohre wurden 3 m³ Gespinstmassen beseitigt. Als Begleiter traten in geringer Menge Zuckmückenlarven und Wasserasseln, sowie ein gelber Egel auf, welch letzterer auch die Zuleitungsrohre zu den Langsamsandfiltern besiedelte. In den entleerten Rohwasserrohren hingen die Gespinstmassen stellenweise als lange Girlanden von der Decke (Abb. 150). Die vereinzelt angetroffene Zuckmücke *Glyptotendipes* ist im übrigen auch aus den Vorfiltern der Brünner Wasserleitung bekannt. Die Bekämpfung erfolgte für die geflügelten Insekten durch Aushängen von Fliegenleimpapier; die an der Wasseroberfläche abgelegten Eier wurden regelmäßig abgeschöpft; die Vernichtung der Larven war in ausreichender Weise mit chemischen Mitteln nicht möglich, da die Tiere selbst gegen starke Chlorgaben sehr widerstandsfähig waren.



Abb. 150. Das Rohrinnere eines von Köcherfliegenlarven befallenen und deren Gespinstmassen ausgekleideten Rohrstranges im Wasserwerk Wiental-Tullnerbach. — Nach *Jettmar*.

Aehnliche starke Plagen durch Köcherfliegenlarven sind auch aus Nordamerika bekannt. *Fair* und *Whipple* (1927) erwähnen als Schädlinge gehäusebauende Larven der Gattung *Phryganea*, sowie die der Lachsfliege *Corydalis cornutus*. Sie fanden sich besonders an den Decken von Stollen und Rohrleitungen; der Befallsbereich erstreckte sich über mehrere Meilen und führte zu starken Einengungen der Rohrweiten. Die Reinigung erfolgte auf mechanische Weise.

In jüngster Zeit haben *Silvey* und seine Mitarbeiter (1950) auf sehr ausgesprochene Geruchs- und Geschmacksstörungen durch Strahlpilze hingewiesen, wobei im ernstesten Falle das gezapfte Reinwasser infolge seiner erdigen, bzw. nach erfolgter Chlorung als schlammig-fischig, erdig-sumpfig usw. bezeichneten Eigenart weder zu Trink- noch zu Küchenzwecken brauchbar war und selbst in Wäschereien nicht verwendet werden konnte. Kälber und Hühner, die mit diesem Wasser getränkt worden waren, lieferten Nutzungsprodukte (Milch, Fleisch, Eier), die den Strahlpilz-Geschmack aufwiesen. Diese Riechstoffe sind in Wasser leicht löslich und in Mengen von 0,3 mg/l deutlich wahrnehmbar. Die kritische Zeit der Geruchs- und Geschmacksbildung setzt beim Erreichen von Temperaturen von 15° ein. Eine Vernichtung dieser Schädlinge, die weit verbreitet sind und u. a. mit Vorliebe in flachen, stark verkrauteten und planktonreichen Gewässern (u. a. Talsperren) auftreten, ist durch chemische Mittel praktisch nicht möglich. Ebenso lassen sie sich durch Sandfilter nicht restlos zurückhalten, so daß ein Befall der Rohrleitungen im Bereich der Möglichkeit liegt. Ratsamer ist die Schaffung von Staubecken ohne Flachwasserzonen, Beseitigung des Krautwuchses bzw. Unterdrückung von Wasserblüten, Fernhalten von Abwasserzuläufen usw. Das Auftreten von Strahlpilzen wurde 1934 in Freital in Sachsen auch in einem mit Talsperrenwasser gespeisten Verteilerbehälter beobachtet, in den im übrigen reichlich Ohrwürmer *(Forficula)* eingedrungen waren. Diese Strahlpilze, die in Kultur gelbe Kolonien bildeten, führten zwar zu keinen Geruchs- und Geschmacksveränderungen, standen aber mit einer Erhöhung der Keimzahlen in Verbindung. Ihre Entwicklung in den Kammern könnte möglicherweise auf der Anwesenheit eines ungeeigneten Schutzanstrichs beruhen, da dessen allmähliche Ablösung eine Vermehrung der Strahlpilze im Gefolge hatte.

VII. Die Algen- und sonstige Schädlingsbekämpfung

In den vorstehenden Ausführungen wurde bereits wiederholt darauf hingewiesen, daß je nach der Herkunft und der Gewinnung des Trink- und Brauchwassers und der Art der technischen Ausbildung der Gewinnungs-, Aufbereitungs- und Verteilungsanlagen in vielen Fällen die Möglichkeit eines Befalles und einer Ausbreitung unerwünschter Lebewesen eintreten kann, und daß man ein aufbereitetes Reinwasser, das noch grobsinnlich erkennbare Organismen enthält, bereits aus aesthetischen Gründen für den menschlichen Gebrauch ablehnen sollte.

Ein Versuch, die wichtigeren Störungen bzw. die dafür verantwortlichen Organismen je nach dem Ursprung des Rohwassers, den Aufbereitungsstufen und den Verteilungseinrichtungen übersichtlich zusammenzustellen, ergibt etwa umstehendes Gesamtbild (Tabelle S. 276/77).

Des weiteren wurde bereits hie und da auf Möglichkeiten und Wege hingewiesen, um der Schädlinge Herr zu werden oder aber zum mindesten ihre Menge auf ein erträgliches Maß herabzudrücken. Verwiesen sei dabei u. a. auf die Notwendigkeit von periodischen Entschlammungen von Kesselbrunnen und Zisternen (S. 123, 125, 150), die Wahl von Kernholz für die Herstellung von Pumpenrohren (S. 134), die besiedlungsfeindlichen Eigenschaften von Zement ohne Glattstrich (130) und von Eternit (167), die Bedeutung von Sieben in Quellstuben gegen einwandernde Grundwassertiere und andere größere Lebewesen, sowie von mückensicheren Gazeabschlüssen in Betriebsgebäuden. Weiter wurden genannt: Fliegenleimpapier bei Mückenplagen (272), Spezialgläser gegen Algenwachstum (168), die mechanische Wirkung von Aluminiumsulfat auf Plankton (216, 243) und Mineralöl als Abschlußmittel der Wasseroberfläche gegen Insektenlarven (S. 226) (auch gegen Springschwänze verwendbar). Erinnert sei ferner an die Möglichkeit der Dreikantmuschel-Bekämpfung durch das biologische Fangverfahren (S. 208) und an die Vernichtung der Fiebermückenlarven durch Zahnkarpfen in wärmeren Gebieten (S. 153, 226). Als Beispiele für die Benutzung chemischer Stoffe ihrer Giftwirkung wegen wurden aufgeführt: Ammoniak und Insektenpulver (gegen geflügelte Insekten und deren Larven S. 167, 182), Chlor und Chlorpräparate (vielseitige Verwendung S. 97, 223, 235), DDT (gegen Zooplankter und geflügelte Insekten S. 182, 235), Kochsalz (gegen Würmer S. 165) und Kupfersulfat (besonders zur Algenbekämpfung S. 222).

Die sinngemäße Anwendung der chemischen Giftstoffe hängt vor allem von der spezifischen Empfindlichkeit der einzelnen Arten und von der chemischen Wasserbeschaffenheit ab. Ferner sind zu berücksichtigen: der Verwendungszweck des Wassers, die Temperatur, die evtl. Fließgeschwindigkeit, die Belüftung und die Werkstoffzusammensetzung, weiter Schadwirkungen auf andere, für den menschlichen Haushalt wertvolle Lebewesen (den Menschen selbst, Kulturpflanzen, Fische usw.). Auch die Kostenfrage spielt eine nicht zu unterschätzende Rolle, zumal manche Verfahren umfangreichere Apparaturen voraussetzen.

Ueber die Praxis der Algenbekämpfung im besonderen liegen namentlich aus Nordamerika eingehende Erfahrungen und ein sehr umfangreiches Schrifttum aus jüngster Zeit vor, auf dessen Titelsammlung (*Anonymus* 1949) besonders aufmerksam gemacht sei. Diese Untersuchungen lehren, daß die Anwendung der Bekämpfungsmittel „eine Wissenschaft für sich" ist und, wie *Tarlton* (1949) hervorhebt, einer ständigen biologischen Betriebskontrolle bedarf. Mit der Bekämpfung muß bereits beim Eintritt der biologischen Störungen, gegebenenfalls vorsorglich früher begonnen werden. *Domogalla* (1935, 1941) führte durch langjährige praktische Versuche den Beweis, daß auf diese Weise z. B. die für die Planktonvernichtung erforderlichen Kupfersulfatmengen um ein Zehntel niedriger gehalten werden können, als wenn die Behandlung erst bei starker Algenentwicklung erfolgt.

Die im Wasserwerksbetrieb am häufigsten verwendeten chemischen Giftstoffe umfassen Chlor, Ammoniak, Chloramin und Kupfersulfat sowie Insektenpulver und in neuester Zeit auch DDT.

1. Chlor wurde bereits 1894 von *Traube* in Deutschland zur Entkeimung von Trinkwasser vorgeschlagen, praktisch aber zuerst in England, und zwar 1897 von *Woodhead* in Mailstone und 1905 von *Houston* in Lincoln zu solchen Zwecken benutzt[1]). Seine Verwendung als Algenbekämpfungsmittel geht auf *Hale* (1921) in Nordamerika zurück. Gegenwärtig wird es in flüssigem oder gasförmigem Zustand oder in Form von Chlorpräparaten, wie festem Caporit (unterchlorigsaurem Calcium $Ca(OCl)_2$ mit 70% aktivem Chlor), oder als Hypochloritlauge (NaOCl) verwendet. Für die Bemessung der Chlorgaben ist der Chlorgehalt entscheidend, der vom Chlorbindungsvermögen des Wassers nicht verbraucht wird (Ueberschuß- oder Restchlor).

In der Regel führen Zusätze mit 0,2 bis 0,5 mg/l Ueberschußchlor zur raschen Vernichtung von zahlreichen Protozoen und Bakterien. Geringere Chlormengen sind entweder ganz unwirksam oder führen nur zu teilweisen Schädigungen. *Küenzi* und *Gubelmann* (1927) zeigten experimentell, daß, wenn der Filterrückstand des mit 0,1 bis 0,12 mg/l Cl behandelten Wassers der Berner Wasserleitung in Kultur genommen wurde, bereits 12 bis 36 Stunden später eine reichliche Entwicklung von Amoeben, Flagellaten und Ciliaten einsetzte. Dabei überwogen die allgemein verbreiteten meso- und polysaproben Arten, wohingegen die harmlosen Formen der Bach- und Quellfauna wesentlich geringer waren. Festgestellt wurden u. a. *Amoeba limax, A. proteus, Monas sociale, M. vulgaris, Bodo celer, B. minima, Euglena variabilis* und *Coleps hirtus*. Weiter erschien ein durch seine großen Gallerthöfe ausgezeichnetes Bakterium, und zwar in solchen Massen, daß eine deutliche Wassertrübung einsetzte, die bis zum zehnten Tage deutlich anhielt und erst nach Ablauf weiterer zehn Tage verschwand.

Organismen, die Schleim- oder Gallerthüllen besitzen bzw. in solchen Hüllen eingebettet liegen (z. B. *Crenothrix, Zoogloeen* bildende andere Bakterien, gewisse Kieselalgen usw.) sind gegen Chlor widerstandsfähiger, eine Erscheinung, die sich daraus erklärt, daß das Chlor in kleinen Dosen keine ausgesprochene Tiefenwirkung besitzt. In solchen Fällen hilft eine „Hoch-" oder eine „Ueberchlorung", bei der

[1]) Die erste Anwendung in USA erfolgte 1907, im Ruhrgebiet 1912.

Schema der wichtigeren biologischen Störungen verschiedenen

	A	B	C	D
			Absetzbecken	
	Rohwasser-Gewinnung	Rohwasser-Leitung	mit kurzfristiger Absetzzeit	mit langfristiger Speicherzeit
1 Grundwasser	(Rohr- und Sammelbrunnen) Bakterielle Störungen (Fe-, Mn-, H_2S-Bakterien, Zoogloeen, Sphaerotilus) — Grundwasserbewohner (Niphargus, Asellus cavaticus) — (Phreoryctes)	wie A 1	—	—
2 Uferfilterung	(Rohr- und Sammelbrunnen) Bakterielle Störungen (Fe- und Mnl-Bakterien) — Bisweilen Grundwasserbewohner wie 1 A	wie A 2	—	—
3 Künstliche Grundwasseranreicherung	(Anreicherungsbecken) Wasserblüten und andere Algenstörungen — Fe- und Mn-Bakterien — Bisweilen Grundwasserorganismen (u. a. Phreoryctes)	wie A 3	—	—
4 Quellwasser	(Quellstuben) Grund- u. Quellwasserorganismen (Niphargus, Asellus cavaticus, Phreoryctes, Gordius, Insekten) — Bakterielle Störungen (Fe- und Mn-Bakterien, Zoogloeen, Sphaerotilus)	wie A 4	—	—
5 Flußwasser	(Stauseen) Wasserblüten Vegetationsfärbungen — Verkrautungen	Bakterielle Störungen (Sphaerotilus, seltener Fe- u. Mn-Bakterien) Dreikantmuscheln, Süßwasserschwämme, Moostierchen, Asellus aquaticus — Insektenlarven — Protozoenbewüchse	Wasserblüten u. Vegetationsfärbungen — Algendecken — Dreikantmuscheln, Süßwasserschwämme, Moostierchen, Asellus aquaticus —	wie 5 A — Verkrautung — Insektenlarven — Wasserkäfer usw. — Wasservögel
6 See- u. Talsperrenwasser	(Seen und Talsperren) Wasserblüten u. Vegetationsfärbungen — Fe- und Mn-Störungen (selten) — Armleuchter-Gewächse	Dreikantmuscheln, Süßwasserschwämme, Moostierchen, Asellus aquaticus — Köcherfliegen — Protozoenbewüchse	—	—

im Aufbereitungsverlauf entsprechend der Wasserherkünfte

E	F	G	H
Langsam-Sandfilter	Schnellfilter	Reinwasserbehälter	Rohrnetz
Würmer (Nematoden, Naiden) — Mückenlarven und geflügelte Tiere — Wasserasseln (Asellus cavaticus), Kleinkrebse	Würmer (Nematoden, Naiden)	Fe-, Mn- u. H_2S-Bakterien — Würmer (Nematoden, Naiden) — Grundwasserbewohner (Niphargus, Asellus cavaticus) — Insektenlarven und geflügelte Tiere	Fe- und Mn-Bakterien, andere Mikroorganismen — Würmer (Nematoden, Naiden) — Grundwasserbewohner (u. a. Niphargus, Asellus cavaticus) — Mückenlarven —
Würmer (Nematoden, Naiden) — Mückenlarven und geflügelte Tiere — Wasserasseln (Asellus aquaticus)	Würmer (Nematoden, Naiden, Tubificiden)	Fe- und Mn-Bakterien — Würmer (Nematoden, Naiden) — Asellus aquaticus — Insektenlarven und geflügelte Tiere	Fe- u. Mn-Bakterien u. andere Mikroorganismen — Würmer (Nematoden, Naiden) — Mückenlarven — Asellus aquaticus
Würmer (Nematoden, Naiden) — Mückenlarven und geflügelte Tiere — Phreoryctes	wie F 1	Fe- und Mn-Bakterien — Würmer (Nematoden u. Naiden) — Insektenlarven und geflügelte Tiere	wie H 2 — Asellus aquaticus (ausnahmsweise) — Phreoryctes
Würmer (Nematoden, Naiden) — Larven und geflügelte Tiere von Köcherfliegen und Mückenlarven — Gordius u. a. Quell- u. Grundwassertiere	wie F 1	wie G 1	wie H 2 — Grund- und Höhlenorganismen (u. a. Asellus cavaticus) —
Algenverstopfungen — Würmer (Nematoden u. Naiden)! — Kleinkrebse — Larven und geflügelte Insekten von Köcherfliegen und Mücken — Fische	Algenverstopfungen — wie F 1	Fe- und Mn-Bakterien — Oberflächen-Mikroorganismen — Moostierchen, Süßwasserschwämme — Würmer (Nematoden, Naiden)! — Asellus aquaticus! — Springschwänze — Insektenlarven und geflügelte Tiere	wie 5 G (ausschließlich Oberflächenwasser- bzw. Oberflächenorganismen)
wie E 5	Algenverstopfungen — wie F 1	wie G 5	wie G 5

auch Geruchs- und Geschmacksstoffe zerstört werden. Die „Entchlorung" erfolgt, sofern sie erforderlich ist, durch Antichlormittel, wie Natriumthiosulfat und Natriumsulfit, oder durch Aktivkohle usw. Muß von einer solchen Ueberchlorung z. B. aus korrosionschemischen Gründen abgesehen werden, so läßt sich die Wirkung kleiner Chlordosen auf Gallerten und Schleime durch eine Vorbehandlung mit Laugen verstärken, da die Laugen die gallertigen Beläge verquellen (auflockern) und damit dem Chlorzutritt zugängiger machen. Die geringe Tiefenwirkung des Chlors erklärt auch z. T., weshalb durch einfaches Chloren Organismen, die auf oder im Schlamm leben — z. B. *Cyphoderia ampulla, C. major, Planaria vitta, Rhynchelmis limosella, Cyclops fimbriatus, Candona candida, C. neglecta, Canthocamptus minutus* und *Asellus cavaticus* (*Gubelmann* 1934) — nicht durchgreifend geschädigt werden. Liegen Wässer mit größerer Karbonathärte vor, so ist die Anwendung von sauren bis neutralen Hypochloritlaugen vorteilhaft. Ein weiterer Weg, die Chlorung wirksam zu gestalten, beruht auf der Anwendung der „stoßweisen" Chlorung, wobei die Organismen im zeitlich ständigen Wechsel der Einwirkung von gechlortem und ungechlortem Wasser unterworfen werden. Erfahrungsgemäß werden die besten Erfolge erzielt, wenn jeweils auf 2 Minuten Chloreinsatz eine Ruhepause von 10 Minuten eingeschaltet wird.

Ueberchlorungen mit 3 und mehr mg/l sind für die Vernichtung von Synuren, Rädertieren (*Keratella, Monostyla*), Kleinkrebsen (Daphnien, Hüpferlinge), Eintagsfliegenlarven usw. kaum zu umgehen. Desgleichen sind gewisse kleine Grünalgenplankter wie Chlorellen, *Chlamydomonas*-Arten, *Scenedesmus, Ankistrodesmus, Pediastrum, Oocystis* und *Tetraedron* ausgesprochen chlorresistent. Ihre restlose Abtötung ist selbst bei Einwirkung von 5 mg/l Ueberschußchlor 1½ Stunden lang nicht vollkommen gewährleistet. Noch widerstandsfähiger ist die Wasserassel (*Asellus aquaticus*), die Gaben bis 15 mg/l erträgt, desgleichen besonders die Fadenmassen von *Cladophora*, die erst bei Dosen von 150 mg/l aktivem Chlor nach 1stündiger Einwirkungszeit, bzw. 30 mg/l nach 48 Stunden unter Braunfärbung zugrunde gehen. Auch die Vernichtung von Zuckmücken- und Köcherfliegenlarven erfordert hohe Chlordosen (mindestens 25 mg/l) und lange Einwirkungszeiten (20 Stunden und mehr). Dasselbe gilt für Würmer (Naiden usw.), deren restlose Vernichtung auf Filtern in Burgh of Kilmarneck (Schottland) erst durch einen 3 Tage währenden Zusatz von Hypochloritlauge mit 25% Restchlor gelang (*Dunbar* 1938).

Ein Nachteil bei der Chlorung besteht darin, daß die nach dem Abtöten der Lebewesen freiwerdenden löslichen organischen Stoffe (Zucker, Aminosäuren usw.), soweit sie nicht durch das Chlor ganz zerstört werden, als pflanzliche Nährstoffe zurückbleiben und damit einer Wiederentwicklung der überlebenden chlorresistenten Arten Vorschub leisten. Im gechlorten Wasser von offenen Speichern und Sandfiltern wirkt sich dieses Verhalten bisweilen durch die höchst unangenehme Erscheinung des „Nachwuchses" bzw. der „grünen Filter" aus, über welche bereits auf S. 234 berichtet wurde.

2. Ammoniak hat in neuerer Zeit in Gasform besonders zur Beseitigung geflügelter Insekten (Zuckmücken, Eintagsflie-

gen, Halmfliegen) in Wassertürmen und Filtergebäuden vermehrte Beachtung gefunden. Die Vergasung erfolgt nach möglichst vollständiger Abdichtung der befallenen Gebäudeteile durch Gaben von 20 g je m^3 Luftraum (= 2,5 Vol%) unter Einhaltung einer Einwirkungszeit von mehreren Stunden. Die Bekämpfung der im Wasser lebenden Larven erfordert die zehnfache Ammoniakmenge. Auf Wasserasseln wirken in der gleichen Zeit Dosen von 10 mg/l, auf Hüpferlinge solche von 8 mg/l stark giftig.

3. In Verbindung mit Chlor zählen die Chloramine zu den besten Mitteln, um befallene Rohrleitungen von schleimigen Bakterienbelägen (z. B. *Crenothrix*) oder tierischen Aufwüchsen (Süßwasserschwämmen, Dreikantmuscheln, Moostierchen usw.) zu befreien, zumal die erforderlichen Chloramin-Mengen gering und dennoch sehr wirksam sind und ferner die bei ausschließlicher Chlorbenutzung mögliche Chlorphenol-Bildung nicht zu befürchten ist. Die Giftwirkung tritt zwar langsamer als bei der reinen Chlorbehandlung ein, hält aber länger an. Dosen von 1 mg/l Chloramin sind bisweilen ebenso wirksam wie solche von 100 mg/l Chlor. Diese Erscheinung beruht z. T. darauf, daß das Ammoniakgas an sich — abgesehen von seiner Giftigkeit — bereits organische Stoffe bindet und dadurch das Chlorbindungsvermögen herabsetzt. Im allgemeinen wird das Chloramin so angewendet, daß dicht hintereinander zunächst das Ammoniak und erst anschließend das Chlor bzw. Chlorwasser eingeleitet werden, wobei in der Regel das Verhältnis von 1 : 2 gewählt wird. Die Einwirkungszeit auf die Organismen schwankt durchschnittlich zwischen 30 Minuten und 2 Stunden. Auch chlor- und kupferresistente Arten können, zumal bei stoßweiser Beschickung, mit einiger Sicherheit durch Chloramin zum Absterben gebracht werden.

4. Einen wesentlich bequemeren und in mancher Hinsicht wirksameren Giftstoff als Chlor, um besonders Talsperren, Staubecken und andere mit Chlor schwer zu behandelnde Wasserspeicher von Algen und anderen Planktern zu befreien, stellt das Kupfersulfat dar. Ursprünglich als gutes Pilzgift bekannt, wurde es zum erstenmal von *Moore* und *Kellerman* (1904) in Nordamerika zur Vernichtung von Planktonorganismen eingesetzt. Seither hat es sich einen bevorzugten Platz unter den Vertilgungsmitteln gesichert, wenngleich seine Anwendung ziemlich teuer ist. Die Vorzüge des Kupfersulfates bestehen namentlich darin, daß es feste Form besitzt, sich wenig verändert, leicht aufzubewahren und auch leicht zu verschicken ist und sich schließlich rasch im Wasser löst. Seine Anwendung ist sowohl in stehenden als auch in langsamfließenden Gewässern möglich. Es kann in fester oder auch flüssiger Form zugesetzt werden und erfordert nicht unbedingt eine besondere Apparatur. Für den Menschen ist es in den zur Verwendung kommenden Mengen völlig unschädlich. Seine Geschmacksgrenze liegt bei 1,5 bis 2 mg/l Cu bzw. 3,8 bis 5,1 mg/l $CuSO_4$. Es macht sich in diesen Mengen durch seinen unangenehm bitteren Nachgeschmack bemerkbar. Weiterhin führt seine Anwendung nicht zu der im Gefolge der Chlorung möglichen Plankton-Massennachentwicklung, obgleich es auch kupferresistente Arten gibt. Diese Eigenschaft dürfte z. T. mit der flockenden Wirkung der entstehenden Kupferhydroxyde in Verbindung stehen, wobei die zu Boden sinkenden Organismen und damit ihre orga-

nische Substanz zum mindesten eine geraume Zeit aus dem Stoffkreislauf ausgeschaltet werden.

Da das Kupfer nur in ionisierter Form giftig ist, so wirkt es in saurem Wasser am erfolgreichsten. In kalkreichen Wässern, d. h. besonders in solchen mit einer größeren Karbonathärte als 2 bis 3 D. H., bilden sich ziemlich rasch unlösliche, ungiftige Kupferverbindungen (Karbonate und Hydroxyde). Für derartige Wässer empfiehlt *Haase* (1936) eine Chlorkupferung, die allerdings eine Apparatur voraussetzt und überdies nicht wie die einfache Kupferung überall Verwendung finden kann. Durch das Chlor wird das sich bildende Kupferhydroxyd in Kupferchlorid und Hypochlorit umgewandelt, so daß in Gegenwart von Chlor die in Lösung gegangenen Cu-Ionen auch in Anwesenheit der Härtebildner wirksam bleiben. Der Vorzug dieses kombinierten Verfahrens beruht auf dem sehr geringen Kupfersulfatverbrauch. Vielfach führt bereits ein Zusatz von 0,18 g Kupfersulfat auf 2,5 g Chlor je m^3 zum gewünschten Erfolg. Nachteile der Kupferung können sich u. a. durch die korrodierenden Eigenschaften der Kupfersalze einstellen. Auch zur Bekämpfung schleimiger Beläge eignet sich — ähnlich wie die einfache Chlorung — Kupfersulfat nicht. In harten Wässern vermehrt das in gelatinösen Massen ausflockende Kupferhydroxyd sogar noch die Menge der Schleimüberzüge. Weiter gewöhnen sich gewisse Organismen in mehr oder weniger hohem Ausmaße an Kupfer, wofür die bereits früher (S. 259) erwähnte auffällige Kupferspeicherung durch Wasserasseln, Zuckmückenlarven, Moostierchen und Egel in Vollkupferdüsen von Schnellfiltern einen augenfälligen Beweis liefert. Als ausgesprochen kupferresistent werden etwa die gleichen Kleinalgen genannt, die bereits vorstehend als deutlich chlorresistent bezeichnet wurden (S. 278). Ständige Kupfergaben von 5 mg/l sollen bei ihnen wirkungslos sein.

Die Kupferung größerer Wasserflächen geschieht am zweckmäßigsten so, daß ein mit fein gepulverten oder gröberen Kupfersulfatkristallen gefüllter poröser Beutel von einem Boot aus in fest eingehaltenen Zickzack- oder Schleifenfahrten durch das Wasser gezogen wird, oder daß das Kupfersulfat von einem Boot oder Flugzeug über die Wasseroberfläche in Pulver- oder Kristallform verstäubt oder in gelöstem Zustand gleichmäßig verspritzt wird. Bei der Beseitigung von Algendecken an Wandungen hat sich das Einhängen derartiger Beutel gleichfalls bewährt. Nach *Jasnow* und *Dorfman* (1941) empfiehlt sich das Bestäuben vom Boot oder Flugzeug besonders dann, wenn die zu bekämpfenden Organismen in den obersten Wasserschichten schweben. Zweckmäßigerweise werden dabei die Morgenstunden windstiller Tage gewählt, da zu dieser Zeit die Wasserschichten in Ruhe verharren und keine Zirkulationen aufweisen. Eine gleichmäßige Tiefenwirkung läßt sich erreichen, wenn mit Kupfersulfatkristallen gearbeitet wird, die zuvor in einer Handmühle verschieden gekörnt worden sind. Zwischen der Körnung und der Lösungstiefe zeigten sich folgende Zusammenhänge:

Körnung in mm	Wirkungstiefe im H_2O in m	Körnung in mm	Wirkungstiefe im H_2O in m
0,2—0,3	0,5—0,75	1,2	2,5
0,3—0,5	1,0—1,5	1,5	3,0
1	1,5—2,0	2,0	5—6

Reicht der Bekämpfungsbereich tiefer, so sind nach *Goudey* (1936) folgende Körnungen erfolgreich:

obere 1,20 m: kleinste Kristalle,

1,2—4,5 m: Kristalle, die durch ein Drahtnetz mit 16 Maschen je 2,54 cm Seitenlänge fallen,

bis 30 m: die auf dem Sieb zurückbleibenden Kristalle.

Ueberwiegen die Algen in größerer Tiefe oder ist die ganze Wassersäule stark belebt, so sind zur Vornahme der Bekämpfung die Abendstunden zu wählen, da zu dieser Zeit das sich abkühlende Wasser in die Tiefe sinkt und dabei die gelösten Salze mit sich führt. Für kleinere flache Becken lassen sich gute Erfolge durch das Aufgießen heißer Kupfersulfatlösungen erzielen.

Ueber die Kupfersulfatmengen, die zur Vernichtung der im Wasserwerksbetrieb wichtigsten Algen erforderlich sind, geben folgende, von *Moore* und *Kellerman* (1904) ermittelten und von *Hale* zusammengestellten Werte in mg/l Auskunft:

Anabaena	0,12	*Ankistrodesmus*	1,0
Aphanizomenon	0,12—0,5	*Scenedesmus*	1,0
Microcystis	0,12—0,25	*Eudorina*	10,0
Coelosphaerium	0,2 —0,33	*Pandorina*	10,0
Oscillatoria	0,2 —0,5	*Volvox*	0,25
Euglena	0,55	*Mallomonas*	0,5
Chlamydomonas	0,5	*Synura*	0,12—0,25
Cryptomonas	0,5	*Uroglenopsis*	0,05—0,2
Closterium	0,17	*Stephanodiscus*	0,33
Staurastrum	1,5	*Asterionella*	0,12—0,2
Dinobryon	0,25	*Melosira*	0,33
Ceratium	0,33	*Fragilaria*	0,25
Gloeodinium	0,5	*Synedra*	0,25
Peridinium	0,5 —2,0	*Tabellaria*	0,12

Zur Abtötung fädiger Grünalgen sind erforderlich:

Enteromorpha	0,5	*Cladophora*	0,5
Ulothrix	0,2	*Zygnema*	0,5
Draparnaldia	0,33	*Tribonema*	0,35
Microspora	0,4	*Spirogyra*	0,12—2,5
Hydrodictyon	0,1	*Chara*	0,1 —0,5

Für die Vernichtung von Fadenbakterien und Pilzen werden benötigt:

Sphaerotilus dichotomus	0,2	*Beggiatoa*	5,0
Crenothrix polyspora	0,33	*Leptomitus*	0,4

Unter den Urtierchen sind besonders die Ciliaten kupferempfindlich und Arten wie *Paramaecium, Glaucoma, Stylonychia* und *Colpidium* durch Dosen von 0,2 bis 0,6 mg/l Kupfersulfat zum Absterben zu bringen. Etwas widerstandsfähiger sind die meisten Rädertiere, sowie besonders die Wasserflöhe (Daphnien, 1 mg/l) und Hüpferlinge (über 1 mg/l). Die Vernichtung des Bachflohkrebses (*Gammarus pulex*) kann nach *Härdle* (1939) bis 10 mg/l, die von

Schlammschnecken (*Limnaea*) bis 50 mg/l Kupfersulfat erfordern. Dagegen sind Fische im allgemeinen ganz wesentlich empfindlicher. Lachsfische gehen nach *Czensny* und *Ebeling* (1928) bei 0,1 mg/l, Karpfen bei 0,35 mg/l und Weißfische bei 5 mg/l zugrunde.

Die von *Moore* und *Kellerman* mitgeteilten Kupfersulfatmengen beziehen sich auf Wässer von 15° C. Aus wirtschaftlichen Gründen ist es zweckmäßig, die Dosierung für andere Temperaturen sowie auch entsprechend der schwankenden chemischen Wasserzusammensetzungen gewissen Korrekturen zu unterziehen. Dabei muß je 0° Temperatur-Erhöhung bzw. -Abfall ein Zu- oder Abschlag von 2,5% vorgenommen werden. Weiter haben zu erfolgen: eine Zugabe von 2% je 10 mg/l organische Substanz, 0,5—5% für je 10 mg/l Alkalinität und etwa 5% bei Wässern mit geringem Kohlensäuregehalt. *Goudey* (1936) erzielte bei Anwendung dieser Korrekturen trotz seiner Ueberkupferung mit 0,2 mg/l bei einem rd. 80 ha großen See eine Einsparung von 440 kg Kupfersulfat.

5. Ein zuverlässiges Kontakt-Nervengift für kaltblütige Tiere, insbesondere für Insektenlarven und Wasserasseln, steht im Insektenpulver zur Verfügung, über das *Kemper* (1933) eingehend zusammenfassend berichtet hat. Dieses Pulver stammt von verschiedenen *Chrysanthemum*-Arten, bei uns zumeist von dem dalmatinischen *Chrysanthemum cinerariifolium* oder von den kaukasischen Arten *Chr. roseum* und *Chr. Marshallii*. Seine durch Zermahlen der Blütenköpfe zugängig gemachten Oelharze enthalten zwei Pyrethrine, die, sowohl in der Luft zerstäubt als auch dem Wasser zugesetzt, gleich wirksam sind. Sie sind zwar nicht echt wasserlöslich, wohl aber innerhalb von 24 Stunden zu 90 bis 95% kolloidal ausziehbar und ergeben, durch ein Stoff- oder Metallsieb gefiltert, einen klaren Ablauf.

Als Bekämpfungsmittel für Urtierchen scheidet das Insektenpulver aus, da diese Tiergruppe keine Nerven besitzt. Völlig resistent sind auch die Urinsekten (Collembolen). Bei den nur mit einem unvollkommenen Nervensystem ausgestatteten Würmern sind Dosen zwischen 100 und 200 mg/l mit 2- bis 3tägiger Einwirkungszeit erforderlich. Auch Rädertiere (*Keratella, Polyarthra, Rotifer*) lassen sich erst durch Zusätze von 200 bis 250 mg/l mit Sicherheit abtöten. Bei höher organisierten Tiergruppen hingegen, wie bei Fischen und Fröschen, tritt zunächst ein Erregungszustand ein, dem Gleichgewichtsstörungen, anschließend Krämpfe und Lähmungen und schließlich der Tod folgen. Für Warmblütler, insbesondere für den Menschen ist das Insektenpulver nahezu harmlos, zum mindesten nicht nachhaltend gesundheitsschädlich. Immerhin treten gelegentlich Fälle der Idiosynkrasie auf, die als lokale Rötungen und Entzündungen der Haut zum Ausdruck gelangen. Beim Arbeiten mit Insektenpulver ist dementsprechend das Tragen von Schutzanzügen erforderlich.

Am zweckmäßigsten ist, wie bereits bemerkt, die Pyrethrum-Anwendung für die Bekämpfung von Zuckmückenlarven, bei denen für diesen Zweck Gaben von 2 mg/l ausreichen, um nach 24 bis 36 Stunden zum Tode zu führen. Für die Vernichtung geflügelter Zuckmücken, Fliegen, Grünaugen usw. ist ein Verstäuben notwendig. Als Gradmesser zur Feststellung der vorhandenen Mückenmengen lassen sich nach *Boettcher* (1935) großflächige, durch eine elek-

trische Birne beleuchtete Laternen verwenden, deren Glasscheiben mit Fliegenleim bestrichen werden. Sie locken die lichtstrebigen Tiere an, die an der klebrigen Masse haftenbleiben. Eine nennenswerte Mückenverminderung läßt sich aber auf diese Weise nicht erzielen. Wasserasseln erliegen bereits einem Zusatz von 1 mg/l innerhalb von 12 bis 18 Stunden. Wasserflöhe (Daphnien) gehen bei Gaben von 5 mg/l nach 20 bis 48, bei solchen von 10 mg/l nach 12 bis 36 und bei solchen von 20 mg/l nach 12 bis 20 Stunden zugrunde.

Den genannten Vorzügen des Insektenpulvers stehen gewisse Nachteile gegenüber. Da die Pyrethrine im Wasser kolloidal löslich sind, können sie sich mit dem behandelten fließenden Wasser über das gesamte Versorgungsnetz ausbreiten. Ihr Fernhalten von den Zapfstellen ist aber wegen der Möglichkeit schädlicher Einwirkungen auf insektenpulverempfindliche Personen, sowie mit Rücksicht auf gegebenenfalls angeschlossene Fischgeschäfte, zoologische Handlungen, Aquarien bzw. auf die an solchen Orten gehälterten Fische, Krebse usw. unbedingt erforderlich. In dieser Beziehung ermittelte *Kemper* als letale Dosen für Schleie (*Tinca vulgaris*) und Aale (*Anguilla vulgaris*) 10 mg/l bei 24stündiger Einwirkung. Karpfen zeigen nach *Band* (1933) bei 2 mg/l Pyrethrum-Zusatz taumelnde Bewegungen und gehen bei 5 bis 10 mg/l allmählich zugrunde. Die vielfach in Liebhaber-Aquarien gehaltenen lebend-gebärenden Guppys (*Lebistes reticulatus* = *Girandinus guppyi*) ertragen 10 mg/l ohne Schädigung, erleiden bei 15 mg/l Gleichgewichtsstörungen und Krämpfe und sterben bei einer Dosierung von 20 mg/l innerhalb von 31 bis 45 Stunden ab. Bei Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) liegt die tödliche Grenze bei 10 mg/l. Flußkrebse (*Astacus fluviatilis*) sind weit empfindlicher. Sie gehen bei Gaben von 2 mg/l innerhalb von 10 bis 24 Stunden ein.

Aus diesen Einzeldaten ergibt sich, daß mit Insektenpulver behandeltes Wasser vorsorglich stets zum Ablauf gebracht werden soll, ehe es vom Verbraucher abgezapft wird. Einleiten in einen Vorfluter kann erfolgen, wenn der Gehalt des ablaufenden Wassers an Pyrethrum 5 mg/l nicht überschreitet und dafür gesorgt wird, daß der Auslauf nur in geringen Mengen vorgenommen wird. Unter solchen Umständen ist eine Schadwirkung auf Fische und deren Nährtiere so gut wie ausgeschlossen.

6. In neuester Zeit sind neben das Pyrethrum-Pulver synthetische Giftstoffe von wesentlich höherer Wirksamkeit getreten. Während aber die auf der Grundlage von Gammaexanen aufgebauten Hexamittel, sowie auch Phosphorsäure-Ester-Präparate und die Chlor-Benzol-Homologe, die neuerdings als Ungeziefer-Vergiftungsmittel eine zunehmend wichtige Rolle zu spielen beginnen, wegen ihrer stark toxischen Eigenschaften auf den Menschen für den Wasserwerksbetrieb kaum in Betracht kommen dürften, haben sich die DDT-Präparate (Dichlor-Diphenyl-Trichloraethan) unter Beachtung der erforderlichen Vorsichtsmaßnahmen als sehr brauchbar erwiesen.

Das DDT wurde zuerst 1942 von der schweizerischen Firma Geigy unter dem Namen „Gesarol", das in Kaolin oder andere Stoffe gemischt 5% reines DDT enthält, in den Handel gebracht. Gegenwärtig wird es auch, mit Talkum, Pyrophyllit, Bolus alba usw. versetzt oder in Dieselöl, Petroleumdestillaten (als Kerosin bezeichnet), Alkohol, Benzyl-

Benzoat usw. gelöst oder aufgeschwemmt, in der Praxis benutzt. Im Wasser gilt es nicht echtlöslich[1]). Aus den bisher bereits zahlreich vorliegenden Veröffentlichungen (vgl. die Zusammenfassungen von *Müller, Domenjos, Wiesmann* und *Buxtorf* 1949 und *Kirchberg* 1949) ergibt sich, daß sich die toxische Wirkung des DDT sowohl auf Warm- als auch auf Kaltblütler erstreckt, daß aber die für den Wasserwerksbetrieb anzuwendenden Mengen für den Menschen nicht schädlich sind. *Carollo* (1945) hat bei Untersuchungen eines Staubeckens in Nordamerika nachgewiesen, daß die zur Bekämpfung von Insektenlarven erforderlichen Gaben von 1 : 10 Millionen (= 0,1 mg/l) DDT keinerlei toxische Wirkungen auf den Menschen und auf Tiere haben, die solches Wasser trinken, und daß durch Flockung, Sedimentieren und Filtern 80—98% des Wirkstoffes zu beseitigen ist. Ueberdies läßt sich der noch verbliebene Rest durch Aktivkohle bis auf weniger als 0,001 je Million zurückhalten. Benutzbar ist das DDT als Stäube- und Spritzmittel, sowie in äußerst fein verteilter und gelegentlich mit Pyrethrum-Pulver gemischter Form eines Aerosols (Nebels) oder aber als Räuchermittel. Stäubemittel üben auf eine Wasserfläche verteilt so gut wie keine Tiefenwirkung aus; diese Eigenschaft trifft aber für Aufschwemmungen und ölige Lösungen zu. Die Anwendung solcher öliger Emulsionen ist aber im Wasserwerksbetrieb höchstens beim Rohwasser, nicht aber beim aufbereiteten Trinkwasser vertretbar. Immerhin berichtet *Lovett* (1947), daß in einem Dorfbrunnen in Brit. Somaliland eine Mückenlarvenbekämpfung dadurch ausgeführt wurde, daß man in ihn Würfel aus Sägemehl und Kalk hängte, die zuvor mit je 7 cm³ einer 5% öligen DDT-Lösung getränkt worden waren. Erfolgversprechend erscheint auch ein DDT-Oelanstrich der Rahmen von Gazefenstern, die zur Abwehr eindringender Insekten in Rieseler- und Filtergebäuden, Hochbehältern, Quellstuben usw. eingesetzt werden.

Ueber die DDT-Mengen, die zur Abtötung einzelner Tierarten bisher bekannt geworden sind, liegen etwa folgende Angaben vor:

Simuliumlarven	1,0 mg/l
Bitterlinge	0,2 mg/l
Stichlinge	0,1 mg/l
Amerik. Flußkrebse	0,1 mg/l
Carinogammarus roeselii	0,02 mg/l
Aedeslarven	0,05 mg/l
Culexlarven	0,05 mg/l
Anopheleslarven	0,05—0,001 mg/l
Corixa striata	0,002 mg/l
Chironomidenlarven	0,001 mg/l
Daphnia magna	0,001 mg/l
Daphnia pulex	0,001 mg/l

Zur Bekämpfung geflügelter Insekten in Gebäuden (Filteranlagen, Reinwasserspeichern, Wassertürmen), verwendet man mit gutem Erfolg 5% Aufschwemmungen in Wasser, wobei je 1 bis 2 g je m² Wandfläche zu

[1]) Untersuchungen im chemischen Laboratorium des *Robert-Koch-Instituts* ergaben, daß bei Verwendung von 0,2 mg reinem DDT je 1 dest. Wasser zwar gewichtsmäßig keine Löslichkeit festzustellen war, daß sich aber bei dieser Menge der Kaliumpermanganatverbrauch ($KMnO_4$) um 13 mg erhöhte.

rechnen ist. Dabei erweisen sich die Halmfliegen (Chloropiden S. 182[1]) als DDT-resistenter als Stubenfliegen. Nicht bedeutungslos für die Praxis dürfte die Feststellung von *Schäperclaus* (1950) sein, daß Fische, die in unbehandeltem Wasser lebten, eingingen, wenn sie in reichlichem Maße mit DDT-vergifteten Kleinkrebsen gefüttert wurden.

Um der Anwendungsmöglichkeit des DDT als Aufstäubemittel auf Wasserflächen besser gerecht zu werden, wurde vor einigen Jahren das Präparat Gyrol entwickelt, bei dem als Trägermassen ± schwimmfähige Stoffe Verwendung gefunden haben. Nach den Untersuchungen von *Wiesmann* und *Zinkernagel* (1946) übt dieses Gyrol in den zur Anwendung gelangenden schwachen Konzentrationen (z. B. gegen Fieber- und Stechmückenlarven 3 g Gyrol auf 1 m² Wasseroberfläche) keine toxischen Wirkungen auf den Menschen aus und ist auch für andere Wasserbewohner wie Vögel, Fische und die meisten Wasserinsekten ungefährlich.

Verwiesen sei nochmals darauf (vgl. S. 223), daß die Verwendung von Öl als Nachwirkung eine Förderung des Algenwachstums hervorrufen kann. Untersuchungen über die düngende Wirkung von Erdölprodukten auf Kleinalgen liegen neuerdings von *Isjurowa* (1950) vor.

Zum Abschluß sei noch bemerkt, daß die zur Entkeimung benutzten Silberungsverfahren (z. B. Katadyn) auch für die Algenbekämpfung herangezogen werden können, daß sie aber noch kostspieliger als die Kupferungen sind, längere Einwirkungszeiten erfordern und infolgedessen für die Algenbekämpfung im Großbetrieb kaum in Betracht kommen. Das gleiche gilt für die Chlorsilberung, mit der z. B. *Olszewsky* (1930) in kleinen Wasserbecken mit gutem Erfolg gearbeitet hat.

---

[1]) Die Chloropiden sind möglicherweise z. T. die Ueberträger von *Treponema pertenue*, einer Spirochaete, die eine als „Frambösie" bezeichnete tropische Hautkrankheit hervorruft.

Schrifttum

A

1937 ANDRESEN, L., Kultur-Spuren im Watt bei der Hallig Langeness-Nordmarsch. Föhrer Heimatbücher 22, 1.

1911 ANNANDALE, N., Freshwater sponges, hydroids and polyzoa. In: The fauna of British India. London.

1922 —, —, Polyzoa in the Colombo waterworks. Spolia Zeylanica 12, 207.

1864 ANONYMUS, Berichte über die Erhebungen der Wasserversorgungs-Commission des Gemeinderaths der Stadt Wien.

1887 —, Verhandl. Naturf. Ver. Brünn 26, 45.

1904 —, Moosfugen bei Brunnen. Ges.-Ing. 27, 277.

1909 —, Pipe moss. Engin. Rec. 59, 17.

1910 —, Aal im Altonaer Trinkwasser. Zentralbl. f. Wasserbau u. Wasserwirtschaft 5, 41.

1915 —, Biologische Untersuchungsmethoden in schwedischen Wasserwerken. Intern. Ztschr. f. Wasserversorgung 2, 61.

1921 —, Seltsame Brunnen und Borne. Pumpen- u. Brunnenbau 17, 157.

1928—, Chloro-phenol tastes prevade Chicago water supplies. Engin. News Rec. 100, 115.

1929 —, Insect larvae reduce conduct capacity. Engin. News Rec. 103, 137.

1932 —, B.coli in spacing water due to salamanders. Ibid. 109, 373. (cf. Salamanders and water hygiene. Natural History 33 [1932], 303).

1936 —, Control of microorganisms in the Albany Water Supply. Engin. News Rec. 116, 487.

1938 —, Eine Wasserversorgung mit Seewasser. Wasserkraft u. Wasserwirtsch. 33, 213.

1945 —, Examen protistologico. Metodos para el examen de las aquas y de los liquidos cloacales. Administrac. Nat. Aqua.

1949 —, A contribution to a bibliography of papers dealing with algicides and the relation of algae to water supplies. Phycol. Soc. Amer. 2, No. 8, 31.

1925 — (F. H.), Die Tierwelt des trinkbaren Wassers. Ber. Senck. Naturf. Ges. Frankfurt/Main 55, 274.

1930 ARNDT, W., Schwämme und Gesundheitswesen. Ztschr. f. Desinf. u. Gesundheitswesen 22, 144.

1939 [1940] —, —, Weiteres über Spongien und Polychaeten als Gesundheitsschädlinge. Sitzber. Ges. Naturf. Freunde Berlin, 307.

1935 ARNOLT, E., Wead growths in reservoirs and open canals. Journ. Amer. Water Works Ass. 27, 1684.

B

1917 BACH, F. W., Die Wasserversorgung des alten Rom und deren Verwaltung. Int. Ztschr. f. Wasservers. 4, 129.

1931 BACH, H., Die Trink- und Brauchwasserversorgung 1924—1929. Beil. Chem. Ztg. 44, H. 17; Fortschrittsber. Nr. 1, 1.

1932 BAHLMANN, CL., Larval contamination of a clear water reservoir. Journ. Amer. Water Works Ass. 24, 660.

1929 BAIER, C. R., Über Eisenbakterien im Spülschlamm des Krefelder Wasserwerks. Natur a. Niederrhein 5, 34.

1935 —, —, Studien zur Hydrobiologie stehender Binnengewässer. Arch. f. Hydrobiol. 29, 183.

1940 —, —, Die wissenschaftlichen Grundlagen der bakteriologischen Wasseruntersuchung. Gas-Wasserf. 83, 329.

1942 —, —, Sulfatreduzierende Bakterien in technischen Anlagen. Gas-Wasserf. 85, 25.

1940 —, — und GUNDEL, M., Chemische und biologische Fragen der Wassergewinnung im Ruhrgebiet. Vom Wasser 14, 64.

1918 BALIFF, P., Die Zisternen in Bosnien und der Herzegowina. Intern. Ztschr. f. Wasserversorgung 5, 19.

1933 BANDT, H. J., Leitungswasser vergiftet Fische (Schädigung durch Pyrethrum). Mitt. d. Fischereivereine, Ost-Ausgabe 37 (NF. 25), 165.

1947 BARTOS, D., BANGASI, J. und BAKOS, K., Die Lebensdauer der ente-

ralen krankheitserregenden Bakterien in Brunnenwasser. Zeitschr. f. Hyg. 127, 347.
1912 Bartow, E. and Millard, C. E., Incrustations of filter sands. Engin. Rec. 65, 305.
1930 Basilewsky, B. G., Über die Kiewer Wasserspirochaeten vom Typus des Sp. icterohaemorrhagiae. Centralbl. f. Bakt. I (Orig.) 116, 173.
1914/16 Batty, E., Some notes on microorganisms found in the Manchester Corporation of drinking water. Ann. Rep. Transact. Manchester Microbiol. Soc. 60.
1904 Baucher, F., Analyse chimique et bactériologique des eaux potables et minérales. Paris.
1930 Bauer, O. und Vollenbruck, O., Über den Angriff von Metallen durch Insekten. Ztschr. f. Metallkde. 22, 230.
1924 Bavendamm, W., Die farblosen und roten Schwefelbakterien des Süß- und Salzwassers. In Kolkwitz, R., Pflanzenforschung 2.
1932 —, —, Die mikrobiologische Kalkfällung in der tropischen See. Arch. f. Mikrobiol. 3, 205.
1924 Baylis, I. R., Manganese in Baltimore Water supply. Journ. Amer. Water Works Ass. 12, 211.
1936 —, —, An improved odor test on water. Ibid. 29, 507.
1937 —, —, Experiences in filtration. Ibid. 1010.
1948 Béchert, Ch., Verwendung der Wasserfilteranlagen der Stadt Lausanne zur intensiven Fischzucht. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmänner 28, 54.
1946 Beger, H(ans), Leitfaden der bakteriologischen Trinkwasseruntersuchung. Berlin, München und Wien. 1. Aufl. 1946; 2. Aufl. 1948.
1927 Beger, H(erbert), Beiträge zur Oekologie und Soziologie der luftlebigen (atmophytischen) Kieselalgen. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 45, 385.
1928 —, —, Atmophytische Moosdiatomeen in den Alpen. Beibl. 15. Vierteljahrschr. Naturf. Ges. Zürich 73, 382.
1928 —, —, Über das Auftreten von Bakterienzooglöen in Brunnenrohren. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- und Lufthyg. 4, 143.
1930 —, —, Wege und Ziele des biologischen Absiebverfahrens im Dienste der Trinkwasseruntersuchung. Gas-Wasserf. 73, 434.
1931 —, —, Die Arbeitsmethoden der Trinkwasserbiologie. In Abderhalden Handb. d. biol. Arbeitsmeth. Abt. IV T. 15, 591.
1935 —, —, Leptothrix echinata, ein neues, vorwiegend Mangan fällendes Eisenbakterium. Zentralbl. f. Bakt. II 92, 401.
1935 —, —, Über einige Fälle aus dem Gebiet der Wasserversorgung. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg. Berlin-Dahlem 11, 252.
1937 —, —, Versuche über Schutzeinrichtungen gegen Brunnendrahtwürmer in Wasserleitungen. Ibid. 13, 343.
1937 —, —, Die Biologie der Eisenbakterien (Die Eisenfällung). Gas-Wasserf. 80, 779.
1937 —, —, Die Eisenbakterien in Wasserversorgungsanlagen und ihre praktische Bedeutung. Ibid. 80, 886, 908.
1938 —, —, Die Biologie der Manganfällung durch Eisenbakterien. Ibid. 81, 35.
1938 —, —, Die Blutalge Haematococcus pluvialis, ein unerwünschter Gast und Schädling von betonierten Freilandbadebecken. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 14, 1.
1940 —, —, Die Londoner Wasserversorgung in der Mitte des 19. Jahrhunderts. Ibid. 18, 200.
1941 —, —, Naumanniella catenata und Sideronema globulifera, zwei neue Eisenbakterien. Zentralbl. f. Bakt. II 103, 321.
1948 —, —, Neuere Erfahrungen über biologische Schädigungen in Brauchwasseranlagen. Ges.-Ing. 69, 172.
1949 —, —, Bakterielle Schleim- und Gallertbildungen in Trinkwasseranlagen. Ibid. 70, 373.
1949 —, —, Über Zoogloea filipendula-Formen und einige neue Eisenbakterien. Zentralbl. f. Bakt. Abt. I (Orig.) 154, 61.
1950 —, —, Springschwänze und Süßwassermedusen in Trink- und Brauchwasseranlagen. Gas-Wasserf. 91, 116.
1952 —, —, Die Zielsetzungen in der Wasserwerksbiologie. Ibid. 93, 88.
1941 —, — und Haase, L. W., Ursache und Bekämpfung einer Eisen- und Manganstörung in einem Wasserwerk. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg. Berlin-Dahlem 17, 10.
1928 —, —, und Beger, E., Biologie der Trink- und Brauchwasseranlagen. Jena.
1928 Behning, A. L., Einige Angaben über die Fauna der Brunnen von

Saratow. Arb. Wolgastation, Saratow 10, 31.
1894 Beijerinck, M. W., Notiz über den Nachweis von Protozoen und Spirillen in Trinkwasser. Centralbl. f. Bakt. 15, 10.
1890 Bentivegna, R. et Sclavo, A., Un caso d'inquinamento in una condottura di acqua potabile per lo sviluppo della Crenothrix. Riv. d'Igiene e san. pupl., Roma.
1933 Bere, R., Numbers of bacteria in inland lakes of Wisconsin as shown by the direct microscopic method. Intern. Revue f. d. ges. Hydrobiol. 29, 248.
1913 Berka, F., Über Trinkwasserschäden durch Spaltpilze oder Algen und ihre Beseitigung. Ges.-Ing. 36, 773.
1936 Berlis, O., Über die Hygiene des Trinkwassers in Luftkurorten des südlichen Schwarzwaldes (Amtsbezirke Freiburg, Neustadt, Villingen). Diss. Freiburg/Br.
1932 Berry, A. E., Vegetable growth in water supplies. Journ. Amer. Water Works Ass. 24, 97.
1930 Bethge, H., Einige Fälle von Massenentwicklung bei Diatomeen. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 48, 490.
1938/41 —, —, Untersuchungen über das Teichplankton. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem, 14, 205; 15, 85, 216; 16, 258, 356; 17, 51.
1908 Bettencourt et Borges, Recherches sur le B.coli des vertebrés inférieurs et des céréales. Arch. Real. Inst. bact. Camara Pestana 2/2 [1908]. Ref. Centralbl. f. Bakt. I (Ref.) 44, (1909) 257.
1908 Biffi und Razetto, Die hygienische Bedeutung der Protozoen im Wasser. Hyg. Rundschau, 1020.
1927 Billings, L. C., Air-binding of filters attributed to diatoms. Engin. News Rec. 98, 875.
1883 Bircher, H., Der endemische Kropf und seine Beziehungen zur Taubstummheit und zum Kretinismus. Basel.
1881 Birge, E. A., Notes on the crustacea in Chicago water supply, with remarks on the formation of the carapace. Chicago Med. Journ. a. Exam. 14, 584.
1922 —, —, A second report on limnological apparatur. Transact. Wisconsin Acad. Sci. Arts, Lettres 20.
1933 Birrer, A., Aktives Chlor und seine Einwirkung auf niedere Wasserorganismen. Ztschr. f. Hydrol. 64.
1879 Bischoff, C., Bericht über die chemischen und biologischen Untersuchungen der Wässer der Tegeler Anlage und über die Versorgung Berlins mit Wasser aus dem Terrain der Tegeler Wasserwerke. Berlin.
1929 Biswas, K., Preliminary report on the scientific investigation of the filter-works of the Calcutta water supply I. Calcutta Corporation, Health Department.
1930 —, —, Freshwater biological research in the Indian Empire. Nature (London) 125, 670.
1949 Böcher, T. W., Studies in the sapropelic flora of the lake Flyndersö with special reference to the Oscillatoriaceae. Kgl. Dansk Vidensk. Selks. Biol. Medd. 21, No. 1.
1935 Boettcher, F., Vorkommen und Bekämpfung von Kleinlebewesen in Wasserwerksbetrieben. Gas-Wasserf. 78, 165.
1928 Boettcher, G. und Kunike, G., Die Diagnostizierung der unbelebten Schwebestoffe des Wassers und Abwassers auf mikroskopischem Wege mit Hilfe chemischer Reaktionen. Ztschr. f. Desinfekt. u. Gesundheitsw. 20, 73.
1947 Boettger, C. R., Gefährdung eines Fabrikbetriebes durch eine Wasserschnecke. Natur u. Volk 77, 24.
1888 Boldt, R., Über eine Algenvegetation aus dem Filterapparat der städtischen Wasserleitung bei Helsingfors. Soc. Fauna et Flora fennica. (Ref.: Botan. Centralbl.) 36 (1888) 156.
1911 Bonnier, C., Matruchot, L. et Combes, R., Sur la dissémination des germes de champignons dans l'atmosphère. Bull. Séanc. Soc. nat. d'agricult. France.
1903 Borchardt, C., Sand- und Kiesfilteranlage, sowie Berieselungsanlage im Tentetal für das Wasserwerk der Stadt Remscheid. Journ. f. Gasbel. 46, 995.
1903/16 —, —, Berichte des Wasserwerks der Stadt Remscheid für die Betriebsjahre 1903—1916.
1904 —, —, Vorschaltfilter aus Filtertuch. Journ. f. Gasbel. 47, 210.
1913 Bornhauser, K., Die Tierwelt der Quellen der Umgebung Basels. Intern. Revue f. d. ges. Hydrobiol. Suppl. 5.
1950 Bosshard, E., Erfahrungen an Wasserwerksbetrieben mit besonderer Berücksichtigung der Hydrobiologie. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmännern 30, 57.

1943 Boye Petersen, J., Some halobion spectra (Diatoms). Kgl. Dansk Vidensk. Selsk., Biol. Medd. 17, No. 9.
1941 Brabez, R., Zur Kenntnis der Algenflora des Franzensbader und Soozer Thermalbereiches. Beih. Botan. Centralbl. Abt. A 61, 138.
1881 Braun, M., Beiträge zur Kenntnis der Fauna baltica I. Arch. Naturkde. Livl., Estl. u. Kurlands 9, Lief. 4.
1879 Bredfeld, O. und Zopf, W., Bericht des Prof. Dr. O. Bredfeld und des Dr. W. Zopf über die von ihnen ausgeführten Untersuchungen des Tegeler Wassers. Berlin.
1919/20 Brehm, V., Die Brunnenfauna. Mikrokosmos. H. 10/11.
1944 —, —, Einiges über Salzwasserorganismen des Binnenlandes. Ibid. 51.
1904 Brown, J. C., Deposits in pipes and other channels conveying potable water. Proc. Inst. Civ. Eng. 156, T. 2, 1.
1933 Brown, K. W., Experiences with well water in an uncovered reservoir. Journ. Amer. Water Works Ass. 25, 337.
1922 Brühl, P. and Biswas, K., Algae of Bengal filter-beds. Journ. Dept. Sci., Calcutta Univ. 4.
1913 Brünn, W. und Goldberg, L., Die Malaria Jerusalems und ihre Bekämpfung. Ztschr. f. Hyg. 75, 209.
1942 Bruns, H., Beobachtungen über grobsinnlich wahrnehmbare Verunreinigungen von Wasserversorgungsanlagen. Vom Wasser 15, 135.
1949 —, —, Regenwasser als Trinkwasser. Gas-Wasserf. 90, 19.
1913 —, —, Kolkwitz, R. und Schreiber, K., Talsperrenwasser als Trinkwasser. Mitt. K. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 17, 151.
1936 —, —, Mix und Petri, Paratyphuserkrankungen durch Verseuchung einer Quellwasserleitung. Veröff. Gebiet Volksges.dienst 47, 603.
1936 —, — und Tänzler, K. H., Zur hygienischen Beurteilung von Hallenschwimmbadwässern. Vom Wasser 11, 96.
1922 Brush, W. W., Synura and other organisms in the Catkills-Water supply. Engin. News Rec. 88, 266.
1932 Brussoff, A., Über eine eigenartige verzweigte, an Pilzhyphen sitzende, eisenspeichernde Bakterienzoogloea. Arch. f. Mikrobiol. 3, 580.
1920 Budde, H., Beitrag zur Algenflora der fließenden Gewässer Spaniens. Arch. f. Hydrobiol. 20, 427.
1927 —, —, Eine Beobachtung über die Verbreitung des Brunnenkrebses Niphargus. Arch. f. Hydrobiol. 18, 185.
1932 —, —, Versuche über die Anpassung einiger Algen an den wechselnden Salzgehalt. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 50, 343.
1927 Bürger, B., Bacterium coli im Trinkwasser: Definition, Nachweis und hygienische Bedeutung. Gesundh.-Ing. 50, 910.
1923 Bunker, G. C. and Nolte, A. G., The covering of open service reservoirs in which filtered or groundwaters are stored. Journ. New Engl. Water Works Ass. 37, 261.
1940 Busch, A., Der gegenwärtige Stand der Rungholt-Forschung. Natur und Volk 70, 223.
1935 Bushnell, W. B., Over-chlorination for taste control. Journ. Amer. Water Works Ass. 13, 623.
1938 Buswell, A. M., Microscopic growth in distribution systems and their food supply. Ibid. 30, 1651.
1932 Butcher, R. W., Notes on new and little-known algae from the beds of rivers. New Phytologist 31.

C

1847/48 Carter, H. J., Notes on the species, structure and animality of the freshwater-sponges of the banks of Bombay. Transact. Bombay med. phys. Soc. [1847] und Ann. Natur. Hist. Ser. 2 [1848] 303.
1849 —, —, A descriptive account of the freshwater-sponges (genus Spongilla) in the Islands of Bombay with observations on their structure and development. Ann. and Magaz. (2) IV 81.
1912 Casagrandi, O., L'acqua potabile de Cagliari dalle origini alla distribuzione urbana studiata batteriologicamente e nei riguardi del suo valore igienico. Ann. d'Igiene sperimentale 22, 3.
1937 Cataldi, M. S., Iron bacteria in the drinking water of Buenos Aires. Bol. Obras. Sanit. Maciôn, Buenos Aires 1, 464.
1880 Certes, A., Sur les organisms microscopiques. Journ. Pharm. et Chim. 2, 165.
1883 —, —, Analyse microscopique des eaux. Paris.
1948 Chamberlain, W. J., Effects of algae on water supply. Univ. Queensland Papers, Dept. Chem. 1, H. 29, 1.

1913 CHAPMAN, S. C., Animal growth in water pipes. The Engineer 65, 667.
1924 CHAPPUIS, P. A., Die Fauna der unterirdischen Gewässer der Umgebung von Basel. Arch. f. Hydrobiol. 14, 1.
1927 —, —, Die Tierwelt der unterirdischen Gewässer. In THIENEMANN, Die Binnengewässer 3.
1931 —, —, Methodik der Erforschung der subterranen Fauna. In ABDERHALDEN, Handbuch der biol. Arbeitsmethoden Lief. 346, 161.
1940 —, —, Die Harpacticiden des Grundwassers im unteren Maintal. Arch. f. Hydrobiol. 36, 286.
1929 CHATTERJEE, G. C. and DAS K. N., The preliminary report of the scientific investigation of the Pulta Water Works. Calcutta Corporation, Health Dep. 33.
1940 CHO, J., Über den Filtereffekt der gelösten Salze bei Sandfiltration. Mitt. Med. Akad. Kioto 29, 597.
1926 CHOLODNY, N., Die Eisenbakterien. In KOLKWITZ, R., Pflanzenforschung 4.
1929 —, —, Zur Methodik der qualitativen Erforschung des bakteriellen Planktons. Centralbl. d. Bakt. II 77, 179.
1928 CLAPHAM, M., Freshwater algae and the purification of water supplies. Irish Natur. Journ. 2, 120.
1918 COBB, N. A., Nematodes of the slow sand filter-beeds of American Cities. Contributions to a science of Nematology VII. Baltimore 189.
1853 COHN, F., Über lebende Organismen im Trinkwasser. GÜNSBERG's Zeitschr. f. klin. Mediz. 4, 229; ibid. Jahresber. Schles. Ges. f. vaterl. Kultur 31, 91.
1870 —, —, Über den Brunnenfaden (Crenothrix polyspora) mit Bemerkungen über die mikroskopische Analyse des Brunnenwassers. COHN's Beitr. z. Biol. d. Pflanzen H. 3, 108.
1882 —, —, Gutachten über die Abwässer verschiedener Rübenzuckerfabriken im Winter 1881, erstattet auf Grund mikroskopischer Untersuchungen.
1886 —, —, Gutachten über die Abwässer verschiedener Zuckerfabriken, auf Grund mikroskopischer Untersuchungen im Winter 1884/85 erstattet. Magdeburg.
1929 COHN, W. M., Über eine Form der Malariabekämpfung in Palästina. Natur und Volk 59, 123.
1930 CONSTABLE, E. W., Mosquito control on water supply reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 22, 399.
1949 COOTE, R. H. and CRABILL, M. P., Free residual chlorination in Indiana. Ibid. 41, 337.
1870 CRAMER, C., Über Entstehung und Paarung der Schwärmsporen von Ulothrix. Botan. Zeitg. 29, 76.
1940 CZURDA, V., Zur Kenntnis der bakteriellen Sulfatreduktion. I. Arch. f. Mikrobiol. 11, 187.

D

1943 DACK, G. M., Food poisoning. Chicago.
1908 DEBUSMANN, H., Die Ursachen der Wasserkalamität in Breslau und die bisherigen Maßnahmen zu ihrer Beseitigung. Journ. f. Gasbel. 51, 963.
1939 DEEM, A. W. and THORP, F., Toxic algae in Colorado. Journ. Amer. Vet. Med. Ass. 95, 542.
1950 DEMOLL, R., Die Biologie in der Wasserwirtschaft. Allg. Fischerei-Ztg. 75, 10.
1930 DENK, Betriebsergebnisse des Pregelwasserwerkes der Stadt Königsberg (Pr.). Gas-Wasserf. 73, 813.
1928 DERBY, R. L., Hydrogen sulfide removel and water softening at Bevery Hills, Cal. Journ. Amer. Water Works Ass. 20, 813.
1891 DESPEIGNES, V., Etude expérimentale sur les microbes des eaux avec application à l'hygiène sanitaire de la ville de Lyon. Paris.
1934 DEY, B. D. and GANAPATI, S. V., The production of sulphuretted hydrogen in the slow sand filters at the Madras waterworks. Water and Water Eng. 36, 430; Journ. Amer. Water Works Ass. 27 [1935] 1256.
1916 DIÉNERT, F. et GIZOLME, L., Influence des algues des filtres à sable submergé dans l'épuration des eaux. Compt. Rend. Acad. Sci., Paris 163, 127.
1913/14 DITTRICH, J., Über das Vorkommen von Cyclops bisetosus Rehberg in Brunnen. Mikrokosmos 7, 103.
1926 DOMOGALLA, B. P., Treatment of algae and weeds in lakes ad Madison. Engin. News Rec. 97, 950.
1935 —, —, Eleven years of chemical treatment of the Madison lakes: the effect on fish foods. Trans. Amer. Fish. Soc. 65, 115.
1941 —, —, Sympodium in Hydrobiology. Madison, Wisconsin.

1913 Don, J. and Chisholm, J., Modern methods of water purification. London, 2. Aufl.
1934 Dorff, P., Die Eisenorganismen. In Kolkwitz, R., Pflanzenforschung 16.
1935 —, —, Biologie des Eisen- und Mangankreislaufes. Berlin.
1938 —, —, Eisen und Mangan im Kreislauf der Natur. Tabulae biologicae 16, 219.
1930 Dornedden, H., Beiträge zur Trinkwasserreinigung durch die langsame Sandfiltration. Gas-Wasserf. 73, 289.
1913 Dubrin, W. H., Micro-organisms in water at Evansville. Engineer. Record. 67, 576.
1926 Dudich, E., Krebse in der Wasserleitung von Klausenberg. Term. tud. Közl. 58.
1930 —, —, Die Nahrungsquellen der Tierwelt in den Aggteleker Tropfsteinhöhlen. Alattani Közlemenyek 27.
1932 —, —, Biologie der Aggteleker Tropfsteinhöhle Baradla in Ungarn. Speläologische Monogr. 13.
1941 Duerst, J. U., Die Ursachen der Entstehung des Kropfes. Bern.
1928 Dunbar, W., Examination of the water of North Craig Reservoir, Ayrshire. Algal troubles and filter difficulties. Surveyor 93, 577; Water and Water Eng. 40, 262.
1905 Dunbar, W. P., Zum derzeitigen Stand der Wasserversorgungsverhältnisse im hamburgischen Staatsgebiete. Deutsch. Vierteljahrschr. öff. Gesundheitspfl. 37, 544.
1925 Duplakoff, S. N., Untersuchungen am Bewuchs im See Glubokoje. Arbeit. Hydrobiol. Stat. See Glubokoje 6, H. 2 u. 3.
1940 Durrell, L. W. and Deem, A. W., Toxic algae in Colorado. Journ. Colorado-Wyoming Acad. Sci. 2 (6), 18.

E

1908 Eggert, G., Die Entwicklung und der gegenwärtige Stand der Wasserversorgung Berlins. Journ. f. Gasbel. 51, 741.
1881 Ehmann, K. v., Die Versorgung der wasserarmen Alb mit fließendem Trink- und Nutzwasser.
1932 Eichbaum, F., Erfahrungen und Beobachtungen an säurefesten Stäbchen. Zentralbl. f. Bakt. I (Orig.) 127, 65.
1910/11 Ekman, Sv., Neue Apparate zur qualitativen und quantitativen Erforschung der Bodenfauna der Seen. Intern. Revue f. d. ges. Hydrobiol. 3, 553.
1919 Ellis, D., Iron bacteria, London.
1935 Elster, H. J. und Gessner, F., Limnologische Produktions-Vorstudien I. Die chemische und biologische Sommerschichtung im Bodensee (Ober- und Untersee). Greifswald.
1930 Engler, Mitteilungen über biologische Untersuchungen in den Stuttgarter Parkseen und deren Zusammenhang mit der Wasserversorgung. Gas-Wasserf. 73, 1081.
1935 Erickson, D. L., The new iron und manganese removel plant for Lincoln (Nebrasca). Journ. Amer. Water Works Ass. 27, 337.
1931 Eugling, M., Über die Biologie des Wiener Hochquellwassers. Abh. Gesamtgeb. d. Hyg. 7.
1878 Eyferth, B., Die einfachsten Lebensformen des Thier- und Pflanzenreiches. 1. Aufl. 1878, 2. Aufl. 1885, 4. Aufl. 1909.
1882 —, —, Braunschweiger Anzeiger Nr. 141.

F

1941 Fejgina, S. S. und Wadjuchin, I. I., Insekten in Reinigungsanlagen und ihre Bekämpfung. Wodosn. i. san. Techn. 16, 19.
1937 Feliksiak, St., Die Molluskenfauna der Filter- und Rohwasserpumpstation der Warschauer Wasserleitungsanlagen. Fragm. Fauna Mus. Zool. Polon. Warszawa 2, Nr. 6, 27.
1938 Ferramola, R. and Monteverde, J., Distribution of organisms of the Coli-Aerogenes group in the droppings of some Argentine fowls. Bol. Obras. Sanit. Nac. (Buenos Aires) 1, 611.
1901 Field, G. W., Eels in water works and their control. Journ. New. Engl. Water Works Ass. 15, 309.
1908 Finger, O., Die Wasserversorgung in den Marschen des Regierungsbezirkes Stade. Klin. Jahrb. 19, 113.
1893 Fischer, B., Über das Grundwasser von Kiel mit besonderer Berücksichtigung seines Eisengehaltes und über Versuche zur Entfernung des Eisens aus demselben. Ztschr. f. Hyg. 13, 251.
1892 Fischer, E., Ein Wasser-Gutachten. Ztschr. f. angew. Chemie, 572.
1920 —, —, Die Sozialisierung der Wasserwirtschaft in Sachsen. Veröff. sächs. Landesst. f. Gemeinwirtschaft 7.

1934 FITSCH, C. P., Water bloom as a cause of poisoning in domestical animals. Cornell Veter. 24, 31.
1934 —, —, Journ. Minnesota Agricult. Experiment Station, Paper 1248.
1950 FJERDINGSTAD, E., The microflora of the river Mölleaa with special reference to the relation of the benthal algae to pollution. Folia limnologica Scândinavica 5, 1—123.
1945 FLENTJE, M. E., Control and elimination of pest investigation in puplic water supplies. Journ. Amer. Water Works Ass. 37, 1194—1203.
1945 —, —, Elimination of midge fly larvae with DDT. Ibid. 37.
1949 FLINT, E. A., An investigation of the distribution in time and space of the algae of a British water reservoir. Hydrobiologia 2, 217.
1877 FLÜGGE, C., Die Bedeutung der Trinkwasseruntersuchungen für die Hygiene. Ztschr. f. Biol. 13, 425.
1881 —, —, Lehrbuch der hygienischen Untersuchungsmethoden.
1931 FOLPMERS, T., Nitrifikationsvorgänge in Schnellfiltern. Vom Wasser 5, 32.
1864 FÖLSCH, A., Berichte über die Wasserversorgung der Stadt Dresden. Dresden.
1917 FONTELL, C. W., Süßwasserdiatomeen aus Ober-Jämtland in Schweden. Arkiv f. Botan.
1913 FORBES, ST. A. and RICHARDSON, Studies on the biology of the upper Illinois River. Bull. Illinois State Lab. Nat. Hist. 9, No. 10.
1908 FOREL, F. O., L'eau des lacs, eau d'alimentation. Int. Revue d. ges. Hydrobiol. 1, 525.
1869 FREY, F., Die Grundwassertiere von München mit Rücksicht auf die verwandten ober- und unterirdischen Arten. Diss. München.
1890 FRIEDEL, E., Muscheln als Ursache der Verunreinigung des Wassers. Journ. f. Gasbel. 39, 455.
1917 FRIEDMANN, A., Die Reinigung von Trinkwasser durch Talsperren. Ztschr. f. Hygiene u. Infekt. 83, 489.
1934 FROST, W. H., A study of the pollution and natural purification of the Ohio River II. Rep. Surv. Lab. Studies, Pupl. Health Bull. 143.

G

1929 GABERT, C., Die Wasserversorgung einer Gemeinde auf der sterilen Muschelkalkhochfläche bei Freyburg a. d. Unstruth. Techn. Gemeindebl. 32, 225.
1902 GÄRTNER, A., Die Quellen in ihren Beziehungen zum Grundwasser und zum Typhus. Jena.
1912 GÄRTNER, W., Über Bakterienwachstum in Wasserreservoiren mit Innenschutzanstrichen. Journ. f. Gasbel. 55, 907.
1907 GALLI-VALERIO, B. et VOURLOUD, P., Recherches sur quelques citernes du Jura au point de vue d'hygiène. Zentr. f. Bakt. II. 18, 418—427; 607—624.
1918 GAMS, H., Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zürich 58, 293.
1896 GARBINI, A., Osservazioni biologiche intorno alle acque freatiche veronesi. Verona.
1939 GARDINER, A. C., Some aspects of waterworks biology. Ann. applied Biology 26, 175.
1896 GARRETT, J. H., Crenothrix polyspora var. Cheltonensis. Pupl. Health.
1899 GASPERINI, G., Sulla cosa de Crenothrix Kuhniana o Polyspora in rapporto alla sorveglianza igienica della acque potabili. Ann. d'igiene sperimentale NS. 9, 1.
1915 —, — Die Algenplage in den italienischen Wasserwerken. Intern. Ztschr. f. Wasserversorgung 2, 83.
1935 GAUSMANN, R. W., Operation of the Athenswater supply. Journ. Amer. Water Work Ass. 27, 1458.
1935 GEE, N., Studies on fresh water sponges from Australia. Rec. Austral. Mus. 19, 263.
1913 GELSTON, W. R., Algae in the water-work reservoir at Quincy, Ill. Engin. News Rec. 69, 835.
1926 GEMEINHARDT, K., Über die Wirkung von aktivem Chlor auf Wasserpflanzen. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. f. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem, 2, 124.
1925 GEORGE, W. E., The puplic health view point of the typhoid epidemy in Cochrana. Ref. Ztschr. f. Hyg. 10, 305.
1560 GESNER, C., Nomenclator aquatilium animantium. De insectis. [1560], 350 bzw. [1604] lib. IV, 463.
1929 GESSNER, FR., Die Biologie der Moorseen. Untersuchungen an den Moortalsperren des Isergebirges. Arch. f. Hydrobiol. 20, 1.
1937 GHERASSIMOV, P. A., On the influence of copper sulphat on algae of the group of Protococcales. Mikrobiology 6, 28.
1882 GIARD, A., Sur le Crenothrix Kühniana (Rabenhorst), la cause de

l'infection des eaux de Lille. Compt. Rend. Acad. Sci., Paris 95, 247.
1920 Gicklhorn, J., Studien an Eisenorganismen. I. Über die Art der Eisenspeicherung bei Trachelomonas und Eisenbakterien. Sitzb. Akad. Wiss. Wien, math.-naturw. Kl. Abt. I 129, 186.
1917 Giebeler, C., Die Hochquell-Wasserleitung von Pergamon. Ztschr. f. Wasser-Versorgung 4, 1.
1924 Gimesi, N., Die Theorie der Kolloidalfilter. Budapest.
1948 Gislén, T., Aerial plancton and its conditions of life. Biol. Revue 23, 109.
1915 Gizolme, L., Influence des algues à sable submergé sur la composition chimique. Compt. Rend. Acad. Sci. Paris 161, 313.
1902 Glück, H., Der Moschuspilz (Nectria moschata). Englers Botan. Jahrb. 495.
1937 Godward, M., An ecological and taxonomical investigation of the litoral algal flora of Lake Windermere. Journ. Ecol. 25, 496.
1909 Götze, E. in Weyl, T., Die Betriebsführung von Wasserwerken. I. Leipzig.
1920 Goodnough, X. H., Beating and fishing in ponds and reservoirs used as sources of water supply. Journ. New Engl. Water Works Ass. 34, 151.
1936 Goudey, R. F., A new method of cupper sulphating reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 28, 163.
1938 —, —, Sunshine and algae control. Engin. News Rec. 120, 581.
1902 Grahn, E., Die städtische Wasserversorgung im Deutschen Reiche, sowie in einigen Nachbarländern. München und Berlin.
1933 Griepenburg, W., Die Protozoenfauna einiger westfälischer Höhlen. Sitzb. Naturf. Freunde Berlin, 78.
1939 Griffiths, B. M., Early references to water-bloom in British lakes. Proc. Linn. Soc., London, 151, 12.
1950 Grombach, H., Zur Frage der Vorgänge in Schnellfiltern. Monatsbull. Schweiz. Gas- u. Wasserfachmänner 30, 297—301.
1928 Gross, E., Handbuch der Wasserversorgung. München u. Berlin. 1. Aufl. 1928. 2. Aufl. 1930.
1920 Grünhut, L., Trinkwasser und Tafelwasser. Leipzig.
1944 Gubelmann, H., Die Vorarbeiten der Wasserversorgung der Stadt Bern für ein Grundwasserwerk im Aaretal. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmänner 24, 144.
1934 —, — und Küenzi, W., Ergebnisse der Chlorbehandlung des Trinkwassers der Stadt Bern. Ibid. 14, 33.
1939 Gundel, M. und Stundl, K., Biologische Vorgänge in den Sandfiltern von Wassergewinnungsanlagen. Zentralbl. f. Bakt. I (Orig.) 144, 286.
1883 Gunning, J. W., Beiträge zur hygienischen Untersuchung des Wassers. Archiv f. Hygiene 1, 335.
1938 Gussewa, K. A., Hydrobiologische Produktivität und Prognose der Blüte der Gewässer. Mikrobiology 7, 303.
1907 Guttmann, Die Trinkwasserversorgung im Kreise Hadeln. Vierteljahrsschr. gerichtl. Medizin, 3. Folge, 33, 111.

H

1940 Haase, L. W., Einfluß biologischer Vorgänge auf die Werkstoffzerstörung. Korrosion u. Metallschutz 16, 155.
1939 Härdtle, H., Beitrag zur Oekologie von Aphanizomenon. Ztschr. f. Fischerei 36, 443.
1945 Haine, E., Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. Diss. Bonn.
1907 Hajek, R., Gelungene Ausscheidung der Manganverbindungen aus Tiefbrunnenwässern. Journ. f. Gasbel. 50, 767.
1923 Hale, F. E., Plant control of chlorination. Journ. Amer. Water Works Ass. 10, 263.
1930 —, —, Control of microscopic organisms in puplic water supplies with particular preference to New York City. New Engl. Water Works Ass. 44, 361.
1932 —, —, Controlling microscopic organisms in puplic water supplies. Water Works Engineer. 83, 353.
1932 Hammond, F. W. and Goffey, A., The action of bacteria in the tuberculation of water mains. Water and Water Engineer. 34, 399.
1913 Harmer, S., The polyzoa of waterworks. Proc. Zool. Soc. London.
1931 —, —, Recent work on polyzoa. Ibid.
1931 Hartung, W., Über die Tierbevölkerung von Bergwerksschächten im Vergleich zur Höhlentierwelt. Sitzb. Ges. Naturf. Freunde Berlin.
1934 Harvey, H. W., Measurement of phytoplancton population. Journ. Mar. Biol. Ass. 19, 775.
1876 Harz, C. O., Mikroskopische Untersuchung des Brunnenwassers für

hygienische Zwecke. Ztschr. f. Biol. 12, 75.

1845 HASSALL, A. H., A history of the British Freshwater algae, including descriptions of the desmideae and diatomaceae. London: Samuel Highey.

1850 —, —, A microscopic examination of the water supplied to the inhabitants of London und the suburban districts. London.

1941 HASSEBRAUK, K., HIERONYMUS BOCK: Vom Wasser und seiner Eigenschaft. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem, 17, 60.

1932 HASSLER, W. G., Salamanders and water hygiene. Natur. History 32, 303.

1937 HASTINGS, A. B., Biology of water supply. Brit. Mus. (Nat. Hist.) Econ. Ser. 7 A.

1917 HATTORI, H., Mikrobiologische Untersuchungen über einige japanische Wasserleitungen. Journ. Coll. Sci. Tokyo Imp. Univ. 40, 1.

1916 HAUPT, H., Hausschwamm in dem Sammelbrunnen einer Wasserleitung. Das Wasser 12, 410.

1926/27 HAWLEY, J. R., Microscopic life in Texas waters. Proc. Amer. Soc. Munic. Improvements. 247.

1931 HECK, H. L., Grundwasserverhältnisse und geologischer Bau im schleswig-holsteinischen Marsch- und Nordseeinselgebiet. Sitzber. Preuß. Geol. Landesanst. 6, 169.

1925 HEINICKE, W., Die Wasserversorgung Berlins in der Mitte des vorigen Jahrhunderts bis zum Jahre 1925. Berl. Wirtschaftsber. Nr. 11, 120.

1916 HELFER, H., Geschichte der biologischen Wasseranalyse. Arch. f. Hydrobiol. 11, 565.

1931 —, —, Das Saprobiensystem. Die makroskopische Wasseranalyse nach ihrem heutigen Stande. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. f. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 7, 138.

1937 —, —, Die tierischen Schädlinge der Wasserversorgungsanlagen. Ztschr. f. hyg. Zool. 29, 316.

1938 —, —, Einiges über Brunnendrahtwürmer. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem, 14, 104.

1933 HENRICI, A. T., Studies of freshwater bacteria I. A direct microscopic technic. Journ. Botany 25, 277.

1936 —, —, Studies of freshwater bacteria. III. Quantitativ aspects of the direct microscopic method. Ibid. 32.

1887 HENSEN, V., Über die Bestimmung des Planktons oder der im Meere treibenden Materiale an Pflanzen und Tieren. V. Ber. d. Komm. f. wissensch. Unters. d. deutsch. Meere zu Kiel, 1.

1916 HENTSCHEL, E., Die festsitzenden Tiere und Pflanzen des Hamburger Hafens und ihre Bedeutung für den Nachweis von Verunreinigung. Der Fischerbote 8, 77.

1949 HERRINGER, E. T., Schistomiasis control as an engineering problem. Pupl. Works (New York) 80, 36.

1932 HERRMANN, K., Verkrustungs- und Zerstörungserscheinungen im Leitungsnetz der Schwenninger Wasserversorgung. Gas- u. Wasserf. 75, 890.

1938 HERTZOG, L., Crustaceen aus unterirdischen Biotopen des Rheintales bei Straßburg. Zool. Anzeiger 123, 45.

1921 HEYMANN, J. A., Lästige Planktonorganismen im Amsterdamer Wasserwerksbetrieb. Gas- u. Wasserf. 64, 562.

1921 —, —, Een lastig organisme in het Amsterdamsche waterleidingsbedriff. Water 4, 70.

1926, HEYMONS, R., Ein Borstenwurm (Oligochaet) als angeblicher Insasse des menschlichen Körpers. Centralbl. f. Bakt. I. (Orig.) 99, 153.

1923 HINMAN, J. J. JR., Algae. Proc. Ann. Conv. Indiana San. a. Water Supply Ass. 16, 65.

1879 HIRT, L., Über die Principien und die Methode der mikroskopischen Untersuchung des Wassers. Ztschr. f. Biol. 15, 91.

1889 —, —, System der Gesundheitspflege. Breslau.

1935 HÖLL, K., Über die Trinkwasserversorgung der Insel Helgoland und über das Vorkommen von bleihaltigem Trinkwasser daselbst. Arch. f. Hyg. 113, 283.

1878 HOLDEFLEISS, F., Beiträge zur Begründung einer rationellen Wasseruntersuchung in bezug auf die Eigenschaften desselben, welche auf den Gesundheitszustand der Menschen und Tiere von Einfluß sind. Journ. f. Landwirtsch. 26, 479.

1939 HOLTJE, R. H., Some trouble makers in reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 31, 550.

1939 HORNUNG, V., Salinentiere. Kali 33, 192.

1931 HOUSER, G. C., Pollution of reservoirs by gulls and other birds. Journ. New Engl. Water Works Ass. 45, 15.

1914 HOUSTON, A., Annal Reports of the Metropolitan Water Board of London (1914 u. f.).
1917 —, —, Rivers as sources of water supply. London.
1928 —, —, Water purification. Surveyor 73, 579.
1936 HOWARD, N. J., Water quality deterioration in distribution system. Journ. Amer. Water Works Ass. 29, 1044.
1929 HUBER-PESTALOZZI, G., Das Plankton natürlicher und künstlicher Seebecken Südafrikas. Verh. Int. Ver. theor. u. angew. Linnol. 4, 343.
1941 —, —, Neue Planktonorganismen im Zürichsee. Vierteljahrschr. Naturf. Ges. Zürich 86, H. 1 und 2.
1931 HUDGINS, B., Turbidity, plancton and mineral content of the Detroit water supply. Journ. Amer. Water Works Ass. 23, 435.
1887 HUEPPE, F., Die hygienische Beurteilung des Trinkwassers vom biologischen Standpunkte. Journ. f. Gasb. 30, 321.
1927 HUG, J., Untersuchung über die Beeinflussung von Wasserfassungen durch die Friedhöfe. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachmänner 7, 273.
1885 HULVA, F., Beiträge zur Schwemmkanalisation und Wasserversorgung der Stadt Breslau. Centralbl. f. allg. Gesundheitspfl. Ergänz.heft 1, 89.
1945 HURST, W. D., Predacious diving beetles in Winnipeg water supply. Journ. Amer. Water Works Ass. 37, 1204—1206.
1928 HURTER, E., Beobachtungen an Litoralalgen des Vierwaldstättersees. Mitt. Naturf. Ges. Luzern 10, 1.
1933 HUSBAND, J. W., Algal growth and water supply. Surveyor 555.
1947 HUTCHINSON, G. E. and BOWEN, V. T., A direct demonstration of the phosphorous cycle in a small lake. Proc. Nat. Acad. Sci. 33, 148.

I

1929 ILVEV, W. S., Zur Frage des Bewuchses in Teichen. Arb. hydrobiol. Station am See Glubokoje 6, H. 5.
1935 IMBEAUX, E., Qualités de l'eau et moyens de correction. Paris. 222—275; 699—702.
1937 —, —, Sur la destruction du plankton dans les eaux potables. Revue d'Hygiène 59, 664.
1950 ISJUROWA, A. I., Der Einfluß von Erdölprodukten auf die Entwicklung der primitivsten Wasserpflanzen. Hygiene u. Sanitätswesen UdSSR., 11.
1911 ISSATSCHENKO, B., Über die Algenflora der Petersburger Wasserleitung. Trav. Soc. imp. Naturalistes St. Pétersbourg 42, 209.
1895 ISTVANOFF, G. v., Die Vegetation der Budapester Wasserleitung. Botan. Zentralbl. 61, 7.

J

1949 JAAG, O., Die neuere Entwicklung und der heutige Zustand der Schweizer Seen. Intern. Ver. f. theor. u. angew. Limnologie 10, 192.
1941 JASNOW, B. M. und DORFMAN, P. A., Kupfervitriolbestäubung von Wasserflächen vom Flugzeug aus. Wodosnab. i. sanit. Techn. 16, 15.
1895 JAWOROWSKI, A., Neue Arten der Brunnenfauna von Krakau und Lemberg. Arch. f. Naturgesch. 61, Abt. A (Berlin).
1926 JEANNEL, R., Faune cavernicole de la France. Avec une étude des conditions d'existence (dans le domaine souterrain). Paris.
1932 JESSEN, F. W., Manganese bacteria in the water of Texas. Journ. Amer. Water Works Ass. 24, 78.
1935 JETTMAR, H. M., Ansiedlung von Köcherfliegen in einer Wasserversorgungsanlage. Abh. Gesamtgeb. Hygiene 20, 82 S.
1936 —, —, Insekten und andere Kleinlebewesen in Wasserwerken. Ihre Biologie, ihr Einfluß auf den Keimgehalt des Wassers und ihre Bekämpfung. Ztschr. österr. Ver. Gas- u. Wasserfachmänner 76, 1.
1938 —, —, Untersuchungen über die in Hochquell-Anlagen vorkommenden mikroskopischen Lebewesen. Ztschr. f. hyg. Zool. 30, 1.
1914 JOHNSON, Über das außerordentliche Wachstum von Algen im Trinkwasser der Stadt Dublin (Irland). Int. Ztschr. f. Wasserversorg. 1, 187.
1892 JOLLES, M., Die bakteriologische und mikroskopische Wasseruntersuchung. Wien.
1936 JUST, J. and SZNIOLIS, A., Germicidal properties of silver in water. Journ. Amer. Water Works Ass. 28, 492.

K

1934 KAATZ, L. und RICHTER, H. E., Versuche zur Entmanganung des Leipziger Trinkwassers. Gas- u. Wasserf. 77, 291.
1940 KALINENKO, W. O., Die Isolierung der Reinkultur von Leptothrix ochracea. Mikrobiology 9, 615.

1917 KEILHACK, K., Lehrbuch der Grundwasser- und Quellenkunde. 2. Aufl. Berlin; 3. Aufl. [1935].
1928 KEIM, P., Über Algen in Filteranlagen und ihren Einfluß auf die Sauerstoffbilanz. Techn. Gemeindebl. 30, 332.
1926 KELLER, H., Zur biologischen Grundwasseruntersuchung. Deutsche Wasserwirtschaft 4, 228.
1929 —, —, Wassergewinnung in heißen Ländern. Berlin.
1915 KELLNER, Die Wasserversorgung von Brünn in der Vergangenheit. Intern. Ztschr. f. Wasserversorgung 2, 17.
1931 KEMPER, H., Freilebende Würmer in einer Wasserversorgungsanlage. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 7, 279.
1933 —, —, Versuche über die Wirkung von Pyrethrumblütenpulver auf Tiere verschiedener Klassen unter besonderer Berücksichtigung der wasserbewohnenden Arten. Gesundheitstechn. u. Städtehyg. 25, 150.
1899 KEMNA, A., La biologie du filtrage au sable. Bull. Soc. Belg. Géol., Paléont., Hydrol., 13, 34.
1926/27 KIEFER, F., Kleinkrebse in Wasserleitungen. Mikrokosmos 20. 140.
1927 —, — und KLIE, W., Zur Kenntnis der Entomostraken von Brunnengewässern. Zoolog. Anz. 71, 5.
1943 KILLERMANN, G., Die sog. Grubenpilze (Fungi subterranei). Ber. Deutsch. Botan. Ges. 59, 158.
1932 KILLAM, S. E., Measures adopted for the control of tastes and odors due to the development of microscopic organisms in Spot Pond reservoir, Boston Metropolitan district. Journ. New Engl. Water Works Ass. 46, 241.
1949 KIRCHBERG, E., Das Dichlordiphenyltrichloräthan und seine Anwendung in der hygienischen Zoologie. Ztschr. f. hyg. Zool. 37, 50.
1924 KIRKPATRICK, R. Z., The biology of water works. 3. edit. British Mus. Nat.-Hist. Econ. Ser. VII.
1869 KIRKWOOD, J. C., Report on the filtration of river waters for the supply of cities practised in Europe.
1921 KISKER, H., Die in der Stadt Lodz (Russ.-Pol.) während der Besetzung im Kriege durch die deutsche Verwaltung bezüglich Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung veranlaßten vorläufigen Maßnahmen (Ende 1915 bis 1918). Mitteil. Landesanst. f. Wasserhyg., Berlin-Dahlem 26, 148.
1915 KISSKALT, K., Untersuchungen über Trinkwasserfiltration. I. Zur Theorie der langsamen Sandfiltration. Arch. f. Hygiene 80, 57.
1916 —, —, Brunnenhygiene. Ein Buch für Ärzte, Verwaltungsbeamte und Laien. Leipzig.
1917 —, —, Untersuchungen über Trinkwasserfiltration. III. Störungen bei der Sandfiltration und ihre Erklärung durch die biologische Theorie. Arch. f. Hygiene 83, 508.
1928 —, —, Mangan in Wasserversorgungen der Rheinprovinz. Ibid. 99, 96.
1946 —, —, Die Trinkwasserversorgung aus Seen. I. Bodensee. Ibid. 124, 328.
1877 KLEBS, Studien über die Verbreitung des Kropfes in Oesterreich. Prag.
1901 KNUDSEN, M., Hydrographische Tabellen. Hamburg: L. FRIEDRICHSEN, 1.
1912 KÖHLER, E. J., Versuche zur Reinigung des Zuleitungswassers für Marseille. Journ. f. Gasbel. 55, 1082.
1923 KOFOID, C. A., Microorganisms in reservoirs and their relation of esthetic qualities. Journ. Amer. Water Works Ass. 10, 183.
1927 KOLBE, R. W., Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. In KOLKWITZ: Pflanzenforschung 7.
1942 —, —, Wasserblütebildende Algen und ihre Bedeutung für die Wasserversorgung. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem, 8, 151.
1929 —, — und TIEGS, E., Zur mesohaloben Diatomeenflora des Werragebietes. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 47, 408.
1903 KOLKWITZ, R., Beiträge zur biologischen Wasserbeurteilung, a) Trinkwasseruntersuchung. Mitt. K. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes. 2, 23.
1905 —, —, Die Beurteilung der Talsperrenwässer vom biologischen Standpunkt. Journ. f. Gasbel. 48, 934.
(1904-) 1906 —, —, Die biologische Selbstreinigung der natürlichen Gewässer. In LAFAR, F., Handbuch der techn. Mykologie 3, 370.
1907 —, —, Biologie der Sickerwasserhöhlen, Quellen und Brunnen. Journ. f. Gasbel. 50, 550.
1907 —, —, Entnahme- und Beobachtungsinstrumente für die biologische Wasseruntersuchung. Mitt. K. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 9, 111.

1911 —, —, Die Beziehungen des Kleinplanktons zum Chemismus der Gewässer. Ibid. 14, 145.
1911 —, —, Zur Biologie der Talsperren, insb. der Eschbachtalsperre bei Remscheid. Ibid. 15, 268.
1911 —, —, Biologie des Trinkwassers, Abwassers und der Vorfluter. in: RUBNER, GRUBER und FICKER, Handbuch der Hygiene 2, 2.
1914 —, —, Die biologischen Ergebnisse der Trinkwasser-Schnellfiltration an der Barmer Talsperre. Journ. f. Gasbel. 57, 724.
1914/35 —, —, Pflanzenphysiologie. Jena G. Fischer, 1. Aufl. [1914], 2. Aufl. [1922], 3. Aufl. [1935].
1924 —, —, Plankton-Membranfilter Ber. Deutsch. Botan. Ges. 42, 205
1926/38 —, —, Biologie. In: Grundzüge der Wasserhygiene Berlin, 1. Aufl. [1926], 2. Aufl. [1938], 137.
1924 —, —, Methoden zum Nachweis und zur Rohkultur der Wasser- und Abwasserorganismen. In KRAUS-UHLENHUT, Methoden der mikrosk. Technik.
1926 —, —, Methoden der biologischen Untersuchung von Wasser und Abwasser. In GOTSCHLICH, E., Handbuch der hyg. Untersuchungsmeth. 1, 1074.
1927 —, —, Über die biologische Bedeutung farbiger Gläser in Wasserwerken, nebst Bemerkungen über Badeanstalten. Gas- u. Wasserf. 70, 1118.
1928 —, —, Bemerkenswertes Vorkommen von lebenden Organismen in Wasserröhren. Ibid. 71, 268.
1929 —, —, Methode zum Nachweis der Wasser- und Abwasserorganismen. In KOLLE, KRAUS und UHLENHUT, Handb. pathog. Mikroorganismen 10, 479.
1931 —, —, Zur Biologie der Wasserwerke. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 7, 25.
1932 —, —, Die Planktonkammer unter Verwendung stärkerer Objektive. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 50, 374.
1933 —, —, Hydrobiologische Meeres- und Süßwasseruntersuchungen in den Tropen. Intern. Ver. f. theor. u. angew. Limnologie 6, 347.
1940 —, —, Biologie des Trinkwassers. In BARNES, BLEYER und GROSSFELD, Handb. d. Lebensmittelchemie 8/2, 247.
1950 —, —, Oekologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schriftenreihe Ver. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem 4.
1931 —, — und BEGER, E., Das Prüfrohr als Mittel zum Studium des biologischen Belages in Wasserleitungsrohren. Gas- u. Wasserf. 74, 267.
1902 —, — und MARSSON, M., Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. K. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 1, 33.
1909 —, — u. —, —, Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 26a, 505.
1909 —, — u. — , —, Ökologie der tierischen Saprobien. Int. Revue f. d. ges. Hydrobiol. 2.
1904 —, — und THIESING, H., Chemisch-biologische Untersuchungen über die Verwendung der Rieselwiesen zum Reinigen des Tal- u. Abwassers zu Genußzwecken. Mitt. Prüfanst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 5, 130.
1942 KOOYMANS, J. J., Open of overdekte langzame zandfilters?. Water 26, 1.
1925 KÔTOKU, T., A biological investigation of the water works of City of Osaka. Kokumin Eisei 2.
1886 KRAEPELIN, K., Die Fauna der Hamburger Wasserleitung. Abh. Naturw. Ver. Hamburg 9, 13.
1927 KRASSKE, G., Diatomeen deutscher Solquellen und Gradierwerke. Arch. f. Hydrobiol. 18, 252.
1941 KRAUSS, F., Einige Erfahrungen an Trinkwasserfassungen im Karst. Gas-Wasser-Fach 84, 242.
1941 KRÜGER, Fr., Parthenogenetische Stylotanytarsuslarven als Bewohner einer Trinkwasserleitung. Arch. f. Hydrobiol. 38, 214.
1927 KÜENZI, W. und GUBELMANN, H., Erfahrungen mit der Chlor-Desinfektion in der Trinkwasserversorgung von Bern. Ztschr. d. Desinf. u. Gesundheitsw. 19, 222.
1945 KUHN, H., Lebenskunde der Gewässer. Zürich.
1948 —, —, Veränderung im Plankton des Zürichsees. Schweiz. Monatsschr. f. Natur, Forschung u. Technik 3, H. 2.
1866 KÜHN, J., Sitzung vom 2. 6. Sitzber. Naturf. Ges. Halle, 5, 13.
1941 KÜHNE, E., Neue Fundstellen zweier Brunnentiere, Niphargus puteanus (Koch) und Asellus cavaticus Schiödte. Mikrokosmus 14, 102.

1893 KÜMMEL, W., Versuche und Beobachtungen über die Wirkung von Sandfiltration. Journ. f. Gasb. 36, 161.

1932 KUNSTEIN, E., Über Verbreitung von Spirochaeten vom Weiltypus in Freiburg i. Br. und Umgebung. Ztschr. f. Immunitätsf. u. exp. Therapie 75, 173.

1933 KUNZE, Die Marathonsperre bei Athen. Wasserkraft u. Wasserwirtsch., 167.

1922 KURZ, A., Grundriß einer Algenflora des appenzellischen Mittel- und Vorderlandes. Jahrb. St. Gall. Naturw. Ges. 58/II.

1931 KUSNOTZEW, S. J. and KARSINKIN, G. S., Direct method of the quantitive study of bacteria in water and some considerations of the causes which produce a zone oxygen minimum in Lake Glubokoje. Centralbl. f. Bakt. II. 83, 169.

L

1891 LAGERHEIM, G. v., Zur Kenntnis des Moschuspilzes, Fusarium aquaeductuum Lagh. (Selenosporium aquaeductuum Radl. u. Rabh., Fusisporium moschatum Kit.) Centralbl. f. Bakt. I. (Orig.) 9, 655.

1936 LAIS, R., Die Entdeckungsgeschichte einer neuen Schnecke: Lartetia rhenana im Grundwasser der Rhein-Ebene. Natur und Volk 66, 255.

1925 LAMBERT, K., Das Leben der Binnengewässer. 3. Aufl. Leipzig.

1897 LEHBERT, R., Die organischen Verunreinigungen des Oberen Sees. Revaler Ztg. Nr. 274.

1905 —, —, Einiges über Mikrophotographie.. Pharmac. Centralhalle, 585.

1909 LEHMANN, E., Ein biologisch interessantes Vorkommen von Lathraea Squamaria. Schriften Naturw. Ver. Schlesw.-Holstein 14, 294.

1912 LEMBERG, K., Trinkwasserreinigung durch Schnellsandfiltration. Journ. f. Gasbel. 55, 981.

1912 —, —, Zur Geschichte der Trinkwasserfiltration. Der Städt. Tiefbau 3, 357.

1895 LEMMERMANN, E., Die Algenflora der Filter des Bremischen Wasserwerks. Abh. Naturw. Ver. Bremen 8, 293.

1905 —, —, Die Algenflora der Sandwich-Inseln. Englers Bot. Jahrb. 34, 607.

1908 —, —, Beiträge zur Kenntnis der Planktonalgen. XXV. Die Algen des Stralsunder Rohwassers. Arch. f. Hydrobiol. 3, 404.

1927 LE PRINCE, J. A., Mosquito control in relation to impounded water supply. Journ. Amer. Water Works Ass. 17, 31.

1870 LERSCH, B. M., Hydrophysik oder Lehre vom physikalischen Verhalten der natürlichen Wässer, namentlich von der Bildung der warmen und kalten Quellen. 2. Aufl. (Bonn).

1840 LEUCHS, Journ. f. prakt. Chemie 21, 399.

1938 LIEBMANN, H., Biologie und Chemie der Bleilochsperre. Arch f. Hydrobiol. 33, 1.

1940/41 —, —, Die Bedeutung der mikroskopischen Untersuchung für die biologische Wasseranalyse. Vom Wasser 15, 151.

1947 —, —, Die Notwendigkeit einer Revision des Saprobiensystems und deren Bedeutung für die Wasserbeurteilung. Ges.-Ing. 68, 33.

1950 —, —, Zur Biologie der Methanbakterien. Ges.-Ing. 71, 14, 56.

1912 LIESKE, R., Untersuchungen über das Auftreten mangan- und eisenspeichernder Bakterien in der Wasserleitung der Stadt Dresden. 125. Ratsdrucksache der Stadt Dresden.

1942 LINDBERGH, J. P. C., Ervaringen med overdekte langsame zandfilters van de zuiverings-installatie der N. V. Leidsche Duinwater Maat-Schappij. Water 26, 42.

1913 LINDE, P., Zur Kenntnis von Cladothrix dichotoma Cohn. Centralbl. f. Bakt. II 39, 369.

1870 LINTNER und HOLZNER, G., Über Trinkwasser und Boden der Cavallerie-Kaserne zu Neustift. Ztschr. f. Biol. 6, 29.

1924 LOBENHOFFER, W., Verbreitung des Kropfes in Unterfranken. Mitt. Grenzgeb. Mediz. u. Chirurgie 24.

1896 LOEFFLER, F., Die Beurteilung des Wassers vom sanitären Standpunkt aus. In WEYL, TH., Handbuch der Hygiene 1, 2. Abt.

1907 LUDWIG, F., Störung von Wasserversorgungs- und Entwässerungsanlagen durch Baumwurzeln. Ztschr. f. Med.-Beamte, 20, 65.

1907 LUEDECKE, Das Wasser des Odertales und die Wasserkalamität der Stadt Breslau. Gesundheit Nr. 18, 545.

1914 LUEGER-WEYRAUCH, Die Wasserversorgung der Städte. 2. Aufl., 1, 541 Leipzig.

1936 Lüscher, O., Moderne Wasserbeschaffung. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachm. 16, 193.
1941/42 —, —, Der Zustand des Zürichsees und seine allgemeine Eignung zur Trinkwasserversorgung. Ibid. 21 [1941], 156; 22 [1942], 10.
1951 —, —, Die Planung von Seewasserwerken. Ibid. 31, 208.

M

1875/83 Macdonald, J. D., A guide to the microscopical examination of drinking water. London: J. and A. Churchill 1st ed. [1875], 2nd ed. [1883].
1927 Madeley, J. A. Failure of slow sand filtration in Madras City. Surveyor 72, 593.
1907 Madrid-Moreno, J., Analysis micrographico de los sedimentos del deposito del Canal del Lozoyo. Bol. Soc. espän. Hist. nat. 7, 393.
1935 Magath, Th. B., The water transmission of infections, with special reference to amoebiasis. Journ. Amer. Water Works Ass. 37, 63.
1933 Magdeburg, P., Organogene Kalkkonkretionen in Höhlen. Beiträge zur Biologie der in Höhlen vorkommenden Algen. Sitzber. Naturf. Ges. Leipzig 56—59, 23 S.
1925 Marcusson, J., Das Algenfett und seine Bedeutung für die Frage der Erdölbildung. Chemiker-Ztg. 49, 455.
1913 Matruchot, L. et Desroche, P., Etudes sur les mauvais odeurs dégagées par la pièce d'eau des Suisses à Versailles. Paris.
1928 Matthes, G. H., Stonefly larvae and the corrosion of steel in running water. Engin. News Rec. 101, 144.
1926 Maunthner, K., Die neue Wasserversorgung der Stadt Burgas unter Benutzung einer Thermalquelle. Ztschr. Oest. Ing. u. Arch. Ver. Wien 78, 279. (Ref. Ges.-Ing. 50 [1927], 558).
1907 Metzger, H., Über Vorrichtungen zur Verhinderung des Rücktritts unreiner Flüssigkeiten in die Wasserleitung. Techn. Gemeindebl. 9, 293.
1932 Meyer, A. F., Trinkwasserversorgung durch Talsperren. Gas- u. Wasserf. 75, 771.
1937 —, —, Trinkwasser aus Talsperren. München u. Berlin: Oldenbourg.
1942 —, —, Offene oder überdeckte Langsamsandfilter. Gas- u. Wasserf. 85, 478.
1950 Meyer, R., Untersuchungen zur bakteriologischen und chemischen Beurteilung ostfriesischer Zisternen. Städtehygiene 1, 29.
1898 Mez, C., Mikroskopische Wasseranalyse. Berlin.
1924 Migula, W., Die Algenflora der laufenden Brunnen. Mikroskopie f. Naturfr. 2, 42.
1918 Minder, L., Zur Theorie über die Wirkung der Sandfilter. Journ. f. Gasbel. 61, 56.
1923 —, —, Über die biogene Entkalkung im Zürichsee. Verh. Inter. Ver. f. theor. u. angew. Limnologie 20.
1927 —, —, Über die Betriebskontrolle der Vorfilter. Ges.-Ing. 50, 443.
1938 —, —, Der Zürichsee als Eutrophierungsphänomen. Geol. d. Meere u. Binnengew. 2, 284.
1936 —, —, Zur Biologie der Wasserversorgungsanlagen. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachm. 16, 102.
1936 —, —, Untersuchungen am Bielersee. Studien über die Nutzbarmachung des Sees zu Wasserversorgungszwecken. Vierteljahrschr. Naturf. Ges. Zürich 81, 107.
1943 —, —, Neuere Beobachtungen über Mikroorganismen als Schädlinge im Wasserwerksbetrieb. Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- u. Wasserfachm. 23, 146.
1928 Minkewitsch, J. E. und Trofimuk, N. A., Über die Darmbakterien der Fische vom Standpunkt der hygienischen Beurteilung von Trinkwasser. Ztschr. f. Hyg. 109, 39.
1910 Molisch, H., Die Eisenbakterien. Jena.
1912 —, —, Aeroplankton. Mitt. Naturwiss. Ver. Univ. Wien.
1920 —, —. Biologie des atmosphärischen Staubes (Aeroplankton). Populäre biol. Vorträge, Jena (p. 209).
1925 —, —, Über Kalkbakterien und andere kalkfällende Pilze. Zentralbl. f. Bakt., II, 65, 130.
1926 —, —, Pflanzenleben in Japan. Jena.
1919 Monfort, W. F. and Barnes, O. A., Chloramin and Crenothrix. Journ. Amer. Water Works Ass. 6, 196.
1889 Moniez, R., Faune des eaux souterraines du department du Nord et en particulier de la ville de Lille. Revue Biol. du Nord de la France 1.
1893 —, —, Le champignon musqué (Selenosporium aquaeductuum) et ses rapports avec l'inspection des eaux d'alimentations de la ville de Lille. Revue mycol. 15, 140.

1932 Moon, M. P. and Gleen, E., Fresh-water mussels and the bacterial content of water. Journ. Amer. Water Works Ass. 24, 571.
1902 Moore, G. T., The contamination of puplic water by algae. Yearbook Departm. Agricult., 175.
1913 Mühlens, Bericht über eine Malariaexpedition nach Jerusalem. Centralbl. f. Bakt. I. (Orig.) 69, 41.
1925 — und Sfarcic, Bericht über Malariaarbeiten in Dalmatien. Ibid. 1. (Orig.) 94, 326.
1942 Mühlmann, H., Die rezente Metazoenfauna der Harzer Höhlen und Bergwerke. Zoogeographie 4, 187.
1845/55 Müller, Joh., Über die Larven und die Metamorphose der Echinodermen. Abh. Akad. Wiss. Berlin.
1914 Müller, P. T., Kommen die in den Quellen mancher Trinkwasserleitungen enthaltenen Fische als Bazillenträger in Frage und schädigen sie so die Qualität des Wassers? Int. Ztschr. f. Wasserversorg. I, 148.
1927 Müller, R., Borstenwürmer im menschlichen Körper (Pachydrilus lineatus). Zentralbl. f. Bakt. I (Orig.) 101, 151.
1949 —, —, Der Schlangenstab des Asklepios und die Wasserschale der Hygieia. Forschungen und Fortschritte 25, 246.
1950 Mutschmann, Denkschrift über die geplante Fernwasserversorgung des Gipskeupergebietes West-Mittel-Frankens. Bayr. Landesamt f. Wasserversorgung, München.

N

1935 Nachtigall, G. und Schröder, H., Korrosion von verzinntem Kupferkörpergewebe an einem Brunnenfilterkorb durch schwefelwasserstoffhaltiges Wasser. Vom Wasser 10, 197.
1877 Nägeli, C. v., Die niederen Pilze in ihren Beziehungen zu den Infektionskrankheiten und der Gesundheitspflege. München.
1928 Naeumann, J. B., Stone-fly larvae cause corrosion of steel in running water. Engin. News Rec. 100, 946.
1938 Nason, H. K., Chemical methods in slime and algal control. Journ. Amer. Water Works Ass. 30, 437.
1926 National Electric Light Association. Restriction in flow due to vegetable and animal growths in conduits. Proc. 49th Convention 83, 801.
1919 Naumann, Einar, Untersuchungen über biologisch bedingte Betriebsstörung bei Wasserwerken. I. Skrift. Sver. Fiskeriören, 190.
1920 —, —, Untersuchungen über die Eisenorganismen Schwedens. I. Die Erscheinungen der Sideroplastie in den Gewässern des Teichgebietes Aneboda. Kgl. Svenska Vetensk. Akad. Handl. I 62, T. 4.
1923 —, — Wasserwerksbiologie. Abderhalden, Handb. biol. Arbeitsmeth. Abt. IX F. 2 1 H., 229.
1931 —, —, Limnologische Technologie. Berlin u. Wien.
1939 Naumann, Erich, Physikalische und physikalisch-chemische Gesetzmäßigkeiten der Wasserbehandlung. Gas-Wasserf. 82, 353.
1950 —, —, Gegenwartsprobleme der Trinkwasseraufbereitung. Gas-Wasserf. 91, 108.
1896 Neisser, M., Über die hygienische Bedeutung des Protozoenbefundes im Wasser. Ztschr. f. Hyg. 22, 475.
1949 Newton, W. L. and Jones, N. F., The effect of ozone in water on cystes of Entamoeba histolytica. Am. Journ. trop. Med. 29, 669.
1951 Nicolaus, H. O., Biologische Korrosion. Ztschr. Ver. Deutsch. Ing. 93, AZ 11.
1913 Nitardy, E., Zur bildlichen Darstellung des Kammerplanktons. Mitt. Kgl. Landesanstalt f. Wasserhygiene. Berlin-Dahlem 17, 22.
1914 —, —, Über das Vorkommen von Insektenschuppen in natürlichen Seewässern. Ibid. 18, 80.
1949 Nolan, M. O. and Berry, E. G., Preliminary field trials with laboratory tested molluscacides. Pupl. Health. Report. 64, 942.
1939 Noll, W., Die Grundwasserfauna des Maingebietes. Mitt. Naturw. Mus. Stadt Aschaffenburg.
1943 —, —, Brunnendrahtwürmer in Wasserversorgungsanlagen. Ges.-Ing. 66, 227.
1883 Nowak, J., Lehrbuch der Hygiene. 2. Aufl.

O

1905 Oettinger, W., Die Ursachen des Einbruchs von Eisen und Mangansalzen in das Breslauer Grundwasser, mit besonderer Berücksichtigung der Bodendurchlässigkeit in der Ohle-Oderniederung. Klin. Jahrb. 19, 305.
1894/96 Ohlmüller, W., Die Untersuchung des Wassers. Berlin. 1. Aufl. 1894; 2. Aufl. 1896.

1949 OLSEN, F. A., The history of toxic plankton and associated phenomena. Sewage Works Engin. 20, 71.
1916 OSSWALD, L., Die Mikroorganismen der Nordhäuser Talsperre und Wasserleitung. Journ. f. Gasbel. 59, 502.
1931 OVERHOFF, O., Neueinrichtung und Betrieb des Wasserwerkes in Dessau. Gas-Wasserf. 74, 1025.

P

1923 PAGE, J. H., Algae, their significance and determination in water supplies. Proc. Ann. Conv. Indiana San. a. Water supply Ass. 16, 59.
1913 PARKER, W. V., Sponges in waterworks. Proc. Zool. Soc. London, 273.
1942 PAX, F., Die Crustaceen der deutschen Mineralquellen. Abh. Naturf. Ges. Görlitz 33, 87.
1948 —, —, Die Tierwelt der mitteleuropäischen Schwefelquellen. Senkenbergiana 28, 139.
1936 —, — und MASCHKE, K., Die Metazoenfauna der Akratopegen. Beiträge Biol. Glatz. Schneeberg H. 2, 135.
1942 —, — und WULFERT, K., Die Rotatorien deutscher Schwefelquellen und Thermen. Arch. f. Hydrobiol. 38, 165.
1946 PEARSALL, W. H., GARDINER, A. C. and GREENSHIELDS, F., Freshwater biology and water supply in Britain. Freshwater Biol. Ass. Brit. Empire. Sci. Publ. No. 11.
1937 PEARSON, C., D., Annual Report. Shanghai Waterworks Co. Ltd.
1932 PENGEL, W., Der praktische Brunnenbauer. 4. Aufl. bearb. v. E. BIESKE, Berlin.
1908 PENNINK, J. M. K., Das Wesen der Sandfiltration. Journ. f. Gasbel. 51, 615.
1929 PERMIEN, Die Aufbereitung von Oberflächenwasser zu Trinkwasser. Gas-Wasserf. 72, 718.
1935 PETER, E., 400 Jahre Wasserversorgung der Stadt Schleswig. Gas-Wasserf. 78, 849.
1877 PETERSEN, H., Die Bewohner der Hamburger Wasserleitung. Verh. Ver. naturw. Unterh. Hamburg, 246.
1927 PETRIK, M., Higijenska cisterna. VPS (Casopis za vodnu, plinsku i sanitarnu techniku) 3, 6.
1931 PEUS, F., Fliegen in Wasserversorgungsanlagen. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg. 7, 276.
1933 —, —, Flugblätter zur kommunalen Ungeziefervertilgung. Ameisenbekämpfung in und an Wohnungen, Krankenhäusern, Wasserwerken und Friedhöfen. Ztschr. Gesundheitstechn. u. Städtehyg. 25, 63.
1937 —, —, Massenvorkommen von Halmfliegen (Chloropiden) an und in Gebäuden und Wohnungen. Ztschr. f. hyg. Zool. 29, 207.
1934 PIA, J., Die Kalkbildung durch Pflanzen. Beih. Botan. Centralbl., Abt. I, 52, 1.
1918 PICHLER, FR., Das Aeroplankton von Wien. Denkschr. K. Akad. Wiss. Wien; math. naturw. Kl. 95, 279.
1887 PIEFKE, C., Die Principien der Reinwassergewinnung vermittels Filtration. Journ. f. Gasbel. 30, 596.
1894 —, —, Über die Betriebsführung von Sandfiltern auf Grundlage der zur Zeit gültigen sanitärpolizeilichen Vorschriften. Ztschr. f. Hyg. 16, 153.
1938 PILLAI, S. C., A biochemical investigation of the tuberculation of water pipes. Proc. Nat. Instit. Sci. India 4, 295.
1927 POLGLAZE, R. A., „Water dogs" in a city water supply. Public Works 58, 97.
1884 POTTS, E., Fresh water sponges as imprevable cause of pollution of river water. Proc. Acad. Natur. Sci. Philadelphia, 24.
1884 —, —, On the minute Fauna of Fairmont-Reservoir. Ibid. [1884], 217 (vgl. H. DE VRIES [1890]).
1887 —, —, Fresh water sponges. A monograph. Ibid. 158.
1914 POWELL, S. T., Effect of ozone on algae growth. Engin. Rec. 69, 590.
1935 PRANG, W., Versuche zur Geschmacksverbesserung und biologischen Untersuchungen von Oberflächenwässern. Gas-Wasserf. 78, 421.
1938 PRESCOTT, G. M., Objectionable algae and their control in lakes and reservoirs. Louisiana Mun. Rev. 1, H. 2/3.
1948 —, —, Objectionable algae with reference to the killing of fish and other animals. Hydrobiologia 1, 1.
1918 PRINZ, E., Eine hochalpine Wasserversorgungsanlage im Wallis. Intern. Ztschr. f. Wasserversorgung 5, 1.
1919 —, —, Die Wasserversorgung von Konstantinopel. Ibid. 6, 57.
1934 —, —, und KAMPE, R., Handbuch der Hydrologie. Berlin.
1890 PROSKAUER, B., Beiträge zur Kenntnis der Beschaffenheit von stark eisenhaltigen Tiefbrunnenwässern und die Entfernung des Eisens aus denselben. Ztschr. f. Hygiene 9, 148.

1939 Purcell, L. T., The aging of reservoir waters. Journ. Amer. Water Works Ass. 31, 1775.

1935 Purdy, W. C., Results of algal activity, some familiar, other obscure. Ibid. 27, 1120.

1918 —, — and Butterfield, Effect of plankton animals upon bacterial death rates. Journ. Amer. Pupl. Health Ass. 8, 499.

1913 Puschkarew, B. M., Über die Verbreitung der Süßwasserprotozoen durch die Luft. Arch. f. Hydrobiol. 28, 323.

R

1931 Raab, F., Taste and chlor troubles in the Minneapolis Water supply. Journ. Amer. Water Works. Ass. 23, 430.

1863 Radlkofer, L., Über die Verunreinigung eines der Münchener Trinkwässer. Kunst- u. Gewerbebl. d. Polytechn. Ver. f. Bayern, 1.

1865 —, —, Mikroskopische Untersuchung der organischen Substanzen im Brunnenwasser. Ztschr. f. Biologie 1, 26.

1933 Rafay, S. A., Survey of the flora and fauna of the water supplies of the Madras Presidency. Indian Journ. Med. Res. 20, 1083—1100.

1888/1900 Rafter, G. W., The microscopical examination of potable water. Van Nostrand's Science Ser. No. 103, 1. Aufl. [1888], 2. Aufl. [1900].

1936 Raghavichari, T. N. S., A note on an unusual source of contamination of well water. Ind. Med. Gaz. 71, 80.

1910 Rammul, A. U., Zur Wasserversorgung von St. Petersburg. Gorodsko djelo (Städtische Angelegenheiten), Petersburg 2, 1588.

1903 Raumer, E. v., Über das Auftreten von Eisen und Mangan in Wasserleitungswasser. Ztschr. f. anal. Chemie 42, 590.

1921 Rauschenbach, W. A., Mikrobiologische Untersuchung der Saratower Wasserleitung und der Tarchanka. Arb. biol. Wolgastat. 6, 173.

1908 Razetto, O., Über die hygienische Bedeutung der Protozoen im Wasser und über das Verhalten von Filtern gegenüber Protozoen. Hyg. Rundschau 18, 1020.

1936 Redeker (F.) und Demohn (G.), Hygienische Untersuchungen im Emsland. Veröffentl. Gebiete Volksgesundheitsdienstes 47, 113.

1932 Reddick, H. G. and Linderman, S. E., Tuberculation of mains as affected by bacteria. Journ. New Engl. Water Works Ass., 146

1880 Reichardt, E., Grundlage zur Beurteilung des Trinkwassers. 4. Aufl. Halle a. S.

1921 Reichle, C., Kondensationsanlagen zur Gewinnung von Trinkwasser aus der Luftfeuchtigkeit. Wasser- u. Gas. 12, 36.

1929 —, — und Weldert, R., Über Wasserversorgung (besonders mit Oberflächenwasser) in den Vereinigten Staaten von Nordamerika. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 5, 103.

1877 Reinsch, P. F., Microscopic organic world in the drinking water of Boston. Boston Even. Transcript.

1940 Remane, A., Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee. In Grimpe, G., Die Tierwelt der Nord- und Ostsee Ia.

1938 Rial, C. D., Annual Report 1938. Shanghai (China) Water Works Co., Ltd. (Ref. Journ. Amer. Water Works Ass. 31 [1939], 2181).

1921 Richardson, R. E., Changes in the bottom and shore fauna of the middle Illinois River and its connecting lakes since 1913 to 1915 as a result of the increase, southward, of sewage pollution. Bull. Ill. State Nat. Hist. Sur. 14, No. 4.

1925 —, —, Changes of the small bottom fauna of Peoria Lake, 1920 to 1922. Ibid. 15, No. 5.

1920 Ritchie, E., The influence of man on animal life in Scotland. Cambridge.

1925 —, —, Troubles with waterweed in open shallow reservoir. Engin. News Rec. 95, 638.

1924 Roch, F., Experimentelle Untersuchungen über Cordylophora caspia (Pallas) [= lacustris Allman]. Ztschr. Morph. Oek. Tiere 2, 350.

1924/25 —, —, Der tierische Bewuchs von Leitungsröhren und Sammelbecken für Trink- und Brauchwasser. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem 1, 110.

1925 —, —, Dreissensia polymorpha Pallas als Schädling unserer Kraft- und Wassergewinnungsanlagen. Ges.-Ing. 48, 97.

1925 —, —, Eine Muschel als Schädling unserer Kraft- und Wassergewinnungsanlagen. Die Umschau 29, 593.

1925 —, —, Der Keulenträgerpolyp (Cordylophora caspia) in Wasserwerken. Gas-Wasserf. 68, 242.

1911 ROLANTS, E., Etude des eaux de distribution de la ville de Lille. Revue d'hygiène 33, 717.
1939 ROSENBERG, M., Algae as indicators of water condition. Water and Water Engin, 17.
1932 ROSSKOTHEN, Die Wasserversorgung der Stadt Salzburg und ihr Ausbau. Gas-Wasserf. 75, 121.
1906 RUTTNER, F., Die Mikrofauna der Prager Wasserleitung. Arch. Naturw. Landesforsch. Böhmen 13, Nr. 4.
1938 —, —, Limnologische Studien an einigen Seen der Ostalpen. Arch. f. Hydrobiol. 22, 167.
1940 —, —, Grundriß der Limnologie (Hydrobiologie des Süßwassers). Berlin: W. de Gruyter u. Co.
1926 RYLOW, W. M., Zur Methodik der Neuston-Untersuchungen. Arch. f. Hydrobiol. 16, 490.
1886 RZEHAK, A., Ergebnisse einer mikroskopischen Untersuchung des Trinkwassers der Stadt Brünn.

S

1936 SALIMOVSKAIA-RODINA, A. G., Experience with the application of the overgrowth slide technic to the study of water bacterial flora. Mikrobiology 5, 487.
1930 SALOMON, W., Die „Brunnen" von Venedig als Erzeuger von künstlichem Grundwasser. Natur und Museum 60, 227.
1934 SARDJITO, M., En mededeeling over het kweeden van visschen in de langzame zandfilters te Makassar (Celebes N.O.-J.) met bet doel den looptijd der filters te verlengen. Nederl. Tijdschr. Hyg., Microbiol Serol.
1941 SATTLER, G., Reinigung von Langsamsandfiltern. Gas-Wasserf. 84, 589.
1936 SCHELLENBERG, A., Flohkrebse in den Trinkwasseranlagen. Ges.-Ing. 59, 180.
1942 —, —, Krebstiere oder Crustaceae. IV: Flohkrebse oder Amphipoden. In DAHL, F., Die Tierwelt Deutschlands, 40. T.
1950 SCHEMEL, R., Wasserversorgung der deutschen Marschengebiete. Gas-Wasserf. 91 (Wasser) 241.
1917 SCHIKORRA, G., Die mikroskopisch-biologische Wasseruntersuchung. In MUSPRATT-BUNTE, Encyklopädisches Handb. d. Techn. Chemie 11, 402.
1926 SCHILLER, J., Der thermische Einfluß und die Wirkung des Eises auf die planktonischen Herbstvegetationen in den Altwässern der Donau bei Wien. Arch. f. Protistenkde 56, 1.
1901 SCHLICHT, A., Die Wasserversorgung von Stralsund. Ztschr. f. öffentl. Chemie 16.
1893 SCHMIDLE, W., Beiträge zur Algenflora des Schwarzwaldes und der Rheinebene. Ber. Naturf. Ges. Freiburg/Br. 7, 68.
1938 SCHMIDT-LANGE, Untersuchungen bei 535 Trinkwasseranlagen. Öffentl. Gesundheitsdienst 4 A, 717.
1912 SCHMIDT-NIELSEN, S., Fischgeruch im Trinkwasser. Nyt. Mag. Naturv. 50, 259.
1949 SCHMITZ, W. und MÜLLER, K., Das Fischsterben in der Werra. Jahresber. Limnol. Flußstation Freudenthal, 3.
1908 SCHNEIDER, G., Der Obersee bei Reval. Berlin.
1937 SCHNEIDER, R., Bericht über die Untersuchungen der Unterweltfauna in den Stollen von St. Andreasberg im Harz. Sitzb. Naturf. Freunde Berlin, 412.
1904 SCHORLER, B., Beiträge zur Verbreitung des Moschuspilzes. Abh. Naturw. Ges. Isis. Dresden [1903], H. 1. Ref. Centralbl. f. Bakt. II, 11, 352.
1904 —, —, Beiträge zur Kenntnis der Eisenbakterien. Centralbl. f. Bakt. II 12 681.
1915 —, —, Die Rostbildung in den Wasserleitungsröhren. Ibid. 15, 564.
1914 SCHROEDER, H., Die Algenkalamität in der Wasserversorgung der Provinzialheil- und Pflegeanstalt Kortau. Vierteljahresschr. ger. Med. u. öff. San. 3. F. 48, 188.
1912/13 SCHRÖDER, B., Vorläufige Mitteilungen über das Plankton schlesischer Talsperren. Mikrobiol. Monatshefte 12, H. 2 u. 3.
1927 SCHRÖDER, H., Über das Vorkommen von Bact. coli commune im Fischdarm und die Bedeutung seines Nachweises für die Beurteilung von Trink- und Abwässern. Diss. Kiel.
1947 SCHULZ, G., Betriebserfahrungen am Pleisse-Stausee Rötha des Weißelsterverbandes. Ges.-Ing. 68, 44.
1921 SCHWENK, A., Über Mikroorganismen in der Wiener Hochquelleitung. Anz. Akad. Wiss. Wien, math.-naturw. Kl. I 130, 111.
1950 SEIFERTH, R. und KRÜGER, W., Überraschend hohe Reibungsziffer einer Fernwasserleitung. Ztschr. Ver. deutsch. Ing. 92, 189.
1905 SENFT, E., Mikroskopische Untersuchung des Wassers in Bezug auf die in Abwässern und Schmutzwässern

vorkommenden Mikroorganismen und Verunreinigungen. Wien.
1880 SERRES, H., Note sur l'Anabaine de la Fontaine de Dax. Bull. Soc. Borda à Dax 5, 13.
1948 SHANE, M. E., Effect of DDT spray on reservoir biological balance. Journ. Amer. Water Works Ass. 40 336.
1932 SIERP, F., Beurteilung der Wasserverschmutzung mittels Filterblattverfahrens. Vom Wasser 6, 252.
1951 — —, Die amerikanischen Einheitsverfahren zur Untersuchung von Wasser und Abwasser. München.
1934 —, — und BRUNS, H., Die Bedeutung der Stauseen für die Reinhaltung der Ruhr. Ges.-Ing. 57, 199.
1905 SIGMUND, W., Die physiologischen Wirkungen des Ozons. Zentralbl. f. Bakt. II 14, 400.
1950 SILVEY, J. K. G., RUSSELL, J. C., REDDEN, D. R. and MCCORMICK, W. C., Actinomycetes and common tests and odors. Jour. Amer. Water Works Ass. 42, 1018.
1936 SOPP, C. W., Plankton control in Morris reservoir. Ibid. 28, 447.
1924 STADLER, H., Vorarbeiten zu einer Limnologie von Unterfranken. Verh. Int. Ver. theor. u. angew. Limnologie, 136.
1930 SMIT, Über die angeblichen Funde von Kolibakterien in Mückenlarven. Ges.-Ing. 53, 271.
1906 SNELL, C., Die Vernichtung der Algen in Fischteichen. Allg. Fisch.-Ztg. 31, 334.
1936 SNOW, L. M. and FRED, E. B., Some characteristics of the bacteria of Lake Mendote. Transact. Wisc. Ac. Sci. Lett. Art. 22, 143.
1855 SNOW, On the mode of communication of Cholera. London. (Eine Abbildung aus Snow vgl. TIEMANN-GÄRTNER 1895 Taf. IV Fig. 30.)
1937 SOKOLOFF, D. e ANCONA, J., Analisis hidrobiologico de las aguas potables del valli del Mezquital, incluyendo la descripción de tros nuevas formas de protozoarios. Anal. Inst. Biol. Mexico 8, 157.
1926 SPANDL, H., Die Tierwelt der unterirdischen Gewässer. Speläolog. Monogr. 11.
1920 SPITTA, R., Grundriß der Hygiene. Berlin, 304.
1924 —, — u. REICHLE, C., Wasserversorgung. In RUBNER, GRUBER u. FICKER, Handb. d. Hyg., 2. Aufl. 2, 2. Abt.
1930/31 SPITSCHKA, W., Die Erkennungsmerkmale der zu einem Gewebe verwendeten Rohfasern. Mikrokosmos 24, 61.
1941 SPRINGEMANN, W., Eisenchlorid und Magno-Eisensohl. Gas-Wasserf. 84, 180.
1912 Stadtmagistrat Nürnberg, Die Wasserversorgung der Stadt Nürnberg von der reichsstädtischen Zeit bis zur Gegenwart. Nürnberg.
1919 STEINER, G., Untersuchungsverfahren und Hilfsmittel zur Erforschung der Lebewelt der Gewässer. Handb. mikrosk. Techn. T. 7/8.
1918 STEINMANN, P. und SURBECK, O., Die Wirkung organischer Verunreiniger auf die Fauna schweizerischer fließender Gewässer. Festschr. Schweiz. Zool. Ges., Bern.
1948 STEPHENS, E., Microcystis toxica nov. sp., a poisonous alga from the Transvaal and Orange Free State. Hydrobiologia 1, 14.
1938 STERRETT, E., Fighting cooling pond algae. Power Plant Eng. 42, 175.
1897 STEUERNAGEL, Verunreinigung des Wasserleitungswassers eines Hauses infolge fehlerhafter Anlage des Rohrnetzes. Zentralbl. f. allg. Gesundheitspflege 16, 377.
1945 STEYN, D. G., Poisoning of animals and human beings by algae. South African Journ. of Science 41, 243.
1930 STICH, C., Schwammbildung in Betonkanälen. Wasser u. Gas 20, 1292.
1907 STILE, C. W., Three new American cases of infection of man with horse-hair-worms (species Paragordius varius) with summary of all cases reported to date. Hyg. Labor. Bull. 34, 53.
1903 STILLE, H., Geologisch-hydrologische Verhältnisse im Ursprungsgebiet der Paderquellen zu Paderborn. Abh. K. Preuß. Geol. Landesanstalt., NF., 38.
1934 STILLER, J., Examine biologique des eaux potables. Ges. Mitt. K. Ungar. Staatl. Hyg. Instit., Budapest 7, No. 21, 1.
1937 —, —, Biologische Untersuchungen eines Wasserwerkes in der Umgebung von Budapest. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg. Berlin-Dahlem 13, 201.
1937 —, —, Biologische Brunnenuntersuchungen gelegentlich einer Typhusepidemie. Ibid. 13, 219.
1935 STINY, J., Zeigt die Brunnenkresse gutes Trinkwasser an? Geol. u. Bauwesen 7, 137.

1925 STREETER, H. W. and PHELPS, E. N., A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. III. Rep. Surv. Lab. Studies, Pupl. Health Bull. 146.
1897 STROHMEYER, O., Die Algenflora des Hamburger Wasserwerkes. Leipzig.
1934 STROUHAL, H., Biologische Untersuchungen an den Thermen von Warmbad Villach in Kärnten (Mit Berücksichtigung der Thermen von Badgastein). Arch. f. Hydrobiol. 26, 322.
1942 STRUGGER, S., Neues über Fluoreszenzfärbung toter und lebender Bakterien. Deutsch. tierärztl. Wochenschr. 50, 51.
1939 STUNDL, K., Untersuchungen über Keimverminderung und chemische Untersuchungen in den Sandfiltern von Wassergewinnungsanlagen. Ztschr. d. Hyg. 122, 1.
1941 —, —, Ein einfaches Verfahren zur Ermittlung der Zahl physiologisch wirksamer Wasserbakterien. Zentralbl. f. Bakt. I (Orig.) 147, 267.
1942 —, —, Limnologische Untersuchungen an einigen westfälischen Talsperren. Arch f. Hydrobiol. 38, 70.
1922 SUTER, R. and MOORE, E., Stream pollution studies. New York State conservation Commission.
1950 SWARTZ, S. O., Algae control and methods of enumeration. Journ. New Engl. Water Works Ass. 64, 64.
1949 SZALAY, L., Über die Hydracarinen der unterirdischen Gewässer. Hydrobiologia 2, 140.

T

1949 TARLTON, E. A., Algae control at Danbury, Connecticut. Journ. New Engl. Water Works Ass. 63, 165; Water and Sewage Works 96, 221.
1934 TAUSON, A. O., Chlorwirkung auf Wasserorganismen. Bull. Instit. Rech. biol. Univ. Perm 9, 251.
1925 THIEL, G. A., Manganese precipitated by microorganisms. Economic geology 20, 301.
1889/95 TIEMANN-GÄRTNER, Handbuch der Untersuchung und Beurteilung der Wässer. 3. Aufl. [1889], 4. Aufl. [1895].
1919 TIEGS, E., Beiträge zur Ökologie der Wasserpilze. Ber. Deutsch. Botan. Ges. 37, 496.
1911 THIENEMANN, A., Hydrobiologische und fischereiliche Untersuchungen an den westfälischen Talsperren. Landwirtsch. Jahrb. 41, 535.
1912 —, —, Aristoteles und die Abwasserbiologie. Festschr. gewidmet den Teilnehmern der 84. Versammlung deutscher Naturforscher und Ärzte in Münster i. W. von der Med.-Naturw. Gesellschaft in Münster, 175—181.
1918 —, —, Biologische Untersuchung. In KÖNIG, J., Untersuchung von Nahrungs-, Genußmitteln und Gebrauchsgegenstände 3/3, 850.
1923 —, —, Biologische Untersuchung der Brunnen, Höhlengewässer, Quellen, Bäche und Flüsse. In ABDERHALDEN, E., Handb. d. biol. Arbeitsmeth. IV T. II. H. 1, 72.
1926 —, —, Die Binnengewässer Mitteleuropas. In THIENEMANN, Die Binnengewässer 1.
1928 —, —, Haplotaxis gordioides G. L. HARTMANN als terrestrischer Wurm. Arch. f. Hydrobiol. 19, 377.
1950 —, —, Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. In THIENEMANN, Die Binnengewässer 18.
1912 THIESING, H., Versuche über die Entmanganung von Grundwasser. Mitt. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasserversorg. u. Abwasserbeseit., Berlin-Dahlem 16, 210.
1933 THOMAS, S. and BURGER, J. W., Chlamydomonas in storage reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 25, 991.
1867 THOMÉ, O. W., Zur mikroskopischen Untersuchung von Brunnenwasser. Ztschr. f. Biologie 3, 258.
1925/49 THRESH, J. C. and BEALE, J. F., The examination of water and water supplies. London. 3. Aufl. [1925]; 4. Aufl. (gemeinsam mit SUCKLING, E. V.) 1933; 6. Aufl. [1949] bearb. von TAYLOR, E. W.
1893 TIMM, R., Über die Flora der Hamburger Wasserkästen vor Betriebseröffnung der Filtrations-Anlagen. Verh. Naturw. Ver. Hamburg. 3. Folge 1 (1893) [1894].
1935 TÖRÖK, P. v., Filtrat-Fauna der Budapester Wasserleitung. Math. u. naturw. Anz. Ungar. Akad. Wiss. 53, 637.
1932 TRAUSMILLER, O., Über die Grenzen der Malariabekämpfung mittels Gambusien. Arch. f. Schiffs- u. Tropenhyg. 36, 530.

U

1921 UHLENHUTH und ZUELZER, M., Zur Epidemiologie der Weilschen Krankheit — zugleich ein Beitrag zur Frage der freilebenden Spirochaeten (Icterogenes - ähnliche und andere). Centralbl. f. Bakt. I. [Orig.] 85, Beih. 141.

1941 ULBRICH, E., Hausschwamm, Naßfäulen (Trockenfäulen) und andere Zerstörer unserer Häuser und Bauten. Veröff. Hauptpilzstelle Botan. Mus. Univ. Berlin-Dahlem 1.
1927 USPENSKI, E. E., Eisen als Faktor für die Verbreitung niederer Wasserpflanzen. In KOLKWITZ, R., Pflanzenforschung 9.
1932 UTERMÖHL, H., Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. (Mit besonderer Berücksichtigung des Ultraplanktons). Verh. Int. Ver. theor. u. angew. Limnologie 5.
1936 —, —, Quantitative Methoden zur Untersuchung des Nannoplanktons. In ABDERHALDEN, Handb. d. biol. Arbeitsmeth. Abt. IV T. 2, 2. H., H. 6, 1878.

V

1932 VAČEK, B., Prüfung einiger für das Überleben des Typhusbacillus im Wasser nötigen Bedingungen. Čás. lék. čes. 97 [Ref.] Centralbl. f. Bakt. I (Ref.) 107 [1932], 485.
1934 VAGEDES, K. v., Spirochäten in Trink- und Brauchwasser. Kl. Mitt. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 10, 335.
1936 VAUPEL, G., Neue Wasserwerke im Gebiet der Elbemündung. Gas-Wasserf. 79, 216.
1882 VEJDOVSKY, F., Tierische Organismen der Brunnenwässer von Prag.
1919 VIETS, K., Ein neuer Fundort des blinden Brunnen-Flohkrebses bei Bremen. Abh. Nat. Ver. Bremen 24, 551.
1943 —, —, Überraschungen auf dem Gebiet der Wassermilben. Arch. f. Hydrobiol. 37, 8.
1914 VOLLMAR, O., Die Entmanganung des Grundwassers im Elbtal und die für Dresden ausgeführten Anlagen. Journ. f. Gasbel., 944.
1915 —, —, Die Eisen und Mangan speichernden Algen und ihre Anwendung zur Wasserreinigung. Isis, Dresden, Ref. Gesundheit 40, 349.
1920 —, —, Über die Entmanganung von Trinkwasser. Journ. f. Gasbel. 63, 840.
1890 VRIES, H. DE, Die Pflanzen und Tiere in den dunklen Räumen der Rotterdamer Wasserleitung. Jena.

W

1806 WAGENER, SAM. CHRYH., Natur-Wunder und Länder-Merkwürdigkeiten. [Berlin]. 2. Aufl. 1. T., 303.
1918 WAGNER, G., Über Regenwasserversorgung. Ztschr. f. Hyg. 86, 333.
1911 WALKER, E. L., A comparative study of the amoebae in the Manila water supply, in the intestinal tract of healthy persons and in amoebic dysentery. Phill. Journ. Sci. B Med. Sect. 6, 259.
1931 WALKER, J. S., The water and sewage works of Moscow USSR. Journ. Amer. Water Works Ass. 23, 678.
1915 WALTON, L. B., A review of the described species of the order Euglenoidina Bloch class Flagellata (Protozoa) with particular reference to those found in the City water supply and other localities in Ohio. Ohio State Univ. 19, 343.
1930 —, —, Studies concerning organisms occuring in water supplies. I. Columbus.
1935 WANG, CH. CH., Freshwater algae and drinking water. Contrib. Biol. Lab. Sci. Soc. China 10, 83.
1939 WASER, E. und BLÖCHLIGER, G., Untersuchung des Zürichsees 1936—1938. Unters. d. öffentl. Gewässer d. Kantons Zürich 5.
1940 —, —, und BURKHARD, R., Untersuchung des Sihlsees und der Sihl 1938. Vom Wasser 14, 103.
1947 WAUTIER, J., La membrane biologique des filtres à sable submergé. Membran d'hiver et cycle évolutif. Compt. Rend. Acad. Sci. Paris 274, 239.
1948 —, —, Le filtre lent à sable, milieux écologique. Ztschr. f. Hydrobiol. 10, 70.
1948 —, —, Contribution à l'étude du peuplement d'un milieu particulier, le filtre à sable submergé. Ann. Biol. 24, 408.
1949 —, —, Biologie des filtres à sable submergé. Intern. Ver. theor. u. angew. Limnologie 10, 515.
1860 WEDEL, C., Mikroskopische Untersuchungen über das Trinkwasser in Wien und einige hierauf Bezug habende Objecte. In: Das Wasser in und um Wien rücksichtlich seiner Eignung zum Trinken und zu anderen häuslichen Zwecken. Wien. Beitrag VII.
1907 WEIBULL, M., Ein manganhaltiges Wasser und eine Bildung von Braunstein bei Björnstorp in Schweden. Ztschr. f. Unters. d. Nahrungs- u. Genußmittel 14, 403.
1917 WEIGELT, C. (und PROSKAUER, B.), Selbstreinigung der Gewässer. In

MUSPRATT-BUNTE, Encyklopädisches Handb. d. Techn. Chemie 11, 1018.
1935 WEIMANN, R., Chemisch-biologische Untersuchungen an einem Teiche. Arch. f. Hydrobiol. 28, 619.
1937 WELTE, B., Über die Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung in einem Schwarzwaldbezirk. Diss. Freiburg.
1949 WERFF, A. VAN DER, L'importance de l'examen biologique pour l'approvisionement en eau potable et l'état de cet examen en Hollande. Intern. Ver. theor. u. angew. Limnologie 10, 525.
1951 —, —, De entwikkeling von groene algen en andere organismen in plasticke waterleidingsbuizen. Water 35, 4.
1939 WESENBERG-LUND, C., Biologie der Süßwassertiere. Wien.
1909 WEST, G. S., The algae of the Yan Yean reservoir, Victoria: a biological and oecological study. Journ. Linn. Soc. 39, 1.
1898 WESTON, R. S., The occurence of Cristatella in the storage reservoir at Henderson, N. C. Journ. New. Engl. Water Works Ass. 13.
1928 WETZEL in HNATEWYTSCH, B., Die Fauna der Erzgruben von Schneeberg im Erzgebirge. Zool. Jahrb., Abt. f. System. 65, 173.
1939 WEYRAUCH, F., Über grobe Verunreinigung von Leitungswasser. Öffentl. Gesundheitsdienst 4A, 55.
1909/33 WHIPPLE, G. C., The microscopy of drinking-water, 2. Aufl. New York 1905; 4. Aufl. 1927 und 5. Aufl. 1933 von G. M. FAIR und M. C. WHIPPLE. Vgl. dort die weitere amerikanische Literatur.
1927 WIBAUT, N. L. und MOENS, J., Protozoen im Tankwasser von Dampfschiffen. Niederlandsch Tijdschr. Hyg. Microbiol. en Serol. 2, 24.
1930 —, — und MOENS, J., Protozoologische Wasseruntersuchungen. Pharm. Weekbl. 67, 932.
1936 WICHERS, C. M., Rohrschutz im Boden. Vom Wasser 11, 194.
1930 —, — und JACOBS, E., Reinigung von Oberflächenwasser. Gas-Wasserf. 73, 878.
1935 WIEGAND, G., Korrosion der metallischen Werkstoffe im Betrieb der Wasserwerke. Vom Wasser 10, 142.
1914 WILHELMI, J., Die biologische Selbstreinigung der Flüsse. In WEYL's Handbuch der Hygiene 2, 2. Aufl., 503.
1915 —, —, Kompendium der biologischen Beurteilung des Wassers. Jena.
1922 —, —, Muschelplage im Kraftwerk Glambocksee. Wasser und Gas 12, 738.
1923 —, — Beiträge zur praktischen Biologie der Wandermuschel Dreissensia polymorpha und ihre Bekämpfung in Wasserwerken. Deutsche Wasserwirtschaft 107.
1923 —, —, Der Wert der biologisch-mikroskopischen Wasseranalyse. Gas-Wasserf. 13, 718.
1924/25 —, —, Die Fauna der Zapfhahnbärte und die Probenahme an Wasserleitungen. Mitt. Mitgl. Ver. Wasservers. und Abwasserbes., Berlin-Dahlem 1, 126.
1928 —, —, Mücken als Schädlinge einer Wasserversorgungsanlage. Ztschr. f. Desinf. u. Gesundheitswesen 20, 82.
1936 —, —, Zur Biologie der Hallenschwimmbäder. Kl. Mitt. Mitgl. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthyg., Berlin-Dahlem 12, 178.
1925 —, — und QUAST, M., Über die Verbreitung und den Nachweis der Oxyuriasis. Klin. Wochenschr. 4, Nr. 20.
1938 WILLCOMB, G. E., Synura troubles at Albany, New York. Journ. Amer. Water Works Ass. 27, 742.
1896 WILLE, N., Untersuchungen über Organismen im Christiania-Trinkwasser. Biol. Centralbl. 16, 125.
1927 WILSON, C., The biological control of impounding reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 17, 247.
1888 WINOGRADSKY, S., Über Eisenbakterien 46, 260.
1932 WOHLENBERG, E., Ruinen im Wattenmeer. Natur und Volk 62, 25.
1941 WOEBER, J., Erfahrungen beim Ausbau eines Wasserwerks mit Oberflächen- und Grundwasserversorgung. Gas-Wasserf. 84, 257.
1914 WOLFF, TH., Zur Geschichte des Brunnens. Wasserwirtsch. Rundsch. 7, 39.
1926 WOLZOGEN KÜHR, C. A. H. VAN, Het mangaan in het Amsterdamsche Duinwaterleidingbedrijf. Water en Gas 10, 21.
1927 —, —, Manganese in waterworks. Journ. Amer. Water Works Ass. 18. Suppl. 1.
1932 —, —, Über eine Gärungsmikrobe in Fäkalien von Mückenlarven. Centralbl. f. Bakt. II. 85, 223.
1935 WOLLENWEBER, H. W. und REINKING, O. A., Die Fusarien, ihre Be-

schreibung, Schadwirkung und Bekämpfung. Berlin [P. Parey].

1930 Wolski, T., Corophium curvispinum G. O. Sars in der Prypec und in den Warschauer Wasserleitungsanlagen. Frag. Faun. Mus. Zool. Polon. 1, 123.

1931 Worthington, E. B., Vertical movements of fresh-water macroplankton. Inter. Revue f. d. ges. Hydrobiologie 25, 294.

1945 Wuhrmann, K., Beitrag zur Kenntnis der Physiologie von Schmutzwasserorganismen. Verh. Schweiz. Naturf. Ges., 142.

1922 Wundsch, H. H., Beiträge zur Biologie von Gammarus pulex. Arch. f. Hydrobiol. 13, 478.

1939 —, —, Krautschwund und Totwasser in märkischen Seen. Fischerei-Zeitung 42, 489.

1950 —, —, Grundlagen der Fischwirtschaft in den Großstaubecken. Abhandl. Fischerei u. d. Hilfswissensch. 1, 5.

1946 Wurtz, A., Quelques problèmes d'hydrobactériologie. Revue Sci. 84, 553.

Z

1933 Zapffe, C., The history of manganese in water supplies and methods for its removal. Journ. Amer. Water Works Ass. 25, 655.

1912 Ziegenbein, H., Gerloff und Rauschenbach, O., Beiträge zur Wasserversorgung der Stadt Stralsund. Vierteljahrschr. ger. Med. u. öff. San. 3. F. 44, 336.

1912 Ziegeler, G. A., Leitfaden der Wasseruntersuchung. Stuttgart [Verl. Enke].

Nachtrag

A

1947 André, E. Le lac de Montsalvens, son peuplement pélargique, poissons et pêche. Schweiz. Ztschr. f. Hydrologie 6.

1950 Abel, G., Der alpine Karst als Wasserspeicher. Gas, Wasser, Wärme No. 11, 259.

Anonymus (Dr. C.), Unser Wasser wird weniger und schlechter. Allgem. Fischereizeitg. 76, 439.

B

1944 Bernard, Ch. J., Une méthode biologique pour lutter contre la malaria. Acta tropica 1, 285.

1919/20 Brehm, V., Die Brunnenfauna Mikrokosmos H. 10/11.

1951 Brunner, A., Beiträge zur oligodynamischen Desinfektion von Wasser, besonders von Badewasser. Das Phonotic-Verfahren. Diss. Zürich.

1948 Buffle, J. Ph., L'élimination du plancton lacustre par les filtres rapides d'un system nouveau. La Techn. sanit. et municip. 43, 106.

D

1951 Demoll, R., Biologische Folgen eines gestörten Wasserhaushaltes. Gas-Wasserf. 92, 295.

F

1792 Frank, in: System einer vollständigen medizinischen Polizey 8, 16.

K

1951 Knorr, M., Zur hygienischen Beurteilung und des Schutzes großer Grundwasservorkommen. Gas-Wasserf. 92, 110.

1951 Kuhn, H., Der Zürichsee als Wasserspeicher. Österr. Wasserwirtsch. 3, 264.

L

1852 Lankester, E. and Redfern, P., Reports made to the direktor of the London (Watford) Spring Water Company on the results of microscopical examinations of the organic matters and solid contents of water supplied from the Thames ond other sources. London.

1940 Legler, Fr. und Krasske, G., Diatomeen aus dem Vansee (Armenien). Beiträge zur Ökologie der Brackwasserdiatomeen I. Beih. Botan. Centralbl. 60, Abt. B, 335.

1951 Liebmann, H., Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie 1, München.

1896 Lienau, Über die Häufigkeit von Ascaris lumbricoides und Trichocefalus dispar in Kiel und ihre Be-

ziehung zur Wasserversorgung. Diss. Kiel.

1951 LUNDBECK, J., Zur Kenntnis der Lebensverhältnisse in sauren Binnenseen. Arch. f. Hydrobiol. Suppl. 20, 18.

M

1951 MOOSER, H., Durch Wasser bedingte Krankheiten des Menschen. Monatsbull. Schweiz Ver. Gas-Wasser-Fachmänner 31, 142.

1949 MÜLLER, R., Hygiene 4. Aufl.

1950 —, —, Medizin, Mikrobiologie, Parasiten, Bakterien, Immunität.

N

1949 NEWTON, W. L. and JONES, N. F., The effect of ozone in water on cysts of Endamoeba histolytica. Amer. Journ. trop. Med. 29, 669.

R

1948 ROGERS, T. H., Production and acceleration of metallic corrosion by microorganisms. Journ. Instit. Metals 75, 19 (Ref. Ztschr. VDJ 94 (1952), 39.

S

1950 SURBER, E. K., Control of aquatic growth in impounding reservoirs. Journ. Amer. Water Works Ass. 42, 735.

V

1948 VOLLENWEIDER, R. und WOLFF, H., Zur Methodik der Planktonstatistik. Schweiz. Ztschr. f. Hydrologie; Festgabe Kongr. Intern. Ver. theor. u. angew. Limnologie 254.

W

1951 WERFT, A. v. D., De ontwikkeling van groene algen en andere organismen in plastieke waterleidingbuizen. Water 35, 4.

1888 WOLLMAN, L., On the discovery of diatoms in artesian wells at Atlantic City. New York Microsc. Bull. 6, 323.

Sachregister

Anmerkung: Fettgedruckte Zahlen beziehen sich auf speziellere Ausführungen und Bekämpfungsmaßnahmen, Zahlen in Klammern mit vorgesetztem Stern (*..) auf Abbildungen.

A

Aal 67, 139, 199, 213, 241, 269, 283 — raupe 259
Abessinier 136
Abramis brama 259
Absetzbecken mit kurzer Speicherzeit 212 — mit längerer Speicherzeit 217
Absetz-Verfahren 4, 8, 13
Abwasserpilze 66 (*30), 206, 215, 216
Achnanthes 171 — A. brevipes 98, 101 — A. coarctata 173 (* 86 C) — A. exigua 200 (* 100 W) — A. minutissima 92
Achromatium mirabile 253 — oxaliferum 79 (* 40 D), 219
Acilius sp. 73 (* 35 A, D)
Acineta grandis 69, 213, 258 (* 143 D)
Acipenser ruthenus 240
Actinophrys sol 69, 149
Actinosphaerium Eichhornii 69
Adiantum capillus Veneris 102
Aëdes 151 (* 73 C), 284
Aegopis verticillus 108 (* 56 C), 202
Aegagropila profunda 102 — A. Sauteri 74 (* 36, 12)
Aeolosoma 123 — A. quaternarium 112 — A. tenebrarum 105
Aeschna 73 (* 35 F)
Agrostis alba 262
Aktivkohle 277
Algenbekämpfung 222, 274 — -Gerüche 115, 265, 266 — -Nachentwicklung 216 — Schichtung 218
Allolobophorus 140
Alona affinis 118 — A. rectangulare 110
Alopecurus geniculatus 263
Aluminiumsulfat 203, 216, 270, 271
Amblystegium serpens 128, 140, 172
Amblystoma punctatum 225
Ammoniak 278
Ammoniumsulfat 195
Amoeba citrina 236, 237 (* 126 K) — A. gorgonica 188 (* 95, 13) — A. limax 53, 72 (* 34,9), 188 (* 95, 16), 275 — A. muralis 236 — A. nitida 64 (* 29,8) — A. prima 188 (* 95, 14) — A. proteus 275 — A. radiosa 188 (* 95, 15) — A. salina 97 (* 49 A), 101 — A. verrucosa 213
Amoeben 184, 237
Amoeben-Ruhr 53
Amphileptus claparedei 69 (* 31, 13)
Amphiprora paludosa 101
Amphimonas globosa 188 (* 95, 1)
Amphora coffeaeformis 100 (* 51, 9)
Anabaena 67, 113, 116, 215, 216, 219, 221, 234, 281 — A. circinalis 116 — A. delicatula 112 — A. flos aquae 114 (* 59 A, B) — A. gelatinosa 58 — A. variabilis 58
Ancylostomum duodenale 51, 52 (* 26 E)
Ancylus fluviatilis 95 (* 48 D, D_1), 245
Anguilla vulgaris 67, 139, 199, 213, 226, 241
Anisonema ovale 237 (* 126 R, R_1)
Ankistrodesmus 216, 278, 281 — A. falcatus 72 (* 34, 15) — var. acicularis 112
Anodonta mutabilis 70 (* 32, 15), 212
Anopheles 284 — A. bifurcatus 152 A. claviger 152 — A. maculipennis 152
Anopheliden 56, 151 (* 73 A, D), 269
Antichlor-Mittel 278
Anuraea cochlearis 218 (* 111)
Anthophysa vegetans 67, 68 (* 31, 8), 91, 110, 132, 169, 199, 214
Aphaenops ehlersi 105 (* 53 G)

Aphanizomenon 67, 113, 116, 215, 219, 281 — A. flos aquae 114 (* 59 C), 205, 207 — A. gracile 113
Aphanothece castagnei 200 (* 100 F)
Aphelenchus 143
Aplozia rivularis 93 (* 47 N)
Arcella 69, 91 — A. radiosa 172 — A. vulgaris 237 (* 126 J)
Arianta arbustorum 108 (* 56 E), 202
Arion subfuscus 202
Armleuchtergewächse 77, 93 (* 47 A), 94, 116, 266, 276, 281
—, Bekämpfung 266
Armillaria mellea 270
Artesische Brunnen 139
Asbestfasern in Rohrleitungen 43, 179
Ascaris lumbricoides 51, 52 (* 26 A)
Asellus aquaticus 67, 71 (* 33), 101, 106, 113, 127, 165, 174, 217, 241 (* 130 A, B), 259, 277 — 279, 282 — A. cavaticus 106, 107 (* 55 G), 137, 166, 198, 276, 277, 278 — A. coxalis 106 — A. meridianus 106
Aspergillus 66 (* 30 E)
Aspidisca 110, 223 — A. lynceus 72 (* 34, 6) 236
Asplanchna 69, 221, 267 — A. priodonta 99, 129
Asplenium Ceterach 128 — A. ruta muraria 128 — A. septentrionale 128 — A. Trichomanes 102, 128 — A. viridis 102, 128
Astacus fluviatilis 283
Astasia Klebsii 68 (* 31, 10)
Asterionella formosa 48 (* 24, 3), 67, 92, 111 (58,9), 114 (* 59 V, V_1), 115, 192, 205, 218 (* 112), 219 (* 113), 222, 251, 264, 269, 281. — var. hypolimnica 112 — var. epilimnica 112
Athiorhodobakterien 77
Aufwuchs-Methoden 37, 38 (* 18)
Ausziehstock 23 (* 11 B)
Azotobacter agilis 58 — A. chroococcum 58 — A. vinelandii 58

B

Bacillaria paradoxa 97 (* 49 P), 101
Bacillus 57, 64 — B. amylobacter 57 — B. asterosporus 57 — B. cellulosae dissolvens 57 — B. felsineus 57 — B. mesenthericus 57 — B. mycoides 57 — B. probatus 57 — B. proteus 221 (* 115) — B. putrificus 57 — B. subtilis 57 — B. vulgaris 57
Bacterium 94 — B. chitinovorum 57 — B. coli 52 (* 26 I), 53—57, 221 (* 115), 224, 226, 232 — B. fluorescens 221 (* 115) — B. manganicum 88 (* 43) — B. prodigiosum 195 — B. rubrum 195 — B. violaceum 195 — B. xylinum 135 (* 68)
Bärtierchen 126, 138, 150 (* 61 A—C)
Bakterien, Amsterdamer 87 (* 43), 88
—, Eisen- vgl. dort
—, essigsäure 136
—, Gallert- 184, 198, 276
— filter 228
—, Kugel- 178
—, Mangan- 82, 86, 87 (* 43), 137
—, Methan- 57
—, Nitrat- 164
—, Nitrit- 164
—, Schwefel- vgl. dort
— verminderung durch Algen 220 (* 114) — durch Tiere 221 (* 115)
Bangia atropurpurea 73
Barn-Elms-Speicherbecken 217, 224
Barsch 259
Bartmücke 69
Bathynella 106, 123 — B. natans 107 (* 55 E), 110
Batrachospermum moniliforme 73 — B. vaguum 71
Bdellocephala schneideri 105
Beggiatoa 4, 61, 78, 81, 130, 241, 281 — B. alba 62 (* 28, 5), 78, 132, 170 — B. arachnoidea 79 — B. leptomitiforme 79, 132 — B. mirabilis 79 (* 40 B)
Berle 140
Berula angustifolia 140
Besatz-Untersuchungen 35 (* 17 A bis C)
Bestimmungsmethoden 43
Bidens 118
Bilsenkraut 266
Binuclearia tatrana 128 — B. tectorum 128, 129

Biologische Beurteilung 5, 45
— s. Fangverfahren 208
— Probenahme 4, 12, 184
— Selbstreinigung 205 (* 103, 104), 217
Bitterlinge 284
Blasenfarn 102, 167
Blaualgen 215, 216, 218, 226
— -Gerüche 115, 116, 266
—, giftige 51, 266
— -Periodizität 218 (* 112)
Blei in Leitungen 179
Blepharoptera serrata 202
Blespharisma lateritinum 109
Blindschleiche 224
Blutalgen 48 (* 24, 4), 67, 95, 103, 113, 114 (* 59 G), 75 (* 87) 222
— weiderich 262
Bodonella lauterbornii 102
Bodo 189, 221 (* 115), 236 — B. angustus 188 (* 95,6), 237 (* 126 L) — B. caudatus 68 (* 31, 5), 188 (* 95, 2) — B. celer 275 — B. globosus 188 (* 95, 3) — B. minimus 275 — B. putrinus 61, 64 (* 29, 10) — B. rostratus 188 (* 95, 4) — B. saltans 68 (* 31, 4) — B. uncinatus 188 (* 95, 5)
Bohrbrunnen 137
Borstenwürmer 99, 138, 165, 173, 184, 195, 270
— -Störungen 165, 171
Bosmina 256, 267 — B. coregonii 71, 255 — B. longirostris 69, 237 (* 126 w), 255 — B. pellucida 129
Botryococcus Braunii 71
Brachionus 221 — B. pala 67, 69, 99, 171 — B. satanicus 97 (* 49 C), 101 — B. urceolaris 109
Brachythecium velutinum 128
Brassen 241
Breslau 2
Brunnen 117, 154, 155 (* 75)
— -Drahtwurm, 1, 52, 71, 127, 140, 150, 197, 247, 270
—, Einwanderung in 187, 189 (* 96)
— -Flohkrebse vgl. Niphargus und 270
— -Galerie 156 (* 76), 185
— -Haus 144 (* 71)
— -Kresse 140
—, laufende 142, 144
— moose 126, 128, 142
— pumpe (Dichtung) 138
— stock 142
— stube 196, 199, 200 (* 100)
— netze 40 (* 20 A)
Bryum capillare 126
Bulbochaete setigera 128
Burgas 202
Burgunderblutalge vgl. Oscillatoria rubescens
Bythinia 51
— tentaculata 95 (* 48 E), 213, 259
Bythotrephes 252 (* 140), 256

C

Calandra 180
Callidina 221, 236 — C. elegans 67 — C. reclusa 118 (* 61 D) — C. vorax 143
Callitriche 140 — C. autumnalis 99 — C. stagnalis 262
Caloneis alpestris 95 — C. amphisbaena 97 (* 49 Q), 98
Calothrix 92 — C. parietina 74 (* 36,10)
Campylodiscus clypeus 98
Camptocladius 171
Campotiden 171
Caporit 275
Candona candida 278 — C. eremita 106 — C. insuesa 200 (* 100 U) — C. neglecta 278 — C. schellenbergi 106
Canthocamptus 106 — C. minutus 254, 278
Carchesium lachmanni 67, 68 (* 31, 18), 143, 191, 214, 258 (* 143 C)
Cardamine amara 140
Carinogammarus 284
Carteria caudata 64 (* 29, 5) — C. cordiformis 113 — C. globosa 222
Cathypna luna 144
Ceratium hirundinella 67, 71, 72 (* 34, 18), 129, 219, 251
Ceratodon purpureus 128
Ceratophyllum demersum 67, 224
Ceratopogon communis 69
Ceratoneis arcus 73, 75 (* 37, 9)
Cercobodo longicauda 61, 64 (* 29, 11)
Ceriodaphnia pulchella 118
Chaetoceras Muelleri 100 (* 51, 8)
Chaetogaster 69
Chaetonotus 131
Chaetopteryx 203
Chamaesiphon fuscus 73, 75 (* 37, 5), 132

Chantransia chalybaea 102
Chara 281 — Ch. ceratophylla 93 (* 47 A), 94
Characeen 77, 94, 116, 266
Chemische Flockung 216
Chilodonella 110, 131, 149 — Ch. capucina 188 (* 95, 18) — Ch. cucullulus 67, 68 (*31,12), 69, 172, 188 (* 95, 17)
Chilomonas paramaecium 67, 131
Chironomidenlarven 70 (* 32, 14), 128, 143, 149, 245, 268, 284
Chironomus bathophilus 69 — Ch. gregarius 76 — Ch. plumosus 55, 63, 69, 213 (* 109 0) — Ch. Thummi 76
Chlamydomonaden 61, 113, 116, 216, 234, 278
Chlamydomonas Braunii 218 (* 111) — Ch. Debaryanum 70 (* 32, 7) — Ch. gracilis 237 (* 126 P) — Ch. variabilis 237 (* 126 Q)
Chlor 97, 223, 235, 275—278 —, Gehalt des Trinkwassers 96 — Resistenz 278
Chloramin 279
Chlorung 275, 278
Chlorellen 92, 113, 149, 150, 278
Chlorobakterien 61
Chlorothiobakterien 77
Chloremys sessilis 91 (* 46 C)
Chlorobium mirabile 77
Chlorophysema ellipsoideum 91 (* 46 E)
Chloropiden 167, 182 (* 91), 282, 285
Chlorotylium cataractarum 73
Chromatium 77, 252 (* 141) — Ch. Okenii 61, 62 (* 28, 10), 219 — Ch. Weissei 253
Chromulina grandis 111 (* 58, 3)
Chroococcus limneticus 257 — Ch. dispersus 263 — C. turgidus 200 (* 100 G)
Chrysapsis gigantea 111 (* 58, 2)
Chrysanthemum 282
Chrysomonaden 132
Chrysoplenum 94
Chydorus 95
Cinclidotus 99
Cinetochilus margaritaceus 188 (* 95, 19)
Cladophora 69, 126, 142, 143, 215, 223, 235, 278, 281 — C. glomerata 212 (* 109 Q)
Cladosporium 148
Cladothrix dichotomus 65 s. Sphaerotilus
Clastridium rivulare 73
Closterium 160, 195 — C. cf. acerosum 93 (* 47 L) — C. cynthia 196 — C. Ehrenbergii 95
Cnidium molluscum 200
Cocconeis 103 — C. scutellum 98, 101
Coelosphaerium 216, 281
Coleps 252 (* 141) — C. amphicanthus 64 (* 29, 18) — C. hirtus 69, 72 (* 34, 1), 253, 275
Collembolen 107, 126, 127, 179, 180 (* 90), 282
Colpidium colpoda 62, 132, 281
Colpoda cucullulus 68 (* 31, 11), 149 — C. steinii 149
Colura colurella 129
Colurella adriatica 126 (* 65 A, B)
Coniophora cerebella 135
Conochilus 221, 267
Cordylophora caspia 212 (* 109 M, N), 217, 259
Coregonen 71
Corixa 284 — C. striata 240
Corophium curvispinum 240 (* 128)
Corydalis cornutus 272
Coscinodiscus fasciculatus 98 — C. Rothii var. Normani 97 (* 49 E)
Cosmarium angustum 196 — C. botrytis 67 — C. depressum 95 — C. laeve 93 (* 47 J), 95, 144 — C. Meneghini 112 — C. reniforme 196
Coturnia 123
Crangonyx 198 — C. subterraneus 107
Craspedacusta sowerbii 223 (* 116)
Cratoneuron 140 — C. commutatum 200
Crenothrix 88, 89, 91, 111, 129, 158, 159 (* 80 L), 161, 162, 177, 213, 217, 268, 275, 279, 281
— fusca 83, 86 (* 42), 87—89, 103, 160, 168, 169, 176, 193, 198
— polyspora 14, 83, 84 (* 41), 88, 89, 128, 132, 160, 168, 169, 187, 191, 193, 214, 231, 241, 257, 262
— tenuis 83
Criodrilus lacuum 259
Cristatella mucedo 240
Cruregens fontanus 105 (53 E)
Cryptodifflugia 91
Cryptomonas 112, 116 — C. erosa 68 (* 31, 6), 219

Culex 284 — C. pipiens 67, 127, 149, 151, 152
Culiciden 109, 221
Cyclidium glaucoma 68 (* 31, 15)
Cyclopiden 55, 123, 149, 186
Cyclops 106, 218 (* 111), 239, 252 (* 141) — C. bisetosus 129 — C. fimbriatus 69, 175, 278 — C gigas 254 — C. leuckartii 69 — C. rhenanus 108, 137, 172 — C. sensitivus 107 (* 55 A) — C. serrulatus 175 — C. strenuus 108, 172 — C. unisetiger 110 — C. viridis 93
Cyclotella 48 (* 24, 6), 71, 115, 160, 213 — C. bodanica 61, 74 (* 36, 7) — C. comensis 251, 252 (* 141) — C. compta 67 — C. Meneghiniana 70 (* 32, 1, 2), 92, 98, 101, 114 (* 59 S, S_1), 233 — C. planctonica 251 (* 139 C) — C. quadriiuncta 251 (* 139 A) — C. sociale 251 (* 139 B)
Cymatopleura 69
Cymbella 95, 103, 145 — C. amphicephala 132 — C. aspera 132 — C. cistula 173 (* 86 F) — C. elliptica 233 — C. prostata 93 (* 47 H) — C. ventricosa 133, 145
Cyphoderia 69, 184, 195, 237 (* 126 H) — C. ampulla 278 — C. major 278
Cypris 149 — C. erimita 123
Cystopteris fragilis 102, 128, 168
Cytophaga 57

D

Dactylocladius brevicalcar 271
Dactylococcopsis rhaphidioides 200 (* 100 J)
Daphnia 256, 277 — D. longispina 95, 237 (* 126 V, V_1) — D. magna 69, 95, 172, 284 — D. pulex 69, 95, 118, 129, 284 — D. -Wanderung 251, 252 (* 140)
Daphnien 149, 221, 239, 278, 281, 283
Darmalge 97 (* 49 R, R_1) 100, 233
Dasyhelea tersa 113
DDT-Pulver 223, 283—285
Dendrocoelum infernale 106 — D. lacteum 101, 198
Dendrosoma radians 258 (* 143 A)
Denticula elegans 73 — D. thermale 111 (* 58, 13)
Dermestes lardarius 181
Desmonema Wrangelii 73, 75 (* 37, 6)
Diaptomus 95, 221, 239, 256, 267 — D. salinus 101
Diatoma 115 — D. elongatum 92, 101, 114 (* 59 W, W_1) — D. hiemale 73, 132, 142 — D. vulgare 92, 111 (* 58, 7, 8), 213
Difflugia 91, 122, 131 172, 188 (* 95, 27) — D. aculeata 172 — D. acuminata 237 (* 126 B) — D. globulosa 110 — D. marsupiformis 172 — D. pyriformis 72 (* 34, 10), 110, 237 (* 126 A) — D. urceolata 237 (126 F)
Dileptus anser 71, 74 (* 36, 1) — D. cygonum 75 (* 37, 10)
Dinobryon 71, 115, 116, 251, 265 — D. bavaricum 255 — D. sertularia 114 (* 59 P, P_1), 219
Dinomonas vorax 188 (* 95, 7)
Diphyllobothrium latum 51
Diplax trigona 118 (* 95, 30)
Diploneis interrupta 97 (* 49 0), 98
Diplosiga frequentissima 71, 74 (* 36, 5)
Dorylaimus carteri 143 — D. macrolaimus 110 — D. obtusicaudus 149, 165 (* 84 A) — D. stagnalis 149
Douglas-Fichte 197
Dracunculus medinensis 55
Draparnaldia 71, 281
Dreikantmuschel (vgl. Dreissensia)
Dreissensia polymorpha 69, 104, 206, 209, 212, 215, 217, 259, 279
Drepanocladus fluitans 168
Düsen (von Schnellfiltern) 245 (* 134), 246 (* 135)
Dunaliella salina 97 (* 49 T), 101
Dungfliegen 55, 201
Dyscamptocladius 171 — D. perennis 55, 166 (* 85), 167

E

Echinocamptus 198
Ectinosoma edwardsi 139
Ectinurus 73
Egel 51, 199, 245, 272
Ehrenpreis 140
Eichenholz 197, 259
Eingeweidewürmer 50

Eisenalgen 82
— -Anzeiger 82
— bakterien 7, 81—84 (* 41), 86 (* 42), 90 (* 45), 103, 104, 122, 137, 158, 173, 174, 175, 231
— -Störungen 126, 151, 158, 160, 193, 198
— beseitigung in Seen 256
— chlorid 216
— -Gehalt, Schwankungen im 263 (* 146)
— -Kreislauf 83
— -Mangan-Spektrum 88 (* 44)
— -Pilze 82, 164
— -Schlammbeseitigung 164
— speichernde Algen 91 (* 46 A—F_2)
— sulfat 216
Eisenia foetida 123
Eiseniella tetraedra 140
Elateriden 199
Elodea canadensis 69, 94
„Ellritzen" 153
Epilimnion 249
Enchylis vermicularis 176 (* 38 E)
Enchytraeus 123 — E. buchholzi 110
Entamoeba histolytica 53 — E. tetragena 52 (* 26 F—H)
Entchlorung 278
Enteisenung 82, 161 (* 81), 162 (* 82), 163, 164
Enten 224, 262
Enterobius vermicularis 51
Enthärtung 173
Entlüftung 166
Entmanganung 168
Enteromorpha 281 — E. compressa 100 (* 51, 5) — E. intestinalis 97 (* 49, R, R_1), 101, 202, 233
Entnahme-Methoden 4, 8, 11, 13 (* 3 A, B)
Entsäuerung 172
Epalxis striata 63 76 (* 38 D)
Epeorus 73, 75 (* 37, 11)
Ephydatia fluviatilis 99, 213, 259 — E. leidyi 213 — E. mülleri 212 (* 109 G, H, K, L) — E. multidentata 271
Epilimnion 249, 250 (* 138)
Epilobium collinum 128 — E. montanum 128
Ephippien 216
Epistylis plicatilis 68 (* 31, 17) — E. umbellaria 214
Epithemia 95 — E. turgida 93 (* 47 E)
Ephydra riparia 100 (* 51, 18), 101
Erbsenmuscheln 245
Erdsalamander 157
Eristalis tenax 62 (* 28, 14), 63, 123
Eternit 167
Eucladium verticillatum 200
Eudorina 67, 113, 116, 234, 262, 281 — E. elegans 132, 187, 219
Euglena 219, 221 — E. acutissima 218 (* 111) — E. sanguinea 113, 114 (* 59 O), 116 — E. variabilis 275 — E. viridis 61, 70 (* 32,8)
Euglypha 69, 122, 131 — E. alveolata 188 (* 95, 26), 237 (* 126 F)
Eunotia arcus 95 — E. bigibba 200 (* 100 V), 201 — E. robusta 93 (* 47 G)
Euplotes charon 69, 72 (* 34, 5) 189 (* 95, 22)
Eurycercus lamellatus 95
Euspongilla lacustris 69, 212 (* 109 J), 247, 259, 271
Extraktionsverfahren 35

F

Fadenwürmer-Plage 171
Fangtopf 25 (* 12)
Farbanzeiger 113
Farnkräuter 102
Faucheria faucheri 105 (* 53 B)
Feldsteinbrunnen 126
Fethingen 118
Fichte 268
Fiebermücken 151, 152 (* 73, A, D), 226, 285
Filter-Anlagen 227
— -Betrieb 231
— blättchen-Verfahren 17 (* 5)
— -Decke 233, 257
—, doppelstufige 227 (* 120), 228
—, grüne 234 (* 125)
— -Haut 163
— -Korn 163 (* 83), 229 (* 122), 230 (* 123)
—, Marmor 173
— -Oberfläche 247
— -Raum 247
— -Verstopfung 192, 205, 222, 245
— -Verfahren 16
— -Vorgang 229
—, schwebendes 230
— -Widerstand, Messung des 243 (* 131)
Fischbandwurm 51, 54

Fische 51, 54, 67, 139, 152, 213, 226, 239, 240, 241, 256, 259, 269, 282—284
—, Haltung (in Brunnen) 54, 124, 241
— in Rohrleitungen 180, 213
Fissidens crassipes 99
Flagellaten 61
Flaschenfilter-Verfahren 18 (* 6)
Flechten 149
Fledermäuse 202, 271
Fleischmuskelfaser 46 (* 23, 16), 59
Flieder 127
Fliegen 150, 159, 167, 171, 180, 182, 282
— -Leim 272, 283
Flohkrebse 94, 213, 240 (* 128), 259
Florfliegen 167
Flunder 213
Fluorescein 195, 196
Fluorescens 115
—, bei Bakterien 233
Fluß-Wasserwerke 203
— —, älteste 210
— —, mit Aufbereitung 215
— —, ohne Aufbereitung 206
— —, ohne Filteranlage 210
Flußkrebse 239, 283, 284
Folsomia sexoculatum 180 (* 90 C)
Fomes 104
Fontinalis antipyretica 74 (* 36, 14), 94, 99, 140, 142
Forellen 269
Forficula 273
Fragilaria 251, 281 — F. crotonensis 48 (* 24, 8), 67, 218 (* 112), 222, 233, 264
Fredericella 212, 213
Frösche 54, 124, 141, 151, 166, 180, 199, 224, 239, 259, 282
Frontonia marina 100 (* 51, 12), 101
Froschklappe 54
Frühjahrsumwälzung (im See) 249
Frustulia 95 — F. vulgaris 142
Fuchsschwanz (Grasart) 262
Fuellebornius medinensis 55
Fusarium 65, 66 (* 30 D), 122, 135, 180, 206, 239 — F. aequaeductuum 183 — F. merismoides 183

G

Gallertbakterien 184, 198, 276
Gallionella 83, 89, 104, 136, 169, 176 (* 88 B), 209, 270
— ferruginea 34, 83, 88 (* 44), 89, 90 (* 45 A), 111, 161, 162, 187, 198, 239
— infurcata 83
— major 83
— minor 83, 89, 90 (* 45 B)
Galium 139
Gambusia holbrooki 152 (* 74 A—C), 153
Gammarus fluviatilis 143
— pulex 94, 140, 195, 213, 241, 259, 281
— — ssp. subterraneus 109
Gasocaris krejcii 105 (* 53 D)
Gasterosteus aculeatus 213, 241, 259, 283
Gelbkiefer 197
Gemmaphora purpurescens 148
Geruchs-Anzeiger 115, 273
Gerüche 133, 134, 265
Geschichte 1
Geschmacksanzeiger 273
Gesundheitsschädliche Organismen 50
Giftstoffe 275
Girardinus guppi 283
Glaucoma scintillans 63, 64 (* 29, 33), 189 (* 95, 21), 236, 281
Glenodinium oculatum 72 (* 34, 20)
Gloeocapsa 172
Gloeocapsa biforme 200 (* 100 B) — G. montana 92 — G. pachydermatica 200 (* 100 D) — G. rupicola 200 (* 100 C)
Gloeococcus 251
Gloeothece 172 — G. linearis 200 (* 100 G)
Glossosiphonia 245
Glyptotentipes grippekoveni 271, 272
Gomphonema 69, 262 — G. acuminatum 132 — G. angustatum 132 — G. subclavatum 132
Gonium pectorale 67, 187, 219
Gonyaulax austriaca 111 (* 58, 5) — G. catenella 51
Gordius aquaticus 52, 108 (* 56 B, B_1), 110, 193, 202
Gradierwerke 171, 172, 173 (* 86), 257
Grobrechen 210
— -Reinigung 206
Großwasserversorgung 154
Grottenolm 105
Grubenpilze 104

Grünaugen (Fliegen) 167, 182 (* 91), 282
Gründling 139
Grundfische 269
— nessel 224, 239
— -Untersuchung 40 (* 20 A, B), 41 (* 21 A—D, * 22 A, B)
— wasser-Anzeiger 102
— —, altes 184
— — -Anreicherung 185 (* 93), 191
— —, junges 184
— — -Versorgung 154
— — -Verunreinigung 120 (* 63)
— — tiere 133, 137, 139, 143, 174, 189, 197
Guinea-Wurm 55
Guppy 283
Gymnodinium 215 — G. cinctum 114 (* 59 Q) — G. tenuissimum 219
Gymnozyga brebissonii 128, 129
Gyrinus 73 (* 35 B, C)
Haematococcus pluvialis 95, 103, 113, 175 (* 87)

H

Hallimasch 270
Halmfliege 182, 279, 285
Halobiensystem 98
Halteria grandinella 69, 72 (* 34, 7), 132
Hamburg 211
Hapalosiphon 71 — H. fontinalis 128 — H. intricatus 200 (* 100 H)
Hantzschia amphioxys 70 (* 32, 4), 92, 122, 128, 129, 167, 173 (* 86 D)
Haplotaxis gordioides 71, 108 (* 56 A, A_1), 127, 140, 150
Hauskästen 210
— leitung 180, 181
— schwamm 210
Hecht 139
Helicigona ichthyomma 108 (* 56 D), 202
Helicobasidium Killermanni 104
Helix rotunda 139 — H. striata 139
Hemisphaerella operculata 91 (* 46 D)
Henlea ventriculosa 110
Herbstfliege 150, 182
Herbstzirkulation (im See) 249
Hexamitus fissus 62, 64 (* 29, 13)
Hexatricha caudatum 63, 75 (* 38 F)
Hildebrandia rivularis 73, 102
Hirschzunge (Farn) 102
Höhlenassel 106, 166, 198
— bewohner 104
— flohkrebs 106, 127, 198
— schnecken 107, 110, 137
— schrecke 55
Holophrys gracilis 64 (* 29, 14), 149 — H. ovum 213
Holz, als Baustoff 133, 134, 141, 167, 197, 222, 259, 268
— leitungen 141
— schachtbrunnen 125
— wespen 181
Hormidium flaccidum 143, 166, 167, 172, 173 (* 86 A), 200
Hornkraut 224
Hühlen 147
Hülben 147
Humaria 167, 172
Hyalodiscus 236
Hydatina 67, 129
Hydra 213, 256 — H. grisea 259, — H. viridis 69
Hydrant 179
Hydrobiologische Produktivität 34, 59
Hydrilla verticillata 224, 239
Hydrodictyon utriculatum 233, 235, 237 (* 126 S), 281
Hydropsyche angustipennis 225 (* 118)
Hydropsychiden 210, 224
Hydrurus foetidus 73, 75 (* 37, 1, 2)
Hygrohypnum alpinum 73
Hymenostylum curvirostris 93 (* 47 M)
Hyoscyamus niger 266
Hyphomicrobium vulgare 183
Hypnum polygamum 126, 128
Hypolimnion 249, 250 (* 138)
Hypochloritlauge 275

I

Indikatoren-System 50
Insektenpulver 282
Isoetes lacustris 71 (* 49 O)

J

Juncus 143

K

Käfer 73 (* 35 A—D), 131, 150, 167, 180, 181, 199, 201, 213
Kalkanzeiger 92
— bakterien 94
— fällung 92, 94, 122
Kalken 215
Karpfen 67, 241, 269, 282, 283
Katadyn 285

Kaulquappe 259
Katharobien 72, 75 (* 37, 1—11)
Katzenleberegel 51
Keimzahlen 48, 49 (* 25), 54, 232
Kellerkrempling 135
— schwamm 135
Keratella 221, 236, 267, 278, 282 — K. cochlearis 14, 129 — K. quadrata 48 (* 24, 10), 69, 70 (* 32, 10), 112, 129, 189 (* 95, 28), 255
Kesselbrunnen 117
—, Erstbesiedlung 122
—, Fels- 130
—, mit festem Abschluß 132
—, mit losem Verschluß 131
—, offene 125
—, Reinigung von 125
—, stark verschmutzte 123, 124, 130 (* 66)
Keulenträgerpolyp 212 (* 109 M, N), 217, 259
Kiefernholz 141
Kieselalgen 48 (* 24, 3—6), 70 (* 32, 1—6), 72 (* 34, 21, 22), 74 (* 36, 7—9), 75 (* 37, 9), 93 (* 47 E—M), 97 (* 48)
—, säure 219 (* 113)
Kiesschüttung, auswechselbare 189
Kleinkrebse 211 (* 108), 261, 267, 277
—, Dauereier 216
—, Wanderung 252 (* 140)
Köcherfliegen 55, 56, 108 (* 56 G), 201 (* 101), 202, 216, 224, 240, 271, 277, 278
Kochsalz 165
Königsberg 221
Kohlweißling 167
Kommabakterium 4
Korrosion 81, 177
Krebse, echte 239, 283
Kröten 126, 141
Kropfbrunnen 144
— quellen 144
Kugelbakterien 178
— muscheln 73
Kulturverfahren 33
Kupfersulfat 216, 222, 279—282

L

Lachsfische 282
Lachsfliege 272
Lacrimaria coronata 100 (* 51, 15) — L. elegans 64 (* 29, 17) — L. olor 132
Lärchenholz 141, 197
Lagynion 199 — L. microporum 91 (* 46 F, F_1), 164
Laichkräuter 69, 93 (* 47 P), 224
Lamprocystis 77 — L. roseo-persicina 61, 62 (* 28, 11), 253
Landasseln 108, 201
Langsamsandfilter 228 (* 121), 240 (* 129)
—, Algentätigkeit in 233
—, Anforderungen an 48 (* 24), 228
—, Aufbau von 228, 238 (* 127)
—, Bakterientätigkeit in 231, 232
—, biologische Ausrüstung von 231
—, Schwefelwasserstoff in 238
—, tierische Tätigkeit in 236
—, Verkalkung von 235
Lartetia quenstedtii 107 (* 55 K) — L. rhenana 110, 137
Lathraea Squamaria 181
Lebermoose 94
Lebistes reticulatus 283
Lecane flexilis 126 (* 65 C, D) — L. ichthyoura 100 (* 51, 16)
Leitungsfilter 19, 20 (* 7, * 8)
— moos 212, 245 (* 134), 246 (* 135)
— plankton 4, 214 (* 110)
Lemanea torulosa 73, 75 (* 37, 3, 4)
Lemna 223 — L. minor 67 — L. polyrrhiza 67
Lentiscus lepideus 104, 134
Lephthyphantes pallidus 108
Leptocera silvatica 55, 201
Leptomitus lacteus 4, 14, 43, 57, 63, 64, 66 (* 30 B), 104, 206, 213, 281
Leptothrix 34, 136, 159, 198, 213, 239 — L. diminuta 163, 168 — L. discophora 83, 84 (* 41 C), 87, 89, 90 (* 45 F), 104, 111, 129, 132, 162, 168, 257, 271 — L. echinata 83, 88, 163, 168, 253, 256 — L. Issatchenkoi 83, 89 — L. lopholea 83, 89, 90 (* 45 D), 163, 169 — L. pseudovacuolata 83, 253 — L. ochracea 14, 83, 87—90 (* 45 E), 104, 111, 160, 162, 163, 176, 214 — L. sibirica 83, 89 — L. sideropous 92 — L. thermalis 83, 112 — L. trichogenes 83, 87—90 (* 45 G, G_1), 111, 198
Leucocystis cellaris 167
Leucothiobakterien 77, 78
Lichtabschirmung 168
— anzeiger 102, 219

Lieskeella bifida 83
Limax cinero-niger 55, 108 (* 56 F), 202
Limnaea 209, 213, 259, 282 — L. ovata 212 (* 109 P), 259 — L. stagnalis 95 (* 48 A), 99
Limnochironomus 271
Limnophilus 182
Limosina silvatica 202
Lithobius 108 (* 56 J)
Lobelia Dortmannii 94
Lodz 123
Lokwa (= Weiher) 153
London 2 (* 1), 3 (* 2), 210, 211 (* 108), 217, 218 (* 112), 219 (* 13), 222, 224
Lota vulgaris 259
Loxocephalus luridus 253
Loxodes rostrum 64 (* 29, 20), 218 (* 111)
Loxophyllum fasciola 69, 72 (* 34, 2) — L. multinucleolatum 100 (* 51, 13)
Lumbrificiden 199
Lyon 1
Lyngbia contorta 257 — L. limnetica 257
Lythrum Salicaria 143, 262

M

Macrobiotus 150 — M. granulata 118 (* 61 B) — M. hufelandi 118 (* 61 C) — M. macronyx 118 (* 61 A)
Madenwurm 51
Mäuse 54, 141, 149, 150, 166, 181
Malaria-Erreger 152
Mammutbaum 197
Mallomonas 71, 219, 281 — M. akrokosmos 72 (* 34, 11), 111 (* 58, 4), 112 — M. caudata 218 (* 111)
Manganbakterien 82, 86, 87 (* 43), 137
— einbrüche 184
— lösende Bakterien 170
— -Permutitfilter 169
— pilze 82
— störungen 169
Maränen 71, 269
Marionina 179
Marseille 211
Marsupiella aquatica 73
Mastigamoeba 236 — M. Januarii 237 (* 126 N)
Mastigocladius laminosus 111 (* 58, 11), 112
Mauerasseln 108 (* 56 N), 127
— fliege 182
Megalotricha semibullata 71
Melanomma 135 — M. pulvis pyrius 241 (* 130 D)
Melosira 67, 115, 244, 281 — M. ambigua 264 — M. granulata 92, 114 (* 59 Y), 213 — M. islandica ssp. helvetica 92, 255 — M. moniliformis 97 (* 49 D), 98 — M. Roeseana 92, 200 (* 100 P, P_1), 201 — M. varians 69, 92, 193, 195, 233
Mentha aquatica 94
Meridion circulare 114 (* 59 X, X_1), 115, 132
Merulius domesticus 135 — M. lacrymans 135, 159
Mesosaprobien 65, 68 (* 31), 70 (* 32), 71 (* 33), 72 (* 34), 73 (* 35)
Mesotaenium macrococcum 200 (* 100 R)
Metalimnion 249, 250 (* 138), 252
Metapodia lepadella 143
Methanobacterium 57
— coccus 57
— sarcina 57
Metopus contortus 63, 76 (* 38 B) — M. es 63, 76 (* 38 A) — M. fuscus 253
Metriocnemus 171
Meyenia 213
Micrasterias crux melitensis 93 (* 47 K)
Micrococcus 94
Microneis 122 — M. Hauckiana 98, 129 — M. lanceolata 128 — M. minutissima 128, 132, 166, 168
Microcystis 67, 113, 116, 215, 234, 266, 281 — M. aeruginosa 114 (* 59 D, E), 205 — M. flos aquae 263 — M. incerta 259 — M. toxica 51, 266
Microgaster 167
Micropterna sequax 55, 202
Microspira 80, 81, 94, 253 — M. aestuarii 80 — M. desulfuricans 80 — M. Rubentschikii 80 — M. thermosulfuricans 80
Microspora 281 — M. amoena 71, 142
Microthamnion Kützingianum 128, 129

„Mikroben" 122
„Mikrobiologie" 122
„Mikroorganismen" 122
Milben 106, 171
Millionenfischchen 152, 153
Milzkraut 94
Mist, in Brunnen 125
Mnium 140, 167
Molche 54, 136, 141, 157, 225
Monas amoebina 237 (* 126 M) — M. guttata 110 — M. minima 188 (* 95, 8) — M. sociale 275 — M. vulgaris 64 (* 29, 9), 275
Monhystera paludicola 165 (* 84 B) — M. vulgaris 149
Monilia 183
Monimolimnion 253
Monolistra absoloni 105 (* 53 A)
Mononchus 149 — M. macrostoma 110
Monosiga ovata 100 (* 51, 2)
Monostyla 278 — M. arcuata 126 (* 65 E, F) — M. closterocera 126
Montia fontana 94, 140
Moorbrunnen 117 (* 60)
—, wandlose 117
— karpfen 67
Moose 94, 143, 148, 149, 167, 200
Moostierchen 69, 104, 116, 206, 209, 212, 216, 240, 267, 279
Moschuspilze 183
Mougeotia 69, 202, 233, 248
Mucor 65 — M. mucedo 66 (* 30 F, F_1), 255
Mücken-Plage 171, 174, 201
Müllergaze 22 (* 10)
Musca corvina 150, 182
Muschelkrebse 106, 149
Muscheln 73, 94 (* 32, 15, 16), 212, 213, 221, 239, 245
Mycothrix clonotrichoides 83, 163, 169
Myriophyllum alternifolium 71, 94 — M. spicatum 69, 99, 224
Mytilina brevispina 129

N

Nachwuchs 234, 278
Nacktschnecken 141, 201
Nadelhölzer 222
Nais 165, 172, 197, 277, 278 — N. elinguis 99, 165 — N. obtusus 165, 172
Najas marina 99
Nasturtium officinale 140
Naumanniella 89, 163 — N. catenata 83, 159 (* 80 H) — N. minor 83, 90 (* 45 N), 159 (* 80 G) — N. neustonica 83 — N. pygmaea 90 (* 54 O), 159 (* 80 J)
Nauplius 48 (* 24, 9), 270
Navicula 65, 122, 150, 166, 195, 245 — N. atomus 128, 129, 168, 172 — N. cincta 98 — N. contenta 92 — N. contorta 92 — N. cryptocephala 70 (* 32, 5), 98, 132, 173 (* 86 L) — N. elegans 97 (* 49 J), 101 — N. lanceolata 233 — N. microcephala 92 — N. mutica 97 (* 49 H), 167 — N. rhynchocephala 70 (* 32, 6), 101, 132, 173 (* 86 K), 233 — N. salinarum 97 (* 49 G), 101 — N. soodensis 97 (* 49 F) — N. protracta 100 (* 51, 10) — N. pusilla 98 — N. radiosa 152
Nebela 236
Nematoden 129, 165 (* 84), 173, 195, 246, 277
Nephelis vulgaris 67
Nephrocystis 251
Neureclipsis bimaculata 55, 244, 225 (* 117 A, * 118 B), 271, 272 (* 149, 150)
Neuropteren 167
Netzalge 233, 235, 237 (* 126 S)
Niphargopsis 198 — N. caspari 110
Niphargus 106 (* 54), 110, 123, 127, 133, 181, 195, 198, 199, 270 — N. aquilex 106, 107 (* 55 C), 110 — N. puteanus 107 (* 55 B) — N. tatrensis 108 (* 56 M)
Nitella stenocarpa 102
Nitratbakterien 164
Nitritbakterien 164
Nitzschia 65, 103, 150, 172, 233, 245 — N. acicularis 222 — N. angustata 173 (* 86 J) — N. dissipata 128, 173 (* 86 G) — N. hungarica 97 (* 49 M), 101 — N. inconspicua 98 — N. Kützingiana 129, 132 — N. lanceolata 129 — N. palea 132, 168 — N. sigmoidea 129 — N. sinuata 173 (* 86 H) — N. tryblionella var. debilis 98
Nodaria spumigena 100 (* 51, 1)
Norton'sche Röhre 136
Nostoc muscorum 58 — N. punctiformis 58

Notholca 221 — N. longispina 71, 99 — N. striata 189
Nuphar luteum 69
Nußbaum 115
Nymphaea alba 69

O

Oberflächenwasser 202
— -Anzeiger 102, 247
— -Versorgung 202
Ochrobium tectum 83, 159 (* 80 K), 252 (* 141), 253
Oedogonium 69, 142, 160, 232, 267
Ohrwürmer 273
Oikomonas quadrata 188 (* 95, 9) — O. termo 34
Oligochaeten 165
— saprobien 71, 74 (* 36)
Oncobyrsa rivularis 93 (* 47 B)
Oniscus asellus 108 (* 56 N), 127
Onychiuriden 107
Oocystis 278
Oospora lactis 177
Opercularia 197 — O. coarctata 67. 68 (* 31, 16)
Ophiocephala 239
Ophrydium versatile 74 (* 36, 4)
Opisthorchis tenuicollis 51
Origon pine (Gelbkiefer) 197
Orphnephila 171
Orthocladius perennis 55, 166 (* 85), 167, 171
Oscillatoria 129, 258, 281 — O. Agardhii 67, 113, 114 (* 59 D), 115, 262, 264 — O. brevis 166 — O. chlorina 63, 64 (* 29, 2) — O. Lauterborni 257 — O. margaritifera 95 (* 49 S) — O. minima 63, 64 (* 29, 2) — O. princeps 65, 68 (* 31, 2), 114 (* 59 F), 116 — O. prolifica 222 — O. putrina 63 — O. Redeckii 113, 114 (* 59 H) — O. rubescens 48 (* 24, 4), 67, 112—114 (* 59 G). 222, 247, 251, 255, 263, 264 — O. subfusca 200 (* 100 N) — O. tenuis 65, 68 (* 31, 1), 115, 262
Oxyrrhynchium praelongum 126, 172, 173 (* 86 O) — O. speciosum 126 — O. rusciforme 126
Oxytricha 123
Oxyurus vermicularis 51, 52 (* 26 C, D)
Ozonisierung 174

P

Pachydrilus lineatus 52 (* 26 M, N), 99 — P. pachenstecheri 180
Paludicella 212, 213
Paludina 210 — P. vivipara 95 (* 48 G) 213
Pandorina morum 48 (* 24, 7), 57, 113, 114 (* 59 K), 116, 187, 219, 234, 262, 281
Pantosaprobien 60
Papiertrichter-Verfahren 16
Papulospora manganica 91
Paragordius 52
Paralia sulcata 98
Paramaecium 123, 281 — P. aurelia 72 (* 34, 3) — P. caudatum 64 (* 29, 21), 67 — P. putrinum 62, 24 (* 29, 22)
Paranais litoralis 99, 100 (* 51, 17)
Parastenocaris 106, 189 — P. germanica 96 — P. phyllura 96
Paxillus acheruntius 135
Pedalion fennica 97 (* 49 B), 101 — P. mirum 71
Pediastrum 216, 278 — P. duplex 67, 72 (* 34, 17) — P. pertusum 213 — P. simplex 67, 72 (* 34, 16)
Peitschenwurm 51
Pellia Fabbroniana 102, 167, 200 (* 100 X)
Pelogloea bacillifera 64 (* 29, 7)
Pelomyxa paradoxa 70 (* 32, 7)
Penicillium 65, 66 (* 30, C, C_1), 148
Peranema trichophorum 67, 68 (* 31, 7), 132
Percursaria percursa 100 (* 51, 4)
Pericoma calcilega 94, 111 — P. decipens 111
Peridineen 67, 116, 266
Peridinium 218 (* 111), 219, 224 — P. aciculiferum 72 (* 34, 19), 112 — P. Willei 71
Perla 73 (* 35 G, H)
Perliden 109
Petalonema densum 200 (* 100 M)
Petroleum, in Brunnen 125
Peziza badia 167, 173 (* 86 M)
Phacotes lenticularis 255, 257
Phacus longicauda 72 (* 34, 12)
Phalangium parietinum 108 (* 56 K)
Phenole 155, 156
Philodina 236 — P. citrina 143 — P. roseola 113, 144
Philonotis calcarea 94

Phormidium 65, 71, 112, 267 — P. autumnale 68 (* 31, 3), 129 — P. laminosum 111 (* 58, 10), 112
Phosphor 219 (* 113), 262
— bronzegaze 26 (* 13 B)
Phragmites communis 69, 263
Phreatobionten 105
Phreatothrix 123
Phreoryctes gordioides 52, 55, 71, 108 (* 56 A, A_1), 197, 247, 276, 277
Phryganea 272
Physa 210, 213, 259 — P. fontinalis 95 (* 48 F) — P. heterostropha 209
Picea excelsa 268
Pieriden 167
Pilobolus oedopus 127
Pilze 104, 127, 134, 135, 167
Pilzmücken 201
Pilzmycel 200 (* 100 S)
Pinnularia 95, 163 — P. appendiculata 112 — P. borealis 74 (* 36, 9), 92, 132, 167, 173 (* 86 B) — P. gibba 93 — P. major 132 — P. nobilis 132 — P. subsolaris 132
Pinus ponderosa 197 — P. Strobus 268
Pisidien 245
Planaria 198, 259 — P. alpina 73, 107, (* 55 H), 111, 140 — P. cavatica 108 — P. vitta 108, 278
Planktonglas 22, 23 (* 11 C, D)
— kammer 6, 15 (* 4 A)
— membranfilter 7, 31
— menge 16, 224, 253, 261
— netz 6, 21 (* 9), 22 (* 10)
— schichtung 218 (* 111), 250 (* 137, * 138), 269
— sieb 6, 25, 26 (* 13 A, B)
—, tierisches 251, 261
—, Zentrifugen 261
Planktoskop 15 (* 4 B), 16
Planorbis 195, 209, 210, 245, 248 — P. carinatus 95 (* 48 C, C_1) — P. corneus 95 (* 48 B, B_1) — P. marginatus 139
Plasmodium 152
Plectus cirratus 143 — P. parvus 237 (* 126 U) — P. tenuis 143
Pleurococcus 200 (* 100 Q)
Pleuromonas jaculans 188 (* 95, 11)
Pleuronectes flesus 213
Pleurotaenopsis incisa 196
Plötzen 241
Plumatella 212, 213, 245 (* 134), 246 (* 135) — P. repens 69, 212 (* 109 A, B) — P. fungosa 69
Poa annua 143 — P. compressa 128
Podon polyphemoides 99
Podura aquatica 127, 180 (* 90 A, B)
Pollenia rudis 182
Polyarthra 69, 221, 270, 282 — P. priodonta 218 (* 111)
Polycelis migra 140, 259
Polycentropus flavimaculatus 224, 225 (* 117 B, * 118 A)
Polycladodes alba 108
Polydesmus 108
Polygonum amphibium 262
Polypodium vulgare 128
Polyporus 135, 167
Polysaprobien 61, 62 (* 28), 64 (* 29), 76 (* 38)
Polystictus 104, 135
Polytoma uvella 61, 64 (* 29, 4), 221
Porrhoma thorelli 108
Potamocypris wolfi 140
Potamogeton 69, 224 — P. crispus 69 — P. filiformis 99 — P. lucens 69, 94 — P. natans 69, 93 (* 47 P), 94 — P. panormitans 99 — P. pectinatus 67, 99 — P. perfoliatus 69, 99 — P. polygonifolius 94
Prag 123, 214
Prasiola crispa 200 (* 100 O) — P. fluviatilis 73, 75 (* 37, 7, 8), 111
Primula farinosa 143
Prorodon viridis 64 (* 29, 16)
Proteus anguineus 105 (* 53 H) — P. vulgaris 57
Protohydnum Echinus 104
Prüfrohr-Methode 7, 38, 39 (* 19)
Psectrotanytarsus brevicalcar 76
Pseudanabaena constricta 63, 64 (* 29, 3)
Pseudodifflugia 236 — P. fulva 164 — P. virescens 237 (* 126 D)
Pseudomonas calcis 94 — P. fermentans 55 — P. ferrugineum 177 — P. fluorescens 57
Pseudosinella martelli 180 (* 90 D), 200 (* 100 T)
Pseudoprorodon halophilus 100 (* 51, 14)
Pseudotsuga taxifolia 197
Ptinus 167
Puntius javanicus 241

Purpurbakterien 61, 219
—, schwefelfreie 77
— -Schwefelbakterien 77, 78, 104, 196
Pyramidomonas 234
— tetrarhynchus 237 (* 126 O)
Pyrenochaeten 169

Q

Quadrangula globosa 237 (*126 E)
Quappe 213
Quellfassung 141, 194 (* 99)
— leitung 196
— moose 94
— wasser 139, 194
— — -Nachweis 195, 196, 199

R

Raciborskiella salina 100 (* 51, 3)
Rammbrunnen 136
Ranunculus Baudotii 99 — R. flaccidus 69 — R. fluitans 69
Raphidium 14
Ratten 52, 54, 149, 181
Rautenfarn 128
Regenwasser 145
— teiche 153
— würmer 145
Reinwasser-Anzeiger 56
— -Kammer 174
— -Speicher, offene 248
Retinella nitens 202
Rhabditis 150
Rhabdochromatium roseum 79 (* 40 H)
Rhithrogena 73
Rhizoclonium 262 — R. hieroglyphicum 97 (* 49 U), 101 — R. profundum 102
Rhizomorpha 104, 135
Rhizopoden 237 (* A—K)
Rhizopus 34
Rhodobacillus 77, 196 — R. palustris 82
Rhodococcus 196
Rhodomonas 252 (* 141)
Rhodospirillum 77, 196
Rhodothiobakterien 77
Rhoicosphenia curvata 69, 72 (* 34, 21), 95, 98, 103, 129, 173 (* 86 E, E_1)
Rhopalodia musculus 95 (* 49 K)
Rhymosia fenestralis 201
Rhynchomonas nasuta 188 (* 95, 10)
Rhynchelmis limosella 278
Rhynchostegium murale 128 — R. rusciforme 142
Rieseler 166
Rieselwiesen 270
Rivularia 95, 267 — R. haematites 74 (* 36, 11)
Rohrbrüche 179, 190
Rohrbrunnen 136
Rohrleitung 176—180, 197, 206, 214, 247, 258, 270, 272 (* 150)
— und Abwasser 181
—, anorganische Reste in 179
—, Häute in 179
—, Schwefeleisen in 179
Rohrverkrustung 81, 176, 213, 215
— verschlammung 176, 185
Rostbuckel 176, 177
Rotholz 197
Rotifer 236, 282 — R. citrinus 129 — R. macrurus 110 — R. vulgaris 62 (* 28, 12), 63, 126, 129, 188 (* 95, 29), 257
Ruppia maritima 99 — R. spiralis 99

S

Saitenwürmer 52, 107, 202
Sägeblättling 104, 134
Sagina procumbens 128
Salamander 54
Salinität 96
Salzanzeiger 96
Sammelbrunnen 157, 159 (* 80)
Sandfilter 227
—, bei Enteisenung 163
—, Langsam- 227
— -Verfahren 26
Sauerstoffspannung, in Seen 252 (* 141)
Saugwürmer 209
Saprobiensystem 6, 10, 57, 59, 60
Saprodinium dendatum 63, 76 (* 38 C)
Saprolegnia 104, 170
Sarcina 61 — S. ureae 57
Scapania undulata 73
Scapholeberis mucronatus 95
Scenedesmus 14, 149, 262, 278, 281 — S. acuminatus 57, 72 (* 34, 14) — S. acutus 213 — S. obliquus 233 — S. quadricauda 67, 72 (* 34, 13), 213, 233
Schachtbrunnen 121 (* 64)
Schaubild-Methode 17, 20 (* 8)
Schildkröten 239

Schilfrohr 69, 263
Schimmelpilze 104, 148
Schizothrix 95, 267
Schlagbrunnen 136
Schlammbecher 7, 40 (* 20 B)
— biene 63
— decke 230
— dretschen 40, 41 (* 21 A—D)
— greifer 40 (* 22 a, b)
— sammler 40 (* 20 C)
— schleier 230, 231 (* 124)
— würmer 1, 63, 208, 221, 248, 263
Schlei 67, 283
Schleuderfilter 29, 30 (* 15 a—e)
Schlupfwespe 167
Schmetterlinge 167, 201
Schmetterlingsmücken 94, 111
Schmutzdecke 163, 230
Schnaken 199
Schnecken 94, 95 (* 48), 139, 208, 213, 245, 248, 259, 267
—, Störungen 209, 210
Schnellfilter 227, 243 (* 132), 244 (* 133), 272 (* 149)
Schöpfeimer 129
Schuppenwurz 181
Schutzanstriche 226 (* 119)
— gebiete 120, 196, 248, 267
— gehölze 268
Schwalben 54, 167, 271
Schwäne 224
Schwefelbakterien 1, 104, 137, 174, 184
—, farblose 77, 78, 81, 103
—, grüne 77
— -Störungen 158, 171, 172
Schwefelwasserstoff-Anzeiger 75, 76 (* 38 A—D), 79 (* 40 A—H)
— -Entgasung 170
— -Kreislauf 77
— in Seen 268
Schwimmkäfer 225
Scoliocentra nigra 202
Scolopendrium vulgare 102, 128
Scytonema 95 — S. myochrous 200 (* 100 L)
Sedgwick-Rafter-Methode 26, 27 (* 14 A—E)
Seemöwen 224
— nadel 180
— wasserversorgung, aus großen Seen 248, 253
— —, aus kleinen Seen 256
— — Bodensee 251 — Burgwallsee (Stralsund) 257 — von Detroit 256 — Glambocksee 259 — Genfer See 256 — Kortsee 258 — Lac de Bret 256 — Müggelsee 259 — Revaler See 258 — Tegeler See (Berlin) 259 — Weihenest-See (Züllichau) 255 — Winiarysee (Gnesen) 256 — Zürichsee 250, 255
— -Wärmehaushalt 249
— —, Störungen durch Plankton 254
Sequoia sempervirens 197
Sichtscheibe 102, 103 (* 52)
Sickerbeet 192, 193 (* 98), 194
Siderobacter 83, 89, 163, 169 — S. breve 159 (* 80 E) — S. calceum 94 — S. gracile 159 (* 80 F) — S. latum 90 (* 45 L)
Sialis 73 (* 35 E)
Sida 256
Siderocapsa 89, 92, 198, 253 — S. botryoides 90 (* 45 H), 159 (* 80 D) — S. major 83 — S. monoeca 90 (* 45 J) — S. Treubii 83, 90 (* 45 K)
Siderocelis Kolkwitzii 91 — S. minor 91
Sidérococcus communis 83 — S. limneticus 83
Siderocystis 89 — S. minor 90 (* 45 P) — S. vulgaris 83, 90 (* 45 M)
Sideroderma 89
Sideromyces siderophilus 91
Siderophagus corneolus 83
Silberungs-Verfahren 285
Simulium 284 — S. ornatum 67, 70 (* 32, 12, 13)
Sminthuriden 107
Sommerstagnation 249
Soodbrunnen 117, 119 (* 62)
Sparganium ramosum 69
Spathidium opismus 64 (* 29, 19)
Spatzen 149, 166, 182
Speckkäfer 181
Sphaerella fluviatilis 144
Sphaerium 67 — S. corneum 70 (* 32, 16), 73
Spaltkammer 15 (* 4 C)
Speicherbecken 212, 217 (* 111, * 112)
—, Bepflanzung 222
Sperlinge 149, 166, 182
Sphagnum 118

Sphaerotilus 81, 245 — S. dichotomus 65, 66 (*30 A, A_1), 89, 112, 134, 180, 206, 214, 241, 257, 281 — S. natans 4, 57, 62 (* 28, 1—3), 63, 89, 112, 134, 172, 197, 206 — — S.-Störungen 155, 157 (* 77, * 78), 206, 216
Spinnen 108, 127, 141, 167, 171, 201, 271
Spirillum 130 — S. Kolkwitzii 62 (* 28, 8) — S. undula 64 (* 29, 6)
Spirochaeta ictogenes 52 — S. plicatilis 68 (* 31, 20) — S. pseudoicterogenes 53
Spirochaeten 52 (* 26 K, L), 183
Spirogyra 69, 131, 142, 233, 235, 281 — S. elongatum 72 (* 34, 23) — S. porticalis 234
Spirosoma 90 (* 45 C)
Spirostoma ambigua 67, 68 (* 31, 21), 218 (* 111)
Spirulina Jenneri 62 (* 28, 9)
Spondylomonas quaternarum 67
Spongilla fragilis 213, 245, 259
Spongillidenspicula-Dermatitis 217
Sporotrichum inquilinum 127
Sporovibrio 80
Springschwänze 107, 127, 180 (* 90 A—D), 200 (* 100 T), 277
Sprungschicht 249, 252
Spulwurm 51
Standard-Unit-Methode 27, 28
Star 182
Staurastrum gracile 128 — S. paradoxum 95
Stauroneis anceps 132 — S. phoenicenteron 132
Stauseen 204 (* 102), 259
Stechmücken 67, 109, 127, 149, 151 (* 73), 152, 224, 285
Steinfliegen 210
Stellaria uliginosa 140
Stenomonas formicina 188 (* 95, 12)
Stenophylax permistus 201 (* 101), 202
Stenostomum unicolor 108
Stentor 213 — S. coeruleus 64 (* 29, 25), 67, 110 — S. nigra 143 — S. polymorphus 67 — S. roeselii 72 (* 34, 4)
Stephanocystis Schroeteri 71
Stephanodiscus 281 — St. astraea 112, 114 (* 59 U), 219 (* 113) — St. Hantzschii 61, 112, 255 — St. pusillus 67, 70 (* 32, 3)
Stereum 135, 167
Sterlet 240
Sternalge 48 (* 24, 3), 67, 92, 111 (* 58, 9), 114 (* 59 V, V_1), 192, 218 (* 112), 219 (* 113), 264
Stichling 213, 241, 259, 283, 284
Stichococcus 166
Stichrohr 189, 199
Stigeoclonium 126, 143
Stigonema minutissima 200 (* 100 K), 201
Störungen durch Aale 216, 226 — Abwasserpilze vgl. Sphaerotilus — Aluminiumsulfat 271 — Asbest 43 — Asterionella 265, 269 — Characeen 266 — Chlamydomonaden 234 — Dreikantmuscheln 206, 209, 215, 259 — Eisenbakterien 126, 151, 158, 160, 193, 198, 262, 270 — Fadenalgen 248 — Hydra 256 — Köcherfliegenlarven 224, 271, 272 — Kugelbakterien 178 — Kleinkrebse 237 — Molche 225 — Moostierchen 245 (* 134), 246 (* 135), 267 — Nematoden 246 — Osillatorien 258, 263 — Schlammwürmer 190 — Schwefelbakterien 238 — Schwefelwasserstoff 265 (* 147) — Schwimmkäfer 225 — Seemöwen 224 — Stechmückenlarven 224 — Süßwasserschwämme 271 — Zuckmückenlarven 166, 170, 178, 224, 246
Strahlpilze 273
Strahlregler 183
Stratiomys chamaeleon 67, 70 (* 32, 11)
Streifenfarn 102, 128
Straußgras 262
Strombilidium gyrans 71, 74 (* 36, 2)
Strudelwürmer 259
Stygobionten 105
Stygodytes balcanicus 105 (* 53 C)
Stylaria lacustris 69, 99, 110
Stylonychia 123, 281 — St. mytilus 67, 68 (* 31, 14), 132, 144, 236
Stylotanytarsus inquilinus 43, 178 (* 89)
Süßwasserkrabbe 139
— medusen 223 (* 116)
Süßwasserschwämme 69, 99, 104, 116, 133, 206, 207 (* 105, * 106), 208 (* 107), 209, 212 (* 109 G—L), 213, 217, 239, 240, 245, 247, 279

Sumpfmiere 140
Surirella 69, 195 — S. angusta 132 — S. elliptica 132 — S. lineata 72 (* 34, 22) — S. ovata 132, 233 — S. spiralis 74 (* 36, 6) — S. striatula 101
Synchaeta 221
Synechococcus elongatum 111 (* 58, 12)
Synedra 171, 251 — S. acus 112 — S. affinis 98, 100 (* 51, 11), 101, 239 — S. pulchella 97 (* 49 N), 101 — S. ulna 69, 132, 167, 213, 233
Syngnanthus 180
Synura uvella 112, 114 (* 59 L), 116, 214, 219, 234, 265, 266, 270, 278, 281
Syringa 127

T

Tabellaria 115, 281 — T. fenestrata 48 (* 24, 4, 5), 67, 71, 255 — T. flocculosa 128, 270
Talsperren 259, 260 (* 144), 261 (* 145)
— und Abwässer 268
—, Anforderungen an 267
—, australische 271 — Bleiloch T. 265, 270 — Eder T. 260 (* 144) — Einsiedelner T. 265 — Friedrichstaler T. 262 — Gothaer T. 268 — Hasper T. 262 — Herbringhauser T. 264 — Hohenwarther T. 262 — Kerspe T. 262 — T. bei Montsalvans 262 — Nordhäusener T 266 — Remscheider T. 261, 262, 266, 268, 270 — San Andreas (USA) 266 — sächsische T. 271 — Söse T. 270 — Torquay-T. (England) 267 — Vaaldam (Südafrika) 266 — Vrynwy (USA) 270 — Wäggetaler T. 263 — Wiental-Tullerbach 271
—, Badebetrieb in 269
—, Besiedlungsverlauf 262
—, biologische Eigenarten 261
—, Braunwasser — 261
—, Filter 270
— und Fischerei 269
—, Plankton in 261
—, Räumung von 262, 265, 268
— -Rieselwiesen 270
— -Salmoniden in 260
—, Schwefelwasserstoff in 265 (* 147)
—, Sperrmauer 267
—, Trinkwasser- 260
—, Typen von 260
—, Verschlammung von 267
—, Wasserentnahme aus 269, 270 (* 148)
Tanytarsus 73, 171
Tauben 48, 181
Tausendblatt 69, 71, 94, 99, 224
— füßler 127
Teichrose 69
Telphusa 139
Tetracyclus Braunii 74 (* 36, 8), 95 — T. lacustris 111 (* 58, 6)
Tetraedron 278
Tetramitus 239 — T. pyriformis 68 (* 31, 9)
Tetramonas steinii 62, 64 (* 29, 12)
Tetramorus laevis 196
Thalassiosira fluviatilis 100 (* 51, 7), 101
Thaumatomyia notata 182
Theobaldia 127, 149, 151 (* 73 E)
Thermacarus 113
Thermalwasser 202
Thiobacillus 80 — T. denitrificans 80 — T. thiooxydans 80
Thiodictyon elegans 79 (* 40 C)
Thionema vaginatum 79 (* 40 A)
Thionsäurebakterien 81
Thiopedia rosea 114 (* 59 R)
Thiophysa volutans 79 (* 40 F)
Thiospira Winogradskii 79 (* 40 E)
Thiospirillum 77 — T. sanguineum 79 (* 40 G)
Thiosulfatbakterien 80
Thionsulfatbakterien 80
Thiothrix nivea 61, 62 (* 28, 6, 7), 78, 79, 81, 158, 164, 171, 174, 184, 238, 257
„Tintenstreifen" 127
Tipuliden 199
Trachelomonas 91 — T. volvocina 111 (* 58, 1), 219
Trametes 104
Trematoden 209
Triarthra longiseta 14, 69, 218 (* 111), 221, 252 (* 141)
Tribolus pellucidus 165 (* 84 C)
Tribonema 160, 281 — T. bombycina 234
Trichocephalus dispar 51, 52 (* 26 B)

Trichodrilus pragensis 107 (* 55 J), 110
Trichopterenlarven 245
Trichotendipes culiciformis 271
Trimyema compressa 63, 76 (* 38 G)
Trinema 122, 131
Trinkwasserflüsse 185
Troglobionten 104
Troglocarius schmidti 105 (* 53 F)
Troglochaetus beranecki 106, 107 (* 55 D)
Troglophilus cavicola 55, 107, 108 (* 56 H), 202
Tubifex 62 (* 28, 13), 63, 128, 143, 208, 221, 248, 263, 268 — T. rivulorum 191 (* 97)
Tüpfelfarn 128
Tunnelwurm 51

U

Uferfilterung 184, 185 (* 93), 186 (* 94)
Ulothrix 126, 143, 267, 281 — U. limnetica 74 (* 36, 12) — U. moniliforme 142 — U. tenerrima 128, 129 — U. zonata 71, 72 (* 34, 24), 144
Ulotrichopsis cylindrica 100 (* 51, 6), 101
Unbelebte Stoffe 43, 44, 46 (* 23), 159, 196, 241 (* 130 C)
Unio 67, 212
Untersuchungsverfahren, alte 4, 89 — für Besatz 35 — für Grund 40 für Wasser 13
Uranin 195
Urinsekten 107, 126, 127, 171, 179, 180 (* 90), 282
Urobacillus 57
Urocentrum 123
Uroglena volvox 114 (* 59 M), 116, 219, 234, 265
Uroglenopsis 112, 116, 214, 265, 281 — U. americana 116
Urolepsis piscis 109
Uronema marinum 62, 64 (* 29, 24)
Urotricha gracilis 64 (* 29, 15)

V

Vallisneria spiralis 224, 239
Valvata 259
Vaucheria 94 — V. Schleicheri 102
Vegetationsfärbung 113, 234
Venushaar 102
Verkrautung 223
Veronica 140
Verrucaria 73
Verteilungsnetz 247
Vibrio cholerae 4
Viguierella coeca 107 (* 55 F)
Vögel 54, 141, 149, 166, 167, 181, 182, 224, 262, 271
Vollmar-Filter 169
Vollzirkulation 249
Volvox 67, 113, 265, 270, 281 — V. aureus 114 (* 54 N), 205, 234
Vorticella 123, 197, 257 — V. campanulata 72 (* 34, 8), 188 (* 95, 24) — V. citrina 144 — V. convallaria 67, 68 (* 31, 19), 237 (* 126 T) — V. microstoma 62, 81, 110, 132, 188 (* 95, 25) — V. similis 74 (* 36, 3) — V. urticulus 258 (* 143 B)

W

Wasserasseln 101, 113, 127, 165, 174, 212, 213, 217, 241 (* 130 A, B), 259, 272, 277, 279, 282, 283
— blüte 113, 220 (* 114) — giftige 51, 266
— darm 114
— entnahme aus Seen 253, 254 (* 142)
— flöhe 149, 221, 239, 278, 281, 283
— häuser 203
— käfer 262
— knöterich 262
— kästen 201, 211
— läufer 213
— löcher 117
— milben 111, 113
— minze 94
— moose 73, 94, 99, 140, 168
— pest 69, 94, 224
— regenwurm 259
— salamander 225
— schichtung 249 (* 136)
— stern 99, 140, 262
— uhren 157
— turm 181, 182
— versorgung, Anforderung an 154
— wanzen 213, 240
Webera nutans 128
Weil'sche Krankheit 52
Weißfische 241, 282
Werkstoffe 167
Weymouth-Kiefer 268

Winterstagnation, in Seen 249
Wurzelfüßler 189, 196, 199, 236, 237 (* 126 A—K)
— zöpfe 127, 136, 181, 197

X

Xerophila striata 139

Z

Zahnkarpfen 139, 152 (* 74 A—C), 153, 226, 269
Zander 269
Zannichellia palustris 99
Zapfhahn 183, 257
— bart 184 (* 92)
Zement 130, 143, 167
Zentrifugen-Verfahren 32 (* 16 a—c)
Zieralgen 196, 262
— brunnen 144
Zisternen 145, 147 (* 72)
—, Bodenwasser- 149
—, Dachwasser- 149
—, Landwasser- 149, 152
Zoogloea filipendula 134 (* 67), 156
— Z. ramigera 61, 62 (* 28, 4), 81
Zoothamnion 213
Zuckmücken 1, 55, 63, 76, 143, 148, 153, 166 (* 88), 202, 208, 221, 240, 248, 257, 270—272, 278, 282, 284
— -Plagen 166, 170, 178 (* 89), 216, 224, 246
Züricher Verfahren 30
Zwischenbehälter 181
Zygnema 160, 281

Druckfehler-Berichtigungen

S. 10 1. Abs. 6. Z. v. u. Saprobien
S. 43 1. Abs. 9. Z. v. u. inquilinus
S. 51 Anm. 1 catenella; 3. Z. v. u. duodenale
S. 55 2. Abs. 9. Z. v. u. cinereo-niger
S. 58 3. Z. v. u. muscorum
S. 62 Fig. Erkl. 2. Z. v. o. Von
S. 63 1. Abs. 2. Z. (Abb. 28, 12); 4. Z. (Abb. 28, 13); 5. Z. (Abb. 28, 14)
S. 67 2. Abs. 9. Z. v. o. glaucoma
S. 69 Tafelerkl. 1. Z. v. o. glaucoma
S. 73 In der Texterklärung ändern B in D und D in B
S. 79 Fig. Erkl. 2. Z. v. o. Achromatium
S. 69 Tafelerkl. claparedei
S. 102 2. Abs. 3. Z. v. o. Adiantum
S. 119 2. Abs. 2. Z. v. o. 0,8 bis 1,5 m
S. 206 2. Abs. 13. Z. v. o. Das Flockentreiben kann sich in Sonderfällen 50 und mehr km abwärts erstrecken.
S. 262 2. Abs. 8. Z. v. o. Ersetze: französischen durch schweizerischen.


03WA220015