

HYDROBIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN IM DONAUABSCHNITT ZWISCHEN NAGYMAROS UND MEGYER (STROMKM 1695 – 1656)

(DANUBIALIA HUNGARICA LVII.)

Von

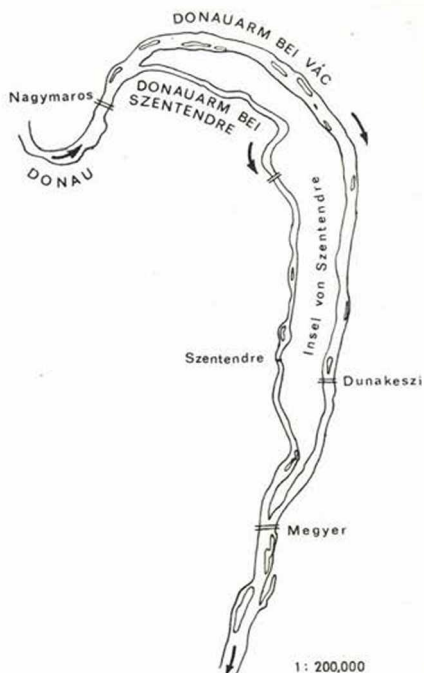
A. B O T H Á R, – Zs. T. D V I H A L L Y und E. V. K O Z M A

Ungarische Donauforschungsstation, Alsógöd

Eingegangen: 8. Juni 1970

In der vorliegenden Studie legen wir aufgrund der im Laufe der Zeitspanne vom März 1967 bis März 1968 monatlich einmal am unteren und oberen Ende der 33 km langen Insel von Szentendre (Megyer, Nagymaros) sowie in den beiden, die Insel umfaßenden Donauarmen bei Szentendre und Dunakeszi durchgeführten Untersuchungen den zoologischen und wasserchemischen Zustand des Donauabschnittes von Szentendre fest (Abb. 1).

Der Abschnitt der Donau oberhalb von Budapest ist im Vergleich zu den Flüssen Westeuropas auch heute noch ein dem natürlichen Zustand nahestehendes, verhältnismäßig reines Wasser mit sich führendes Fließgewässer. Die Beobachtung und Beschreibung dieses mehr oder weniger natürlichen Zustandes ist eine wichtige Aufgabe unserer Tage. Die Entwicklung der Industrie und der Landwirtschaft der Donauländer, die Errichtung von Wasserkraftwerken an der Donau bringen nämlich früher oder später die Veränderung der biologischen und wasserchemischen Verhältnisse dieses Stromes mit sich. Wird nämlich das geplante tschechoslowakisch-ungarische, gemeinsame Wasserkraftwerkssystem einmal verwirklicht, so ist in diesem Donauabschnitt, wo wir unsere Untersuchungen



Budapest

Abb. 1. Skizzenhafte Darstellung der Probestandstellen

durchgeführt haben, in der Zukunft unbedingt mit Veränderungen zu rechnen, die — im Vergleich zu den üblichen — von größerem Umfang sein werden (das durch das geplante Wehrsystem und zufolge des errichteten Stauwerkes verbreiterte Flußbett, die starke bzw. völlige Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit, ausgeglichenerer Wassergang usw.)

Ein weiteres Ziel unserer Untersuchungen war, uns darüber zu informieren, ob — zumindest hinsichtlich der untersuchten zoologischen und wasserchemischen Verhältnisse — zwischen dem Wasser des Donauarmes von Vác und Szentendre ein wesentlicher Unterschied zu finden sei.

Es soll — ungeachtet dessen, daß unsere Untersuchungen damit nicht in unmittelbarem Zusammenhang stehen — bemerkt werden, daß dies jenes Gebiet ist, dem vom Gesichtspunkt der Wasserversorgung der Stadt Budapest die größte Bedeutung zufällt, und eine jede in dieser Richtung unternommene Analyse bewertbar ist.

Die Jahre vor und nach unseren Untersuchungen waren von hydrologischem und — daraus folgend — von biologischem und wasserchemischem Gesichtspunkt den Durchschnittswerten gegenüber abweichend. Im Jahre 1965 war der Wasserstand eine lange Zeit hindurch außerordentlich hoch, 1966 konnte ein außerordentlich niedriger Wasserstand verzeichnet werden, 1968 blieb das übliche Sommerhochwasser aus. Die vom Frühjahr 1967 bis Frühjahr 1968 reichende Zeitspanne, in der wir unsere Untersuchungen durchgeführt haben, kann in hydrologischer Hinsicht als regelmäßig betrachtet werden. Der höchste Wasserstand zeigt sich in diesen Jahren im Frühjahr und zu Beginn des Sommers, der niedrigste im Herbst, allein gegen Mitte Januar 1968 trat eine vom üblichen abweichende plötzliche Flutwelle auf. Die während des Jahres abgeflossene Wassermenge hat weder ein Hochwasser, noch ein dauernd anhaltendes Kleinwasser mit extremen Werten verursacht. Es soll jedoch bemerkt werden, daß das Jahr 1967 an Niederschlägen ziemlich arm war, die im Laufe des Jahres vorkommenden kleinsten und größten Wasserstandswerte sind gleichfalls viel niedriger als gewöhnlich. Der mittlere Wasserstandswert der Donau entspricht jedoch dem vieljährigen Durchschnitt.

Zoologische Untersuchungen

Die zoologischen Untersuchungen erstreckten sich auf das Crustacea-Plankton. Es wurden jedes Mal 30 l-Donauwasser aus der Mitte des Flusses entnommen und durch ein Planktonnetz von Nr. 25 filtriert. Nach Fixierung in Formalin haben wir die im ganzen Filtrat vorfindbaren Crustacea-Individuen gezählt und bestimmt.

In der einjährigen Untersuchungsperiode kamen 20 *Cladocera*- und 7 *Copepoda*-Arten bzw. Formen zum Vorschein:

- Daphnia cucullata* G.O. S a r s
- Scapholeberis mucronata* O.F.M.
- Simocephalus vetulus* O.F.M.

- Ceriodaphnia pulchella* G.O.S.
Ceriodaphnia laticaudata P.E. Müller
Ceriodaphnia reticulata v. *serrata* G.O.S.
Ceriodaphnia quadrangula O.F.M.
Bosmina longirostris f. *typica* O.F.M.
Bosmina longirostris f. *cornuta* Jurine
Bosmina longirostris f. *pellucida* Stingelin
Bosmina coregoni Baird
Iliocryptus sordidus Liévin
Iliocryptus agilis Kurz
Alona guttata G.O.S.
Alona quadrangularis O.F.M.
Alona rectangula G.O.S.
Alonella rostrata Koch
Leydigia leydigii Fischer
Chidorus sphaericus O.F.M.
Monospilus dispar G.O.S.
Macrocylops albidus Jurine
Eucyclops serrulatus Fischer
Paracyclops fimbriatus Fischer
Cyclops vicinus Ulljan.
Acanthocyclops vernalis f. *robustus* G.O.S.
Acanthocyclops bicuspidatus Claus
Mesocyclops leuckarti Claus

Von diesen wurden *Alona guttata*, *Iliocryptus agilis* und *Monospilus dispar* im ungarischen Donauabschnitt zum ersten Male angetroffen.

Die Arten- und Individuenzahlen der Crustaceen sind je Fundort in der Tab. I. angeführt.

Mit Ausnahme einiger, sich noch im Larvenstadium befindlichen Copepoden können vom Dezember bis April im Wasser mit einer Temperatur unter 8° C überhaupt keine Crustaceen gefunden werden. In sehr geringer Individuenzahl erscheinen im Wasser die geschlechtsreifen Individuen zuerst im April. Ihre Anzahl nimmt in den Monaten Mai-Juni-Juli bei verhältnismäßig hohem Wasserstand und bei den Wassertemperaturverhältnissen von 15–18° C etwas zu, sodann von August an allmählich ab.

Während des ganzen Jahres sind von den Cladoceren die verschiedensten Formen von *Bosmina longirostris* und von den Copepoden *Acanthocyclops vernalis* f. *robustus* am stärksten verbreitet. Dies stimmt zum Teile mit unseren Untersuchungen aus den Jahren 1965–1966 überein, wo *Eucyclops serrulatus* im Laufe des Jahres am häufigsten vorgekommen ist (Bothár-Ponyi, 1968).

Von Mai bis September erscheinen im Wasser die ausgesprochen Kleingewässer, eine Vegetation und die Uferstellen bevorzugenden, zuweilen am Grunde lebenden Tiere (*Ceriodaphnia reticulata*, *C. laticaudata*, *C. quadrangularis*, *C. pulchella*, *Alona guttata*, *A. rectangula*, *A. quadrangula*, *Iliocryptus agilis*, *I. sordidus*, *Monospilus dispar*). Diese werden wahr-

scheinlich von den seichten Überschwemmungsgebieten, sich um den Flüssen herum befindlichen Vorlandgewässern in den Fluß geschwemmt, wo sie eine Zeit lang entsprechende Lebensumstände finden, jedoch zur Fortpflanzung nicht mehr fähig sind. Um dies untermauern zu können, haben wir am 12. 7. 1967 in dem Überschwemmungsgebiet bei Stromkm 5 am Römerufer eine Planktonprobe entnommen. In dem überschwemmten Gebiet stand das Wasser, das mit einigen Kanälen mit der Donau in Verbindung stand, etwa 60–80 cm hoch. In der Crustacea-Gesellschaft dominierten *Chidorus sphaericus* und *Scapholeberis mucronata*. Am selben Tage kam auch an der, einige Kilometer abwärts liegenden Probeentnahmestelle von Megyer *Scapholeberis mucronata* in verhältnismäßig großer Anzahl zum Vorschein.

Unter den vier Probeentnahmestellen zeigte sich bezüglich der Arten- und Individuenzahl der gefundenen Crustaceen kein wesentlicher Unterschied, was sich mit den ähnlichen hydrologischen und ökologischen Verhältnissen erklären läßt.

Wasserchemische Untersuchungen

Die chemischen Untersuchungen verfolgten das Ziel, um für die biologischen (zoologischen) Untersuchungen einen Hintergrund zu bieten, und im Laufe der Analyse der biologischen Angaben mit ökologischen Erklärungen zu dienen. Außerdem wünschten wir natürlich die sich an den untersuchten Stellen und zu gegebenen Zeitpunkten in den wichtigsten chemischen Charakteristika des Wassers sich zeigenden Änderungen festzulegen und diese mit den hydrologischen Faktoren bzw. biologischen Prozessen im Zusammenhang auszuwerten.

Im Laufe der Einsammlungen wurden vormittags um 9, zu Mittag um 12 sowie nachmittags um 16 Uhr zur Bestimmung der gelösten Gase (O_2 , CO_2), ferner zu Mittag zur Untersuchung der sonstigen chemischen Bestandteile geeignete Proben entnommen. (Im Januar und Februar 1968 haben wir gelöste Gase nur aus den Mittagproben bestimmt).

Ein Teil der chemischen Analysen (SO_4^{--} , NO_3^- , Fe^{+++} , Mn-Reaktion) wurde aufgrund der Vorschriften der Standardmethoden der Ung. Volksrepublik (MSZ 448–55) durchgeführt. Der Sauerstoffverbrauch wurde mit der für die Internationale Donauforschung von der Bundesanstalt für Wasserbiologie und Abwasserforschung (Wien) vorgeschlagenen Methode bestimmt. Die übrigen Bestimmungen erfolgten mit der Halbmikrofeldmethode nach M a u c h a (M a u c h a 1932, 1947).

Die Ergebnisse unserer wasserchemischen Untersuchungen haben wir in den Tabellen II–V. zusammengefaßt. Beim Vergleich der Angaben tritt vor allem hervor, daß es hinsichtlich der untersuchten chemischen Faktoren zwischen dem Wasser der einzelnen Probeentnahmestellen weder zu den gegebenen Zeitpunkten, noch dann einen wesentlichen lokalen Unterschied gibt, falls wir die Jahresdurchschnitte der zu den einzelnen Entnahmestellen gehörenden chemischen Werte berechnen und miteinander vergleichen.

Die Menge des *oxydierbaren organischen Stoffes* — die wir mit dem mg/l-Wert des *Permanganatverbrauches* des Wassers ausdrücken — stammt einerseits aus der autochthonen Produktion des Flusses, andererseits aus den zuströmenden Abwässern. In dem untersuchten Donauabschnitt gibt es keine bedeutende Zuströmung von industriellen, oder städtischen Abwässern, die Permanganatverbrauchswerte sind verhältnismäßig niedrig und unterscheiden sich von den Angaben des vorigen Jahres nicht bedeutend. An sämtlichen untersuchten Stellen sind die Permanganatverbrauchswerte in den Wintermonaten im allgemeinen höher als in den übrigen Jahreszeiten.

Die sich auf den Stickstoffhaushalt der Donau beziehenden Werte weichen von den Angaben des vorangehenden Jahres in geringem Maße ab: die *Ammoniumwerte* sind in der Untersuchungszeit niedriger, die *Nitrat-* und *Nitritwerte* höher, als in den vorangehenden Jahren in demselben Donauabschnitt. Die Ammoniumwerte sind im Winter allgemein höher, als in den übrigen Jahreszeiten. Diese Angaben bezeichnen die Verschiebung der Nitrifikationsprozesse in eine günstige Richtung.

Die quantitativen Änderungen der *Sulfat-* und *Chlorid-Ionen* sind von geringem Maße und im Laufe des Jahres nicht bedeutend.

In dem untersuchten Donauabschnitt zeigen die *Gesamthärte* des Wassers und sein HCO_3^- -Ion-Gehalt im Vergleich zu den vorangehenden Jahren keine Abweichung. Die jahreszeitliche Menge der gelösten Salze hängt in diesem Abschnitt und zu dieser Jahreszeit mit dem Wasserstand zusammen; (Dvi hally 1964), in den Monaten, wo es Überschwemmungen, oder andauernde Hochwasser gab, nahm die Menge der gelösten Salze ab, zur Zeit der niedrigeren Wasserstände stieg sie hingegen an. Zu der in den Sommermonaten beobachteten Verminderung der Mengen der CaCO_3 und HCO_3^- -Ionen, der Gesamthärte und des Siliziumdioxids trugen aller Wahrscheinlichkeit nach auch die im Sommer zu- genommenen Assimilationsprozesse bei.

Das Wasser der Donau enthält *Eisen* nur in sehr geringer Menge, von der unteren Grenze der Nachweisbarkeit haben wir es in dem untersuchten Abschnitt maximal in einer Menge von 0,08 mg/l gemessen. *Mangan* war zumeist nicht, oder nur in Spuren nachweisbar.

Untersuchung der Menge des gelösten Sauerstoffes

Die Untersuchung des Sauerstoffhaushaltes der Gewässer wirkt auch von mehreren Seiten interessante Fragen auf. Innerhalb eines Flusses, oder Flußabschnittes bilden sich zahlreiche Biotope von abweichender Eigenschaft aus, diese Biotope (z. B. Hauptarm, Nebenarm, Überschwemmungsgebiet, oberflächliche Wasserschichten, tiefere Regionen usw.) unterscheiden sich bezüglich der Strömungsverhältnisse, der Sauerstoffversorgung usw. in hohem Maße. Die innerhalb der einzelnen Biotope sich ausgebildeten chemischen Verhältnisse sind zugleich für die in ihnen vorhandene Lebewelt ein bestimmender Faktor. Aufgrund der Untersuchung der Sauerstoffversorgung des Flusses können wir auf die hydro-

graphische, hydrologische Verschiedentlichkeit der einzelnen Biotope des Flusses und auf die im Wasser vorhandenen Stoffe, insbesondere auf die leblosen, organischen Stoffe, aber auch auf die quantitativen Verhältnisse der Lebensgemeinschaften schließen.

Die allmähliche Verunreinigung der Fließgewässer kann außer den hygienischen und industriellen Beziehungen auch für die Fischnahrungsorganismen und für die Fische eine Schädigung bedeuten. Das Maß der Verunreinigung läßt sich gewöhnlich mit der Untersuchung der Sauerstoffverhältnisse sehr gut verfolgen. Die zeitgemäße Potamobiologie betrachtet den Abbau und die Umwandlung der Stoffe der verunreinigten Flüsse als dynamische biochemische Prozesse (K n ö p p 1966), und das Maß sowie das Tempo der Selbstreinigung wird von der Kinetik dieser Prozesse bestimmt. Die Einreihung der einzelnen Abschnitte des Flusses in das Saprobiasystem wirft auf die biologischen Zustände ein Licht, aufgrund der Kartographierung der Sauerstoffverhältnisse können dagegen die Selbstreinigungsprozesse auf chemischem Wege verfolgt werden. Der aktuelle Sauerstoffgehalt wird nämlich von dem sauerstoffverbrauchenden Abbau bzw. von der sauerstoffproduzierenden Primärproduktion ausgebildet.

Leider ist die Stoffwechselfynamik der Donau dazu noch nicht genügend untersucht und erforscht, um für die auf Einzelheiten eingehenden Schlüsse eine sichere Basis zu geben, und doch gingen wir mit dieser Anschauung und vor allem die Beispiele anderer Flüsse (die Untersuchungen von K n ö p p (1960) am Rhein und Main, die Beobachtungen von Ö d u m (1956) an mehreren Flüssen Floridas und die Untersuchungen von R h e i n h e i m e r (1959) an der Elbe) vor Augen haltend an die Arbeit, um die grundlegenden Fragen des Sauerstoffhaushaltes in diesem Abschnitt der Donau zumindest in großen Zügen zu untersuchen.

Zu diesem Zwecke bestimmten wir am Tag und Ort sämtlicher zoologischer Probenentnahmen früh vormittags, zu Mittag und nachmittags den Gehalt des aktuellen gelösten Sauerstoffes der Donau (M a u c h a 1947). Die Ergebnisse der Untersuchung enthält Tab. 6. An allen Untersuchungstagen haben wir ferner auch das Sauerstoffproduktionspotential der Donau bestimmt (K n ö p p 1960), unsere diesbezüglichen Angaben stehen jedoch noch unter Auswertung, weshalb sie im Rahmen dieses Aufsatzes nicht zur Erörterung kommen.

Die aus den Tabellen ablesbaren Schlüsse sind kurz die folgenden:

Die Menge des gelösten O_2 beträgt an den vier Untersuchungsstellen im allgemeinen mehr als 8 mg/l. Bloß in vier Fällen haben wir niedrigere O_2 -Werte als die im Laufe des Jahres gemessenen erhalten. Der maximale O_2 -Gehalt ist um 15–16 mg/l. Der gegebenen Wassertemperatur entsprechend wechselt die Sättigung mit gelöstem Sauerstoff zwischen 48–144%. Diese Extremwerte sind auch für die Sauerstoffversorgung sonstiger nicht verunreinigter Abschnitte der ungarischen Donau charakteristisch. Sowohl die absoluten als auch die prozentualen Werte der Sättigung sind in der kalten Jahreszeit niedriger, im Frühjahr und am Ende des Sommers

Datum und Wasserstand (cm)	Sammelstellen — Arten (Ind./30 l)			
	Nagymaros	Dunakeszi	Szentendre	Megyer
30. III. 1967. 436	Copepodid 1 insgesamt 1	Copepodid 5 insgesamt 5	—	Copepodid 1 insgesamt 1
26. IV. 1967. 469	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>typica</i> 2 <i>Mesocyclops leuckarti</i> 1 Copepodid 3 insgesamt 6	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Eucyclops serrulatus</i> 1 <i>Cyclops vicinus</i> 2 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 3 insgesamt 8	<i>Eucyclops serrulatus</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 2	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Acanthocyclops</i> sp. juv. 1 Copepodid 3 insgesamt 5
16. V. 1967. 512	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Alona</i> sp. juv. 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 4 insgesamt 7	<i>Simocephalus vetulus</i> 2 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 3 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>typica</i> 1 <i>Bosmina coregoni</i> 1 Copepodid 7 insgesamt 14	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 1 <i>Bosmina longirostris</i> juv. 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 Copepodid 10 insgesamt 14	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 Copepodid 4 insgesamt 6
7. VI. 1967. 536	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Alona</i> sp. juv. 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 4 insgesamt 7	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 2 <i>Diaptomus</i> sp. juv. 1 insgesamt 6	<i>Simocephalus vetulus</i> 1 <i>Daphnia cucullata</i> 1 <i>Ceriodaphnia laticaudata</i> 2 <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> 1 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 4 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 insgesamt 13	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 4 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 Copepodid 5 insgesamt 11
12. VII. 1967. 408	<i>Daphnia cucullata</i> 1 <i>Ceriodaphnia pulchella</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 insgesamt 4	Copepodid 1 insgesamt 1	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 2 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 3 <i>Ceriodaphnia pulchella</i> 1 <i>Alonella rostrata</i> 2 <i>Leydigia leydigii</i> 2 <i>Eucyclops serrulatus</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 2 Copepodid 3 insgesamt 17	<i>Scapholeberis mucronata</i> 6 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 2 <i>Ceriodaphnia</i> sp. juv. 2 <i>Alonella rostrata</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 2 <i>Eucyclops serrulatus</i> 2 Copepodid 2 insgesamt 18
15. VIII. 1967. 286	<i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 2	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Ceriodaphnia pulchella</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 3	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Bosmina longirostris</i> juv. 1 insgesamt 2	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 <i>Iliocryptus agilis</i> 1 insgesamt 2
20. IX. 1967. 374	<i>Iliocryptus sordidus</i> 1 <i>Alonella rostrata</i> 1 <i>Monospilus dispar</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 5	<i>Alona guttata</i> 1 <i>Paracyclops fimbriatus</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 Copepodid 4 insgesamt 7	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 1 <i>Leydigia leydigii</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 3	<i>Alona quadrangularis</i> 1 <i>Alona rectangula</i> 1 <i>Alonella rostrata</i> 1 <i>Chidorus sphaericus</i> 1 <i>Eucyclops serrulatus</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 insgesamt 6
18. X. 1967. 190	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 2 <i>Alona rectangula</i> 1 Copepodid 3 insgesamt 6	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 1 <i>Cyclops vicinus</i> 2 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 insgesamt 4	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 3 <i>Bosmina longirostris</i> f. <i>cornuta</i> 2 <i>Alonella rostrata</i> 1 <i>Acanthocyclops vernalis</i> f. <i>robustus</i> 1 insgesamt 7	<i>Alona rectangula</i> 1 Copepodid 1 insgesamt 2
15. XI. 1967. 154	Copepodid 2	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 insgesamt 1	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 1 insgesamt 1	<i>Bosmina longirostris</i> f. <i>pellucida</i> 2 <i>Macrocyclus albidus</i> 1 Copepodid 2
19. XII. 1967. 130	—	—	—	—
22. I. 1968.	—	—	—	—
21. II. 1968. 467	—	Copepodid 1 insgesamt 1	—	—

Tabelle 11.

	Wassertemperatur °C	pH	Alkalität mval/l	Karbonathärte °D.H.	Gesamthärte °D.H.	Ca-Härte °D.H.	Mg-Härte °D.H.	Ca ⁺⁺ mg/l	Mg ⁺⁺ mg/l	K ⁺⁺ +Na ⁺ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	KMnO ₄ -Verbrauch mg/l	Fe ⁺⁺⁺ mg/l	Mn
30. III. 67.	8,0	7,85	3,2	9,0	10,2	7,1	3,1	50,8	13,4	17,8	195,2	12,5	41,4	0,35	0,116	8,7	2,9	18,7	0,01	0
26. IV. 67.	8,5	7,79	3,0	8,5	9,5	6,5	3,0	46,5	13,0	14,3	185,5	12,5	29,8	0,20	0,096	5,2	2,2	18,0	0,01	0
16. V. 67.	15,5	7,90	2,8	7,8	8,2	5,9	2,3	42,2	10,0	14,2	169,6	10,5	22,8	0,32	0,096	6,0	1,8	17,6	0,08	0
7. VI. 67.	15,0	7,85	2,8	7,8	8,7	6,2	2,5	44,3	10,8	14,3	169,6	11,5	29,8	0,44	0,123	5,2	3,2	21,8	0,01	S
12. VII. 67.	18,0	7,90	2,4	6,6	7,0	5,2	1,8	37,2	7,8	17,9	144,0	10,0	30,6	0,10	0,075	7,5	2,6	16,5	0,02	0
15. VIII. 67.	18,0	7,96	2,7	7,6	9,9	7,0	2,9	50,0	12,6	—	164,7	11,5	—	0,76	0,075	6,3	2,5	17,7	0,01	0
20. IX. 67.	14,5	7,85	2,7	7,4	9,3	7,1	2,2	50,8	9,5	5,8	162,3	11,0	29,0	0,37	0,097	4,6	3,4	30,7	0,01	0
18. X. 67.	14,0	7,85	3,2	8,8	10,9	8,2	2,7	58,6	11,7	16,8	192,8	17,5	46,4	0,36	0,112	3,3	3,1	31,4	0,01	0
15. XI. 67.	—	7,90	3,3	9,2	115,	8,2	3,3	58,6	14,3	14,7	200,1	19,0	44,7	0,30	0,147	4,6	3,4	28,6	0,01	S
19. XII. 67.	—	7,73	3,2	9,0	11,6	9,1	2,5	65,1	10,8	17,1	196,5	18,0	47,2	0,81	0,080	7,2	3,9	27,8	0,01	S
22. I. 68.	0,5	7,79	2,7	7,4	9,7	7,3	2,6	52,2	11,3	4,1	162,3	15,5	29,8	0,67	0,071	5,3	2,9	24,2	0,01	0
21. II. 68.	2,5	7,79	3,2	9,0	11,4	8,0	3,4	57,2	14,7	13,4	196,5	16,5	46,4	0,72	0,082	7,2	4,2	22,7	0,01	0

S = in Spuren

Tabelle III.

	Wassertemperatur °C	pH	Alkalität mval/l	Karbonathärte °D.H.	Gesamthärte °D.H.	Ca-Härte °D.H.	Mg-Härte °D.H.	Ca ⁺⁺ mg/l	Mg ⁺⁺ mg/l	K ⁺ + Na ⁺ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	KMnO ₄ -Verbrauch mg/l	Fe ⁺⁺⁺ mg/l	Mn
39. III. 67.	9,5	7,90	3,2	9,0	10,4	7,3	3,1	52,2	13,4	18,1	196,4	13,5	43,1	0,57	0,109	8,7	3,3	19,3	0,01	S
26. IV. 67.	8,5	7,85	3,0	8,3	9,5	6,5	3,0	46,5	13,0	14,8	181,8	12,5	33,9	0,20	0,156	4,9	2,5	18,0	0,01	0
16. V. 67.	15,0	7,90	2,8	7,7	8,2	5,9	2,3	42,2	10,0	8,3	168,4	10,0	12,0	0,13	0,096	6,0	2,0	18,5	0,01	0
7. VI. 67.	15,0	7,79	2,7	7,6	8,3	6,0	2,3	42,9	10,0	16,3	164,7	11,0	31,9	0,48	0,127	5,2	3,0	20,6	0,01	0
12. VII. 67.	18,0	7,90	2,3	6,5	7,1	5,2	1,9	37,2	8,2	15,4	142,8	10,5	27,3	0,01	0,066	6,7	2,2	15,3	0,01	0
15. VIII. 67.	18,5	7,93	2,7	7,4	9,7	6,8	2,9	48,6	12,6	—	162,3	11,5	—	0,76	0,071	6,1	2,6	19,0	0,01	0
20. IX. 67.	14,2	7,79	2,7	7,6	9,3	7,1	2,2	50,8	9,5	4,0	165,9	11,0	22,4	0,29	0,082	4,6	1,2	26,2	0,01	0
18. X. 67.	14,2	7,90	3,2	8,9	10,9	8,2	2,7	58,6	11,7	15,4	194,0	16,5	43,9	0,36	0,086	2,5	3,3	27,3	0,01	0
15. XI. 67.	5,0	7,85	3,3	9,2	11,5	8,4	3,1	60,0	13,4	12,6	201,3	18,5	39,7	0,09	0,143	4,6	3,4	32,9	0,01	0
19. XII. 67.	—	7,79	3,3	9,2	11,6	8,7	2,9	62,2	12,6	18,1	200,1	18,5	45,5	0,89	0,115	6,7	3,4	36,7	0,01	0
22. I. 68.	1,5	7,73	2,7	7,6	9,5	7,3	2,2	52,2	9,5	10,2	165,9	14,5	33,9	0,78	0,038	5,8	2,9	21,7	0,02	0
21. II. 68.	3,8	7,79	3,2	9,0	11,9	8,0	3,9	57,2	16,9	14,9	196,5	16,0	58,8	0,80	0,135	3,6	3,7	33,6	0,02	0

S = in Spuren

Tabelle IV

	Wassertemperatur °C	pH	Alkalität mval/l	Karbonathärte °D.H.	Gesamthärte °D.H.	Ca-Härte °D.H.	Mg-Härte °D.H.	Ca ⁺⁺ mg/l	Mg ⁺⁺ mg/l	K ⁺ +Na ⁺ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	KMnO ₄ -Verbrauch mg/l	Fe ⁺⁺⁺ mg/l	Mn
30. III. 67.	8,0	7,85	3,3	9,1	10,4	7,3	3,1	52,2	13,4	19,8	198,9	13,0	45,5	0,49	0,127	7,5	3,5	20,0	0,01	Ø
26. IV. 67.	8,5	7,85	3,0	8,5	9,1	6,5	2,6	46,5	11,3	15,9	184,3	12,0	28,2	0,34	0,148	4,9	2,9	21,2	0,01	Ø
16. V. 67.	15,2	7,90	2,7	7,6	8,2	5,9	2,3	42,2	10,0	14,0	165,9	10,0	26,9	0,32	0,116	6,8	2,9	20,4	0,01	Ø
7. VI. 67.	15,2	7,85	2,8	7,7	8,3	6,0	2,3	42,9	10,0	15,2	168,4	11,5	26,1	0,44	0,127	3,3	3,2	20,3	0,01	Ø
12. VII. 67.	18,2	7,85	2,4	6,8	7,1	5,2	1,9	37,2	8,2	17,5	148,9	11,5	22,3	0,10	0,049	6,8	2,4	14,7	0,01	Ø
15. VIII. 67.	18,5	7,96	2,7	7,6	9,7	7,0	2,7	50,9	11,7	—	164,7	11,5	—	0,76	0,071	6,6	2,0	20,2	0,01	Ø
20. IX. 67.	15,2	7,73	2,7	7,4	9,3	7,1	2,2	50,8	9,5	5,0	162,3	11,5	26,5	0,25	0,086	4,6	1,4	30,0	—	—
18. X. 67.	13,5	8,11	3,2	8,9	10,9	8,2	2,7	58,6	11,7	15,9	194,0	16,5	43,1	0,40	0,090	3,4	3,7	33,3	0,01	Ø
15. XI. 67.	—	7,85	3,3	9,4	11,7	8,4	3,3	60,0	14,3	14,6	203,8	18,5	45,5	0,43	0,137	5,2	4,5	38,5	0,01	Ø
19. XII. 67.	—	7,82	3,3	9,2	11,6	8,7	2,9	62,2	12,6	20,3	201,3	18,5	48,0	0,04	0,117	5,4	4,2	37,3	0,01	S
22. I. 68.	0,8	7,73	2,6	7,3	9,2	7,0	2,2	50,0	9,5	6,9	159,8	14,5	26,5	0,74	0,090	6,4	4,5	34,9	0,02	Ø
21. II. 68.	2,0	7,85	3,2	9,0	11,4	8,0	3,4	57,2	14,7	15,5	196,5	16,0	51,3	0,72	0,106	3,6	3,9	29,1	0,01	Ø

S = in Spuren

Tabelle V.

	Wassertemperatur °C	pH	Alkalität mval/l	Karbonathärte °D.H.	Gesamthärte °D.H.	Ca-Härte °D.H.	Mg-Härte °D.H.	Ca ⁺⁺ mg/l	Mg ⁺⁺ mg/l	Na ⁺ + K ⁺ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻⁻ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	KMnO ₄ -Verbrauch mg/l	Fe ⁺⁺⁺ mg/l	Mn
30. III. 67.	8,5	7,85	3,3	9,2	10,5	6,9	3,6	49,3	15,6	18,2	200,1	13,5	42,2	0,24	0,127	8,7	3,3	21,2	0,01	Ø
26. IV. 67.	9,5	7,85	3,1	8,7	9,3	6,5	2,8	46,5	12,1	16,6	189,1	12,5	28,2	0,27	0,143	4,9	2,5	18,0	0,01	S
16. V. 67.	16,0	7,90	2,7	7,6	8,2	5,9	2,3	42,2	10,2	11,6	165,9	10,5	20,3	0,22	0,112	6,8	2,0	17,3	0,01	Ø
7. VI. 67.	16,0	7,79	2,8	7,9	8,3	5,8	2,5	41,4	10,8	18,2	172,0	11,0	29,8	0,51	0,232	4,3	3,2	20,0	0,01	Ø
12. VII. 67.	18,0	7,87	2,5	6,8	7,0	5,2	1,8	37,2	7,8	17,4	150,1	10,0	24,8	0,17	0,032	6,4	2,4	16,5	0,01	Ø
15. VIII. 67.	17,7	8,04	2,7	7,4	9,7	6,8	2,9	48,6	12,6	—	162,3	11,5	24,0	0,38	0,052	5,7	2,3	17,1	0,01	Ø
20. IX. 67.	16,5	7,79	2,7	7,6	9,3	7,1	2,2	50,8	9,5	5,2	165,9	11,0	24,8	0,37	0,094	3,5	2,8	26,2	0,01	Ø
18. X. 67.	13,5	8,06	3,1	8,7	11,0	8,4	2,6	60,0	11,3	14,6	190,3	17,0	46,4	0,36	0,053	5,1	5,1	22,9	0,01	S
15. XI. 67.	—	7,79	3,4	9,4	11,7	8,4	3,3	60,0	14,3	13,6	205,0	18,0	43,1	0,04	0,135	4,6	3,0	31,7	0,01	Ø
19. XII. 67.	—	7,73	3,3	9,2	11,6	8,7	2,9	62,2	12,6	20,3	201,3	18,5	48,0	1,00	0,117	7,2	4,4	36,7	0,01	Ø
22. I. 68.	0,5	7,73	2,6	7,4	9,2	7,0	2,2	50,0	9,5	6,9	161,1	15,0	24,8	0,63	0,058	6,4	3,2	22,3	0,02	S
21. II. 68.	3,5	7,85	3,2	9,0	11,4	7,7	3,7	55,0	16,0	14,7	196,5	16,5	48,9	0,72	0,100	7,2	3,7	31,7	0,01	Ø

S = in Spuren

Tabelle VI.

Untersuchungsangaben des gelösten Sauerstoffgehaltes

		9 ^h		12 ^h		16 ^h	
		O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent	O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent	O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent
30. III. 1967.	Nagymaros	—	—	11,8	96	—	—
	Megyér	—	—	11,6	96	—	—
	Dunakeszi	—	—	12,4	98	—	—
	Szentendre	—	—	11,9	100	—	—
26. IV. 1967.	Nagymaros	11,4	95	11,5	96	9,6	84
	Megyér	12,0	100	11,6	97	10,7	92
	Dunakeszi	11,8	100	11,8	100	12,5	102
	Szentendre	11,6	100	15,6	130	11,8	102
16. V. 1967.	Nagymaros	10,2	98	10,4	98	10,0	98
	Megyér	10,5	98	9,1	88	10,9	98
	Dunakeszi	10,4	98	10,4	98	10,5	98
	Szentendre	10,7	100	10,8	100	11,2	108
7. VI. 1967.	Nagymaros	9,0	89	8,5	86	9,7	94
	Megyér	9,0	89	9,0	89	8,9	89
	Dunakeszi	11,9	115	—	—	10,4	102
	Szentendre	9,2	92	6,4	63	9,2	92
12. VII. 1967.	Nagymaros	9,1	95	9,5	98	9,2	95
	Megyér	10,1	100	10,6	110	10,7	110
	Dunakeszi	9,5	98	9,5	98	10,0	100
	Szentendre	6,4	65	8,7	90	10,9	113
15. VIII. 1967.	Nagymaros	9,0	95	9,6	95	10,1	99
	Megyér	10,4	100	10,8	113	12,6	130
	Dunakeszi	10,1	100	10,4	110	14,2	144
	Szentendre	10,1	103	10,8	110	10,7	110
20. IX. 1967.	Nagymaros	8,7	84	8,8	89	7,9	75
	Megyér	8,6	82	8,9	85	8,7	83
	Dunakeszi	8,5	83	8,5	83	8,8	86
	Szentendre	8,9	90	7,5	75	9,0	91

		9 ^h		12 ^h		16 ^h	
		O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent	O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent	O ₂ (mg/l)	O ₂ % Sättigungsprozent
19. X. 1967.	Nagyvaros	9,4	90	7,5	70	9,5	90
	Megyér	10,5	100	11,2	106	10,3	100
	Dunakeszi	10,2	96	9,8	92	10,2	96
	Szentendre	10,7	102	10,8	102	10,4	100
15. XI. 1967.	Nagyvaros	10,4	83	10,3	83	9,9	77
	Megyér	6,8	51	10,3	78	8,8	68
	Dunakeszi	10,0	78	10,4	83	10,3	83
	Szentendre	10,8	82	9,8	78	10,4	82
19. XII. 1967.	Nagyvaros	—	—	9,8	67	—	—
	Megyér	—	—	11,2	75	—	—
	Dunakeszi	—	—	8,7	60	—	—
	Szentendre	—	—	10,4	73	—	—
22. I. 1968.	Nagyvaros	—	—	13,2	90	—	—
	Megyér	—	—	14,4	100	—	—
	Dunakeszi	—	—	12,6	86	—	—
	Szentendre	—	—	13,5	93	—	—
21. II. 1968.	Nagyvaros	—	—	12,0	85	—	—
	Megyér	—	—	12,4	86	—	—
	Dunakeszi	—	—	6,4	48	—	—
	Szentendre	—	—	12,3	86	—	—

am höchsten. Diese Daten sind gut mit den jahreszeitlichen O₂-Untersuchungen, die im Abschnitt des Vácer Donauarmes bei Alsógöd durchgeführt worden sind, gut vergleichbar (Dvi h a l l y 1962).

Die mitgeteilten O₂-Werte stellen offenbar keine Grenzwerte für die in demselben Donauabschnitt lebenden und in der Abhandlung bereits früher beschriebenen Organismen vor. Da jedoch die Sauerstoffverhältnisse zu der ökologischen Charakterisierung der einzelnen vorkommenden Arten Angaben liefern, und mit der Lebensfunktion dieser in engster Verbindung stehen, sahen wir für richtig, sämtliche Sauerstoffangaben selbst dann mitzuteilen, falls die Datenreihen nicht vollkommen sind (in den

Wintermonaten haben wir den Sauerstoffgehalt wegen technischen Schwierigkeiten täglich bloß einmal untersucht).

Beachtenswert ist die Tatsache im Laufe der Untersuchung, daß in den Frühjahrsmonaten flußabwärts stets ein immer mehr ansteigender O_2 -Gehalt gemessen wurde. Angesichts dessen, daß sich in diesem Donauabschnitt weder einmündende Nebenflüsse, noch Nebenarme, Buchten, oder größere Überschwemmungsgebiete befinden, kann diese Erscheinung zum größten Teil mit dem Anstieg der Tätigkeit des Phytoplanktons erklärt werden.

Auf den biogenen Ursprung des gelösten Sauerstoffes weist auch das hin, daß sich der größere Sauerstoffwert zwischen April und November, also in der vom Gesichtspunkt der Photosynthese aktivsten Zeitspanne an jedem Untersuchungstag und -platz zu Mittag, oder am Nachmittag gezeigt hat.

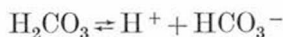
Aus den obigen skizzenhaften Feststellungen können natürlich keine unseren Ansprüchen entsprechende Schlüsse gezogen werden, jedoch werden mit der Zeit viele dieser ähnlichen und erweiterten Untersuchungen uns zur Erkennung des Sauerstoffhaushaltes je eines Donauabschnittes näher bringen.

Untersuchung der Menge des gelösten Kohlendioxyds

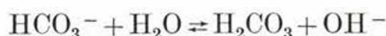
Das gelöste Kohlendioxyd ist im Wasser in der Form eines sehr komplizierten Systems zugegen. Es vereinigt sich mit Wasser zu Kohlensäure:



Die Kohlensäure dissoziiert auf Wasserstoff- und Wasserstoffkarbonat-Ionen:

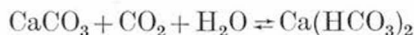


Im weiteren kann eine Hydrolyse auftreten, wobei Kohlensäure und Hydroxyl-Ion entsteht:



(Nur etwa 1% des vom Wasser absorbierten Kohlendioxyds ist in Form von Kohlensäure zugegen).

Das Kohlendioxyd löst das Kalziumkarbonat in Form von Wasserstoffkarbonat:



Letzten Endes kommt ein solches System zustande, in dem nebeneinander Wasserstoff-, Karbonat-, Wasserstoffkarbonat-, Hydroxyl- und Kalzium-Ionen sowie Kohlensäure und Kohlendioxyd vorkommen können. Ziehen wir die während der Assimilation erfolgte Kohlendioxyd- und Hydrogenkarbonat-Ion-Verminderung, die „biogene Entkalkung“, ferner das In-das-Wasser-Gelangen des bei der Atmung entstandenen sowie als

Ergebnis des biochemischen Abbaues der organischen Stoffe sich erzeugenden Kohlendioxyds in Betracht, so ist es offenkundig, daß wir sehr bedeutenden und außerordentlich komplizierten Prozessen gegenüberstehen (E n t z 1964).

In Ungarn werden zur quantitativen Bestimmung des Kohlendioxyds mehrere Methoden angewendet. Sie stimmen darin überein, daß man das zu untersuchende Wasser in Gegenwart von Phenolphthalein als Indikator mit Natrium-Karbonat-Meßlösung bis Hellrosafarbe titriert, bei der Berechnung jedoch sich wesentliche Abweichungen finden.

Die Vorschrift der Wasseruntersuchungen des Standardverfahrens der Ungarischen Volksrepublik gibt zu der in mg/l ausgedrückten Menge von freiem Kohlendioxyd 1/10 Teil des gemessenen freien Kohlendioxyds und 1/10 des vom Wasser gebundenen Kohlendioxydgehalts hinzu gleichfalls diese Methode bekannt (Erdey 1965).

In der für das Internationale Donauforschungskollektiv empfohlenen Methode werden keinerlei Korrekturen angewendet.

M a u c h a wendet in seiner 1930 erschienenen Arbeit eine aus den Versuchen von W i n k l e r stammende Korrektionszahl an, die mit 1/50 Teil der Karbonathärte gleich ist.

Ebenfalls nach der 1947 publizierten Halbmikro-Methode von M a u c h a müssen die bei der Titrierung verbrauchten Milliliter mit 1,055 multipliziert werden (dadurch wird die karbonathärtevergrößernde Wirkung der zur Probe getropften Natrium-Karbonatlösung korrigiert), außerdem wird auch noch die Winklersche Korrektionszahl angewendet.

Der Aufsatz von A x t (1961) erörtert den Lösungsprozeß des Kalziumkarbonats ausführlich und stellt fest, daß es nicht irgendein kalkaggressives Kohlendioxyd ist, mit dem das Kalziumkarbonat reagiert, die Rolle der Kohlensäure ist bloß die Wasserstoff-Ionen zu ersetzen. Dies kann — in sehr geringem Maße — auch aus der Dissoziation des Wassers stammen. Er akzeptiert jedoch, daß die natürlichen Gewässer überwiegend mit Kohlensäure und ihren Derivaten gepuffert sind. Bei schwach gepufferten Gewässern — z. B. beim Regenwasser — kann aber auch dem aus der Dissoziation des Wassers stammenden Sauerstoff-Ion eine Rolle zufallen.

Er stellt fest, daß die Bestimmung des Kohlendioxyds mit Lauge sehr unsicher ist: „Am unzuverlässigsten dürfte die CO_2 -Titration mit Lauge sein . . . Es erscheint daher sinnvoll, auf eine experimentelle Feststellung CO_2 -Konzentrationen ganz zu verzichten, und diese stattdessen mit Hilfe der experimentell wesentlich zuverlässiger bestimmbaren HCO_3^- Konzentration und dem pH-Wert zu berechnen.“

In den Einheitlichen Wasseruntersuchungsmethoden des Rates für Gegenseitige Wirtschaftshilfe (1968) wird hingegen festgestellt, daß „Das freie Kohlendioxyd durch Berechnung nur dann bestimmt werden kann, falls die Gesamtazidität von der Kohlensäure verursacht wird. Bei der Mehrheit der Gewässer kommt dies selten vor, die auf diese Weise erhaltenen Ergebnisse können also nur als annähernd angesehen werden“.

Bei der Bestimmung der Kohlendioxidmenge haben wir schließlich die Mauchasche Halbmikro-Methode angewendet. Die hier angewandte Korrektur stimmt fast völlig mit der von Schulek – Szabó (1966) mitgeteilten überein.

Die Ergebnisse der Untersuchungen des gelösten Kohlendioxids enthält Tabelle VII. Bei der Auswertung der Angaben müssen die die Änderungen des Kohlendioxids beeinflussenden – früher bereits erwähnten – Faktoren beachtet werden.

Tabelle VII.

Untersuchungsangaben des gelösten Kohlendioxidgehaltes *

		9h	12h	16h
30. III. 1967.	Nagyvaros	–	–	–
	Megyer	–	7,5	–
	Dunakeszi	∅	∅	∅
	Szentendre	∅	∅	∅
26. IV. 1967.	Nagyvaros	∅	∅	∅
	Megyer	∅	∅	∅
	Dunakeszi	∅	∅	∅
	Szentendre	∅	∅	∅
16. V. 1967.	Nagyvaros	10,3	4,8	4,8
	Megyer	9,5	∅	∅
	Dunakeszi	4,8	∅	4,0
	Szentendre	∅	∅	4,0
7. VI. 1967.	Nagyvaros	16,1	14,1	9,2
	Megyer	16,7	11,7	9,2
	Dunakeszi	7,5	7,5	6,8
	Szentendre	8,1	10,8	11,7
12. VII. 1967.	Nagyvaros	12,1	4,4	15,2
	Megyer	3,5	∅	∅
	Dunakeszi	6,6	27,7	7,3
	Szentendre	11,4	9,0	11,4
15. VIII. 1967.	Nagyvaros	9,0	3,1	3,7
	Megyer	∅	∅	∅
	Dunakeszi	∅	16,5	∅
	Szentendre	∅	3,7	3,1

		9h	12h	16h
20. IX. 1967.	Nagyvaros	11,2	6,6	11,4
	Megyer	5,3	6,2	8,1
	Dunakeszi	7,0	9,0	7,3
	Szentendre	6,2	9,2	3,7
18. X. 1967.	Nagyvaros	6,8	42,2	35,9
	Megyer	∅	∅	∅
	Dunakeszi	5,9	5,3	42,2
	Szentendre	∅	∅	∅
15. XI. 1967.	Nagyvaros	6,2	7,3	6,2
	Megyer	11,9	13,0	11,0
	Dunakeszi	9,7	8,4	8,4
	Szentendre	8,4	9,7	11,9
22. I. 1968.	Nagyvaros	—	5,1	—
	Megyer	—	4,6	—
	Dunakeszi	—	11,4	—
	Szentendre	—	5,1	—
21. II. 1968.	Nagyvaros	—	5,9	—
	Megyer	—	5,9	—
	Dunakeszi	—	4,6	—
	Szentendre	—	4,6	—

Die im unteren Abschnitt der Donau bei Alsógöd erhaltenen — noch nicht publizierten — Angaben geben uns sehr klar und eindeutig jenes Bild, wonach von den die Kohlendioxydmenge beeinflussenden Faktoren die Assimilation eine leitende Rolle spielt. In den Sommermonaten enthält das Donauwasser etwa 8–25 Millionen Algen pro Liter. Im Winter vermindert sich diese Zahl auf 1–2 Tausend (S z e m e s 1967). Diese Angaben machen das Fehlen des Kohlendioxyds im Sommer bzw. sein Erscheinen in der winterlichen, kalten und eisigen Periode verständlich.

Die im Laufe der vorliegenden Untersuchungen gewonnenen Angaben bieten uns ein ziemlich buntes Bild.

Im März und April fanden wir bloß ein einziges Mal gelöstes Kohlendioxyd, in den übrigen Monaten kam dieses öfters vor. In einem Teil der Fälle war die zu Mittag gemessene Menge kleiner, als die vom frühen Morgen. Dies läßt sich mit der kohlendioxyd-verbrauchenden Wirkung der Assimilationsprozesse in Verbindung bringen. Neunmal war aber gerade eine entgegengesetzte Lage zu verzeichnen, zu Mittag war die Menge des

Kohlendioxyds größer als in der Früh, oder es kam im frühen Morgen im Wasser keines vor, zu Mittag wurde es hingegen bereits in größeren Mengen gemessen. Diese Erscheinung läßt sich aller Wahrscheinlichkeit nach mit dem biochemischen Abbau der organischen Stoffe (dieser Prozeß geht nämlich bei einer höheren Temperatur mit größerer Intensität vonstatten als bei einer niedrigen), teilweise mit dem Schiffsverkehr erklären. Letzterer kann nämlich mit dem Wellenschlag, dem Aufrühren des Wassers und dadurch mit einem Eingriff in die Verhältnisse der gelösten Gase zu einem beachtenswerten Faktor werden. Natürlich darf man auch die Wirkung der häuslichen Abwässer nicht außer acht lassen.

Zusammenfassung

Aufgrund der ein ganzes Jahr lang an der Donau in dem Abschnitt zwischen den Stromkm-n 1695–1656 durchgeführten zoologischen und wasserchemischen (ökologischen) Untersuchungen kann festgestellt werden:

1. Es zeigten sich weder von zoologischem, noch von chemischem Gesichtspunkte aus zwischen den beiden Donauarmen wesentliche Unterschiede;

2. Aus den Planktonproben kamen 20 Cladoceren- und 7 Copepoden-Taxa hervor, von welchen 3 zum ersten Male in dem ungarischen Donauabschnitt zu verzeichnen waren;

3. Die einzelnen, im Laufe der chemischen Untersuchung des Wassers konstatierten Änderungen können mit den hydrologischen Verhältnissen bzw. mit der Assimilationstätigkeit der Algen in Verbindung gebracht werden. Anhaltende, bedeutende Abweichungen waren jedoch im Vergleich gegenüber dem wasserchemischen Zustand der vorangehenden Jahre weder in dem gelösten Salzgehalt natürlichen Ursprunges, noch in der Verunreinigung des Flusses wahrzunehmen.

SCHRIFTTUM

- Axt, G. 1961. Die Kohlensäure-Gleichgewichte in Theorie und Praxis. Vom Wasser. 28: 208–226.
- Bothár, A. 1968. Untersuchungen des Donauplanktons an Entomostraca während der großen Überschwemmung im Jahre 1965. (Danubialia Hungarica XLVIII) – Annal. Univ. Sci. Budapest, 9–10: 87–98.
- Bothár, A. – Ponyi, J. 1968. Informatory Investigations about Qualitative and Quantitative Conditions of the Crustacean Plankton of the Danube near Alsógöd. (Danubialia Hungarica XLVII.) – Annal. Biol. Tihany 35: 117–126.
- Dudich, E. 1967. Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau. In: Limnologie der Donau (Red.: Liepolt, R), Lief. 3: 4–69. Schweitzerbart'sche Verl. Stuttgart.
- Dvihally, Zs. T. 1962. Der gelöste Sauerstoff, die Schwebstoffmenge und die Trübung im Oberflächenwasser der Donau während des Jahres 1959. (Danubialia Hungarica XV.) – Arch. f. Hydrobiol. Suppl. Donauforschung 27: 72–84.
- Dvihally, Zs. T., 1964. Angaben zur Bewertung der chemischen Verhältnisse in der Donau. (Danubialia Hungarica XXIX.) Arch. f. Hydrobiol. Suppl. Bd. Donauforschung 27: 464–671.

- E n a c e a n u, V. 1967. Das Zooplankton der Donau. — In: Limnologie der Donau (Red.: Liepolt, R.) 3: 180—197. Schweizerbart'sche Verl. Stuttgart.
- E n t z, B. 1964. Hidrobiológia (Hydrobiologie). Mérnöki Továbbképző Intézet Kiadványa. 121 p.
- E r d e y, L. 1965. Bevezetés a kémiai analízisbe. Tértfogatos analízis. (Einführung in die chemische Analyse. Maßanalyse.) Budapest. 309 p.
- H e r b s t, H. V. 1962. Blattfußkrebse. Stuttgart. 130 p.
- K n ö p p, H. 1960. Untersuchungen über das Sauerstoff-Produktions-Potential von Flußplankton. — Schweizerische Zeitschrift f. Hydrol. 22: 152—166.
- K n ö p p, H. 1966. Zum Stoffhaushalt der Donau. In: Limnologie der Donau (Red.: Liepolt, R.) 2: Schweizerbart'sche Verl. Stuttgart, 97—117.
- M a u c h a, R. 1929. Winkler Lajos vízvizsgáló módszereinek alkalmazása a limnológiában. (Anwendung der Wasseruntersuchungsmethoden von L. Winkler in der Limnologie.) Budapest, 247 p.
- M a u c h a, R. 1947. Hydrochemische Halbmikro-Feldmethoden. Arch. f. Hydrobiol. 41: 353—391.
- O d u m, H. T. 1956. Primary Production in Flowing Waters. Limnology and Oceanography 1: 102—117.
- R h e i n h e i m e r, G. 1959. Mikrobiologische Untersuchungen über den Stickstoffhaushalt der Elbe. — Arch. Mikrobiol. 34: 358—373.
- R y l o w, M. 1948. Cyclopoida presnuch wod. In: Fauna U.S.S.R. Moskwa—Leningrad 318 p.
- S c h u l e k, E. — S z a b ó, Z. 1966. A kvantitativ analitikai kémia elvi alapjai és módszerei. (Die prinzipiellen Grundlagen und Methoden der quantitativen analytischen Chemie.) Budapest, 595 p.
- S z e m e s, G. 1967. Das Phytoplankton der Donau. In: Limnologie der Donau (Red.: Liepolt, R.) 3: 158—179. Schweizerbart'sche Verl. Stuttgart.
- W a g l e r, E. 1937. Crustacea, Krebstiere. In: Die Tierwelt Mitteleuropas 224 p.