

P O L S K A A K A D E M I A N A U K
INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO

788

18-8

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

Tom IX (XXII)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1961

<http://rcin.org.pl>

Treść poprzedniego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. VIII (XXI), 1960

| | | |
|-----------------------------------|--|-----|
| S. Kosicki | Pionowe rozmieszczenie wrotków pelagicznych w okresie stagnacji letniej w jeziorach Mikołajskim i Sniardwy | 9 |
| I. Szlauer | Wędrówki pionowe planktonu w świetle badań samolówkowych | 63 |
| E. Kamler, W. Riedel | The effect of drought on the fauna <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> and <i>Trichoptera</i> of a mountain stream | 87 |
| E. Kamler, W. Riedel | A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra stream | 95 |
| E. Kamler | Notes on the <i>Ephemeroptera</i> fauna of Tatra streams | 107 |
| A. Galinat | Badania doświadczalne nad stopniem zużytkowania naturalnego pokarmu przez młodsze roczniki karasia (<i>Carassius carassius</i> L.) i lina (<i>Tinca tinca</i> L.). | 129 |
| A. Chodorowski | Vertical stratification of Turbellaria-species in some littoral habitats of Harsz Lake. | 153 |
| J. Paschalski | Zastosowanie krzywych zbuforowania do charakterystyki jezior. | 165 |
| J. Wojnarowicz | Larvae <i>Culicinae</i> of small ponds in the Mikołajki vicinity | 183 |
| J. Kadłubowska | Glony sztucznych term w Łodzi i w Pabianicach. | 223 |
| Z. Malanowski | Plankton roślinny jeziora Hańcza. | 235 |
| H. Wojtusiak, R. Wojtusiak | Biologia, występowanie i użyteczność motyli wodnych z podrodziny <i>Hydrocampinae</i> w stawach doświadczalnych PAN. Ochaby | 235 |
| A. Tschuschke | Materiały do znajomości wioślarek (<i>Cladocera</i>) rzeki Warty, jej dopływów i starorzeczy. | 261 |

Adres Redakcji Polskiego Archiwum Hydrobiologii: Instytut Biologii Doświadczalnej im. M. Nenckiego, Warszawa, ul. Pasteura 3
 W sprawach prenumeraty i nabywania poszczególnych tomów Polskiego Archiwum Hydrobiologii należy zwracać się do „Ośrodka rozpowszechnienia wydawnictw PAN”, Warszawa, Pałac Kultury i Nauki

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

ERRATA

| str. | wiersz | | jest | powinno być |
|------|------------------|---------|---|--|
| | od góry | od dołu | | |
| 168 | tab. V, kol. 1 | | Nitschia | Nitzchia |
| 178 | " | " | Giliata | Ciliata |
| 257 | 7 | | <i>bathystomoides</i> | <i>bathystomoidea</i> |
| 265 | | 2 | sampling-points | o-sampling-points |
| | | 12 | -matodesa re... | mentions some species of Nematoda that he had found when col- lecting |
| 331 | podp. pod rys. 5 | | chemosyntezy (1) i foto- syntezy (2) | chemosyntezy (2) i foto- syntezy (1) |
| 333 | " " " 11 | | z mułu przydennego (1 i 2) | z mułu przydennego (1 i 3) |
| 335 | tab. IV, kol. 2 | | | |
| | | w. 4 | 0,538 | 0,0538 |

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. IX (XXII)

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ им. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ IX (XXII)

ВАРШАВА 1961

POLISH ACADEMY OF SCIENCES

NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formerly

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

Vol. IX (XXII)

WARSAW 1961

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitet Redakcyjny

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

K. DEMEL, M. GIEYSZTOR, J. KONDRACKI, J. MIKULSKI
L. PAWLOWSKI, M. STANGENBERG

Copyright by Państwowe Wydawnictwo Naukowe
Warszawa 1961

Wyd. pierwsze. Nakład 750 + 200 egz. Ark. wyd. 30,5. Ark druk. 25,5 + 5
wklejek. Papier druk. sat. 70 g V kl. 70 × 100/16. Przekazano do składu
w grudniu 1960. Druk ukończono w lipcu 1961.

Zam. 8183/A. S-88

Cena zł 92.—

Zakłady Graficzne Dom Słowa Polskiego — Warszawa.

TREŚĆ — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENTS

| | | |
|--------------------------------------|--|-----|
| A. Szczepański | | |
| | Charakterystyka limnologiczna jeziora Hańcza | 9 |
| K. Michalski, T. Januskiewicz | | |
| | Typologiczna ocena Potoku Zagórskiego | 19 |
| K. Stangenberg-Oporowska | | |
| | Studia nad chemizmem wód stawów karpionych w Mi- liczu | 37 |
| J. Moraczewski | | |
| | Wpływ niskiego stanu wody na stopień zanieczyszczenia Wisły w Warszawie | 159 |
| J. Moraczewski | | |
| | <i>Testacea</i> du littoral peu profond du lac Kisajno | 175 |
| H. Klimowicz | | |
| | Daily Temperature variations in a small water pool in Cairo | 195 |
| H. Klimowicz | | |
| | Rotifers of the Nile canals in the Cairo environs | 203 |
| H. Klimowicz | | |
| | Differentiation of Rotifers in various zones of Nile near Cairo | 223 |
| K. Madaliński | | |
| | Moss dwelling Rotifers of Tatra streams | 243 |
| W. Chodorowska | | |
| | Free-living Nematoda fauna in small pools of the Kam- pinos Forest | 265 |
| A. Chodorowski | | |
| | Niektóre cechy termiczne i chemiczne małych zbiorni- ków Puszczy Kampinoskiej w okresie wiosennym | 287 |
| E. Fischer | | |
| | Próba charakterystyki mikrobiologicznej jednego z drob- nych zbiorników okolic Warszawy w okresie zimowym | 319 |
| B. Czczuga | | |
| | Intensywność rozmnażania się i produkcja bakterii w Je- ziorach Rajgrodzkich w okresie letnim | 349 |
| R. Z. Klekowski | | |
| | Gas compression in the lungs of desiccating snails <i>Core- tus corneus</i> L. and <i>Limnaea stagnalis</i> (L.) | 361 |
| R. Z. Klekowski | | |
| | Survival of <i>Planorbis planorbis</i> (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desic- cation | 383 |

| | | |
|--------------------------------------|---|-----|
| А. Щепански | Лимнологическая характеристика озера Ганьча | 18 |
| К. Михальски, Т. Янушкевич | Типологическая характеристика Потока Загурского | 34 |
| К. Стангенберг-Опоровска | Исследования химизма вод карповых прудов в Миличе | 141 |
| И. Морачевски | Влияние низкого уровня воды на степень загрязнения Вислы в Варшаве | 171 |
| И. Морачевски | <i>Testacea</i> в поверхностных водах литорала озера Кисайно (Мазурское Приозерье) | 175 |
| Х. Климович | Дневные колебания температуры в мелких водоемах Каира | 195 |
| Х. Климович | Коловратки в каналах Нила в окрестностях Каира | 203 |
| Х. Климович | Дифференциация коловраток на разных участках Нила в окрестностях Каира | 223 |
| К. Мадалински | Коловратки живущие на мхах татранских потоков | 243 |
| В. Ходоровска | Свободно живущая фауна <i>Nematoda</i> в мелких водоемах Кампиносской Пущи | 265 |
| А. Ходоровски | Некоторые термические и химические черты мелких водоемов Кампиносской Пущи в весеннем периоде | 313 |
| Е. Фишер | Проба микробиологической характеристики одного из мелких водоемов окрестностей Варшавы в зимнее время | 345 |
| Б. Чечуга | Интенсивность размножения и продукция бактерий Райгородских Озер в летний период | 358 |
| Р. З. Клековски | Сжатие газа в легких высушающих улиток <i>Coretus corneus</i> L. и <i>Limnaea stagnalis</i> (L) | 361 |
| Р. З. Клековски | Переживаемость <i>Planorbis planorbis</i> (L) и других улиток в разбавленной морской воде и во время последующего высыхания | 383 |
| А. Szczepański | Limnological characteristic of Hańcza lake | 18 |
| К. Michalski, T. Januskiewicz | Typological characteristic of the Zagórski Stream | 35 |
| К. Stangenberg-Oporowska | Studien über chemische Zusammensetzung des Wassers in der Karpfenteichengemeinschaft Milicz | 148 |

| | | |
|------------------------|--|-----|
| J. Moraczewski | The influence of the low water level on the pollution degree of the river Vistula in Warsaw | 172 |
| J. Moraczewski | <i>Testacea</i> du littoral peu profond du lac Kisajno | 175 |
| H. Klimowicz | Daily temperature variations in a small water pool in Cairo | 195 |
| H. Klimowicz | Rotifers of the Nile canals in the Cairo environs | 203 |
| H. Klimowicz | Differentiation of Rotifers in various zones of Nile near Cairo | 223 |
| K. Madaliński | Moss dwelling Rotifers of Tatra streams | 243 |
| W. Chodorowska | Free-living Nematoda fauna in small pools of the Kampinos Forest | 265 |
| A. Chodorowski | Some chemical and thermal properties of the small pools in the Kampinos Forest in the spring-time | 316 |
| E. Fischer | Attempt of the microbiological characteristic of a small pond in Warsaw environs in winter season | 346 |
| B. Czczuga | Intensity of multiplication and production of bacteria in Rajgrodzkie Lakes in summer | 359 |
| R. Z. Klekowski | Gas compression in the lungs of desiccating snails <i>Corretus corneus</i> L. and <i>Limnaea stagnalis</i> (L.) | 361 |
| R. Z. Klekowski | Survival of <i>Planorbis planorbis</i> (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation | 383 |

A. Szczepański

Charakterystyka limnologiczna jeziora Hańcza

Stacja Hydrobiologiczna w Mikołajkach

Otrzymano 20 września 1959

Wstęp

Jezioro Hańcza — najgłębsze jezioro Polski — nie było obiektem szerzej zakrojonych badań limnologicznych, poświęconych opracowaniu tego jeziora. Nieliczne dane dotyczące tego ciekawego jeziora rozproszone są w różnych pracach (patrz spis literatury) i tylko praca Z. Koźmińskiego (1932) i E. Rühlego (1932) poświęcone są wyłącznie omawianemu jezioru.

Dlatego też wydaje się celowe zestawienie danych dotyczących jez. Hańczy i porównanie ich z materiałami zebranymi przez Stację Hydrobiologiczną w Mikołajkach w latach 1955—1958. Pozwoli to na zebranie istniejących materiałów w jednym miejscu, ułatwi omówienie zmian, jakim uległo jezioro w ciągu 20 lat dzielących badania omawianych autorów od prac Stacji w Mikołajkach.

Ze względu na to, że materiały biologiczne są bardzo fragmentaryczne i przez to nie nadają się zupełnie do porównań, rozważania niniejsze ograniczyć się muszą do spraw środowiskowych.

Morfometria

Jezioro Hańcza ($54^{\circ} 16' N$, $22^{\circ} 49' E$) leży w najwyższej części Pojezierza Suwalskiego. Koźmiński (1952) za Pietkiewiczem (1928) podaje wyniesienie nad poziom morza na 227,2 m. Wartość tę podaje



Rys. 1. Plan batymetryczny jeziora Hańcza. Według Rühlego — uproszczony

także Rühle (1932). Obecnie wartość ta będzie zapewne niższa o kilkadziesiąt centymetrów, gdyż odpływ jeziora — rzeka Czarna Hańcza została koło jeziora pogłębiona.

Dane różnych autorów dotyczące powierzchni jez. Hańcza nie pokrywają się ze sobą. Pietkiewicz (1928) podaje 295 ha. Rühle na podstawie pomiarów z 1930 r. oblicza ją na 296,3 ha. Stangenberg (1936) podaje 305,84 ha. Wartość tę podaje także Katalog Jezior Polski opracowany przez Instytut Geografii PAN.

Głębokość maksymalną Stangenberg (1936) określa na 108,5 m. Rühle (1932) wymienia kilka danych morfometrycznych obliczonych na podstawie pomiarów z 1930 r. Są to: głębokość średnia — 42 m; głę-

bokość względna 0,062 (wg Stangenberga — 0,063); rozwój linii brzegowej — 2,08 (wg Stangenberga — 1,95); długość linii brzegowej — 12,7 km; długość maks. — 4535 m; szerokość maks. — 1175 m; pojemność — 124 400 000 m³; średnie nachylenie stoków — 12°3'. Z pracy Rühlego pochodzi przytoczony tu plan głębokościowy omawianego jeziora (rys. 1).

Ławica przybrzeżna, złożona z dużych głazów i grubego żwiru, na całej swej długości jest wolna od oczeretów (małe kępki trzciny u ujścia dopływu i w zatokach zajmują bardzo nieznaczny ułamek długości brzegu). Natomiast roślinność zanurzona występuje liczniej, schodząc do dosyć dużych głębokości.

Termika

Najwcześniejsze dane termiczne dotyczące jez. Hańcza pochodzą z 1925 r. Znajdują się one w pracy Koźmińskiego (1932). Porównaniem możemy więc objąć okres 30-letni.

Niestety zarówno materiały Koźmińskiego, jak i pozostałe są za małe, by na ich podstawie można było mówić o przebiegu zmian rocznych w termice jeziora. Możliwe będzie tylko porównanie okresów typowych.

Największa ilość materiałów dotyczy stagnacji letniej.

Epilimnion jest dobrze nagrany, wykazuje w połowie sierpnia temperatury około 20°C.

Termoklina zalega przeważnie na głębokości 8—15 m, wykazując nieraz bardzo duży gradient termiczny. Koźmiński (1932) opatruje w tekście wykrzyknikiem wartość gradientu wynoszącą 3,0°C/m. W 1955 r. zaobserwowaliśmy na głębokości 7—8 m gradient 5,2°C/m.

Hypolimnion zimny i dosyć pod względem termicznym wyrównany ogrzewa się w ciągu lata minimalnie, zwiększając temperaturę z 4,0° wiosną do 4,5° latem. Stangenberg (1936) notował 23.VIII.1934 r. 4,3° w pobliżu dna. Koźmiński (1932) podaje dla 91 m głębokości 4,5° (18.VIII.1931). Dalszego ogrzewania hypolimnionu praktycznie się nie obserwuje i temperatura głębinowych mas wody od sierpnia do listopada wzrasta z 4,5° do 4,6°C.

Jesienią obserwujemy ochładzanie i pogłębianie warstwy skokowej, która z 8 m w sierpniu przesuwa się na głębokość ponad 20 m. Obserwowane ochładzanie tylko nieznacznie związane jest z wypromieniowywaniem ciepła z jeziora. Pojemności cieplne epilimnionu w sierpniu i w listopadzie są tego samego rzędu (ca 418 · 10⁹ Kkal latem i 413 · 10⁹ Kkal jesienią).

Dla zilustrowania okresu stagnacji letniej podajemy kilka krzywych termicznych z różnych lat (rys. 2).

Stangenberg (1936) stwierdził 25.VIII.1934 na głębokości 107,5 m temperaturę wynoszącą $4,3^{\circ}\text{C}$, a więc trochę niższą, niż to wynika z rys. 2. Koźmiński (1932) podaje dla lipca 1925 też niższą temperaturę przydenną ($4,1^{\circ}\text{C}$ na głęb. 95 m).

Jesienne pogłębianie się warstwy skokowej ilustruje rys. 3. Widać z niego wyraźnie, jak nieznacznie wzrosła temperatura warstw głębinowych od sierpnia (rys. 2) do listopada (rys. 3) i jak nieznacznie różnią się od siebie jesienne pomiary termiczne kolejnych lat.

Jesienna cyrkulacja obejmuje krążeniem całą toń wodną i ochładza ją poniżej temperatury $4,0^{\circ}\text{C}$, tak że w zimie stagnacja przebiega w temperaturach znacznie niższych i pod koniec zimy warstwa przydenna nie ogrzewa się wyżej $3,8^{\circ}$ (głęb. 100 m — 15.IV.1958), a średnia hypolimnionu wynosi $3,4^{\circ}\text{C}$ ¹.

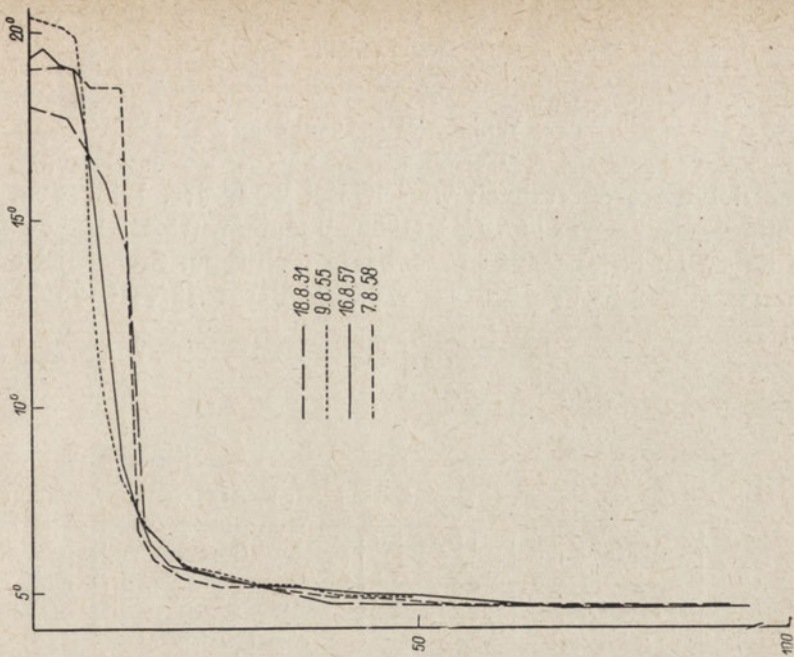
Temperatura wody jez. Hańcza zimą może być także znacznie niższa, jak to wynika z publikacji Koźmińskiego i Wiszniewskiego (1935). 16.III.1932 temperatura przydenna wynosiła zaledwie $0,9^{\circ}\text{C}$, ale, jak podkreślają autorzy, dotyczyło to wyjątkowej zimy. Obie zimowe krzywe termiczne przedstawia rys. 3.

Cyrkulacje wiosenne przypadające na kwiecień przebiegają przy temperaturach niskich, co można wywnioskować z temperatur hypolimnionu. Stangenberg (1937) stwierdził 28.IV.1936 całkowitą homotermię przy temperaturze $3,2^{\circ}\text{C}$. W 20 lat później w tym samym czasie (30.IV.1957) obserwowaliśmy wiosenną cyrkulację przy temperaturze $4,0^{\circ}\text{C}$. Powierzchniowa woda rozpoczęła się już ogrzewać i jej temperatura wzrosła do $4,7^{\circ}\text{C}$.

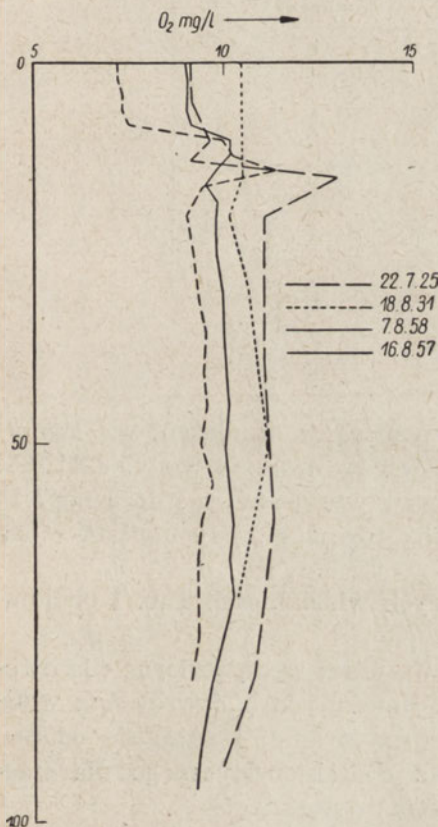
Zastanawiające jest, że dawniejsze obserwacje wykazują dla omawianych okresów niższe temperatury. Dotyczy to zarówno temperatur zimowych, jak i cyrkulacji wiosennej, a także i obserwacji termicznych w hypolimnionie latem. Pozostaje do wyjaśnienia, czy jest to tylko przypadkowy zbieg okoliczności.

Nie posiadamy danych dotyczących okresu zlodzenia omawianego jeziora. 15.IV.1958 jezioro było pokryte lodem i śniegiem, po którym można było się swobodnie poruszać.

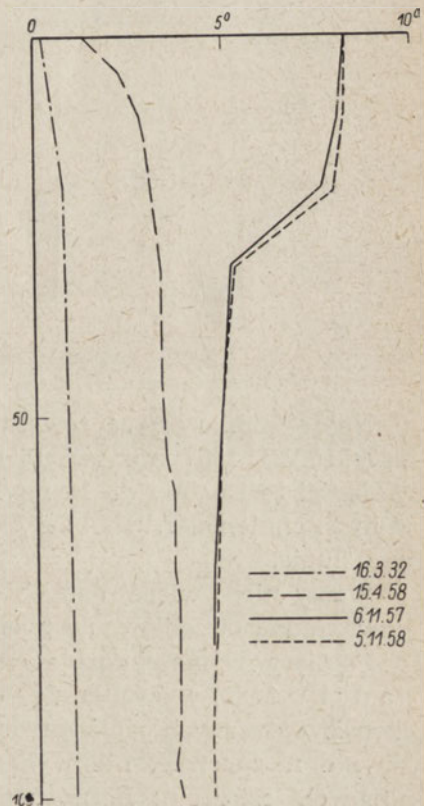
¹ Na marginesie należy zaznaczyć, że tego dnia jez. Hańcza pokryte było jeszcze grubą warstwą lodu i śniegu.



Rys. 2. Letnie uwarstwienie termiczne jeziora Hańcza.



Rys. 4. Letnie krzywe tlenowe jez. Hańcza



Rys. 3. Jesienne i zimowe krzywe termiczne jez. Hańcza

Własności optyczne

Dane dotyczące optycznych właściwości wody jez. Hańcza są bardzo fragmentaryczne. Koźmiński (1932) podaje wartości barwy według skali Forela-Ule. Są to jedyne obserwacje tego typu. Stwierdził on 15.X.1942 wartość IX; 22.VII.1925 — wartość VII i 18.VIII.1931 — wartość X.

Tabela I

Widzialność krążka Secchi w jez. Hańcza

| Data | Widzialność w m | Autor |
|--------------|-----------------|--------------------|
| 15.X.1924 | 7,2 | Koźmiński (1932) |
| 22.VII.1925 | 7,5 | |
| 18.VIII.1931 | 6,5 | |
| 25.VIII.1934 | 8,2 | Stangenberg (1936) |
| 9.VIII.1955 | 8,3 | Obserwacje własne |
| 4.VII.1956 | 7,9 | |
| 30.IV.1957 | 5,7 | |
| 16.VIII.1957 | 8,0 | |
| 6.XI.1957 | 9,1 | |
| 15.IV.1958 | 7,9 | |
| 7.VIII.1958 | 5,5 | |
| 5.XI.1958 | 7,3 | |

Nasze pomiary przeprowadzone za pomocą skali platynowej stwierdziły 16.VIII.1957 wartości 15 mg/l Pt w całym słupie wody. 6.XI.1957 wielkości te zmalały do 10 mg/l Pt w warstwie 0—20 m i do 5 mg/l Pt w hypolimnionie. 7.VIII.1958 barwa wody równała się 10 mg/l Pt w całym słupie.

Mamy nieco więcej danych dotyczących widzialności. Tab. I obejmuje wszystkie opublikowane pomiary.

Pomiary zdolności rozpraszania światła przez wodę jeziorną (Szczepański 1958) wykazują, że woda jez. Hańcza jest opd względem właściwości optycznych zbliżona do wody destylowanej i różni się od niej jedynie nieznacznie, nie wykazując tak charakterystycznego dla stagnujących jezior eutroficznego uwarstwienia optycznego.

Natlenienie

Warunki tlenowe wykazują powiązanie ze zmianami termicznymi, jednak ze względu na oligotrofię i związane z tym stałe duże ilości tlenu w warstwach głębinowych nie są one tak ostro zmienne jak układ termiczny. Krzywą tlenową zaliczyć należy do typu określanego przez A b e r g a i R o d h e g o (1942) jako „plusheterograde”.

Hypolimnion jest stale natleniony i latem ilość tlenu nie spada poniżej 9 mg/l (Lityński 1925 — 15.X.1924 — 10,35 mg/l; Koźmiński 1932 — 22.VII.1925 — 10,1 mg/l; 18.VIII.1931 — 10,4 mg/l; Stangenberg 1936 — 25.VIII.1934 — 10,1 mg/l).

Znaczniejszym wahaniom ulega ilość tlenu w epilimnionie, gdyż po wiosennej homooxygenii wykształca się typowe dla oligotrofii uwarstwienie z maksimum w warstwie skokowej. Epilimnion ze względu na znaczne jego nagrzanie z jednej strony, a ubóstwo planktonu roślinnego z drugiej, w okresie letnim ma mniejsze ilości tlenu niż hypolimnion.

Charakter krzywej tlenowej w obrębie warstwy skokowej jest zależny od warunków meteorologicznych danego roku i może wykazywać dosyć duże różnice w poszczególnych latach (rys. 4).

Ciekawie przedstawia się też przebieg rocznych zmian w stosunkach tlenowych, przy czym ma on bardzo „podręcznikowy” charakter. Cyrkulacja wiosenna przebiega przy temperaturze 4,0°C, co należy raczej do rzadkości. Przykładowo wiosenna cyrkulacja w Jez. Mikołajskim (pomiar 24.IV.1957) przebiegała przy 6°C. Nasylenie tlenem osiąga wówczas w całej masie 100%. Stangenberg (1937) dla Hańczy 28.IV.1936 podaje wartości 3,2°C i 101,5% nasycenia w całym słupie wody.

Porównanie naszych materiałów z wynikami analiz opublikowanych przez Koźmińskiego wskazuje, że w ciągu tego czasu bilans tlenowy jeziora nie uległ istotnym zmianom, jezioro nie zatraciło swego oligotroficznego charakteru. Jednak i tu, jak i w układzie termicznym, widzimy nieznaczne przesunięcia krzywych tlenowych naszych w porównaniu do danych Koźmińskiego. Różnice te w hypolimnionie wynoszą, jak widać z rys. 6, około 1 mg/l.

Odczyn wody

Kilka danych dotyczących odczynu wody zestawiamy w tab. II. Ilość ich jest jednak zbyt skąpa, by móc na tej podstawie wyciągać jakies ogólniejsze wnioski.

Pozostałe materiały chemiczne dotyczące wody jez. Hańcza i jego osadów są tak fragmentaryczne, że omawianie ich zmian nie wydaje się celowe.

Tabela II

Odżyzn wody jez. Hańcza

| Data | pH powierzchniowe | pH przy dnie | Autor |
|--------------|-------------------|--------------|--------------------|
| 18.VIII.1931 | 7,6 | 7,4 | Koźmiński (1932) |
| 25.VIII.1934 | — | 7,1 | Stangenberg (1936) |
| 16.VIII.1957 | 8,3 | 7,8 | Paschalski |
| 7.VIII.1958 | 8,3 | 7,3 | Paschalski |
| 5.XI.1958 | 8,0 | 7,4 | materiały własne |

Stangenberg (1936) podaje dla wód przydennych w jez. Hańcza 25.VIII.1934 następujące wartości: CO_2 — 3 mg/l, P — 5 mg/m³, Fe — 0,03 mg/l. W pracy Stangenberg'a z 1937 r. znajdujemy wzmiankę, że w okresie wiosennej cyrkulacji w 1936 r. nie stwierdzono obecności CO_2 w toni wodnej.

Jedynie żelazo osadów dennych jez. Hańcza było kilkakrotnie wzmiankowane. Wspomina o nim Koźmiński (1932), Rühle (1932) nie podając jednak żadnej wartości. Stangenberg (1938) podaje, że $\text{Fe}/\text{OH}/_3$ stanowi 6,02% suchej masy osadów głębinowych jeziora. Podaje on też (Stangenberg, 1936a), że jezioro stanowi pułapkę dla Fe niesionego przez rzekę Czarną Hańczę (0,26 mg/l Fe na dopływie do jeziora, a 0,12 mg/l Fe w Czarnej Hańczy przed Wigrami). W osadach dennych jez. Hańcza Stangenberg (1936a) i (1949) stwierdza 72,48% krzemianów, 16,81% materii organicznej, 8,40% C, 0,73% N, 3,84% CaCO_3 , 6,02% Fe, 0,85% PO_4 w przeliczeniu na suchą masę osadu. Stosunek C do N w osadach jez. Hańcza wynosi 11,50.

Na podstawie oznaczeń przeprowadzonych przez mgr inż. J. Paschalskiego możemy stwierdzić, że w okresie letnim (16.VIII.1957 i 7.VIII.1958) ilość:

| | | |
|---------------|----------------------|----------------|
| Ca | waha się w granicach | 44,8—58,2 mg/l |
| Mg | „ „ „ „ | 2,2—16,8 mg/l |
| Fe | „ „ „ „ | 0 — 1,5 mg/l |
| NO_3 | „ „ „ „ | 0 — 0,3 mg/l |
| NO_2 | nie wykryto | |
| P | ślady | |

Pomiary węglanowości wykazują także nieznaczne wahania. Najniższe wartości stwierdziliśmy 16.VIII.1957 (1,05 mval na 8 m). Najwyższa zaobserwowana 6.XI.1957 wartość osiągnęła 2,20 mval na głębokości 70 m. Dla większości pomiarów wyniki grupują się około wartości 2,0 mval, którą można przyjąć jako wartość średnią.

Sucha pozostałość wody niefiltrowanej w sierpniu mieści się w granicach 178—206 mg/l i maleje w listopadzie do 36—78 mg/l.

Przewodnictwo elektrolityczne wykazuje w lecie nieznacznie zarysowujące się uwarstwienie pokrywające się ze stratyfikacją termiczną i będące jej odwrotnością. κ_{20} dla epilimnionu średnio wynosi $160 \cdot 10^{-6} \Omega$. W hypolimnionie średnia wartość κ_{20} wynosi $165 \cdot 10^{-6} \Omega$. W tym samym czasie w Jez. Mikołajskim w epilimnionie stwierdziliśmy średnio $309 \cdot 10^{-6} \Omega$, a w hypolimnionie $334 \cdot 10^{-6} \Omega$.

*

Tak przedstawiają się wyniki dotychczasowych badań środowiskowych. Materiały biologiczne przedstawiają się jeszcze skromniej. Obejmują one kilka danych dotyczących ryb, mięczaków, larw *Tendipedidae*, wioślarek i psammonu. Prace wzmiankujące o materiałach biologicznych znajdują się w spisie literatury.

Chciałbym podziękować w tym miejscu Panu mgr inż. J. Paschalskiemu za łaskawe użyczenie swych nie opublikowanych materiałów hydrochemicznych i za pomoc w pracy terenowej.

PISMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Koźmiński Z., 1932. O stosunkach tlenowych w jeziorze Hańcza na Suwalszczyźnie. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 6. 66—85.
2. Koźmiński Z., J. Wiszniewski, 1935. Über die Vorfrühlingthermik der Wigry Seen. Arch. f. Hydrobiol., 28 (2): 198—235.
3. Lityński A., 1923. Sieja i sielawa w jeziorach suwalskich. Sprawozd. Stacji Hydrobiol. na Wigrach, 1 (2—3): 92—108.
4. Lityński A., 1925. Próba klasyfikacji jezior Suwalszczyzny. Sprawozd. Stacji Hydrobiol. na Wigrach, 1 (4): 37—56.
5. Lityński A., 1935. Jeziora Suwalskie i ryby je zamieszkujące. W świetle danych dokumentu z XVI wieku. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 9 (1—2): 122—138.
6. Pietkiewicz S., 1928. Pojezierze Suwalszczyzny Zachodniej. Przegl. Geograficzny, 8.
7. Poliški W., 1922. O faunie mięczaków Ziemi Suwalskiej. Sprawozd. Stacji Hydrobiol. na Wigrach, 1: 37—43.
8. Rühle E., 1932. Jezioro Hańcza na Pojezierzu Suwalskiem. Wiadomości Służby Geograficznej, (4) 1932.
9. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych Pojezierza Suwalskiego. Rozprawy i Sprawozdania Inst. Bad. Lasów Państw. Ser. A, (19).
10. Stangenberg M., 1936a. Eisenverteilung in den Seen des Suwałki-Gebiets während des Sommers. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 10 (1—3): 48—75.
11. Stangenberg M., 1938. Skład chemiczny osadów głębinowych jezior Suwalszczyzny. Rozprawy i Sprawozdania Inst. Bad. Lasów Państw., Ser. A, (31).
12. Stangenberg M., 1937. Materiały do znajomości przebiegu cyrkulacji wiosennej w jeziorach Suwalszczyzny. Rozprawy i Sprawozdania Inst. Lasów Państw. Ser. A, (24).

13. Stangenberg M., 1949. Nitrogen and carbon in the bottom-deposits of lakes and in the soils under carp-ponds. Verhandlungen I.V.L., 10: 422—437.
14. Szczepański A., 1958. Das Sreuungsvermögen des Naturalwassers der Masurischen Seenplatte. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (1): 25—43.
15. Wiszniewski J., 1934. Badania ekologiczne nad psammonem ze szczególnym uwzględnieniem wrotków. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8: 149—272.
16. Zavrel J., 1926. Chironomidy jeziora Wigierskiego. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 1 (3): 195—220.
17. Katalog Jezior Polski. Instytut Geografii PAN. Warszawa 1954.

A. Щепански

Лимнологическая характеристика озера Ганьча

Резюме

На основании собственных наблюдений и наблюдений других исследователей автор характеризует самое глубокое (109 м) в Польше озеро Ганьча с точки зрения морфометрии, температуры, прозрачности вод, содержания кислорода и pH в воде.

Список рисунков

- Рис. 1. Батиметрический план озера Ганьча (по Рулю — упрощено)
 Рис. 2. Летние термические кривые озера Ганьча
 Рис. 3. Осенние и зимние термические кривые озера Ганьча
 Рис. 4. Содержание кислорода в озере Ганьча летом

A. Szczepański

Limnological characteristic of Hańcza lake

Summary

On the basis of his own researches and of other authors there are given data concerning morphometry, temperature, transparency of water, oxygen content and pH of water of the deepest in Poland lake Hańcza (109 m).

List of figures

- Fig. 1. Bathymetric plan of the Hańcza lake, simplified according to Rühle
 Fig. 2. Summer thermal stratification of the Hańcza lake
 Fig. 3. Autumn and winter thermal curves of the Hańcza lake
 Fig. 4. Summer oxygen curves of the Hańcza lake

K. Michalski i T. Januszkiewicz

Typologiczna ocena Potoku Zagórskiego

Otrzymano 23 lipca 1960

Wstęp

Badanie Potoku Zagórskiego, zwanego potocznie Zagórzanką, nie zostało podjęte w pierwotnym założeniu pod kątem widzenia poznania właściwości typologicznych zbiornika. Początkowy cel badania był inny, a dopiero w trakcie pracy został zmodyfikowany do niniejszego tematu. Stąd więc pochodzi pewne niezynchronizowanie prac przeprowadzonych w terenie. Okres i ilość terenowych badań środkowego biegu Potoku różnią się nieco od badań biegu górnego. Badania środkowego biegu były 4-krotne w różnych sezonach w czasie 1955—1957, natomiast bieg górny badano 2-krotnie, tj. latem i zimą 1957 r. Wiosną 1959 r. przebadano dodatkowo wschodnią część jez. Marchowo.

Wody płynące naszych terenów wykazują — biorąc ogólnie — następujące właściwości. Wypływając z terenów górskich lub podgórskich zbiorniki odznaczają się brakiem lub niedostatkami pewnych substancji rozpuszczonych. Dopiero w dalszym biegu nasycają się coraz więcej substancjami gazowymi i stałymi, a jednocześnie chyżość ich nurtu coraz bardziej maleje. Zjawisko to wiąże się z tzw. wzrostem trofizmu wody zbiornika. Wzrastające właściwości trofizmu wraz z modyfikującymi się cechami hydrologicznymi pozwalają ujmować je w systemat, który według Bornego (1886) obejmuje 5 krain potamologicznych. Systemat ten zawiera znaną postępującą kolejność krain: pstrąga — lipienia — brzany — leszcza — stynki (wody słonawej). Nie wszystkie zbiorniki płynące przechodzą wymienioną ewolucję. Niektóre np. o przepływie tylko górskim obejmują jedną lub dwie krainy tj. pstrąga i lipienia;

nizinne, biorące początek np. jako odpływ jezior, mają od razu charakter krain brzany, a niżej leszcza, bądź wprost tworzą jedną krainę leszcza. Podane przypadki ilustrują charakter przeważającej ilości naszych zbiorników płynących, przy czym stwierdzić ogólnie można, że obejmują one większy lub mniejszy zakres krain, ale tylko w podanej wyżej kolejności.

Ponieważ — jak to wynika z naszych badań — Potok Zagórski wykazuje inne następstwo krain niż typowe — stał się on przedmiotem niniejszej dysertacji.

Metodyka pracy

Studia terenowe przeprowadzono na podstawie mapy topograficznej 1 : 100 000 (Atlas Polski z. 1, C.U.G.K. 1953) oraz danych pracy Z a b o r s k i e g o (1933). Obok tych studiów przeprowadzono badania ścisłe fizyko-chemiczne i biologiczne zbiorników wodnych, które dały bliższe rozpoznanie stosunków środowiska wodnego i zespołów życia. Wykonanie analizy chemicznej przeprowadzono według J u s t a i H e r m a n o w i c z a (1955). Pobranie prób chemicznych i badanie biologiczne wykonano według W e l c h a (1948). Ponieważ Potok Zagórski stanowi na ogół płytki zbiornik, charakterystykę stosunków ilościowych biomasy ograniczono do ilościowych obliczeń sestonu. Szczególną uwagę zwrócono na stosunki jakościowe podłoża, tryptonu oraz zespołów wolnej wody dna i pobrzeża. Materiał do tego celu zebrano siatką planktonową nr 16 oraz drapaczem palowym i dragą. Nereidy w miejscach kamienistych dna zbierano z podłoża za pomocą pincety. Materiał oznaczono częściowo na żywo, w większości jednak w stanie zakonserwowanym. Analiza sestonu objęła obok planktonu także trypton, a z bentosu także osad denny i podłoże.

Do oznaczania poszczególnych organizmów korzystano z kluczy P a s c h e r a (1912—1925), G o l l e r b a c h a i P o l i a n s k i e g o (1951—1958), M o w s z o w i c z a (1950), S c h o e n i c h e n a (1925—1929), B r o h m e r a, E h r m a n n a i U l m e r a (1925—1935) i D a h l a (1926—1955).

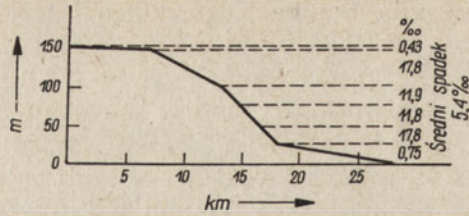
Zasadniczą kwestią w niniejszej pracy, oprócz poznania warunków środowiska i elementów biocenoz, było uzyskanie danych o wymaganiach ekologicznych poszczególnych form. Bliższe dane o występowaniu organizmów środowisk błotnych i torfowych oparto na pracy P e u s s a (1932). Roślinność wyższą i błotną zebrano i oznaczono w okresie wegetacyjnym.

Fizjografia Potoku Zagórskiego i terenu

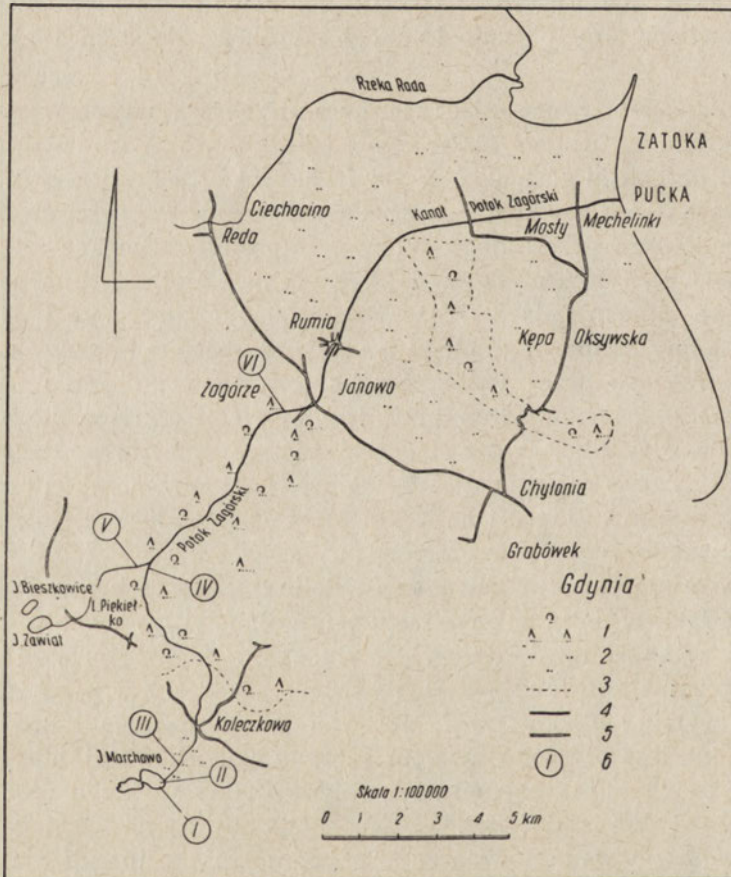
Potok Zagórski jest strugą przymorską w dorzeczu Redy, która bierze początek jako odpływ z jeziora Marchowo i w rejonie Mechlinek uchodzi do Zatoki Puckiej. Długość całkowita Potoku wynosi 28 km, a średnio spadek 5,4‰. Spadek — biorąc szczegółowo, kształtuje się następująco: w biegu górnym na odcinku ca 7 km wynosi 0,43‰; w środkowym dług. 7,7 km — 15,83‰, a w dolnym dług. 13,3 km — 0,75‰. Największy spadek ma bieg środkowy, a najmniejszy bieg górny (rys. 1). Nurt Potoku w górnym biegu nie przekracza 20 cm/sek (średnio 10—15 cm), w środkowym biegu uzyskuje 50—100 cm/sek, a w dolnym 30—40 cm/sek. Koryto Potoku ma początkowo 1—2 m szerokości i 50—70 cm głębokości, po czym zwęża się do 0,5 m, w biegu środkowym poszerza się ono w granicach 3—5 m i uzyskuje głębokość 30—50 cm. Bieg dolny stanowi zmeliorowany obecnie kanał o szerokości do 3 m i głębokości 30—50 cm.

Potok Zagórski wypływając z jeziora przebywa najpierw na trasie ca 2 km terenu torfiastego (dawniejszy eulitoral jez. Marchowo) (rys. 2). W dalszym przebiegu górnego i części środkowego biegu przepływa przez gleby o charakterze piasków i szczyrków, a w drugiej części środkowego biegu i w dolnym przez gleby torfowe. Moreny otaczające dolinę Potoku w biegu górnym i środkowym stanowią tzw. bielice brunatne, lekkie i szczyrki na glinach i ilach (Atlas Polski 1953). Zatorfienie i podmokły charakter doliny środkowego biegu pochodzi z obecności stożka napływowego, utworzonego przez Potok. Stożek ten stanowi obecnie teren zabudowy osiedla Zagórza i Rumii. W drugiej części górnego biegu, w rejonie osiedla Piekiełko, Potok Zagórski tworzy przełom poprzez zbocze wysoczyzny morenowej, której szczyt dochodzi do wysokości 213 m n.p.m. Na trasie przełomu długości ca 1 km szerokość jej koryta, jak wspomniano poprzednio, nie przekracza 0,5 m.

Teren okalający początkową część doliny górnego biegu Potoku to pola orne i łąki, w dalszym przebiegu teren stanowi las sosnowo-bukowy wchodzący w skład tzw. Puszczy Darżlubskiej. Tereny torfowe dolnego biegu są to zmeliorowane łąki i pastwiska. Dolina ma przebieg S—N i zajmuje rynnę polodowcową, która na trasie górnego i środkowego biegu Potoku jest otoczona zwałem moreny pagórkowatej o wysokości względnej ca 50 m. Maksymalna szerokość doliny w biegu środkowym dochodzi do 1 km szerokości. Dolina pierwszej części górnego biegu, szczególnie środkowego, odznacza się podmokłością terenu na skutek obecności źródlisk typu helokrenów i nielicznych limnokrenów. Woda tych źródlisk tworzy w niektórych miejscach specjalne strugi (niektóre z nich zmeliorowane), które uchodzą do Potoku Zagórskiego.



Rys. 1. Profil podłużny Potoku Zagórskiego.



Rys. 2. Szkic przebiegu koryta Potoku Zagórskiego i rozmieszczenia stanowisk.

Najważniejsze z dopływów Potoku Zagórskiego są następujące: 1) struga z łąk zatorfionych o długości ca 3 km w rejonie jez. Marchowo o wodzie stagnującej; 2) struga od jez. Zawiat, o długości ca 5 km prowadząca nadmiar wód z tegoż jeziora, o wartkim nurcie i przepływie ca 30 l/sek; 3) struga z łąk i torfowisk z rejonu Dębni o długości ca 2 km o wodzie stagnującej; 4) struga od Łężyc o długości ca 3 km o przepływie ca 10 l/sek. Dolny zmeliorowany bieg przyjmuje mnóstwo odwadniających łąki rowów melioracyjnych na całej trasie aż po ujście potoku do morza. Osobliwą cechą dolnego biegu Potoku Zagórskiego stanowi odprowadzanie do niej ścieków garbarni w Rumii, w wyniku czego dolny odcinek Potoku na całym przebiegu aż po ujście ma charakter odbiornika ściekowego.

Koryto Potoku jest początkowo silnie zaszlamione miałem torfowym z przymieszką piasku, brzegi są tu dobrze wykształcone (rys. 3 i 4). Na trasie przełomu szlam torfowy zanika; dno jest piaszczysto-żwirowe z domieszką kamieni; brzegi koryta dość strome, wykształcone. Poniżej przełomu dno jest usłane obficie kamieniami z nieznaczną domieszką żwiru i piasku. Linia brzegów jest tu w wielu punktach słabo zaznaczona, kamienie denne są w znacznej mierze stale wynurzone ponad poziom wody (rys. 5). W drugiej części biegu środkowego koryto tworzy silne meandry i poszerza się, brzegi są strome, spadziste do 3 m wysokości. Nurt wody dochodzi tu 1 m chyżości, w wyniku czego odbywa się silna erozja brzegów i dna (rys. 6).

Potok na tym odcinku uzyskuje charakter małej rzeczki. Dno piaszczysto-żwirowe z licznymi odkrywkami i nanosami iłu jest tu obficie zarzucone kamieniami, a zwłaszcza dużymi głazami. Natomiast dno koryta dolnego biegu jest torfowe z domieszką piasku, przy czym w Rumii i nieco poniżej obficie zasłane osadem ścieków garbarni. Brzegi dolnego biegu Potoku są dobrze wykształcone głównie w wyniku melioracji.

Dolinę pierwszej części górnego biegu Potoku jako teren łąkowo-trzęsawiskowy porastają mchy jak *Sphagnum*, *Amblystegium*, *Polytrichum*, kwaśne trawy, szczególnie *Carex acutiformis*. Przy brzegach pojawia się również *Comarum palustre*. W środkowym biegu poniżej przełomu występują mchy *Amblystegium*, *Mnium* i *Polytrichum*, a z roślinności wyższej liczna flora mokradeł i źródlisk. Dolinę wypełnia tu w znacznej mierze las o składzie: sosna, buk, świerk, dąb i olcha. W drugiej części środkowego biegu dolinę mokradłowo-łąkową porasta obok mchów i kwaśnych traw flora źródlisk bagiennych.

Z przedstawionych powyżej danych odnośnie morfologii terenu oraz helo- i hydrofitycznego charakteru flory wynika, że dolina Potoku stanowi wilgotną zaklesłość. Nadmiar wilgoci doliny spływa na całej trasie górnego, a zwłaszcza środkowego biegu do koryta Potoku. Według



Rys. 3. Potok Zagórski na stanowisku III (bieg górny).



Rys. 4. Lenityczny przepływ Potoku Zagórskiego w biegu górnym.



Rys. 5. Potok Zagórski na stanowisku IV (bieg górny).



Rys. 6. Potok Zagórski na stanowisku VI (bieg środkowy).

B. Zaborskiego (1929) krajobraz i stan hydrograficzny tego terenu jest młody, nie ustalony w odniesieniu do ostatniego pomorskiego zlodowacenia. Krajobraz ten pod względem hydrograficznym dopiero wykształca się.

Jeśli chodzi o bilans wodny Potoku, to przy średnim stanie wody można go oszacować następująco:

Potok Zagórski odprowadza z jez. Marchowo ca 30 l wody/sek, bezpośrednio przed strugą z jez. Zawiat prowadzi ca 70 l/sek wody, struga od jez. Zawiat donosi ca 30 l/sek wody,

Potok Zagórski w Zagórz (środk. bieg) unosi ca 200 l/sek wody.

Z zestawienia tego wynika, że gros wody Potoku w biegu środkowym pochodzi ze źródeł i przecieków, tworząc znaczną przewagę nad wodą pochodzenia jeziorowego. Stosunek ten ma się w przybliżeniu jak 7 : 3.

Jezioro Marchowo znajduje się w niecce moreny pagórkowatej na wysokości 153 m n.p.m. (Atlas Polski 1953), obszar jego wynosi 44 ha, a głębokość maksymalna 20 m. Litoral jeziora jest wykształcony słabo, najsilniej w części wschodniej, gdzie bierze początek Potok Zagórski. Płoso tej części jeziora ma maksymalną głębokość ca 15 m; litoral jest tu piaszczysty, nieco ilasty, rozbudowany do 50 m szerokości. Nieznaczny skrawek litoralu w części północnej jeziora jest porośnięty przez oczerety. Pobrzeże jeziora jest dość wysokie, zbudowane ze zwałów morenowych. Dno jeziora jest na znacznej przestrzeni usłane mułem oliwkowoszarym o zapachu gnilnym (sapropel).

Według Seligo (1902) rybostan wchodzący w rachubę zbiorników wodnych jest następujący:

w jez. Marchowo występują: okoń, karaś, płoć, leszcz, szczupak i pstrąg potokowy (?);

w jez. Zawiat — jazgarz, okoń, płoć, szczupak;

w Potoku Zagórskim w biegu środkowym pstrąg potokowy i minog rzeczny, w dolnym biegu pojawia się troć.

Próby do badań laboratoryjnych pobrano z jez. Marchowo, z Potoku Zagórskiego w górnym i środkowym biegu i ze strugi od jez. Zawiat, jak następuje:

Stanowisko I — jez. Marchowo w płosie wschodniej części jeziora, (jedno-razowe badanie wiosenne w 1959 r.).

Stanowisko II — jez. Marchowo w części litoralu przy wypływie Potoku Zagórskiego (2-krotne badania letnie i zimowe w 1957).

Stanowisko III — Potok Zagórski w górnym biegu, około 600 m poniżej wypływu z jez. Marchowo (2-krotne badanie letnie i zimowe w 1957).

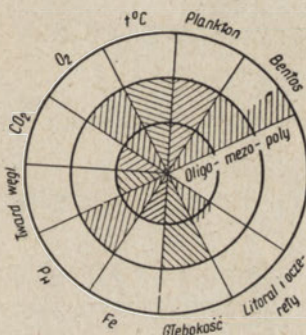
Stanowisko IV — Potok Zagórski poniżej osiedla Piekiełko, tuż powyżej ujścia strugi od jez. Zawiat (pogranicze górnego i średniego biegu; 4-krotne sezonowe badania w czasie 1955—1957).

Stanowisko V — Struga od jez. Zawiat bezpośrednio przed ujściem do Potoku Zagórskiego (4-krotne sezonowe badania w czasie 1955—1957).

Stanowisko VI — Potok Zagórski w Zagórzcu, około 300 m powyżej starego zniszczonego młyna (dolna część środkowego biegu; 4-krotne sezonowe badania w czasie 1955—1957).

Omówienie wyników badań

Jezioro Marchowo stanowi rynnę o rozciągłości W—E, rozbudowaną na kilka plos. Ostatnie, wschodnie ploso jest miejscem odpływu Potoku Zagórskiego. Jakość wody górnego biegu Potoku jest w dużym stopniu uzależniona od charakteru jeziora, a szczególnie od typologicznych cech jego wschodniej części. Biorąc pod uwagę (Lundbeck 1934) genetyczne podstawy zbiornika, można na zasadzie naszych badań określić jez. Marchowo jako zbiornik wtórnie oligotroficznego typu (rys. 7). Podłoże

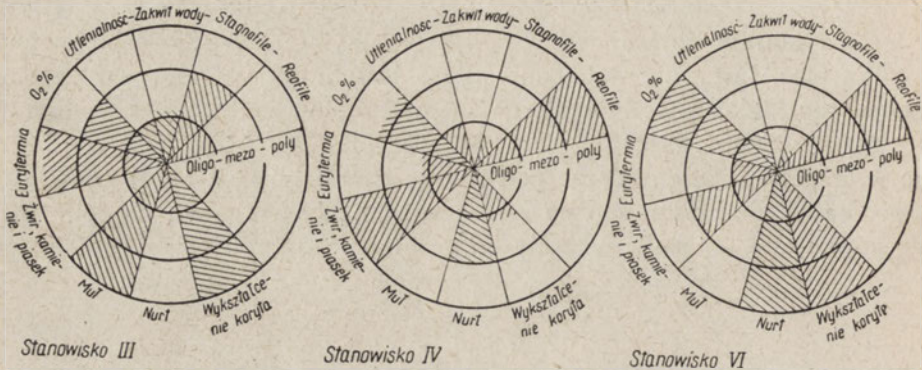


Rys. 7. Diagram spektrum typologicznego jez. Marchowo.

misy jeziornej znajduje się na morenie o charakterze bielic i szczyrków gliniasto-ilastych i stwarza warunki do rozwoju trofizmu jeziora. Z drugiej strony właściwości morfologiczne zbiornika, tj. stroma, dość głęboka rynna, hamuje postęp trofizacji jeziora. W wyniku tych dwu przeciwnych działań proces dojrzałości jeziora wykazuje we wschodniej części stadium mezotrofii przy następujących głównych objawach: zakwit wody latem wywołany przez *Gloeotricha echinulata*, *Anabaena flos aquae* i *Nostoc linckia*, duża eurytermia wody, dominacja mułu sapropelowego, niedosyt tlenu w warstwach przydennych, niska twardość węglanowa oraz zawartości wapnia i magnezu (oligotyp).

Potok, odprowadzając z jez. Marchowo wodę mezotroficzną, ulega na trasie górnego biegu pewnej modyfikacji, którą według N a u m a n n a (Lundbeck 1934) określić można jako tyrfotrofię. Wskaźnikami tego procesu jest obecność niektórych grzybów i sprzężnic (Fungi n. det.,

Asterothrix, *Closterium*), szczątków mchu i mułu torfowego. Tyrfotrofizm potoku podnoszą niektóre dopływy, z których najważniejszą jest struga od jez. Zawiat. Fizyko-chemiczne spektra tych procesów wyrażają się w intensyfikacji barwy wody tonu brunatnego, obecności związków humusowych, zwiększeniu zawartości w wodzie żelaza i dwu-



Rys. 8. Diagram spektrum typologicznego Potoku Zagórskiego.

tlenku węgla oraz w obniżce pH w granicach odczynu słabo alkalicznego do słabo kwaśnego (rys. 8).

W ocenie typologicznej zbiornika wodnego prócz spektrum trofizmu i temperatury ważną rolę odgrywa odczyn wody, wywołany przez koncentrację jonów wodorowych. Przyjmując za Behrem i Wehrlem (1942) podział wód w szeregu pH na 4 grupy (od typu kwaśnego do alkalicznego) Potok Zagórski zaliczyć należy do 3 grupy z uwagi na odczyn bliski punktu neutralnego. W Potoku zaznacza się wzrost pH od 7,0 (st. III) do 7,8 (st. VI) z wartością pośrednią 7,6 (st. IV). Wzrost ten kształtuje się wyraźnie w okresie wegetacyjnym (latem) w wyniku intensywniejszego zużywania wolnego CO₂ przez roślinność.

Procesom tyrfotroficznym przeciwdziałają na środkowym odcinku Potoku obecność helokrenów. Wody tych źródeł mają charakter nieznacznej syderotrofii bez udziału związków humusowych.

Rozpatrując dane analizy orzec można, że ilość substancji trofogenicznych zawartych w wodzie jest w oligotypie. Również charakterystyczną cechą stanowi bardzo niska zawartość wapnia zarówno w jeziorze, jak i w górnym biegu Potoku, w wyniku czego procesy biochemiczne są tam obniżone. Dopiero w górnym biegu woda zaczyna z wolna wzbogacać się w wolny dwutlenek węgla, który wobec niezbuforowania jonami wapnia i magnezu wykazuje właściwość nagryzania podłoża. Agresja ta dotyczy

w pierwszej kolejności połączeń wapnia na odcinku środkowego biegu, który pod wpływem CO₂ przechodzi z wolna w formie rozpuszczalnej do wolnej wody. Woda nasycona w górnym biegu związkami humusowymi zaczyna pod wpływem wapnia (ca 60 mg/l) z wolna wytracać je. Na tej zasadzie wytrąca się także nadmiar żelaza, w następstwie czego woda wyraźnie klaruje się. Zaznacza się także na tym szlaku wyraźny spadek intensywnego rozwoju grzybów, bakterii żelazistych i innych sfagnofilów.

Zasadniczy wpływ na przeobrażanie się wody Potoku wywiera wymieniony wyżej przełom, od którego spadek koryta zaczyna wzrastać, i kręty, meandrowaty bieg. Wartka woda unosząc substancje stałe (listowie, szczątki roślin i zwierząt, muł i piasek), deponuje je w znacznych ilościach na zakolach. Dzięki tej eliminacji pozbywa się ona znacznej części balastu o zdolności do rozkładu. Wartki spływ Potoku w biegu środkowym sprzyja natlenianiu się wody i rozwojowi procesów aeracyjnych. Tendencje te hamują wzrost substancji trofogenicznych, których zapas ubywa również pod wpływem vegetacji roślinnej. Powstają zatem tendencje w kierunku oligotrofizmu wody. Porównanie stosunków ilościowych biosestonu jez. Marchowo i Potoku Zagórskiego wskazuje na przewagę początkową form roślinnych (st. I—III), która zmienia się na korzyść zwierząt (oligotrofizm — st. IV). Stosunek ten jednak zmienia się z wolna powtórnie na korzyść roślin (st. VI). Wskaźnikami tego typu przeobrażeń są następujące spektra biologiczne: 1) występowanie sinic (st. I—II) i następny ich zanik (st. VI) z wyjątkiem sinicy *Phormidium fonticola*, która na st. I—III nie występowała, lecz jako reokren pojawia się na st. VI; 2) występowanie na st. I—III pierwotniaków, wrotków, pijawek, mięczaków i ochotek i ich zanikanie na st. VI; 3) pojawianie się lub wzrost na st. IV i VI nitkowatych zielenic, okrzemek, jętek, widelnic i chruścików. W przemianach środowiska dochodzi do dominacji reobiontów na st. IV i VI, jak *Ancylus*, *Pisidium subtruncatum*, chruścików, widelnic, pstrąga i *Hildebrandia*, które na st. I—III całkowicie nie występowały.

Osady denne i podłoże kształtują się następująco: sapropel (płoso jeziora) — piasek, żwir (litoral jeziora) — muł torfowy (górną bieg Potoku) — kamienie, żwir (Potok poniżej Piekiełka) — żwir, piasek (Potok w Zagórze). Seston (tab. II) przy znacznym udziale sinic, bruzdnic, zielenic i sprzężnic na st. I—III, coraz bardziej ubożeje w te formy na st. IV—VI. Natomiast zwiększa się w nim udział tryptonu.

Zmiany biocenotyczne zbiorników uwydatniają się najbardziej w ujęciu poszczególnych form. Dzieląc formy na 3 zasadnicze grupy (formy

wód stojących, lenitycznych i lotycznych), otrzymamy następujące stosunki:

| Stanowisko | Liczba gatunków | | | |
|------------|-----------------|--------------|------------|-------------|
| | sfagnofile | wód | | indyferenty |
| | | lenitycznych | lotycznych | |
| I | 16 | - | - | 5 |
| II | 28 | 2 | - | 10 |
| III | 4 | 16 | - | 12 |
| IV | 2 | - | 25 | 13 |
| VI | - | - | 27 | 11 |

Z zestawienia wynika, że organizmy pod względem właściwości ekologicznych wykazują zmianę biocenoz wody stojącej w kierunku biocenozy wody wartko płynącej. Zestawienie to pokrywa się z danymi tab. II.

Dane hydrologiczne i przytoczonych analiz wskazują, że Potok w górnym biegu (st. III) posiada charakter krainy leszcza, natomiast w środkowym (st. IV i VI) charakter krainy pstrąga. Zachodzi w niej zatem odwrócone następstwo krain. Poważną rolę w przeobrażeniu się w tej kolejności krain ma, obok zwiększającego się spadku koryta, obecność źródeł (helokrenów), które zasilają Potok głównie na środkowym biegu w zimną o wyrównanej temperaturze (stenotermia) wodę. Skala rozpiętości temperatury wody wynosi na st. VI — 10,3°C, podczas gdy w jeziorze (st. II) — 18,9°C, a w górnym biegu potoku (st. III) 16,4°C. Potamologiczny charakter Potoku w biegu środkowym jest też niejednolity (st. IV i VI). W drugiej części środkowego biegu (st. VI) Potok Zagórski poszerza i pogłębia koryto; zwarte kamienie denne tu zanikają, a wylania się żwir, piasek, w części i kamienie. Na dnie rozwija się miejscami makroflora (*Fontinalis*, *Berula*, *Veronica*), a na twardszym podłożu tworzą się poduszki syderofilnej *Vaucheria*. Ten rejon Potoku zbliża się charakterem do krainy lipienia¹. Jeśli chodzi o występowanie ryb w Potoku, to w rejonie górnego biegu (st. III) stwierdzono występowanie wylegu tzw. białej ryby (głównie płoć). W biegu środkowym występuje natomiast pstrąg potokowy i minog strumieniowy. Białej ryby tu nie stwierdzono. Pstrąg ma warunki do bytowania w dół potoku tylko po Rumie, bowiem dolny bieg Potoku Zagórskiego jest obecnie

¹ Odcinek środkowego biegu Potoku uległ ostatnio znacznej zmianie ekologicznej w wyniku budowy urządzeń retencyjnych wody, kierujących ją do wylegarni i stawów rybnych.

Tabela II

Wyniki ilościowych obliczeń sestonu jez. Marchowo i Potoku Zagórskiego. Ilość osobn. na 1 l wody

| Stawisko i data | I | | II | | III | | IV | | | | V | | | | VI | | | | | | | |
|------------------------|--------------|----------------|---------------|----------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-----|
| | 29.V 1959 | 27.XII 1957 | 18.VI 1957 | 27.XII 1957 | 18.VI 1957 | 21.XI 1955 | 18.I 1957 | 10.IV 1956 | 2.VII 1956 | 21.XI 1955 | 18.I 1957 | 10.IV 1956 | 2.VII 1956 | 21.XI 1955 | 18.I 1957 | 10.IV 1956 | 2.VII 1956 | 21.XI 1955 | 18.I 1957 | 10.IV 1956 | 2.VII 1956 | |
| Grupy | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chlamydobacterina | - | 60 | 380 | 30 | - | - | 10 | - | 60 | 120 | - | - | - | 70 | 30 | - | - | 70 | 30 | - | - | 30 |
| Cyanophyceae | 120 | - | - | - | - | 20 | - | 20 | 20 | 20 | - | - | - | 130 | 10 | - | - | 130 | 10 | 20 | - | 10 |
| Peridinese | 10 | - | 130 | - | 10 | - | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Flagellata alia | - | 30 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Protococcales | - | 20 | 40 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Confervales | - | 200 | - | - | - | 20 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Diatomeae | 20 | 70 | 50 | 60 | 70 | 430 | 40 | 170 | 70 | 40 | - | 20 | 40 | 70 | 30 | 20 | 40 | 70 | 70 | - | - | 20 |
| Conjugatae | 70 | - | 140 | - | 60 | 30 | - | 150 | 30 | - | - | 20 | 30 | - | - | 280 | 10 | - | - | 90 | - | 10 |
| Fungi | - | - | 10 | 10 | 20 | 220 | 20 | 20 | 90 | 20 | 20 | 20 | 50 | 10 | - | - | 50 | 10 | - | - | 10 | - |
| Rhizopoda | - | 20 | - | 40 | 20 | 10 | 10 | 10 | 20 | 30 | - | 10 | - | 30 | - | - | - | 30 | - | 10 | - | 30 |
| Ifusoria | 130 | - | - | 10 | - | 30 | - | - | 10 | 30 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 10 |
| Rotatoria | - | - | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 30 | - | - | - | - | - | - |
| Nematodes | - | - | 20 | - | 10 | - | - | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Phyllozoa | 30 | - | 20 | - | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Copepoda | 80 | 10 | 40 | - | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 10 |
| Insecta (larvae) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| trypton og. | 90 | 90 | 50 | 270 | 880 | 680 | 130 | 880 | 470 | 550 | 100 | 20 | 230 | 480 | 260 | - | 230 | 480 | 260 | - | - | 790 |
| szczątki roślin naczn. | - | 40 | - | 90 | - | - | 50 | - | - | - | - | 940 | - | - | - | - | 180 | - | - | - | - | 90 |
| szczątki mchu | - | - | - | 30 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 80 |
| szczątki zwierzęce | - | - | 20 | - | 100 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 150 |
| ziarna piasku | - | - | - | - | - | - | - | 460 | - | - | - | - | - | - | - | 490 | - | - | - | - | - | 840 |

bezrybny ze względu na zanieczyszczenie go ściekami garbarni. Zanieczyszczenie to zamknęło drogę migracji dla troci, która według Seligo (1. c.) pojawiała się poprzednio w Potoku.

Jako osobliwość przyrodniczą Potoku podkreślić należy występowanie krasnorostu *Hildebrandia rivularis* na cienistym odcinku leśnym Potoku (st. IV). Krasnorost ten tworzy obrostnie ciemnoczerwone na wielu kamieniach podyluwialnych, wyścielających zwarcie dno koryta. Jego występowanie w wodach pomorskich przewidywał F. Krawiec (1935). Na odcinku Potoku koło Zagórza (st. VI) występuje na dnie koryta *Fontinalis antipyretica* — *livonica*, mech o łuseczkowatych listkach. Odmiana ta stanowi na naszych terenach rzadkość, bowiem właściwym rewirem jej występowania, jako reliktu polodowcowego, są wschodnie tereny nadbałtyckie (Litwa, Estonia).

Przeobrażenia potamologiczne — które jaskrawo występują w Potoku Zagórskim, wynikają również z tego faktu, że Potok jest małym zbiornikiem. Bowiem każdy czynnik trwały, nawet ilościowo niezbyt duży, wydatnie wyraża się w nim przez swój wpływ. Zbiornik większy niż Potok Zagórski w rejonie przymorza nie wykazywałby tak bezpośrednich i radykalnych fluktuacji pod wpływem przedstawionych wyżej czynników ekologicznych.

Streszczenie

1. Potok Zagórski, wypływający z jez. Marchowo, dzięki konfiguracji terenu i młodemu krajobrazowi zmienia kilkakrotnie swój charakter hydrologiczny i tworzy kilka krain potamologicznych.

2. Osobliwością krain jest przestawienie ich kolejności, bowiem bieg górny stanowi krainę leszcza, środkowy zaś w początkowym odcinku ma charakter krainy pstrąga, a w dalszym — lipienia. Bieg dolny potoku ze względu na poważne zanieczyszczenie go ściekami garbarni nie stanowi przedmiotu niniejszego oszacowania.

3. Spektra fizyko-chemiczne i biologiczne wskazują, że jez. Marchowo w rejonie wypływu Potoku Zagórskiego ma charakter mezotroficzny, na co wskazuje zaszlamienie dna typu gyttja, sinicowy zakwit wody, niedosyt tlenu w warstwach przydennych, przy nieznacznej zawartości wapnia i dwutlenku węgla.

4. Znamienną cechą górnego biegu Potoku stanowi powolny przepływ nurtu, zaszlamienie dna, stagnofilno-lenityczny charakter biocoenozy i eurytermiczność wody. Torfowisko, przytykające do tego odcinka potoku, wywołuje w nim tyrfotrofizm.

5. Środkowy bieg Potoku ma duży spadek koryta, dno kamienisto zwirowe, florę i faunę w przeważającej mierze reofilną, a wodę dość zimną o znacznej stenotermii. Odcinek ten zasilają w wodę liczne źródła bagienne.

6. Godne uwagi jest występowanie w środkowym biegu Potoku krasnorostu *Hildebrandia rivularis* i mchu *Fontinalis antipyretica-livonica*, wybitnych reofilów.

7. Charakterystyczny zarys zmienności potamologicznej Potoku wynika z faktu, iż stanowi ona mały zbiornik, łatwo podatny na fluktuacyjne wpływy otoczenia.

PISMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Atlas Polski, 1953. Centr. Urz. Geod. i Kart. Warszawa, (1).
2. Behre K. u. Wehrle E., 1942. Welche Faktoren entscheiden über die Zusammensetzung von Algengesellschaften? Arch. f. Hydrobiol., 39 (1).
3. Borne M., Dallmer E., Benecke B., 1886. Handbuch der Fischzucht.
4. Brohmer P., Ehrmann P., Ulmer G., 1929. Die Tierwelt Mitteleuropas.
5. Dahl F., 1926—1955. Die Tierwelt Deutschlands u. d. Angrenz. Meeresteile.
6. Gollerbach M. M., Polianskij W. I., 1951—1958. Opredielitel priesnowodnych wodoroslej SSSR.
7. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych.
8. Krawiec F., 1935. Ciekawe krasnorosty *Hildebrandia rivularis* (Liebm.) i *Thorea ramosissima*. Bory w Wielkopolsce. Acta Soc. Bot. Pol., 12 (3).
9. Lundbeck J., 1934. Über den primär oligotrophen Seetypus und den Wollinger See als dessen mitteleuropäischen Vertreter. Arch. f. Hydrobiol., 27.
10. Mowszowicz J., 1950. Rośliny wodne krajowe.
11. Pascher A., 1913—1930. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs u. d. Schweiz.
12. Peuss F., 1932. Die Tierwelt der Moore.
13. Schoenichen W., 1925—1929. Einfachste Lebensformen d. Tier- u. Pflanzenreiches I/II.
14. Seligo A., 1902. Die Gewässer der Provinz Westpreussen.
15. Welch P., 1948. Limnological methods.
16. Zaborski B., 1933. Zarys morfologii północnych Kaszub.

К. Михальски, Е. Янушкевич

Типологическая характеристика Потока Загурского

Резюме

1. Благодаря конфигурации местности и молодому ландшафту поток Загурски, вытекающий из озера Мархово, изменяет несколько раз свой гидрологический характер и создает несколько потамологических участков.

2. Особенностью этих участков является перестановка их обыкновенной последовательности. Верхнее течение является участком леща, среднее в начальной части является участком форелей, а в дальнейшей части — европейского хариуса. Нижнее течение здесь не рассматривается ввиду сильных загрязнений сточными водами из кожевенного завода.

3. Физико-химические и биологические спектры указывают на мезотрофный характер озера Мархово у выхода потока Загурского: заиливание дна типа Гиття, цветение вызванное синезелеными водорослями, недостаток кислорода в придонных слоях при незначительном содержании кальция и двуокси углерода.

4. Характерной чертой верхнего течения потока является медленное течение, заиливание дна, стагнофильный-ленитический характер биоценоза и евритермия воды. Торфяные залежи, прилегающие к этому участку потока, вызывают в нем тырфотропизм.

5. Среднее течение потока имеет большой склон, каменисто-равнинное дно, флору и фауну в преобладающей мере реофильного типа, довольно холодную воду о значительной стенотермии. Этот участок питается водой из многочисленных болотных источников.

6. Заслуживает на внимание присутствие в среднем течении потока красной водоросли *Hildebrandia rivularis* и мха *Fontinalis antipyretica livonica* типичных реофильных растений.

7. Характерная черта потока — его потамологическая изменчивость — вытекает из этого, что он является мелким водоемом, легко поддающимся флюктуационным внешним влияниям.

Объяснения к рисункам

Рис. 1. Продольный профиль Потока Загурского

Рис. 2. Схема русла Потока Загурского и размещение наблюдательных станций

Рис. 3. Поток Загурски на посту III (верхнее течение)

Рис. 4. Ленитическое течение Потока Загурского в верхнем течении

Рис. 5. Поток Загурски на посту IV (верхнее течение)

Рис. 6. Поток Загурски на посту VI (среднее течение)

Рис. 7. Диаграмма типологического спектра озера Мархово

Рис. 8. Диаграмма типологического спектра Потока Загурского

K. Michalski, T. Januszkiewicz

Typological characteristic of the Zagórski Stream

Summary

1. The Zagórski Stream outflowing from the lake Marchowo changes several times its hydrobiological character owing to land configuration and young landscape forming several potamological regions.

2. The particularity of these regions consists in their successiveness which may be ranged as follows: The Stream's higher course is the region of bream, the beginning of the middle course is the region of trout and further of grayling. The lower course is so strongly contaminated by the sewage of a tannery that we shall refrain from the evaluation of its character.

3. Physico-chemical and biological spectra indicate that the lake Marchowo displays at the outflow of the Zagórski Stream a mesotrophic character proved by the gyttja type sliminess of its bottom, the blooming of cyanophyceae, insufficiency of oxygen in bottom layers, with insignificant content of calcium and carbon dioxide.

4. One of the features of the Zagórski Stream's higher course is the slow motion of its current, the sliminess of its bottom, the stagnophil-lentic character of biocenose and its eurythermic water. The peatbog lying along this segment of the Stream produces its thyrphotrophism.

5. The middle course of the Zagórski Stream has a sharply inclined bed, a stony gravel bottom, its fauna and flora are mostly rheophilous.

6. In the middle course of the Stream the appearance of *Hildebrandia rivularis* and the moss *Fontinalis antipyretica-livonica*, both eminent rheophils, is worth noticing.

7. The characteristic potamologic variability of the Stream is caused by its small capacity, easily influenced by the varied factors of environment.

Explanation of figures

Fig. 1. The Stream's profile in length

Fig. 2. Sketch of the Stream's course and the localisation of experimental sites

Fig. 3. The Zagórski Stream in site III (upper course)

Fig. 4. Lentic flow of the Zagórski Stream in its upper course

Fig. 5. The Zagórski Stream in site IV (upper course)

Fig. 6. The Zagórski Stream in site VI (middle course)

Fig. 7. Diagram of the typologic spectrum of Marchowo lake

Fig. 8. Diagram of the typologic spectrum of the Zagórski Stream

K. Stangenberg-Oporowska

Studia nad chemizmem wód stawów karpionych w Miliczu

Zakład Limnologii i Rybactwa Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu

Otrzymano 5 sierpnia 1960

Wstęp i zagadnienie

Ocena zdolności produkcyjnej związków organicznych zbiorników wód powierzchniowych jest od dawna przedmiotem skoncentrowanych wysiłków różnych specjalistów. Szereg poglądów na ten temat podsumował w swej książce Karzinkin (1952). Związaną z tym terminologię pojęć produkcji, wydajności, zdolności produkcyjnej i żyzności podstawowej, potencjalnej i kinetycznej, omówił ostatnio M. Stangenberg (1941, 1956) i tej będę poniżej używała.

Wielka ilość prac poświęconych zagadnieniu produkcji zbiorników wód powierzchniowych wskazuje zgodnie na zasadniczą trudność jej mierzenia ze względu na to, że wytworzona w zbiorniku w pewnym okresie czasu masa związków organicznych nie daje się odróżnić od tej, która powstała w okresie poprzednim oraz która napłynęła ze zlewni. Aktualnie stwierdzana ilość organizmów w zbiorniku wodnym (biomasa) jest tylko przekrojem sytuacji produkcyjnej zbiornika i tylko w pewnym stopniu jej wykładnikiem, zakładając, że przy większej produkcji zbiornika biomasa jest większa i odwrotnie. W pewnych szczególnych przypadkach założenie takie jest słuszne i oparta na nim metoda mierzenia produkcji zbiornika może mieć rację bytu.

Pewne nadzieje na odcinku mierzenia zdolności produkcyjnej zbior-

* Praca wykonana częściowo z zasiłku Komisji Hydrobiologicznej Komitetu Ekologicznego PAN.

nika wnosi metoda Steemann-Nielsen a w opracowaniu Rodhego (1958) i innych, którzy wprowadzając radioaktywny dwutlenek węgla do określonej pojemności surowej wody zbiornika oznaczają po 6—12 godzinach zaasymilowany przez fitoplankton węgiel (C^{14}) i obliczoną na tej podstawie intensywność asymilacji uważają za miernik podstawowej produkcji związków organicznych w jeziorze (Primärproduktion).

Ohle (1955, 1956, 1958) kładzie nacisk na pomiar dwutlenku węgla powstającego w zbiorniku wodnym w wyniku odbywających się w nim procesów biologicznych. Jego ilości charakteryzują procesy energetyczne jeziora od strony zużycia nie tylko produkcji pierwotnej, lecz także jej postaci wtórnych, łącznie z przemianą związków pochodzenia allochtonicznego i w ten sposób określają biologiczną aktywność zbiornika (Bioaktivität).

Te wszystkie prace, wykonywane na jeziorach i morzach nie mają precedensu w stawach sztucznych, a także rzekach, w których mogą być mniej aktualne ze względu na duży udział produkcji heterotroficznej opartej na organicznym materiale allochtonicznym (np. zanieczyszczenia).

Odnosnie stawów sztucznych istniała dawna sugestia M. Stangenberga w serii prac nad warunkami produkcji w stawach (1938, 1941, 1943) zalecająca — w braku lepszego sposobu — pośrednie wnioskowanie o wielkości produkcji stawu z jego żyzności potencjalnej i kinetycznej. O wielkości tych żyzności można z dużym przybliżeniem wnioskować ze składu chemicznego wody i dna stawów, zakładając, że zakres jego zmienności będzie wystarczająco poznany. Perspektywa przyczynienia się do wypracowania metody określania możliwości produkcyjnych stawu karpiego ze składu chemicznego wody była jednym z bodźców do podjęcia niniejszej pracy.

Drugim jej aspektem był fakt, że stawy karpiove są nawożone w sposób niekontrolowany, zarówno bez określania ich potrzeb nawozowych jak też i bez stwierdzania zmian, jakie nawożenie w tych stawach wywołuje. Aby tego rodzaju kontrolowanie było możliwe trzeba znać podstawowy skład chemiczny wód stawów karpiowych i całą jego zmienność.

Nie bez znaczenia był wreszcie fakt, że jakkolwiek literatura o nawożeniu stawów karpiowych i gospodarce na nich jest ogromna (ostatnio przegląd jej ze streszczeniami podaje Mortimer i Hickling, 1955), to jednak zawiera ona niezmiernie mało danych o składzie chemicznym wód stawowych, a zwłaszcza o ich zmienności indywidualnej i sezonowej.

Z mnóstwa prac na większą uwagę zasługują tylko analizy Jiroveca dla stawów karpiowych Czechosłowacji (1937, 1938), badania

Ohlego (1935) na stawach gospodarstwa Milicz-Żmigród (Militsch-Trachenberg), na których i ja wykonałam poniższą pracę oraz wyżej cytowane badania M. Stangenberga.

Wykonaniu poniższych badań towarzyszył także aspekt ekologiczny. Mianowicie wiadomo było, że w niektórych stawach badanych gospodarstw karpionych karpie chorują masowo na posocznicę w różnym nasileniu, w zależności od stawu i roku. Trudno było oprzeć się chęci wyjaśnienia sprawy, czy skład chemiczny wody stawowej nie wiąże się w jakiś wyraźny sposób z przebiegiem posocznicy.

Material i metodyka

Próby wody do analizy zbierano z 3 kompleksów stawów karpionych Zespołu Milicz (Potasznia, Stawno i Krośnice) w ciągu jednego lub dwu okresów produkcyjnych (marzec—wrzesień) 1953 i 1954 r.

Skład chemiczny wód dopływających na teren gospodarstw badano na 4 stanowiskach (rys. 1), wybranych na głównych donośnikach, tzn. na rzece Baryczy powyżej spiętrzenia dającego wodę na staw Bolko i inne w gosp. Stawno (st. I), rzece Brandzie w gosp. Stawno i Krośnice (st. III i st. IV) i rzece Polska Woda w gosp. Potasznia (st. II).

Skład chemiczny wody odpływającej z terenu stawowego w wyniku przeciekania przez groble i mnichy charakteryzują próby pobrane z tzw. Sarniego Rowu koło stawu Bolko w gospodarstwie Stawno (st. V).

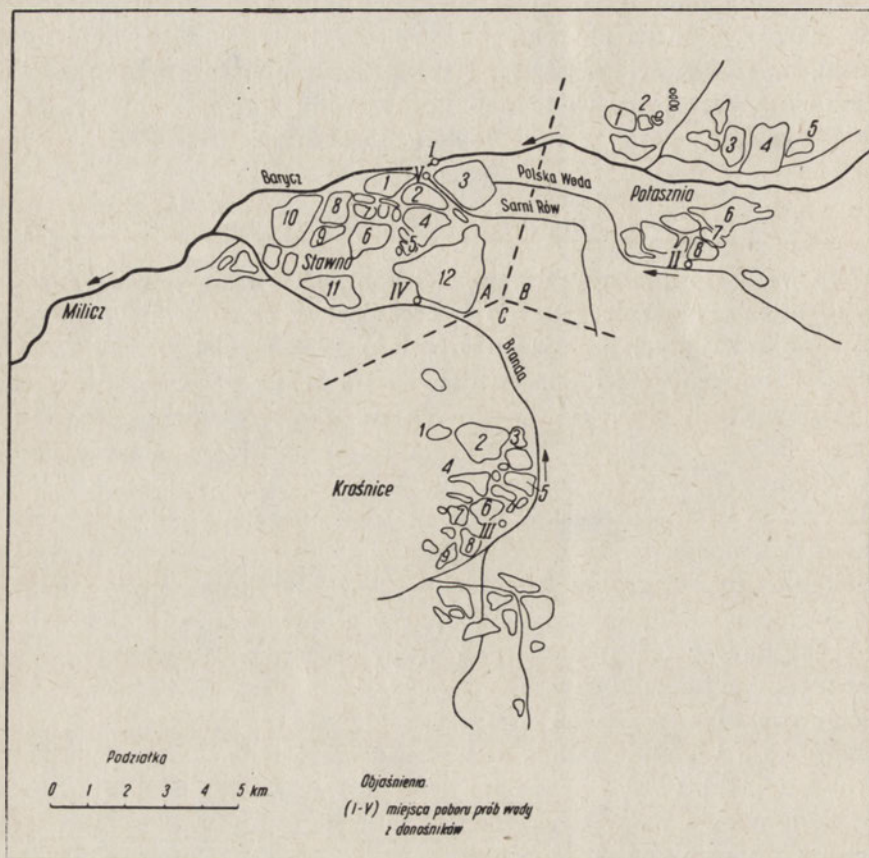
Z rzeki Barycz (st. I) pobierano próby wody co 2 tygodnie w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r., zaś z rzeki Brandy (st. III i st. IV), zasilającej główne obiekty badań (staw Grabownica, Czarny Las i Duża Przysań), co 2 tygodnie lub czasem nawet częściej w latach 1953 i 1954.

Próby z rzeki Polska Woda i z Sarniego Rowu (st. II i V) pobrano tylko jednorazowo na wiosnę, latem i w jesieni. Łącznie w ciągu 2 lat zebrano z donośników 91 prób wody, wykonując w nich około 2050 oznaczeń chemicznych.

Zmienność składu chemicznego wody w obrębie jednego stawu przebadano na przykładzie stawów stanowiących główny obiekt zainteresowania, tzn. stawów Grabownica i Słoneczny w gosp. Stawno, pobierając łącznie 39 prób wody z 6—10 stanowisk, na każdym z nich trzykrotnie, tj. w okresie wiosny, lata i jesieni.

Przebieg zmian składu chemicznego wody w stawach w ciągu okresu wegetacyjnego badano w latach 1953 i 1954 na stawach Słoneczny, Grabownica i Machnicki Górny w gosp. Stawno, oraz na stawach Czarny Las i Duża Przysań w gosp. Krośnice, pobierając wodę do analizy mniej więcej co 2 tygodnie. W rezultacie zgromadzono materiał składający się z analiz 64 prób wody stawowej.

Wreszcie dla określenia zróżnicowania składu chemicznego wody w obrębie stawów poszczególnych gospodarstw karpiowych pobrano równocześnie próby wody (rys. 1) z 8 stawów gospodarstwa Potasznia,



Rys. 1. Rozmieszczenie badanych stawów karpiowych oraz stanowisk poboru prób wody z donosników w Zespole Milicz.

Karte der untersuchten Karpfenteiche und Stellen der Wasserprobenentnahme aus den Zuflüssen der Teichwirtschaftsgemeinschaft Milicz.

12 stawów gospodarstwa Stawno oraz 9 stawów gospodarstwa Krośnice, na wiosnę (23.IV), w lecie (16.VII) i w jesieni (17.IX) 1953 r., oraz w dniach 20—24 września 1954 r. z 19 stawów gospodarstwa Stawno i Krośnice, gromadząc łącznie do tego celu 102 próby wody.

W sumie cały materiał zgromadzony w latach 1953 i 1954 składał się z 296 prób wody, w których łącznie wykonano około 6900 oznaczeń chemicznych.

Wodę do analizy chemicznej pobierano ze stawów w okolicy mnicha odpływowego w odległości 1—2 m od brzegu, 20 cm pod powierzchnią, za pomocą czerpacza szklanego Ruttnera, w ilości 1,5 litra.

Wszystkie oznaczenia chemiczne wykonano ujednostajnionymi metodami w opracowaniu Szniolisa i Justa (1934) z wyjątkiem BZT₅-20°C, badanego metodą rozcieńczeń w wodzie niesączonej (Standard Methods..., 1946), fosforanów wg Mauchy (1932), fosforu całkowitego wg Taylora (1937) oraz potasu oznaczanego w 1953 r. nefelometrycznie wg Ohlego (1939/40), a w 1954 r. fotometrem płomieniowym, uzyskując w sprawdzeniach dużą zgodność użytych metod.

Stopień zróżnicowania składu chemicznego wody w obrębie jednego stawu usiłowano określić za pomocą współczynnika zmienności $V = = 100 \sigma/M$ (Quantitative Zoology 1939).

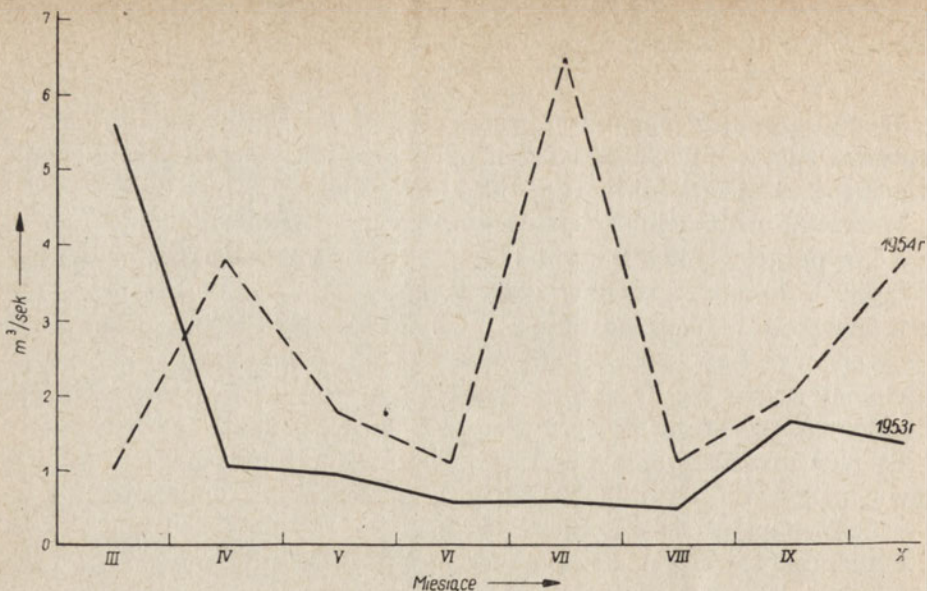
Obliczając średnie poszczególnych cech (M) składu chemicznego wody i średnie odchylenie (σ) od nich dla stanowisk rozrzuconych po powierzchni całego stawu zakładano, że staw karpowy jest jednością, której zmienność (V) chcemy poznać. Oznaczenia dotyczące rozrzuconych po stawie stanowisk charakteryzują tę zmienność i wobec tego nadają się do sumowania oraz statystycznego opracowania.

Zebrane dla obydwu lat dane o średnich opadach w terenie badań, stanach wody na Baryczy oraz odpowiadających im przepływach wykazały zgodnie, że 1953 r. ogromnie się różnił od 1954 r. Był on rokiem wybitnie suchym, a wg notowań wieloletnich najsuchszym w trzydziestoleciu 1925—1955. Zatem stosunki stawowe, opisane poniżej dla 1953 r. charakteryzują jedno z najbardziej skrajnych, jakie z przyczyn klimatycznych mogą zaistnieć.

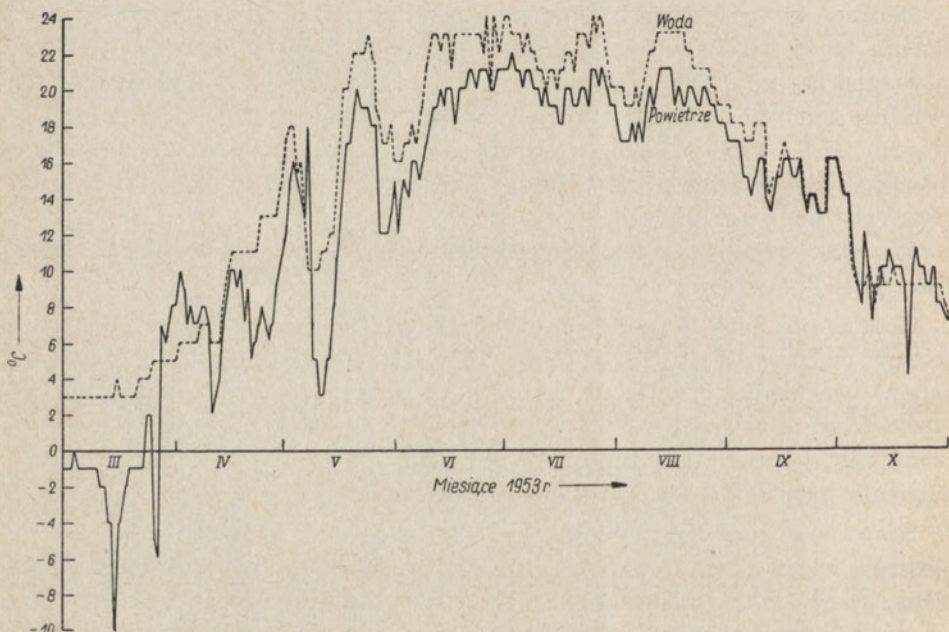
Krzywe średnich miesięcznych przepływów w Baryczy pod Mili-
czem przedstawia rys. 2.

Codziennie notowania temperatur powietrza i wody w stawie Słoneczny w Stawnie (będącym jednym z głównych obiektów poniższych badań) wykazały (rys. 3), że woda w ciągu 1953 r. nagrzewała się najbardziej od pierwszej połowy czerwca do końca lipca osiągając 24°C. Temperatury powietrza (mierzone o godz. 7⁰⁰) w okresie maj—sierpień włącznie były stale niższe od temperatur wody.

Stan nawożenia i żywienia ryb w badanych stawach nie jest — niestety, mimo starań — dokładnie znany. Wynotowane z ksiąg zespołu Milicz dane są tak niekompletne, że tylko niektóre uwagi ogólne dadzą się na ten temat wypowiedzieć. Ogromną większość stawów nawożono superfosfatem w obydwu latach dawkami od 50 do 200 kg/ha. Stawy w Krośnicach były wapnowane w 1953 r. małymi dawkami 100—400 kg wapna palonego. Nigdzie nie nawożono potasem. Na wszystkich stawach stosowano żywienie. Roślinność była koszona intensywnie, mimo to na



Rys. 2. Średni miesięczny przepływ wody rz. Barycz pod Miliczem w okresie badań 1953 i 1954 r.
 Der durchschnittliche monatliche Wasserdurchfluss des Barycz-Flusses bei Milicz in den Versuchsjahren 1953 u. 1954.



Rys. 3. Dienne zmiany temperatury wody powierzchniowej i powietrza w stawie Słonecznym gospodarstwa Stawno w Miliczu, w ciągu okresu hodowlanego 1953 r. (godz. 7⁰⁰ rano).
 Die täglichen Temperaturveränderungen des Oberflächenwassers und der Luft im „Słoneczny“-Teich der Teichwirtschaft Stawno in Milicz während der Zuchtperiode 1953 (7⁰⁰ früh).

ogromnych powierzchni zarastała stawy. Powierzchnie stawów podano niżej przy omawianiu ich wydajności naturalnej (tab. XII).

Skład chemiczny wód zasilających stawy karpowe w Milczu

Zagadnienie przestudiowano szerzej w przypadku rzeki Baryczy i jej dopływów Brandy i Polskiej Wody, zasilających odpływającymi od nich donośnikami stawy gospodarstw karpowych Stawno, Krośnice i Potasznia o powierzchni 7067 ha.

Skład jonorównoważnikowy i wzajemne stosunki ilościowe niektórych innych badanych cech wody donośników

Posługując się metodą Thana (1865) w modyfikacji Mauchy (1932), a w myśl ostatnich sugestii Rodhego (1949) przedstawiono skład chemiczny wody w postaci procentowego udziału najważniejszych anionów i kationów w ich sumach, przyjętych każdorazowo za 100% (rys. 4). Jak widać, skład wody wszystkich dopływów i opartych na nich wód stawowych jest typu węglanowego, tak jak ogromnej większości nie zanieczyszczonych wód Polski i innych krajów Europy. Udział węglanów wapnia w tym składzie jest dominujący. Wapń wynosząc 40—68,8 mg/l Ca, równoważnikowo waha się w granicach 67—80%. Już magnez występuje w znacznie mniejszych ilościach, o dużym zakresie wahań 2,8—7,1 mg/l Mg, stanowiąc równoważnikowo około 6—14% kationów. Podobnie potas, wahając się w absolutnych cyfrach w granicach 2,1—5,9 mg/l K, stanowi 1,2—4,3% kationów. Sód wynosi w wodzie rzeki Baryczy średnio około 10 mg/l Na, a około 11—17% zawartości kationów.

Wśród anionów pierwsze miejsce zajmuje dwutlenek węgla związany w postaci węglanów i dwuwęglanów (45—82% HCO_3). Dalsze miejsca przypadają siarczanom, wahającym się w zakresie 8—38%, chlorkom (9—20%) i wreszcie krzemianom.

Szeroki zakres wahań w procentowym udziale makroelementów w składzie chemicznym wody poszczególnych donośników i w ciągu okresu wegetacyjnego nie stanowi analogii do tezy Clarka (1924) i Rodhego (l.c.) o stałości jonorównoważnikowego składu wód oceanicznych i jeziorowych. Da on się najłatwiej wytłumaczyć dopływem ścieków oraz zmianami składu wody wynikającymi z zabiegów rybackich stosowanych na przepływanych stawach (np. nawożenia). Szeroki zakres wahań równoważników anionów zdaje się być wytłumaczalny dopływem SO_4 i Cl ze ścieków, a wypieraniem przez nie HCO_3 i CO_3 .

Inne aniony i kationy (rys. 4) występują w wodach donośników w ilościach przeważnie mniejszych od 1 mg/l, często bardzo małych, wchodząc raczej w zakres składników występujących w małych ilościach lub będących mikroelementami. Niekiedy tylko dochodzi wśród nich do nagromadzenia się znacznych ilości żelaza.

Na dodatkowe uwypuklenie — w związku z powyższym — zdaje się zasługiwać wielkość suchej pozostałości wody, obrazująca łączną zawartość substancji mineralnych i organicznych, rozpuszczonych i nierozpuszczonych w wodzie. W wodzie badanych donośników (Baryczy, Brandy i Polskiej Wody) kształtowała się ona w zakresie 122—278 mg/l. Pozostałość po prażeniu wynosiła od 93 do 208 mg/l, a na ciała lotne przypadało 38—112 mg/l. Jak widać na przykładzie rzeki Baryczy (rys. 5), (analogicznych wykresów dla Brandy i Polskiej Wody nie podano z braku miejsca) krzywa twardości ogólnej i zasadowości wyrażona w postaci węglanu wapnia przebiega tuż poniżej krzywej suchej pozostałości, czyli że sole wapnia i magnezu, a zwłaszcza węglany ich stanowią ogromną część suchej pozostałości.

Na ciała lotne — w nich związki organiczne — w wodzie donośników przypada zazwyczaj kilkadziesiąt mg/l. Wyrażona w barwie zawartość związków humusowych wynosi zazwyczaj kilkadziesiąt mg/l Pt, ale — jak zobaczymy niżej — może sięgać w ciągu sezonu wegetacyjnego nawet do 350 mg/l Pt. Utlenialność takich wód jest rzędu kilkadziesiąciu mg/l O₂ (7,8—61,2 mg/l O₂), 5-dniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu sięga 17,6 mg/l O₂, a azot organiczny 3,24 mg/l N.

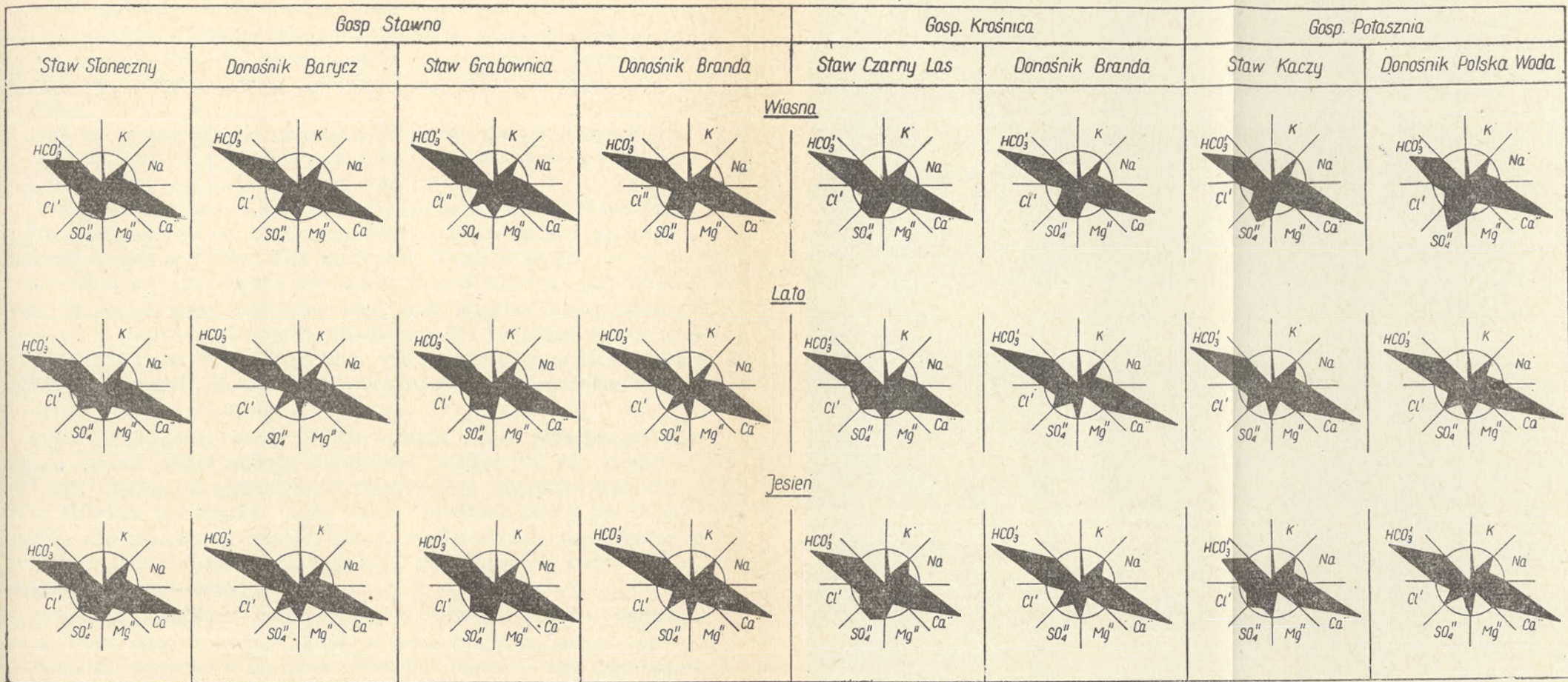
Zmiany składu chemicznego wody donośników
w ciągu okresu hodowlanego
ze szczególnym uwzględnieniem okresu wiosennego

Rzeka Barycz

1. Skład wody wiosennej używanej do zalewu stawów. W kwietniu, w czasie zalewu stawów, Barycz wносиła na teren gospodarstwa Stawno (rys. 5) wodę silnie zabarwioną (55 mg/l Pt), o średnio wysokiej utlenialności (14,2 mg/l O₂) i dość wysokim biochemicznym zapotrzebowaniu tlenu (5,2 mg/l O₂), które mogłoby kwalifikować ją do wód średnio zanieczyszczonych.

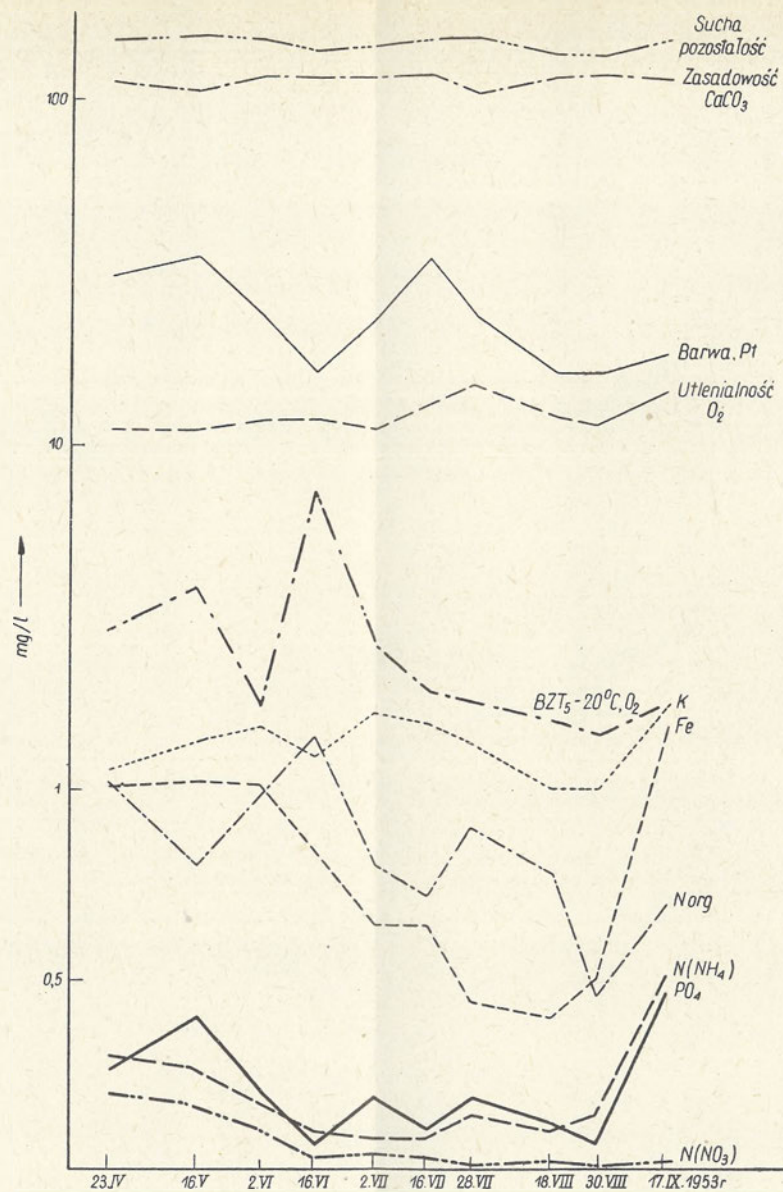
Twardość ogólna wody była w tym czasie dosyć znaczna (190 mg/l CaCO₃) i składała się w przeważającym stopniu z twardości węglanowej (150 mg/l CaCO₃) stanowiącej — jak wiadomo — tzw. rezerwę alkaliczną wody. Niezrozumiałe wydaje się pojawienie dosyć wysokiej twardości niewęglanowej (40 mg/l CaCO₃), która znacznie zmniejszyła się w ciągu lata i jesieni (sezonowy wpływ ścieków z okresu zimowego?).

Woda wiosenna Baryczy wносиła na stawy znaczne ilości azotu mine-



Rys. 4. Jonorównoważnikowy skład wody najbardziej typowych stawów karpiowych i ich donośników w Zespole Milicz.

Die äquivalente Ionen-Zusammensetzung des Wassers der meist typischen Karpenteiche und ihrer Zuflüsse in der Teichwirtschafts gemeinschaft Milicz.



Rys. 5. Ilościowy udział poszczególnych składników chemicznych w wodzie donośnika w ciągu okresu wegetacyjnego (rzeka Barycz, st. I, gosp. Stawno, 1953).
 Der quantitative Anteil der einzelnen chemischen Bestandteile im Wasser des Zuflusses während der Vegetationszeit (Barycz-Fluss, Untersuchungsstelle I, Teichwirtschaft Stawno, 1953).

ralnego (powyżej 0,5 mg/l N), zarówno w postaci amoniaku (0,30 mg/l N) jak i azotanów (0,20 mg/l N) oraz dość znaczne ilości azotu organicznego (około 1 mg/l N).

Fosfor całkowity występował w znacznych ilościach (0,36—0,60 mg/l PO_4), szczególnie w postaci fosforanów, które w pierwszej połowie maja sięgały 0,4 mg/l PO_4 . Na wartość biologiczną fosforanów wpływać musiała wysoka zawartość żelaza (powyżej 1 mg/l Fe) i manganu (0,2—0,3 mg/l Mn).

Potas w wodzie Baryczy napotkano w bardzo małych ilościach (1,5—2,1 mg/l K), jednych z najmniejszych, jakie są nam znane z wód rzecznych Polski (M. Stangenberg 1958).

W sumie zatem Barycz dawała na wiosnę gospodarstwu Stawno wodę o dość znacznej rezerwie alkalicznej, średnio obciążoną związkami organicznymi, bogatą w fosfor i azot mineralny, ubogą w potas.

2. Zmiany w ciągu okresu wegetacyjnego. Stwierdzony na wiosnę skład chemiczny wody rzeki Baryczy ulegał znacznym zmianom w ciągu okresu wegetacyjnego (tab. I). Nie zdają się one mieć większego znaczenia dla gospodarstwa stawowego, gdyż w lecie na ogół dopływ wody z rzeki do stawów jest bardzo niski, tym niemniej niektóre z nich zasługują na uwagę.

Rezerwa alkaliczna wody rzecznej okazała się w późniejszych miesiącach okresu wegetacyjnego nieznacznie wyższa niż na wiosnę (do 170 mg/l CaCO_3), z wyjątkiem niezrozumiałego minimum pod koniec lipca, któremu towarzyszył nagły wzrost twardości stałej (do 35 mg/l CaCO_3), dopływ kwasów mineralnych z ośrodków zanieczyszczeniowych czy gwałtowne biologiczne odwapnienie przebiegające niezależnie od wzrostu twardości stałej?

Zawartość związków organicznych w wodzie Baryczy wyrażona barwą wody raczej wyraźnie malała w ciągu lata, z wyjątkiem wzrostu 16 lipca do poziomu wiosennego. Podobny obraz — ale przesunięty w czasie — dało przeważnie znacznie niższe pod koniec lata biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody (2,4 mg/l O_2) i malejące zawartości azotu organicznego (do 0,46 mg/l N) z wyjątkiem maksimum czerwcowego 16.VI.1953 (8,8 mg/l O_2 i 2,42 mg/l N).

Azot mineralny przeważnie w ciągu lata malał, chociaż jego poszczególne formy zachowywały się różnie. Duża na wiosnę zawartość azotanów zdecydowanie zmalała już 16 czerwca i utrzymywała się do końca sezonu na poziomie setnych miligramów N w litrze wody. Nieznacznie zmalały w wodzie Baryczy ilości amoniaku, chociaż tylko do rzędu 0,1 mg/l $\text{N}(\text{NH}_4)$, natomiast 17 września, czyli wtedy, gdy w rzece było bardzo mało wody, silnie nagrzanej i kiedy kończył się okres produkcyjny, a związki organiczne rozpoczęły się intensywnie rozkładać, za-

Zakres wahań składu chemicznego wody rzeki Barycz, Polska Woda i Branda
w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 (mg/l)

Schwankungsbereich in der chemischen Zusammensetzung des Wassers der Flüsse Barycz,
Polska Woda u. Branda während der Vegetationsperioden d. J. 1953 u. 1954 (mg/l)

| Nazwa rzeki - Flussname Oznaczenia Bestimmungen | Barycz | Polska Woda | Branda | | | |
|--|------------|-------------|-------------------|------------|----------------|-------------|
| | | | Krośnice, st. III | | Stawno, st. IV | |
| | | | 1953 | 1954 | 1953 | 1954 |
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | 220-278 | 138-194 | 195-251 | 175-295 | 185-241 | 122-240 |
| Pozost. po prażeniu Glührückstand | 136-208 | 93-154 | 110-170 | - | 115-140 | - |
| Ciepła lotna Glühverlust | 58-111 | 38-64 | 40-108 | - | 59-112 | - |
| Twardość ogólna Gesamthärte CaCO_3 | 160-220 | 80-160 | 140-160 | - | 120-160 | - |
| Zasadowość Karbonathärte CaCO_3 | 125-170 | 70-80 | 95-145 | 85-145 | 115-150 | 87-150 |
| Twardość stała Nichtkarbonathärte CaCO_3 | 0-60 | 5-90 | 5-55 | - | 0-45 | - |
| Wapń Calcium Ca | 145-187 | 75-135 | 120-148 | - | 110-145 | - |
| Magnez Magnesium Mg | 6,1-9,6 | - | 3,8-7,2 | - | 3,2-5,3 | - |
| Potas Kalium K | 1,0-3,2 | 2,8-4,0 | 3,5-7,4 | 3,3-7,7 | 2,6-5,5 | 2,0-7,5 |
| Żelazo og. Total Eisen Fe | 0,40-2,40 | 0,76-1,30 | 0,26-3,60 | 0,55-16,0 | 0,20-1,20 | 0,11-1,90 |
| Mangan Mn | 0,15-1,20 | 0,18-0,55 | 81-1,20 | - | 81-0,60 | - |
| Chlorki Chloride Cl | 12-18 | 12-17,5 | 15-20 | - | 12-20 | - |
| Amoniak Ammonium $\text{N/NH}_4/$ | 0,08-0,50 | 0,03-0,16 | 0,08-1,16 | 0,05-0,96 | 0,08-0,96 | 0,02-0,48 |
| Azotyny Nitrite $\text{N/NO}_2/$ | 0,004-0,24 | 0,034-0,074 | 0,006-0,60 | 0,012-0,13 | 0,000-0,120 | 0,004-0,090 |
| Azotany Nitrate $\text{N/NO}_3/$ | 0,01-0,20 | 0,00-0,20 | 0,02-0,20 | 0,01-1,80 | 0,00-0,20 | 0,01-1,00 |
| Azot organiczny Org. Stickstoff N | 0,46-2,42 | 0,42-1,20 | 0,40-1,22 | 0,48-2,49 | 0,44-3,24 | 0,48-2,35 |
| Azot album. Alb. Stickstoff N | - | - | - | 0,27-0,90 | - | 0,24-1,15 |
| Fosforany Phosphate PO_4 | 0,06-0,46 | 0,10-0,22 | 0,04-0,30 | 0,04-0,80 | 81-0,18 | 0,02-0,26 |
| Fosfor całkowity Total Phosphor PO_4 | 0,28-0,76 | 0,28-0,32 | 0,06-1,20 | 0,20-1,48 | 0,20-1,04 | 0,24-1,60 |
| Fosfor związany Geb. Phosphor PO_4 | 0,10-0,30 | 0,10-0,18 | 0,02-1,06 | 0,06-1,34 | 0,12-1,04 | 0,18-1,50 |
| Barwa Farbe Pt | 30-60 | 25-30 | 30-90 | 50-350 | 25-90 | 40-90 |
| Utleniałość Oxydierbarkeit O_2 | 14,0-25,8 | 16,2-16,4 | 7,8-25,0 | 13,0-61,2 | 6,0-41,4 | 11,4-25,0 |
| Temperatura Temperatur $^{\circ}\text{C}$ | - | - | - | 3,0-23,5 | - | 6,0-26,0 |
| Tlen Sauerstoff O_2 | - | - | - | 1,4-10,8 | - | 4,0-11,4 |
| BZT ₅ BSB ₅ 20°C O_2 | 2,4-8,8 | 1,2-4,0 | 1,6-4,4 | 1,6-7,6 | 2,0-17,6 | 1,6-7,2 |

wartości amoniaku wzrosły do 0,5 mg/l $N(NH_4)$ i w ten sposób osiągnęły swe maksimum roczne (towarzyszyły temu i inne gwałtowne zmiany w składzie wody). Zawartości azotynów malały w wodzie stopniowo prawie do kilku tysięcznych mg/l ($N(NO_2)$) w początkach lipca, po czym zaczęły systematycznie wzrastać do maksimum 0,24 mg/l $N(NO_2)$ w połowie sierpnia, a następnie znów zmalały do kilku setnych mg/l $N(NO_2)$.

W sumie zmiany te świadczą o bardzo intensywnie przebiegających w rzece w ciągu okresu wegetacyjnego procesach produkcji i mineralizacji związków organicznych oraz o intensywnych przemianach biochemicznych dotyczących azotu mineralnego.

Zawartość fosforanów w wodzie Baryczy malała w ciągu późniejszych miesięcy okresu produkcyjnego do 0,06 mg/l PO_4 i nie przekraczała ilości z okresu wiosennego z wyjątkiem ostatniej próby z połowy września (0,46 mg/l PO_4), kiedy to w rzece odbywała się intensywna mineralizacja związków organicznych. Trzeba podkreślić, że jakkolwiek zawartość fosforanów nigdy w badanym okresie nie zmalała do analitycznego zera to jednak w połowie czerwca i przy końcu sierpnia osiągała bardzo niskie wartości (0,06 mg/l PO_4). Na tym tle widać wyraźnie, że wiosną, przy wielkim przepływie, wnoszone na stawy ilości fosforanów były wyjątkowo duże (do 0,40 mg/l PO_4). Podobnie zachowywały się ilości fosforu całkowitego, które w zasadzie przez cały badany okres były w wodzie dość wysokie (do 0,76 mg/l PO_4).

Potas, występujący w wodzie Baryczy w niewielkich ilościach na wiosnę, rósł do 3,1 mg/l K w początkach lipca i do 3,2 mg/l K w maksymalnej ilości stwierdzonej w połowie września w czasie rozkładu związków organicznych w rzece, jednak nawet i te ilości w stosunku do ilości znanych z innych wód rzecznych trzeba uważać za niskie. W drugiej połowie sierpnia wystąpiły w Baryczy jeszcze niższe, najniższe ze spotykanych w wodach powierzchniowych ilości potasu (1,0 mg/l K). Przez cały zatem okres wegetacyjny zawartości potasu w wodzie Baryczy były małe lub bardzo małe.

3. Ocena żywności wody. Charakteryzując zbadany skład chemiczny wody rzeki Baryczy z punktu widzenia jej żywności i stwarzanych przez nią możliwości produkcyjnych w stawach karpionych można powiedzieć, że Barycz na wiosnę w 1953 r. dawała stawom wodę o bardzo korzystnym składzie, wyróżniającym się wysoką zawartością fosforu i azotu oraz średnią rezerwą alkaliczną. Zawartość potasu była natomiast mała, mniejsza aniżeli zazwyczaj napotyka się w wielu innych wodach rzecznych, która w miesiącach letnich nawet jeszcze bardziej malała i która nie pozwala przypuszczać, aby w jakimkolwiek miesiącu 1953 r. większe ilości potasu mogły z wodą Baryczy wpłynąć na gospodarstwo Stawno. Wynika z tego oczywisty wniosek praktyczny, że jeśli

do produkcji stawowej nie dopływała większa ilość potasu z dna lub nawożenia, to produkcja karpiowa w gosp. Stawno 1953 r. była ograniczona brakiem potasu.

Rzeka Branda, Krośnice (st. III)

1. Skład wody wiosennej używanej do zalewu stawów. W kwietniu 1953 i 1954 r. rzeka Branda wносиła do stawów wodę o bardzo różnym składzie.

Ponieważ w kwietniu 1953 r. pobrano tylko jedną próbę wody, natomiast w marcu i kwietniu 1954 r. zebrano ich 6, charakterystykę wody wiosennej opieram przede wszystkim na danych 1954 r.

Barwa wody w Brandzie była w tym czasie intensywna (50—80 mg/l Pt) i prawie dwukrotnie wyższa niż w próbie z 1953 r. (30 mg/l Pt). Inne wskaźniki określały zawartość związków organicznych w wodzie tej rzeki w sposób nie korelujący z barwą, co stoi w związku z ich różnym składem chemicznym (np. kwasy humusowe i białko).

Utlenialność wody była w rozpatrywanym okresie średnia lub wysoka (13,4—20,6 mg/l O₂, a 28.IV.1953 — 7,8 mg/l O₂). Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody niesączonej wahało się w granicach 2,0—3,0 mg/l O₂, zaś zawartość azotu organicznego 0,48—1,76 mg/l N. W sumie woda Brandy wносиła na stawy średnio lub nawet dużo związków organicznych, głównie bezazotowych (humus-stawy śródleśne).

Rezerwa alkaliczna wody wahała się na wiosnę 1954 r. w granicach 85—110 mg/l CaCO₃, była zatem średnia lub nawet niska, w kwietniu 1953 r. nieco wyższa (115 mg/l CaCO₃ przy twardości niewęglanowej odpowiadającej 25 mg/l CaCO₃).

Zawartość azotu mineralnego była na wiosnę wyjątkowo wysoka, gdyż sięgała 1,8 mg/l N azotanów, jednak niekiedy malała gwałtownie do 0,05 mg/l N. Amoniak występował, jak to najczęściej bywa, w nie zanieczyszczonych wodach rzecznych i stawowych w wielkościach rzędu kilku dziesiątych miligrama na litr wody (0,11—0,40 mg/l N), a azotyny w ilościach rzędu kilku setnych miligrama na litr.

Fosforany (0,04—0,18 mg/l PO₄) były przeważnie niskie w wodzie Brandy na wiosnę przy średnich ilościach fosforu związanego w granicach 0,14—0,48 mg/l PO₄. Żelazo dochodziło w kwietniu 1954 r. od 1,2 mg/l Fe nawet do 10 mg/l Fe, a ilości manganu były też dość znaczne (0,25 mg/l Mn). Można przypuszczać, że składniki te w dużym stopniu wiązały fosforany w fosfor związany. Zawartości potasu w Brandzie na wiosnę były raczej średniej wielkości (5,3—7,7 mg/l K).

2. Zmiany w ciągu okresu wegetacyjnego. W ciągu obydwu okresów hodowlanych 1953 i 1954 r. woda Brandy ulegała bardzo znacznym zmianom w swym składzie chemicznym (tab. I). Zawar-

tość związków humusowych rosła w niej niekiedy ogromnie, szczególnie w 1954 r. (350 mg/l Pt). Azot organiczny osiągał wtedy 2,49 mg/l N, utlenialność 61,2 mg/l O₂, a biochemiczne zapotrzebowanie tlenu 7,6 mg/l O₂, czyli że woda rzeki Brandy była niekiedy bardzo silnie obciążona związkami organicznymi. Ponieważ rzeka ta nie ulega na omawianym odcinku zanieczyszczeniom miejskim lub przemysłowym, wymienione wyżej wskaźniki są głównie wynikiem dopływu ogromnej ilości związków organicznych głównie humusowych ze zlewni naturalnej (liście z lasu, spływy i przesiąki z rowów, stawów i torfowisk). Wymienione maksima wskaźników zawartości związków organicznych przypadają na lipiec i sierpień, a ilość tlenu w wodzie zmalała pod ich wpływem do 1,4 mg/l O₂.

Zasadowość wody, wahająca się w okresie badań w granicach 85—145 mg/l CaCO₃, nie ulegała bardziej istotnym wahaniom, jakkolwiek ogólna tendencja krzywej zasadowości wskazuje, że zawartości węglanów wapnia w wodzie Brandy w ciągu lata były przeważnie wyższe niż na wiosnę. W każdym razie przez cały badany okres gwarantowały one wodzie rezerwę alkaliczną średniej wielkości.

Azot mineralny na wiosnę 1954 r. występował w postaci wielkich ilości azotanów, sięgających 20.IV.1954 — 1,8 mg/l N(NO₃) i trwających na wysokim poziomie, ale z gwałtownymi wahaniami przez kwiecień i maj 1954 r., następnie utrzymujących się na poziomie kilku dziesiątych mg/l N(NO₃) w czerwcu i początkach lipca, a potem malejących do rzędu setnych mg/l N(NO₃), co przeważnie stwierdzano w rzekach tego rodzaju, a także na tym samym stanowisku Brandy w ciągu 1953 r.

Wahające się przeważnie w granicach kilku dziesiątych miligrama na litr zawartości amoniaku osiągnęły raz w ciągu lata ilość maksymalną rzędu około 1 mg/l N(NH₄), zarówno w 1953 r. (2.VII) jak i w 1954 r. (3.VIII). Widocznie procesy amonifikacji dochodziły czasem do znaczenia dominującego w ogólnym bilansie azotowym.

Zawartości fosforanów w wodzie Brandy były przeważnie znacznie większe w lecie (kilka dziesiątych mg/l PO₄) niż na wiosnę (setne lub około 0,1 mg/l PO₄). Przyczyny tego mogą być różnorodne. Zwraca uwagę, że największa zawartość PO₄ (0,80 mg/l) wystąpiła w wodzie równocześnie z największymi zawartościami amoniaku (0,96 mg/l N(NH₄), co mogłoby wskazywać na to, że duże ilości fosforanów mogą pojawiać się w wodach rzecznych w wyniku mineralizacji związków organicznych (dna czy wody). Nie jest wykluczony wpływ przecieków ze stawów nałożonych superfosfatem.

Ilości potasu były w wodzie Brandy raczej wyższe na wiosnę niż w lecie. Malejąc z 7,7 mg/l K do 3,3 mg/l K w sierpniu zawartości te wskazują, że w wodzie rzecznej potas nie został wyczerpany do war-

tości tak małych (1 mg/l K) jak w sąsiedniej Baryczy. Z drugiej strony jednak te małe ilości potasu (3,3 mg/l K) wystąpiły w czasie wyżej omówionej maksymalnej mineralizacji związków organicznych w rzece i przy najwyższych w ciągu okresu hodowlanego zawartościach fosforanów, gdy należało oczekiwać raczej dużych ilości potasu w wodzie; daje się to tłumaczyć tylko zasadniczym brakiem potasu w rzece.

3. Ocena żyzności wody. W sumie na stawy w Krośnicach rzeka Branda dawała na wiosnę 1954 r. bogatą w związki humusowe, o średniej rezerwie alkalicznej, bogatą w azot mineralny, ubogą w fosforany, a średnio zasobną w fosfor związany, bardzo obciążoną żelazem i w średnim stopniu manganem, o średnich ilościach potasu.

Rzeka Branda, Stawno (st. IV)

1. Skład wody wiosennej używanej do zalewu stawów. Mając tylko jedną analizę z kwietnia 1953 r. poniższą charakterystykę wód wiosennych oparto na danych z 1954 r.

Wpływająca w tym roku na wiosnę woda osiągała najwyższą temperaturę kwietniową 10,5°C. Natlenienie w obydwu miesiącach wiosennych 1954 r. sięgało często powyżej 100% (3.V.1954). Wynosiło ono maksymalnie 11,4 mg/l, O₂, czyli woda wykazywała znaczne przesylenie tlenem (110,3%). Wydaje się prawdopodobne, że w tym czasie przetlenienie powstało nie na skutek fotosyntezy organizmów roślinnych, lecz w wyniku gwałtownego nagrzewania się wody, za którym nie nadążała ewazja tlenu do atmosfery.

Wody kwietniowe 1954 r. charakteryzowała wysoka zawartość związków humusowych (barwa 45—85 mg/l Pt), dość duża ilość azotu organicznego (0,64—1,44 mg/l N), średnia utlenialność (12,4—19,2 mg/l O₂) i średnie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (2,6—4,0 mg/l O₂).

Zasadowość wód wahała się w tym czasie w granicach 95—120 mg/l CaCO₃, gwarantowała zatem co najmniej średniej wielkości rezerwę alkaliczną.

Azot mineralny wprowadzany na stawy z wodami kwietniowymi wahał się w granicach: amoniak 0,17—0,48 mg/l N(NH₄), azotyny 0,012—0,05 mg/l N(NO₂), azotany 0,12—1,00 mg/l N(NO₃); był zatem przeważnie średniej, a czasem znacznej wielkości. Podobnie zawartości fosforanów w wodzie kwietniowej Brandy wahać się w granicach 0,05—0,26 mg/l PO₄ były raczej średniej wielkości i występowały przy średnio wysokim fosforze związanym (0,19—0,76 mg/l PO₄). Tłem do charakterystyki przyswajalności fosforanów było między innymi żelazo występujące w dość dużych ilościach 1,1—1,9 mg/l Fe. Zawartość potasu była średnia (4,0—7,1 mg/l K).

W sumie zatem Branda w Grabownicy dostarczała w kwietniu 1954 r. wody wybitnie humusowe, średnio żyzne, o średnio wielkiej rezerwie alkalicznej.

2. Zmiany w ciągu okresu wegetacyjnego. W ciągu 1954 r. temperatura wody rz. Brandy koło Grabownicy wahała się w granicach 6,0—26,0°C, przy czym woda była najcieplejsza w drugiej połowie czerwca, a nie — jak by można oczekiwać — w lipcu lub sierpniu.

Minimum tlenowe (4,0 mg/l O₂) zanotowano w rzece 16.VIII.1954, czyli jakby następczo w miesiąc potem, gdy woda wykazała szczególne obciążenie związkami organicznymi. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu było wtedy dość wysokie (5,6 mg/l O₂), a azotany wystąpiły w jednej ze swych najniższych wartości (0,03 mg/l N(NO₃)).

Wskaźniki charakteryzujące zawartość związków organicznych wahały się w wodzie Brandy w ciągu obydwu okresów hodowlanych 1953 i 1954 r. bardzo znacznie, podobnie jak i inne cechy składu chemicznego wody (tab. I).

Na specjalną uwagę zasługuje próba charakteryzująca skład wody pod koniec okresu produkcyjnego, 17.IX.1953 r. Z jednej strony wzrosły kolosalnie wskaźniki świadczące o postępie produkcji lub nagromadzeniu związków organicznych ze zlewni (azot organiczny 3,24 mg/l N, fosfor całkowity i związany 1,04 mg/l PO₄, utlenialność 41,4 mg/l O₂ i BZT₅ —20°C—17,6 mg/l O₂, zawartość związków lotnych 112 mg/l), z drugiej zmalały ilości soli mineralnych takich jak fosforany, których oznaczono tylko ślady i azotany, których nie wykryto. Amoniak osiągnął cyfry maksymalne 0,96 mg/l N(NH₄) zapewne w wyniku częściowej amonifikacji azotowych związków organicznych. Potas — zapewne też w związku z tym — osiągnął swe maksimum 5,5 mg/l. Wielkiemu nagromadzeniu wyprodukowanych związków organicznych i ich rozkładowi musiało także towarzyszyć znaczne parowanie wody i jej wolny przepływ, gdyż zasadowość również osiągnęła maksymalną wartość 150 mg/l CaCO₃, podobnie jak sucha pozostałość i żelazo, jednak barwa wody (związki humusowe) była jedna z najniższych (35 mg/l Pt), co nie jest zrozumiałe.

Rzecz ciekawa, że woda pobrana pod koniec okresu produkcyjnego, 20.IX.1954, w tym samym miejscu nie wykazała analogicznych cech. Maksima 1954 r. przypadły raczej na koniec lipca. Również godne uwagi, a trudne do wytłumaczenia jest, że analogiczne do opisanych, gwałtowne zmiany nie wystąpiły w tym samym czasie w Brandzie na st. III w Krośnicach, zatem zjawisko miało charakter lokalny.

Ilości azotanów w początkach sezonu 1954 r. były wyjątkowo wysokie (rzędu 1 mg/l N). Następnie malały one do kilku dziesiątych miligrama

na litr wody w ciągu czerwca i pierwszej połowy lipca, osiągając wreszcie setne mg/l N w ostatnich dwu miesiącach okresu hodowlanego.

Ilość fosforanów rzędu 0,1—0,2 mg/l PO₄, które cechowały wodę wiosenną Brandy do około 15 maja malały stopniowo i 1 lipca wynosiły już tylko 0,02 mg/l PO₄, po czym nieco rosły. Te małe ilości fosforanów w lecie świadczą o niezbyt dużych zasobach tego składnika w zlewni, które szybko są wiązane przez sorbcję dna i zużywane przez produkcję roślinną rzeki, tak że nie mogą na dłuższy czas wystarczyć dla zapewnienia produkcji w stawie zalewanym tą wodą. Ilości żelaza były w pierwszej połowie okresu hodowlanego przeważnie wyższe niż w drugiej. Sądząc z danych 1953 r. zawartość manganu w wodzie Brandy rosła w połowie lata (0,60 mg/l Mn), zaś na wiosnę była najniższa (nawet tylko ślady Mn stwierdzono 16.V.1953).

Zawartość potasu z pierwszej połowy okresu hodowlanego 1954 r. często przewyższały ilości tego składnika, napotykanego od czerwca do września. W 1953 r. było odwrotnie. Ogólny zakres wahań wyniósł 2,0—7,5 mg/l K.

3. Ocena żyzności wody. Ogólnie charakteryzując, woda rzeki Brandy koło Grabownicy była średnio żyzna, o szczególnie wysokich zawartościach azotanów na wiosnę, o wysokich zawartościach związków humusowych, średniej rezerwie alkalicznej, żelazista, o niekiedy znacznych ilościach manganu, w której czasem dochodziło do nagromadzania się dość wielkich ilości azotowych związków organicznych, woda silnie nagrzewająca się, w której zazwyczaj wysoka zawartość tlenu malała nieomal do wartości krytycznych dla życia ryb (3.VIII.1954 — 1,4 mg/l O₂).

Rzeczka Polska Woda

1. Skład wody wiosennej używanej do zalewu stawów. Woda wiosenna była stosunkowo lekko zabarwiona (25 mg/l Pt) od związków humusowych, zawierała nieco zwiększone ilości azotu organicznego (1,2 mg/l N) i ciał lotnych (38 mg/l) oraz miała niskie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (1,2 mg/l O₂).

Zasadowość wody była raczej niska (70 mg/l CaCO₃), zwracała uwagę bardzo wysoka twardość niewęglanowa (90 mg/l CaCO₃) nieznanego pochodzenia, która zresztą w późniejszych miesiącach badań nie wystąpiła.

Prawie cały, zresztą stosunkowo niski azot mineralny stanowiły azotany (0,2 mg/l N). Amoniak i azotyny wystąpiły tylko w setnych miligramów na litr wody.

Dość znaczne ilości fosforanów (0,22 mg/l PO₄) wpływały na stawy w obecności dużych ilości żelaza (1,3 mg/l Fe) i manganu (0,55 mg/l Mn). Zawartość potasu w wodzie Polskiej Wody była średnia (3,1 mg/l K).

2. Zmiany w ciągu okresu wegetacyjnego. W ciągu lata barwa wody i jej zasadowość nie ulegały istotnym zmianom. Rosło nieco biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (17.IX—4,0 mg/l O₂) i zawartość ciał lotnych (64 mg/l), malał azot organiczny (do 0,42 mg/l N).

Z innych zmian na uwagę zdaje się zasługiwać spadek zawartości azotanów prawie do zera przy stałej obecności amoniaku (0,10—0,16 mg/l N(NH₄) i azotynów, obecność fosforanów w ilościach co najmniej 0,1 mg/l PO₄ i obecność potasu w ilościach prawie takich samych jak na wiosnę, we wrześniu nawet w ilościach większych (4,0 mg/l K).

3. Ocena żyzności wody. W sumie Polską Wodę (tab. I) cechowała niska rezerwa alkaliczna, dość znaczna ilość fosforanów i raczej niska azotanów, średnia ilość potasu, znaczne ilości żelaza i manganu. Azotany obecne na wiosnę w dość znacznych ilościach, ustępowały z wody w lecie prawie całkowicie.

Porównanie składu chemicznego wody Baryczy, Brandy i Polskiej Wody na tle składu wody donośników innych gospodarstw stawowych Polski

W obecnej chwili znany jest skład chemiczny wody zasilającej 22 gospodarstwa Polski (rys. 6). Dla 11 gospodarstw opisuje go M. Stangenberg (1938), a reszta pochodzi z nieopublikowanych badań własnych, wykonanych wspólnie z nim i A. Solskim (tab. II). Ten skład w ciągu okresu hodowlanego mieścił się w następującym najczęściej spotykanym zakresie wahań:

| | | | | |
|--------------|-------|---|-------|--------------------------|
| barwa | 13 | — | 350 | mg/l Pt |
| utlenialność | 3,5 | — | 74,6 | mg/l O ₂ |
| amoniak | 0,02 | — | 3,6 | mg/l N(NH ₄) |
| azotyny | 0,000 | — | 0,600 | mg/l N(NO ₂) |
| azotany | 0,00 | — | 1,80 | mg/l N(NO ₃) |
| zasadowość | 45 | — | 340 | mg/l CaCO ₃ |
| żelazo | ślady | — | 16,0 | mg/l Fe |
| mangan | ślady | — | 1,20 | mg/l Mn |
| fosforany | ślady | — | 0,80 | mg/l PO ₄ |

Zróznicowanie tych wód było — jak widać — bardzo znaczne i wskazuje, że wody zasilające stawy karpowe w Polsce są bardzo różne. Zakresy zmian składu chemicznego wody rzek Baryczy, Brandy i Polskiej Wody (tab. I) mieszczą się w podanym zakresie zmienności składu wody innych gospodarstw stawowych, jakkolwiek czas poboru prób odnosił się do bardzo różnych lat.

Zakres zmian niektórych cech składu chemicznego wody donośników gospodarstw karpiowych Polski (mg/l)
Schwankungsbereich der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers in den Zuflüssen der Karpenteichwirtschaften Polens (mg/l)

| Oznaczenia Bestimmungen | Data Datum | Barwa Farbe Pt | Utlenialność Oxydier- barkeit O ₂ | Amoniak Ammonium N/NH ₄ | Azotywy Nitrite N/NO ₂ | Azotywy Nitrate N/NO ₃ | Zasado- wość Nicht- karbonat- härte CaCO ₃ | Żelazo Total Eisen Fe | Mangan Mn | Fosforany Phosphate PO ₄ |
|---|----------------|----------------------|---|--|---|---|--|--------------------------------|--------------------|---|
| Gospodarstwo Teichwirtschaft | | | | | | | | | | |
| Dębowiec | 1937 | 40-75 | 6,7-11,0 | 0,36-0,60 | 0,002-0,012 | 0,14-1,50 | 160-195 | 0,60-2,60 | 0,05-0,35 | 0,02-0,19 |
| Londak | 1937 | 25-65 | 5,5-8,7 | 0,28-0,50 | 0,017-0,060 | 0,10-0,60 | 100-100 | 0,80-2,80 | 0,04-0,36 | 0,06-0,18 |
| Gołysz | 1937 | 18-75 | 4,0-18,5 | 0,22-0,38 | 0,003-0,013 | 0,30-0,85 | 45-50 | 0,20-0,70 | 0,01-0,07 | 0,014-0,09 |
| Ochaby | 1937 | 13-15 | 3,5-5,2 | 0,22-0,38 | 0,010-0,013 | 0,50-0,70 | 50-55 | 0,10-0,30 | 0,025-0,09 | 0,02-0,06 |
| Kostkowiec | 1937 | 20-75 | 5,5-9,0 | 0,36-0,46 | 0,009-0,012 | 0,02-0,18 | 160-270 | 0,60-3,00 | 0,10-0,47 | 0,12-0,32 |
| Dzierżkowiec | 1937 | 15-55 | 4,5-7,6 | 0,16-0,20 | 0,003-0,006 | 0,005-0,14 | 160-290 | 0,08-0,30 | 0,045-0,20 | 0,18-0,48 |
| Stara Wieś | 1937 | 25-50 | 12,5-37,7 | 0,04-0,32 | 0,001-0,006 | 0,00-0,06 | 170-250 | 0,15-0,25 | ślady-0,15 | 0,04-0,26 |
| Łyszkowiec | 1937 | 25-44 | 4,1-14,2 | 0,20-0,54 | 0,003-0,048 | 0,02-0,30 | 110-340 | 0,01-1,40 | 0,00-0,24 | 0,06-0,26 |
| Bąkowiec | 1937 | 25-75 | 6,5-9,0 | 0,16-0,76 | 0,003-0,025 | 0,00-0,10 | 165-270 | ślady-1,10 | ślady-0,18 | 0,03-0,36 |
| Modrzejowice | 1937 | 15-125 | 9,0-34,7 | 0,17-3,6 | 0,001-0,060 | 0,04-1,50 | 100-225 | 0,30-6,50 | 0,03-0,54 | 0,03-0,54 |
| Jęgiel | 1937 | 25-27 | 4,6-6,7 | 0,018-0,18 | 0,001-0,028 | 0,02-0,36 | 110-130 | 0,10 | ślady-Śpure | 0,18-0,24 |
| Zachwa | 1937 | 50-290 | 10,5-43,0 | 0,30-0,40 | 0,001-0,012 | ślady-0,12 | 55-140 | 0,50-3,00 | 0,02-0,20 | 0,14-0,36 |
| Chańcacie | 5.IX.1950 | 80 | 74,6 | 0,30 | 0,000 | 0,10 | 135 | 1,20 | - | 0,10 |
| Okalewy | 5.IX.1950 | 35 | - | 0,03 | 0,000 | 0,06 | 150 | 0,22 | - | 0,05 |
| doprowadzalnik nr wzyszkacie stawy Zufluss auf alle Teiche | 5.IX.1950 | 35 | 13,5 | 0,08 | 0,000 | 0,06 | 200 | 0,20 | - | 0,03 |
| Zuchowo doprowadzalnik nr 1 | 5.IX.1950 | 25 | 42,0 | 0,05 | 0,000 | 0,07 | 125 | 0,16 | - | 0,20 |
| Zuchowo Zufluss Nr. 1 | 5.IX.1950 | 25 | 42,8 | 0,05 | 0,000 | 0,04 | 112 | 0,16 | - | 0,05 |
| Zuchowo Zufluss Nr. 4 | 3.X.1950 | 50 | 60 | 0,06 | 0,000 | 0,05 | 190 | 0,30 | - | 0,15 |
| Stupy | 2.X.1950 | 35 | 28,6 | 0,22 | 0,000 | 0,04 | 217 | 1,74 | - | 0,30 |
| Osiek | 12.IX.1950 | 35 | 30 | 0,12 | 0,000 | 0,035 | 220 | - | - | 0,30 |
| Slesin | 26.V- 26.VI | 16,5-33 | 11,4-15,6 | 0,18-0,26 | 0,000-0,006 | 0,077-0,00 | 125-107 | 0,34-0,31 | 0,22-0,08 | 0,30-0,07 |
| Zator | 26.IX.1956 | 30-60 | 14,0-25,8 | 0,08-0,50 | 0,004-0,24 | 0,01-0,20 | 130-170 | 0,40-2,40 | 0,15-1,20 | 0,06-0,46 |
| Stawno (Barycz) | 1953 | 25-90 | 6,0-41,4 | 0,08-0,96 | 0,000-0,120 | 0,00-0,20 | 115-150 | 0,20-1,20 | ślady-0,60 | ślady-0,18 |
| Stawno (Brandna) | 1954 | 40-90 | 12,0-21,0 | 0,02-0,48 | 0,004-0,090 | 0,01-1,00 | 87-150 | 0,11-1,90 | - | 0,02-0,26 |
| Stawno (Brandna) | 1954 | 30-90 | 7,8-25,0 | 0,08-1,16 | 0,006-0,600 | 0,02-0,30 | 95-145 | 0,26-3,6 | ślady-1,20 | 0,04-0,30 |
| Krośnice (Brandna) | 1954 | 50-350 | 13,0-61,2 | 0,05-0,96 | 0,012-0,130 | 0,01-1,80 | 85-145 | 0,59-16,00 | - | 0,04-0,80 |
| Krośnice (Brandna) | 1954 | 25-30 | 16,2-16,4 | 0,03-0,16 | 0,034-0,074 | 0,00-0,20 | 70-80 | 0,76-1,30 | 0,18-0,55 | 0,10-0,22 |
| Potasznia (Polska Woda) | 1953 | | | | | | | | | |
| Zakres zróżnicowania Schwankungsbereich | | 13-350 | 3,5-74,6 | 0,02-3,60 | 0,000-0,600 | 0,00-1,80 | 45-340 | ślady-16,00 Spur | ślady-1,20 Spur | ślady-0,80 Spur |



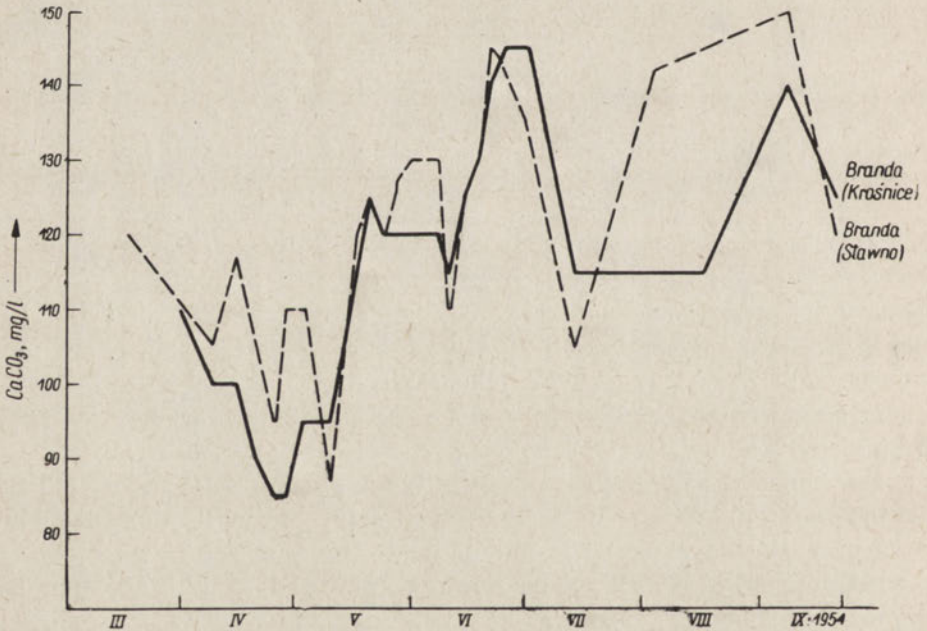
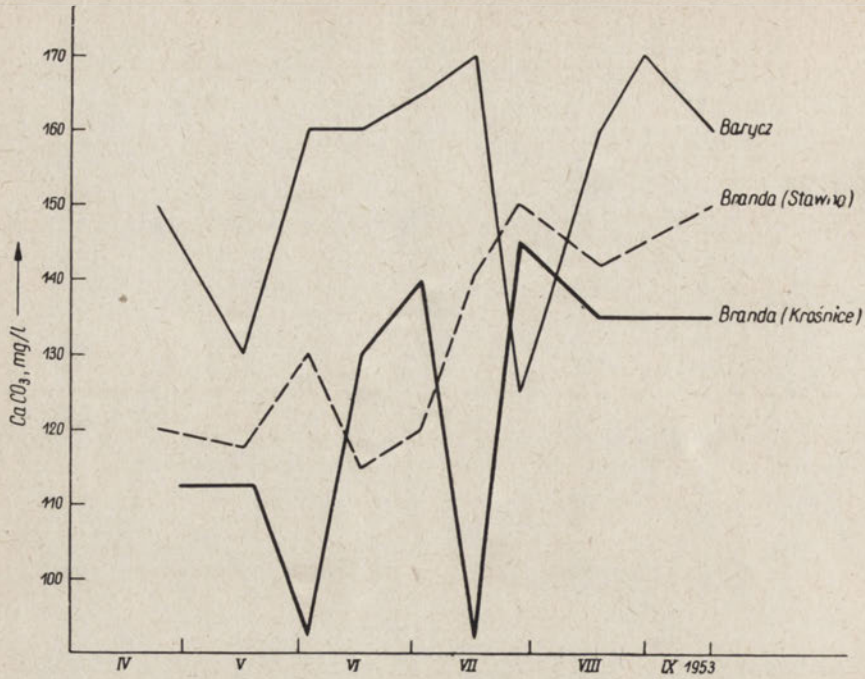
Rys. 6. Rozmieszczenie gospodarstw karpowych Polski, w których zbadano skład chemiczny wody donośników i stawów.

Karte der Teichwirtschaften Polens, in welchen die chemische Zusammensetzung des Wassers der Teiche und Zuflüsse untersucht wurde.

Z zakresu wahań składu wody donośników Milicza (tab. I) wynika, że wodę o najniższej zasadowości (70—80 mg/l CaCO_3) miała rzeczka Polska Woda w gospodarstwie Potasznia, większą (rys. 7) rzeka Branda w Krośnicach (85—145 mg/l CaCO_3) i w Stawnie (87—150 mg/l CaCO_3), najwyższą zaś rzeka Barycz w Stawnie (125—170 mg/l CaCO_3).

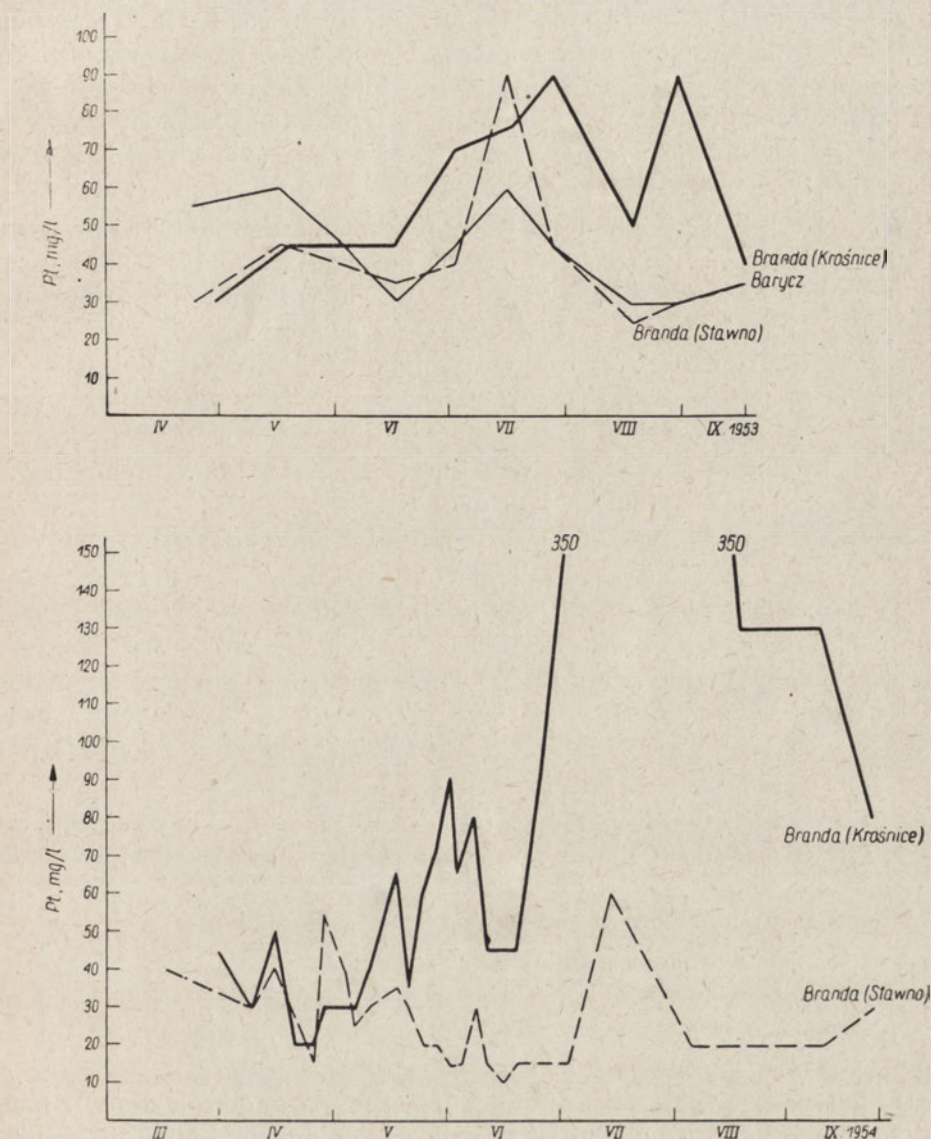
Najsilniej zabarwiona woda (nawet do 350 mg/l Pt) cechowała rzekę Brandę (od połowy czerwca do połowy sierpnia) w Krośnicach (rys. 8), a już w znacznie mniejszym stopniu poniżej w Stawnie (25—90 mg/l Pt). Słabiej była zabarwiona woda w Baryczy (30—60 mg/l Pt), a najslabiej w rzece Polska Woda (25—30 mg/l Pt) (tab. I). Podobnie najwyższą utlenialność wykazywała woda Brandy (nawet 61 mg/l O_2), mniejszą Barycz (14—25,8 mg/l O_2) i Polska Woda (około 16 mg/l O_2).

W sumie rzeka Branda dawała wodę o większej zawartości związków humusowych i bardziej miękką niż Barycz, co zdaje się pozostawać



Rys. 7. Porównanie zasadowości wody donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.

Vergleichung der Karbonathärte des Wassers der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.



Rys. 8. Porównanie barwy wody donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.

Vergleichung der Farbe des Wassers der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.

w związku z lesisto-torfowym charakterem zlewni Brandy. Rzeczka Polska Woda zawierała wodę wyjątkowo miękką i o niewielkiej ilości związków humusowych.

Azot organiczny (rys. 9) wahał się w wodach donośników w ciągu badanych okresów hodowlanych w zakresie 0,40—3,24 mg/l N i najwyższe wartości osiągał przeważnie w Brandzie w Krośnicach, czasem jednak i w Baryczy. Ilości te były szczególnie zmienne. Wydatne maksimum azotu organicznego wskazują, że w rzece-donośniku odbywa się intensywna produkcja własna, czemu zapewne znacznie sprzyja zahamowanie przepływu wody.

Wzrost barwy i utlenialności wody przeważnie nie znajdował wyrazu w proporcjonalnym wzroście N org. i nawet BZT₅—20°C. Z drugiej strony, np. w końcowym okresie produkcyjnym w Brandzie koło Stawna, gdy BZT₅—20°C wynosiło aż 17,6 mg/l O₂, a azot organiczny 3,24 mg/l N przy 0,97 mg/l N(NH₄), barwa wody była bardzo niska. Wszystko to wskazuje, że przemiany związków bezazotowych (głównie humusowych) i azotowych przebiegają w dużym stopniu niezależnie od siebie.

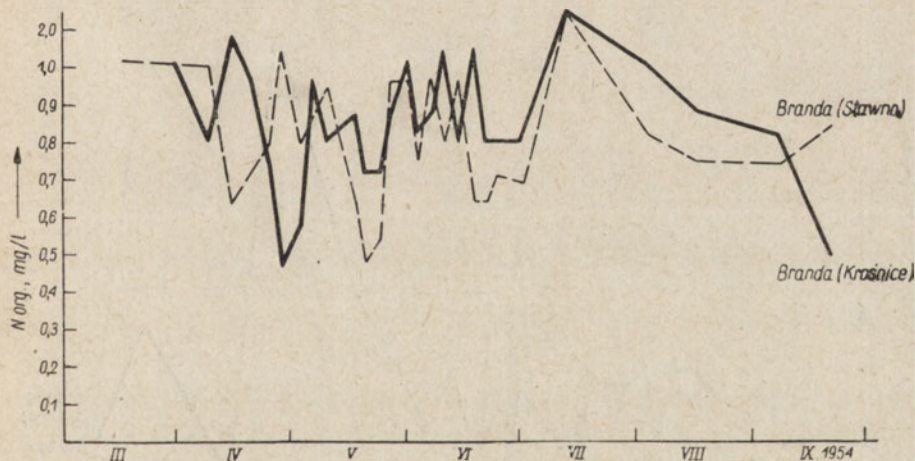
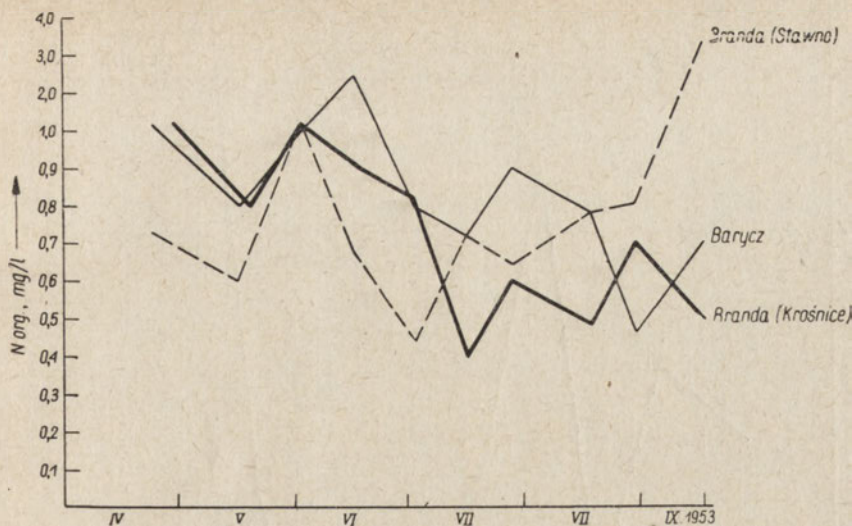
Azot albuminowy w czasie wysokich zawartości azotu organicznego sięgał prawie ich połowy, np. 1,15 mg/l N.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (rys. 10, tab. I) wahało się w wodzie Baryczy, Brandy i Polskiej Wody w zakresie 1,2—17,6 mg/l O₂, zatem było niekiedy bardzo wysokie. Jeśli jednak tę największą cyfrę pominąć, bo wystąpiła ona tylko raz jeden w Brandzie w czasie kończenia się okresu produkcyjnego 1953 r., to następne cyfry maksymalne wynoszą tylko 8,8 mg/l O₂ w Baryczy i 7,8 mg/l O₂ w Brandzie, wskazując na co najmniej średnie obciążenie ich wody związkami organicznymi.

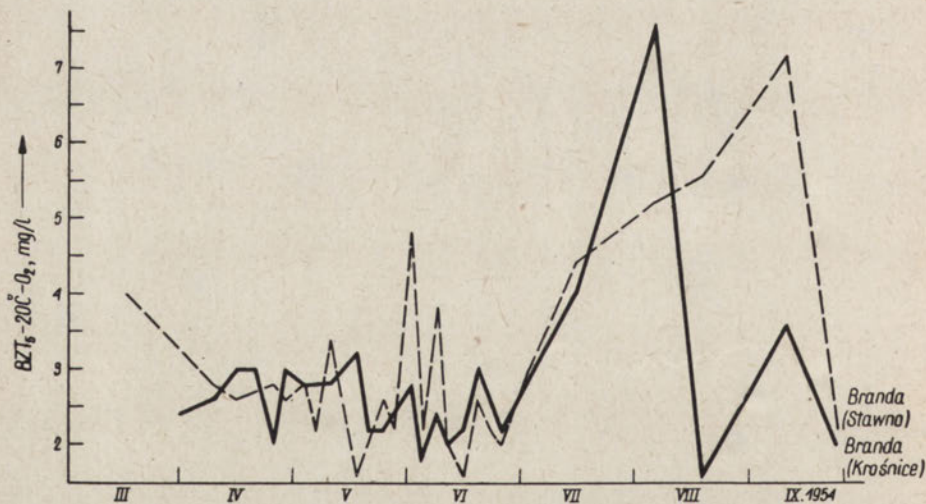
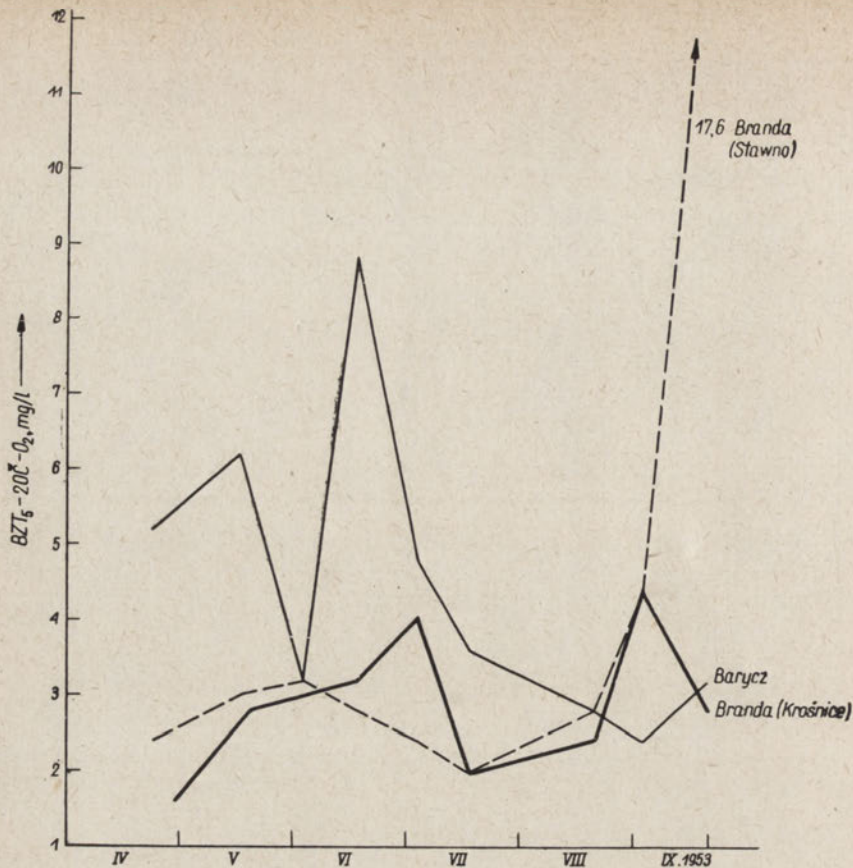
Zawartości azotu mineralnego (rys. 11 i 12, tab. I) wahały się we wszystkich donośnikach łącznie w ciągu obydwu okresów hodowlanych w zakresie:

| | | |
|--------------|-------------|---------------------------|
| Sole amonowe | 0,02 —1,16 | mg/l N(NH ₄), |
| azotyny | 0,000—0,600 | mg/l N(NO ₂), |
| azotany | 0,00 —1,80 | mg/l N(NO ₃). |

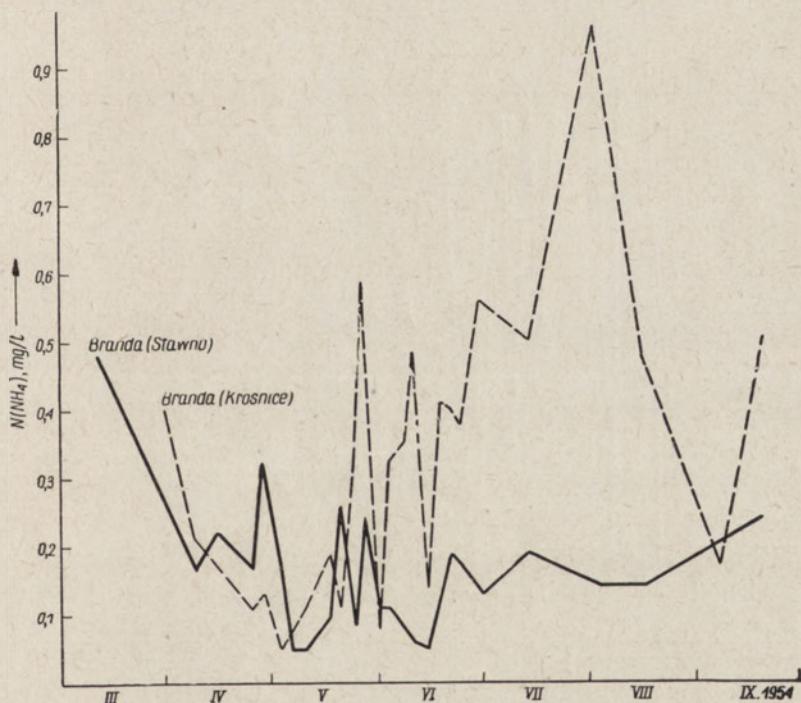
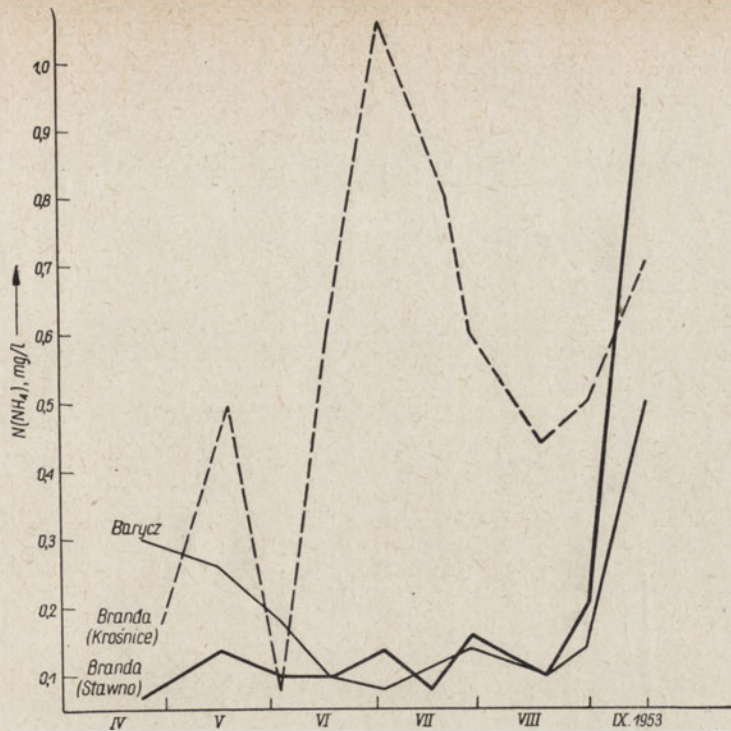
Do największych stężeń soli amonowych (rys. 11) dochodziło w Brandzie (1,17 mg/l N i 0,97 mg/l N) przede wszystkim na odcinku Krośnic, a następnie w Stawnie. Najmniej tego składnika napotkano w Polskiej Wodzie. Barycz znajdowała się pod tym względem pośrodku. Można uważać, że są one wynikiem amonifikacji azotowych związków organicznych.



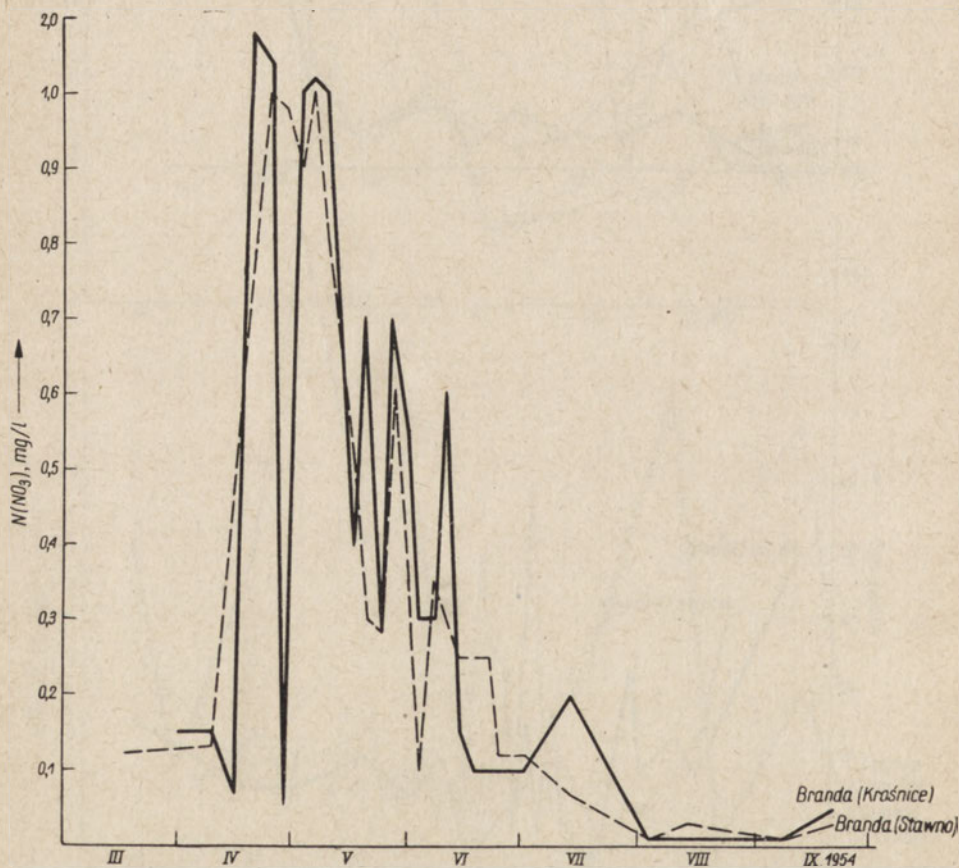
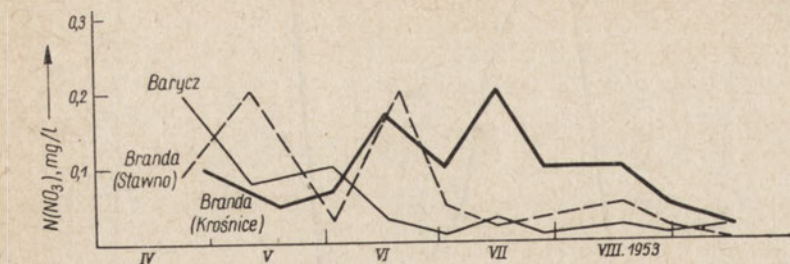
Rys. 9. Porównanie zawartości azotu organicznego w wodzie donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.
 Vergleichung des Gehaltes an organischem Stickstoff im Wasser der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.



Rys. 10. Porównanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu wody donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.
 Vergleichung des biochemischen Sauerstoffbedarfes des Wassers der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.



Rys. 11. Porównanie zawartości soli amonowych w wodzie donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.
 Vergleichung des Gehaltes an Ammoniumsalsen im Wasser der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.



Rys. 12. Porównanie zawartości azotanów w wodzie donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.

Vergleichung des Nitratgehaltes im Wasser der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.

Woda rzeki Brandy wyróżniała się często dużymi ilościami azotanów (rys. 12). Na jej obydwu stanowiskach w Krośnicach i Stawnie wystąpiły w kwietniu 1954 r. duże — 1,8 mg/l $N(NO_3)$ lub 1,0 mg/l $N(NO_3)$ — ilości azotanów, które ze znacznymi wahaniami, stopniowo malejąc utrzymywały się przez maj i czerwiec, aby wreszcie w drugiej połowie lipca zmniejszyły się do setnych części mg/l N i pozostać na tym poziomie do końca. W 1953 r. stosunki te przedstawiały się inaczej, widocznie warunki do denitryfikacji były w tym roku bardzo sprzyjające.

W Polskiej Wodzie i Baryczy nie dochodziło do wystąpienia azotanów w ilościach bardziej godnych uwagi, raczej zwracało uwagę ich ubóstwo.

W sumie wyniki te potwierdzają obserwacje M. Stangenberga, że: 1) zawartość azotanów w wodach rzecznych ulega znacznym wahaniom, przy czym w wodach silnie obciążonych związkami organicznymi jest przeważnie mała; 2) niekiedy, szczególnie na wiosnę, dochodzi w rzece do nagromadzenia się znacznych ilości azotanów, które maleją wydatnie w ciągu lata szczególnie pod wpływem procesów denitryfikacji.

Fosforany (rys. 13, tab. I) w wodzie dopływów omawianych gospodarstw stawowych Miłicza napotkano w zakresie ślady—0,80 mg/l PO_4 , przy czym zawartości fosforu związanego wynosiły od 0,02 do 1,50 mg/l PO_4 . Widać zatem, że ilości fosforanów w wodzie dopływającej na stawy mogły być niekiedy równe prawie zeru i że nawet największe ich ilości nie były szczególnie wysokie.

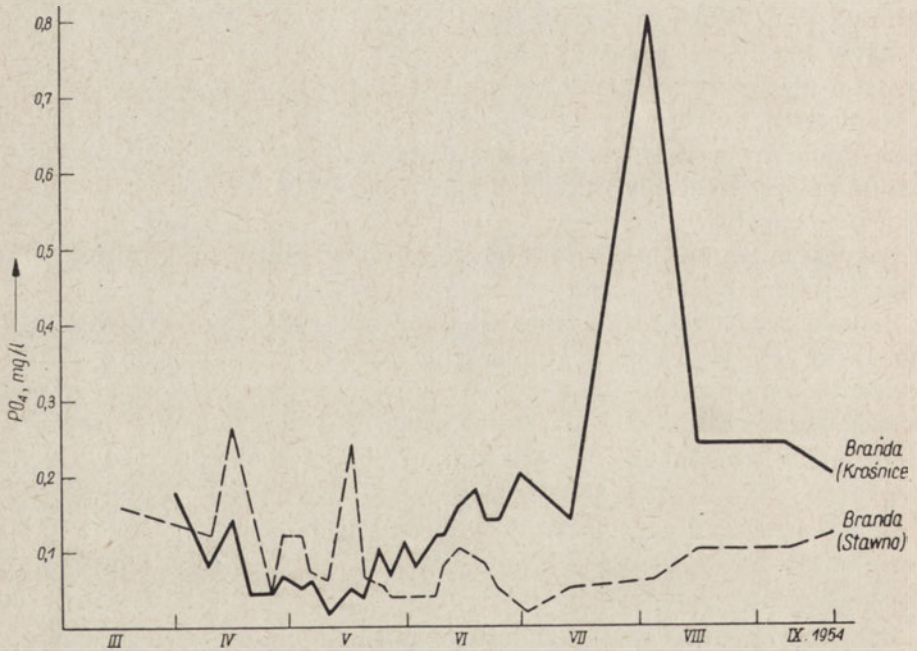
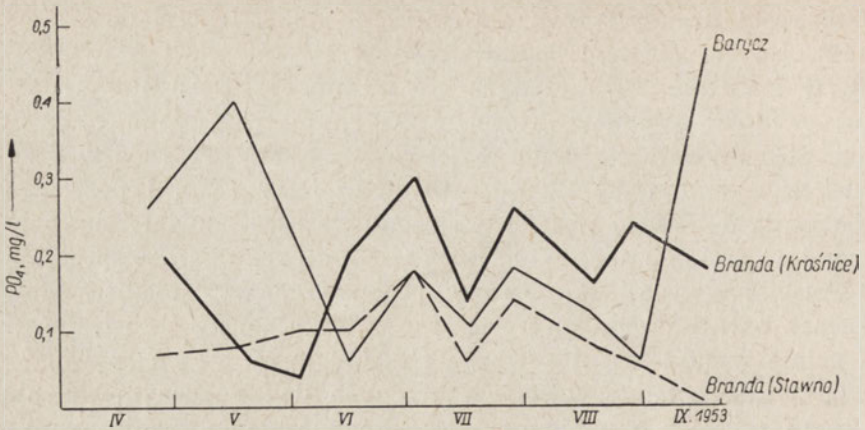
Najwyższe cyfry napotkano przeważnie w Brandzie w Krośnicach. Kilka kilometrów niżej, na wysokości Stawna, ilości tego składnika były w lecie zawsze znacznie mniejsze, zapewne w wyniku sorpcji dna i zużycia przez rośliny.

Barycz miała w 1953 r. ilości fosforanów zbliżone do Brandy, ze znacznie większymi różnicami na wiosnę i we wrześniu.

Badane wody zawierały niekiedy znaczne ilości fosforu związanego (tab. I). Te ich ilości i postać (połączenia z żelazem, manganem i w kompleksach humusowych) muszą budzić najżywsze zainteresowanie w gospodarce stawowej, gdyż wciąż nierozwiązany jest problem wprowadzania w obieg związanego fosforu lub niedopuszczenie do jego powstania.

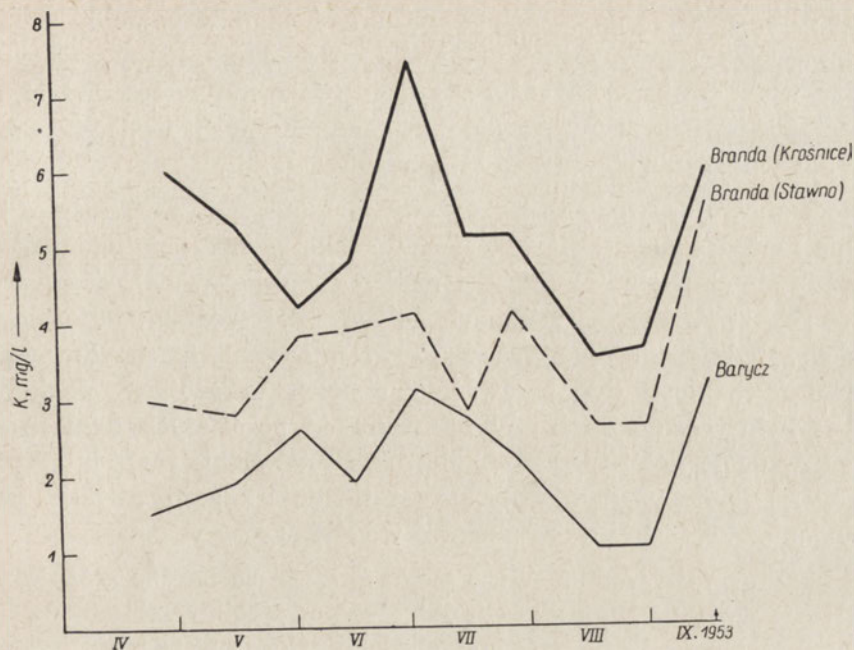
Żelazo i mangan występowały w wodzie badanych donośników w zakresie 0,11—3,6 mg/l Fe i ślady—1,2 mg/l Mn, mogły więc wiązać znaczne ilości fosforanów.

Zakres wahań zawartości potasu (rys. 14, tab. I) w wodach Baryczy, Brandy i Polskiej Wody był duży i wynosił 1,0—7,7 mg/l K. Najczęściej występowały ilości rzędu 3—5 mg/l K. Specjalnie zwracały uwagę małe ilości potasu w wodzie rzeki Baryczy, niekiedy rzędu 1 mg/l K. Można przypuszczać, że oparte na tej wodzie stawy w gosp. Stawno są w potas



Rys. 13. Porównanie zawartości fosforanów w wodzie donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.

Vergleichung des Gehaltes an Phosphaten im Wasser der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.



Rys. 14. Porównanie zawartości potasu w wodzie donośników Barycz i Branda w ciągu okresów wegetacyjnych 1953 i 1954 r.
Vergleichung des Kaligehaltes im Wasser der Zuflüsse Barycz und Branda während der Vegetationsperioden 1953 und 1954.

uboższe. Największe ilości potasu rzędu 7—8 mg/l K pojawiły się kilka razy w wodzie Brandy, przeważnie wynosząc 4—6 mg/l K, były więc około 2 razy większe niż w Baryczy. Przyczyny tego nie są zrozumiałe, gdyż zawartości potasu w nieznacznie zanieczyszczonych wodach rzek tej samej zlewni różnią się między sobą nieznacznie.

Podsumowując, wody zasilające gospodarstwa Stawno, Krośnice i Potasznia można ogólnie scharakteryzować jako zawierające rezerwę alkaliczną średniej wielkości (czasem małą — Polska Woda), o zawartości azotowych związków organicznych co najmniej średniej, bezazotowych niekiedy średniej lub dużej, zawsze zawierające sole amonowe (niekiedy w znacznych ilościach), przeważnie ubogich w azotany. Jakkolwiek Barycz była nieco bogatsza w fosforany od pozostałych dwu rzek, to jednak w ogóle ilości tego składnika były przeważnie małe lub średnie. Przemiana fosforowa odbywała się na tle dość znacznych ilości żelaza i manganu. Zwracało uwagę ubóstwo wody Baryczy w potas.

Rzeka-donośnik wzdłuż swego biegu okazała się bardzo zróżnicowana w składzie wody na stanowiskach odległych od siebie tylko o około 8 km. Można przypuszczać, że zarówno charakter lokalny zlewni, piętrzenie wody jak i zabiegi gospodarstwa położonego wyżej, nie były tu bez wpływu.

Niewątpliwie duży wpływ na skład chemiczny wody rzeki-donośnika ma rozcieńczenie wodą deszczową lub zagęszczenie jej przez parowanie. Posługiwanie się iloczynami przepływu wody i jej składu dałoby zapewne cyfry bardziej wyrównane i porównywalne. W naszym przypadku nie było ono możliwe ze względów na trudności techniczne.

Skład chemiczny wody donośnika na tym samym stanowisku i prawie tej samej daty był w różnych latach niekiedy tak dalece odmienny, że sugerował odmienne wnioski odnośnie żyzności wody wprowadzanej na stawy. Z tą zmiennością w ciągu poszczególnych lat trzeba się liczyć jako z jednym z praw produkcyjnych w gospodarce karpiowej, a mianowicie, że donośnik wprowadza na staw karpiowy w poszczególnych latach różne zasoby soli pokarmowych i związków organicznych, zależnie od klimatycznych i hydrologicznych stosunków panujących w danym okresie. Może to być jedną z przyczyn wyjaśniających wahania wydajności naturalnych stawu w poszczególnych latach. Mimo tej różnorodności w ciągu okresu wegetacyjnego zachodzą w wodzie donośników procesy analogiczne, powodujące, że kierunki zmian składu chemicznego ich wody są te same.

Skład chemiczny wody przeciekającej przez groble stawowe

Skład chemiczny wody Sarniego Rowu (rys. 1, st. V, tab. III) — jako przykładu wód przeciekających przez groble — odznaczał się stale wysoką zawartością amoniaku, bardzo małymi ilościami azotanów, przeważnie bardzo wysokimi zawartościami fosforanów i znacznymi ilościami fosforu związanego tam, gdzie fosforanów było mało. Żelazo i mangan wystąpiły w wysokich lub bardzo wysokich zawartościach. Potasu i w tej wodzie, rzecz uderzająca, było również mało, jak i w wodzie dopływającej Baryczą na Stawno. Zawartość związków lotnych była również w wodzie przeciekowej wysoka. Inne jej cechy nie wydają się godne szczególniejszej uwagi.

Tabela III

Skład chemiczny wody przeciekającej przez groble stawu karpowego
(gosp. Stawno, Sarni Rów, 1953, mg/l)

Chemische Zusammensetzung der durchrisselten Wasser von Karpfenteichen
(in Teichwirtschaft Stawno, Sarni Rów, 1953, mg/l)

| Oznaczenia Bestimmungen | Data - Datum | 23.IV | 16.V | 16.VII | 17.IX |
|---|--------------|-------|-------|--------|-------|
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | | — | 240 | 252 | 238 |
| Twardość ogólna CaCO_3 Gesamthärte | | — | 160 | 140 | 160 |
| Zasadowość CaCO_3 Karbonathärte | | 140 | 130 | 140 | 155 |
| Magnez Magnesium Mg | | — | 6,1 | — | — |
| Potas Kalium K | | 1,7 | 2,8 | 1,6 | 3,4 |
| Żelazo ogólne Fe Total Eisen | | 3,1 | 3,0 | 0,80 | 10,1 |
| Mangan Mn | | 1,8 | 1,2 | — | 1,6 |
| Chlorki Chloride Cl | | — | 16 | 18 | 19 |
| Amoniak $\text{N}(\text{NH}_4)$ Ammonium | | 1,18 | 1,00 | 1,20 | 1,68 |
| Azotyny $\text{N}(\text{NO}_2)$ Nitrite | | 0,040 | 0,060 | 0,0240 | 0,010 |
| Azotany $\text{N}(\text{NO}_3)$ Nitrate | | 0,07 | 0,04 | 0,02 | 0,01 |
| Azot organiczny N Org. Stickstoff | | 0,82 | 0,88 | 0,52 | 1,42 |
| Fosforany PO_4 Phosphate | | 0,80 | 0,84 | 0,06 | 1,00 |
| Fosfor związany PO_4 Geb. Phosphor | | 0,00 | 0,20 | 0,94 | 0,08 |
| Barwa Pt Farbe | | 60 | 60 | 60 | 70 |
| Utlenialność O_2 Oxydierbarkeit | | 17,4 | 12,4 | 21,6 | 21,6 |
| BZT ₅ BSB ₅ 20°C, O_2 | | 3,6 | 6,0 | 2,8 | 4,2 |

Z omówionych oznaczeń wynika, że wody przeciekające przez groble i dno ługują znaczne ilości fosforanów. Żelazo i mangan krążą w systemie glebowym gospodarstwa stawowego i przy sprzyjających warunkach gromadzą się w wodach przeciekowych i wytrącają się z nich. Ich obecność w wodzie i dnie stawu nie pozostaje bez wpływu na losy fosforanów, których przyswajalność przez rośliny w takich warunkach jest na razie niewiadoma, prawdopodobnie zmniejszona.

Wpływ jazu na skład chemiczny wody w rzece

16.V.1953 pobrano równocześnie dwie próby wody z Baryczy, tuż powyżej i tuż poniżej jazu, dla sprawdzenia, jaki jest ewentualny wpływ tego urządzenia wodnego na skład chemiczny wody. Jak widać z tab. IV,

Tabela IV

Skład chemiczny wody powyżej i poniżej jazu rz. Barycz
(gosp. Stawno, 16.V.1953, mg/l)

Chemische Zusammensetzung des Zufluswassers oben und unten des Schleusewehres
(Fluss Barycz in Teichwirtschaft Stawno, 16.V.1953, mg/l)

| Oznaczenia Bestimmungen | Barycz | |
|---|--------------|--------------|
| | powyżej jazu | poniżej jazu |
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | 270 | 278 |
| Twardość ogólna CaCO ₃ Gesamthärte | 190 | 190 |
| Zasadowość Karbonathärte CaCO ₃ | 130 | 130 |
| Magnez Mg Magnesium | 6,8 | 6,4 |
| Potas K Kalium | 2,1 | 1,9 |
| Żelazo ogólne Fe Total Eisen | 1,20 | 1,56 |
| Mangan Mn | 0,25 | 0,28 |
| Chlorki Cl Chloride | 15 | 15 |
| Amoniak N(NH ₄) Ammonium | 0,26 | 0,26 |
| Azotytry N(NO ₂) Nitrite | 0,056 | 0,036 |
| Azotany N(NO ₃) Nitrate | 0,18 | 0,18 |
| Azot organiczny N Org. Stickstoff | 0,80 | 1,70 |
| Fosforany PO ₄ Phosphate | 0,40 | 0,46 |
| Fosfor związany PO ₄ Geb. Phosphor | 0,20 | 0,26 |
| Barwa Pt Farbe | 60 | 60 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit O ₂ | 14,0 | 15,6 |
| BZT ₅ - 20°C, O ₂ BSB ₅ | 6,2 | 6,4 |

różnice były na ogół niewielkie. Poniżej jazu napotkano w nieco zwiększonych ilościach fosfor całkowity, żelazo, mangan, suchą pozostałość, zawartość ciał lotnych i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, a znacznie wzrastała zawartość azotu organicznego, być może dlatego, że woda zmywała z powierzchni jazu naloty rosnących tam organizmów wodnych. Malał dość znacznie w wodzie poniżej jazu azot azotynowy, a niemal w granicach błędu analitycznego potas, magnez i pozostałość po prażeniu.

Zmiany w składzie chemicznym wody po przejściu z donośnika do stawu

Zmiany na wiosnę

Stawy w Miliczu zalewane są wczesną wiosną, w lutym, marcu i kwietniu. Dla poznania zmian składu wody po zalaniu stawów porównano analizy wody rzek Brandy, Baryczy, i Polskiej Wody z 23.IV.1953 i z 30.II.1954 ze składem chemicznym wody zasilanych nimi stawów, badanej w tych samych dniach (tab. V). Woda po przejściu z donośnika do stawu ulegała zasadniczym zmianom, podobnie jak to stwierdził M. Stangenberg (1938) odnośnie wody donośników i stawów 11 gospodarstw rozmieszczonych w różnych stronach Polski. Przyczyną tych zmian nie mogło być wyłącznie rozcieńczenie dopływającymi wodami deszczowymi i śniegowymi, gdyż wtedy zawartość wszystkich składników malałaby proporcjonalnie, co nie miało miejsca.

Powstałe różnice (tab. V) przedstawiono jako ubytek (minus) względnie wzrost (plus) danej cechy wody stawowej w stosunku do wody donośnika.

Barwa wody donośnika po zalaniu stawów w 11 przypadkach malała, a tylko w 3 wzrastała. W tym ostatnim przypadku chodziło o stawy zasilane wodą bardzo miękką i nieznacznie zabarwioną. Podobnie w tych samych 11 stawach malała, i to niekiedy bardzo znacznie, zasadowość wody, a rosła w 3 pozostałych stawach, opartych — jak wspomniano — na wodzie wybitnie miękkiej (70 mg/l CaCO_3).

Zmniejszenie barwy i zasadowości wody w stawach o wodzie bogatszej w wapń i silnie zabarwionej jest częściowo wytłumaczalne rozcieńczeniem przez dopływające wody deszczowe i śniegowe. Także prawdopodobna wydaje się w stawie sedymentacja wapnia znajdującego się w wodzie rzecznej w postaci zawiesiny węglanowej (mała ilość przynależnego dwutlenku węgla) i wytrącanie powodujących barwę związków humusowych przez wapń znajdujący się w dnie stawu.

Zawartość żelaza wody donośnika malała po przejściu do wszystkich 14 stawów i to w wielu przypadkach bardzo znacznie. Trójwartościowe

żelazo, znajdujące się w wodzie bieżącej w zawieszynie, po przejściu do stawu (woda stojąca) miało warunki sprzyjające sedymentacji. Równocześnie do stawu na wiosnę mogły napływać wody śniegowe i deszczowe nie zawierające żelaza. Poza tym wczesną wiosną nie istniały jeszcze warunki biochemiczne do uwalniania żelaza z dna i z kompleksów organicznych, co następuje później.

Podobnie we wszystkich badanych stawach malała zawartość fosforanów i azotanów w wodzie. Pomijając wpływ rozcieńczeń oczywistą wydaje się możliwość zasorbowania fosforanów przez dno stawowe. Azotany mogły ulegać denitryfikacji, jak to zwykle ma miejsce w stawach, woda była bowiem dość zasobna w bezazotowe związki organiczne (patrz utlenialność i zwiększone biochemiczne zapotrzebowanie tlenu).

Zawartości potasu w wodzie po przejściu do stawów przedstawiały się różnie, ale w zasadzie rosły. Na 14 badanych przypadków 8 było pozytywnych, 2 zerowe i 4 negatywne. Zatem potas dopływał raczej w marcu i kwietniu z dna stawowego do wody. Wytłumaczeniem tego może być wysoka rozpuszczalność soli potasowych oraz łatwe łągowanie potasu z obumarłych roślin stawowych (Solski 1960).

Zawartość amoniaku w wodzie badanych stawów była 6 razy dodatnia, raz zerowa i 7 razy ujemna. Trudno zatem dojść do wyraźnego wniosku. Ponieważ, jak niżej zobaczymy, zawartość amoniaku w ciągu okresu wegetacyjnego w wodzie stawowej zasadniczo rośnie, widocznie jeszcze odpowiednie procesy amonifikacji nie nabrały wczesną wiosną potrzebnej intensywności.

Zawartość azotu organicznego w wodzie stawów była wszędzie większa niż w wodzie donośników. Oprócz azotu z rozpoczynającej się własnej produkcji stawu, mógł to być także azot z drobnej martwej zawiesiny organicznej powstałej z zalanych wodą i roztartych działaniem fal mas obumarłej i wyschniętej roślinności wodnej oraz najdrobniejszych cząstek osadów dennych. Podobnie na przyrost zawartości związków organicznych w wodzie wskazuje większość przypadków wzrostu utlenialności (7 na 4) i jej zwiększone biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (9 dodatnich na 3 ujemne przypadki). Równoczesne zmniejszenie się barwy wody w stawach wskazuje, że w większości tych przypadków nie chodziło o ewentualność dopływu związków humusowych z dna.

W sumie woda po przejściu z donośników do stawu na wiosnę traciła na zawartości związków humusowych, wapnia, żelaza, manganu, fosforanów i azotanów, a zyskiwała na ilościach potasu, amoniaku i azotowych związków organicznych. Omówiony stan jest fazą wyjściową do intensywnych przemian fizyko-chemicznych i biochemicznych, które w ciągu okresu wegetacyjnego doprowadzają do bardzo daleko idących zmian w składzie chemicznym wody stawowej.

Tabela V

Ubytek lub wzrost zawartości danego składnika w wodzie po przejściu z donośnika na staw (mg/l), kwiecień 1953
 Verluste evtl. Zuwachse der Menge von bestimmten chem. Bestandteile des Wassers nach dem Übergang vom Zufluss in den Teichen (mg/l), April 1953

| Gospodarstwo Teichwirtschaft | Stawy Teiche | Data Datum | Barwa Farbe Pt. | Zasadowość wód Karbonat-härte CaCO ₃ | Żelazo Total Eisen Fe | Mangan Mn | Potas Kalium K | Fosforary Phosphate PO ₄ | Azotary Mirate N/NO ₃ | Amoniak Ammonium N/NH ₄ | Azot org. Stickstoff N | Utleniająca Oksydierbarkeit O ₂ | BZP-20°C ESB-20°C O ₂ |
|------------------------------|--------------|-------------|-----------------|---|-----------------------|-----------|----------------|-------------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------|--|----------------------------------|
| Stawno | Grabownica | 23.IV.1953 | -5 | 0 | -0,98 | -0,02 | -0,8 | -0,07 | -0,07 | -0,04 | +0,42 | +4,6 | - |
| | Grabownica | 16.III.1954 | -20 | -5 | -0,72 | - | +0,15 | -0,04 | -0,04 | +0,16 | +0,24 | +1,2 | +1,8 |
| | Jaskólczy | 23.IV.1953 | -5 | -30 | -1,0 | -0,07 | +1,0 | -0,07 | -0,02 | +0,03 | +0,13 | +1,4 | -1,2 |
| | Golice | 23.IV.1953 | -10 | -20 | -0,96 | -0,14 | +0,1 | -0,07 | -0,07 | +0,11 | +0,27 | +3,4 | +1,2 |
| | Bolko | 23.IV.1953 | -25 | -50 | -0,58 | +0,35 | +1,2 | -0,21 | -0,15 | -0,05 | +0,42 | +3,0 | +2,0 |
| | Nowy Świat | 23.IV.1953 | -25 | -40 | -1,02 | -0,20 | +0,15 | -0,26 | -0,16 | -0,05 | +0,06 | -2,0 | +0,4 |
| | Słoneczny | 23.IV.1953 | -30 | -35 | -1,02 | -0,20 | +1,0 | -0,24 | -0,16 | -0,08 | +0,16 | -4,2 | -3,2 |
| | Wilczy Duży | 23.IV.1953 | -30 | -40 | -1,00 | -0,13 | 0 | -0,24 | -0,17 | -0,20 | +0,28 | +1,2 | +0,8 |
| | Andrzej | 23.IV.1953 | -30 | -40 | -1,02 | -0,10 | +0,2 | -0,24 | -0,17 | -0,27 | +0,42 | -1,0 | +0,4 |
| | Krośnice | Czarny Las | 29.IV.1953 | -5 | -20 | -2,1 | -0,20 | -1,7 | -0,11 | -0,07 | -0,15 | -0,05 | +4,2 |
| Duża Przystan | | 30.III.1954 | -30 | -10 | -0,90 | - | 0 | -0,12 | 0 | +0,14 | 0 | +1,0 | - |
| Poteszyna | Kaczy | 23.IV.1953 | +5 | +30 | -1,14 | -0,49 | -0,8 | -0,20 | -0,17 | +0,19 | +0,10 | - | +3,6 |
| | Jan | 23.IV.1953 | +5 | +10 | -1,1 | -0,50 | +0,6 | -0,21 | -0,17 | +0,37 | +0,60 | - | +4,4 |
| | Urcezy | 23.IV.1953 | +5 | 0 | 0 | -0,37 | -0,8 | -0,15 | -0,16 | 0 | +0,35 | - | +3,2 |

Zmiany w ciągu okresu wegetacyjnego

Porównanie zmian składu chemicznego wody w donośniku i w stawie, który wodą tą został napelniony, przeprowadzono na przykładzie stawu Grabownica i rzeki Brandy w ciągu 1954 r.

Jak widać z rys. 15, ogólny skład chemiczny wody stawu w ciągu okresu wegetacyjnego przypominał skład wody donośnika, chociaż w pewnych okresach dochodziło do poważnych różnic. Charakter ich był przeważnie taki sam jak w okresie wiosennym.

Sucha pozostałość wody w Grabownicy była przeważnie niższa niż w Brandzie, a szczególnie duże różnice wystąpiły w ciągu czerwca. W lipcu wielkości te się wyrównywały i z małymi odchyleniami pozostawały do siebie podobne aż do jesieni.

Stanowiące główną część suchej pozostałości węglany i kwaśne węglany wapnia i magnezu, mierzone zasadowością, wykazały podobne zróżnicowanie. W stawie zasadowość wody była prawie zawsze niższa niż w zasilającej go rzece-donośniku. Podobnie miała się rzecz z żelazem.

Zawartość soli pokarmowych w wodzie stawowej przedstawiała się różnie w porównaniu do wody donośnika, w zależności od charakteru składnika.

Fosforany w zasadzie stale występowały w stawach w ilościach mniejszych, aniżeli w zasilającej je rzece. Wyjątkiem było wielkie maksimum stwierdzone w okresie 20.V—3.VI, ze szczytem 24.V.1954 (1,2 mg/l PO_4), które powstało z nawożenia stawu superfosfatem. Mimo to, już począwszy od 7.VI.1954, zawartość fosforanów w Grabownicy była znowu niższa niż w Brandzie, a zatem cały fosfor został związany w dnie lub w kompleksach organicznych wody. Krzywa fosforu związanego w wodzie stawu przypominała przebiegiem analogiczną krzywą w rzece, z tym jednak, że nawzajem jakby się przeplatały. W przeważającej ilości przypadków fosforu związanego było więcej w wodzie stawowej, co jest tym bardziej zrozumiałe, że staw był nawożony.

Potas w wodzie stawu przeważnie występował w ilościach mniejszych niż w wodzie rzeki. Wyjątkiem był okres nawożenia fosforowego. Widocznie w pewnych ilościach domieszany był nawóz potasowy, a poza tym mogło mieć miejsce wypieranie potasu z kompleksów glino-krzemianowych przez wapń superfosfatu.

Zawartość soli amonowych w wodzie stawowej w wysokim stopniu przypominała ich zawartość w wodzie rzecznej. Obydwie krzywe przeplatały się często. Maksimum $N(NH_4)$ wystąpiło równocześnie z maksymalną zawartością fosforanów w wodzie.

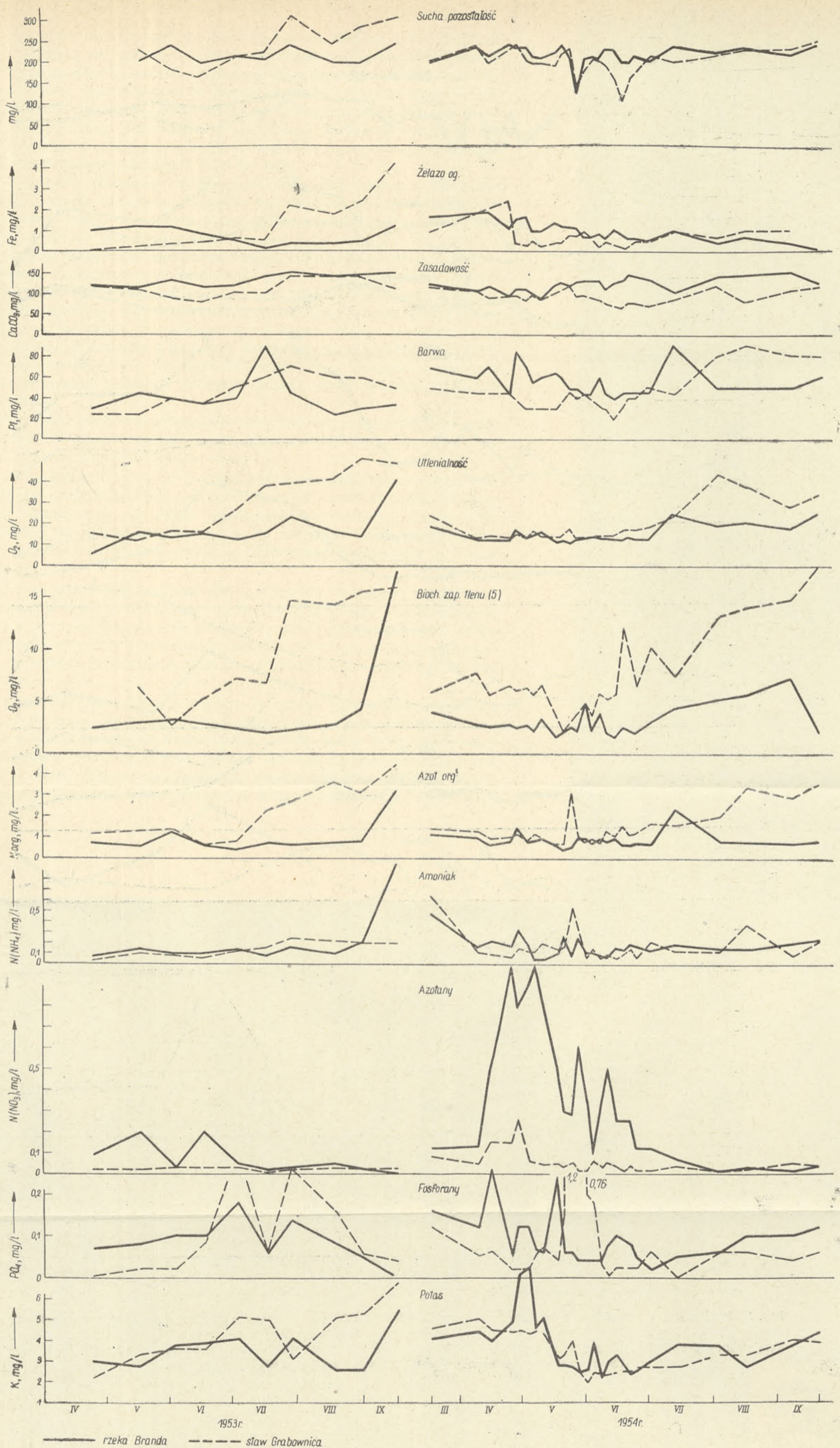
Azotyny w wodzie stawowej, z wyjątkiem maksimum 28.IV.1954, były przez cały czas znacznie poniżej ich zawartości w wodzie rzecznej

Zakres zmian składu chemicznego wody gospodarstw karpio wych Polski (mg/l)
Schwankungsbereich der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers der Karpfenteichwirtschaften Polens (mg/l)

| Gospodarstwa Teichwirtschaften | Data Datum | Sucha pozostałość Trocken- rückstand | Pozostałość po prażeniu Glührück- stand | Ciała lotne Glühver- lust | Zasadowość Karbo- nathärte CaCO ₃ | Twardość og. Gesamt- härte CaCO ₃ | Twardość stała Nichtkar- bonathärte CaCO ₃ | Potas Kalium K | Żelazo Total Eisen Fe | Mangan Mn | Chlorki Chloride Cl | Siarczyny Sulphate SO ₄ | Amoniak Ammonium N/NH ₄ / | Azotywny Nitrite N/NO ₂ / | Azotany Nitrate N/NO ₃ / | Azot org. Org. Stickstoff N | Azot alb. Alb. Stickstoff N | Fosforeny Phosphate PO ₄ | Fosfor całkowity Totalphosphor PO ₄ | Fosfor związany Geb. Phosphor PO ₄ | Barwa Farbe Pt | Utlenialność Oxydierbarkeit O ₂ | BZT ₅ BSB ₅ O ₂ |
|--|-------------------------|---|--|------------------------------------|---|--|---|----------------------|--------------------------------|-------------------|---------------------------|--|--|--|---|--------------------------------------|--------------------------------------|---|---|---|----------------------|--|--|
| Dębowiec | 1937 | - | - | - | 90-145 | - | - | - | 0,3-1,0 | 0,04-0,9 | - | - | 0,32-0,80 | 0,002-0,006 | 0,01-0,20 | - | - | 0,02-0,22 | - | - | 25-60 | 6,0-12,2 | - |
| Lanek | 1937 | - | - | - | 70-100 | - | - | - | 0,4-1,70 | 0,02-0,20 | - | - | 0,24-0,80 | 0,001-0,030 | 0,00-0,04 | - | - | 0,02-0,48 | - | - | 20-120 | 5,7-16,7 | - |
| Gołysz | 1937 | - | - | - | 30-100 | - | - | - | 0,3-1,40 | 0,01-0,23 | - | - | 0,04-0,76 | 0,001-0,010 | 0,01-0,04 | - | - | 0,00-0,68 | - | - | 37-75 | 8,0-44,7 | - |
| Ochaby | 1937 | - | - | - | 55-70 | - | - | - | 0,45-3,0 | 0,03-0,14 | - | - | 0,18-0,60 | 0,002-0,007 | 0,02-0,70 | - | - | 0,00-0,04 | - | - | 25-75 | 6,5-11,0 | - |
| Kostkowiec | 1937 | - | - | - | 140-165 | - | - | - | 0,40-0,60 | 0,03-0,11 | - | - | 0,30-0,40 | 0,002-0,004 | 0,03-0,05 | - | - | 0,20-0,26 | - | - | 25-50 | 4,0-9,0 | - |
| Dzierżkowice | 1937 | - | - | - | 147-245 | - | - | - | śląd-0,40 Spur | śląd-0,08 Spur | - | - | 0,09-0,30 | 0,002-0,010 | 0,01-0,12 | - | - | 0,09-0,46 | - | - | 15-75 | 4,9-20,6 | - |
| Stara Wieś | 1937 | - | - | - | 80-210 | - | - | - | 0,65-3,600 | 0,25-1,45 | - | - | 0,19-0,84 | 0,003-0,026 | 0,00-0,10 | - | - | 0,00-0,07 | - | - | 23-75 | 7,8-26,5 | - |
| Żyszkowice | 1937 | - | - | - | 120-235 | - | - | - | 0,15-2,000 | 0,06-0,30 | - | - | 0,28-1,00 | 0,002-0,03 | 0,03-0,30 | - | - | 0,00-0,24 | - | - | 23-60 | 8,0-21,2 | - |
| Bąkowiec | 1937 | - | - | - | 110-295 | - | - | - | 0,10-24,0 | śląd-6,25 | - | - | 0,16-2,00 | 0,001-0,01 | 0,01-0,20 | - | - | 0,03-0,68 | - | - | 25-150 | 7,0-43,0 | - |
| Modrzejowice | 1937 | - | - | - | 100-225 | - | - | - | 0,3-6,5 | 0,03-0,54 | - | - | 0,17-3,60 | 0,001-0,060 | 0,04-1,50 | - | - | 0,03-0,54 | - | - | 15-125 | 9,0-34,7 | - |
| Jęgiel | 1937 | - | - | - | 80-170 | - | - | - | 1,0-26,4 | 0,35-1,76 | - | - | 0,32-3,20 | 0,002-0,14 | 0,00-7,20 | - | - | 0,00-0,32 | - | - | 38-600 | 13,4-56,5 | - |
| Łachwa | 1937 | - | - | - | 45-140 | - | - | - | 0,50-13,0 | 0,00-0,30 | - | - | 0,14-4,00 | 0,001-0,026 | 0,02-1,00 | - | - | 0,01-0,48 | - | - | 75-400 | 14,0-43,5 | - |
| Okalewo Zesp. Skępe | 5.IX.1950 | 192-254 | 158-138 | 22-56 | 127-187 | 135-190 | 3-8 | - | 0,16-0,24 | - | 6-12 | 7-82 | 0,05-0,08 | 0,000-0,000 | 0,05-0,07 | - | - | 0,05-0,10 | - | - | 25-30 | 7,7-148,0 | - |
| Osiek pow. Rypin | 2.X.1950 | 280-432 | 226-358 | 32-128 | 75-360 | 180-370 | 5-20 | - | 0,30-3,30 | - | 16-36 | - | 0,04-0,08 | 0,000-0,000 | 0,015-0,075 | - | - | 0,10-0,54 | - | - | 30-40 | 17,8-37,0 | - |
| Słupy pow. Szubin | 3.X.1950 | 350-434 | 254-334 | 62-116 | 180-202 | 200-225 | 3-45 | - | 0,20-0,64 | - | 40-46 | - | 0,04-0,10 | 0,000-0,000 | 0,04-0,05 | - | - | śląd-0,66 Spur | - | - | 27-80 | 26,4-140 | - |
| Ślesin Zesp. Wojnowo | 12.IX.1950 | 246-560 | 178-318 | 48-94 | 115-272 | 185-560 | 3-445 | - | 0,06-2,40 | - | 20-560 | - | 0,02-0,40 | 0,000-0,000 | 0,02-0,055 | - | - | 0,10-0,33 | - | - | 30-60 | 15,2-36,0 | - |
| Chałacie | 5.IX.1950 | 212-326 | 120-220 | 66-136 | 72-157 | 125-165 | 3-68 | - | 0,6-1,4 | - | 8-45 | 16-45 | 0,08-1,16 | 0,000-0,000 | 0,06-0,14 | - | - | 0,06-0,36 | - | - | 75-80 | 35,5-67,6 | - |
| Żuchowo | 5.X.1950 | 176-290 | 132-236 | 38-102 | 112-200 | 120-210 | 5-22 | - | 0,20-8,50 | - | 9-14 | 22-62 | 0,03-0,26 | 0,000-0,000 | 0,03-0,10 | - | - | 0,05-0,90 | - | - | 20-75 | 20-27,5 | - |
| Zator | 1956 | 82-187 | 40-136 | 11-79 | 60-125 | 80-140 | 10-40 | 0,7-11,7 | 0,06-0,70 | 0,05-0,20 | 6-14 | 8,2-35 | 0,10-0,60 | 0,000-0,01 | 0,00-2,00 | 0,48-1,40 | - | 0,00-4,00 | 0,20-4,18 | 0,02-1,84 | 15-50 | 9,2-23,0 | - |
| Stawno | 1953 | 142-343 | 75-242 | 101-187 | 65-140 | - | - | 1,5-7,1 | śląd-4,20 Spur | 0,00-0,90 | - | - | 0,03-3,60 | 0,000-0,36 | 0,00-0,05 | 0,40-8,00 | 0,44-1,08 | 0,00-2,60 | 0,16-3,40 | 0,12-3,08 | 20-85 | 7,4-75,4 | 1,2-25,8 |
| Krośnice | 1953 | 168-452 | 104-159 | 56-293 | 70-185 | - | - | 2,3-8,8 | 0,10-2,20 | 0,01-1,40 | - | - | 0,03-7,80 | 0,000-1,0 | 0,01-0,07 | 0,72-18,80 | 0,32-0,84 | śląd-2,00 Spur | 0,12-4,20 | 0,08-2,20 | 20-110 | 8,4-106,0 | 1,6-22,8 |
| Potasznia | 1953 | 214-482 | 115-225 | 58-307 | 40-190 | - | - | 2,3-7,8 | 0,12-5,00 | 0,00-0,90 | - | - | 0,03-1,20 | 0,000-0,038 | 0,00-0,04 | 0,72-11,20 | 0,36-1,24 | 0,00-0,40 | 0,24-4,80 | 0,24-4,66 | 25-90 | 5,8-92,3 | 2,0-28,8 |
| Zesp. Milicz | Jesień 20-24.IX.1954 | 181-293 | 72-160 | 51-152 | 90-135 | - | - | 2,1-6,7 | 0,06-0,35 | 0,05-0,60 | - | - | 0,13-1,60 | 0,000-0,088 | 0,02-0,10 | 0,91-4,64 | 0,64-2,88 | 0,02-0,60 | 0,44-1,60 | 0,32-1,55 | 45-100 | 22,2-54,0 | 2,0-19,2 |
| Zakres różnicowania dla wszystkich gosp. Schwankungsbereich für alle Teichwirt- schaften | | 82-560 | 40-358 | 11-307 | 30-360 | 60-560 | 3-445 | 0,7-11,7 | śląd-26,4 | 0,00-6,25 | 6-560 | 7-82 | 0,02-7,80 | 0,000-1,0 | 0,00-7,20 | 0,40-18,80 | 0,32-2,88 | 0,00-4,00 | 0,12-4,80 | 0,02-4,66 | 15-600 | 4,0-148,0 | 1,2-28,8 |

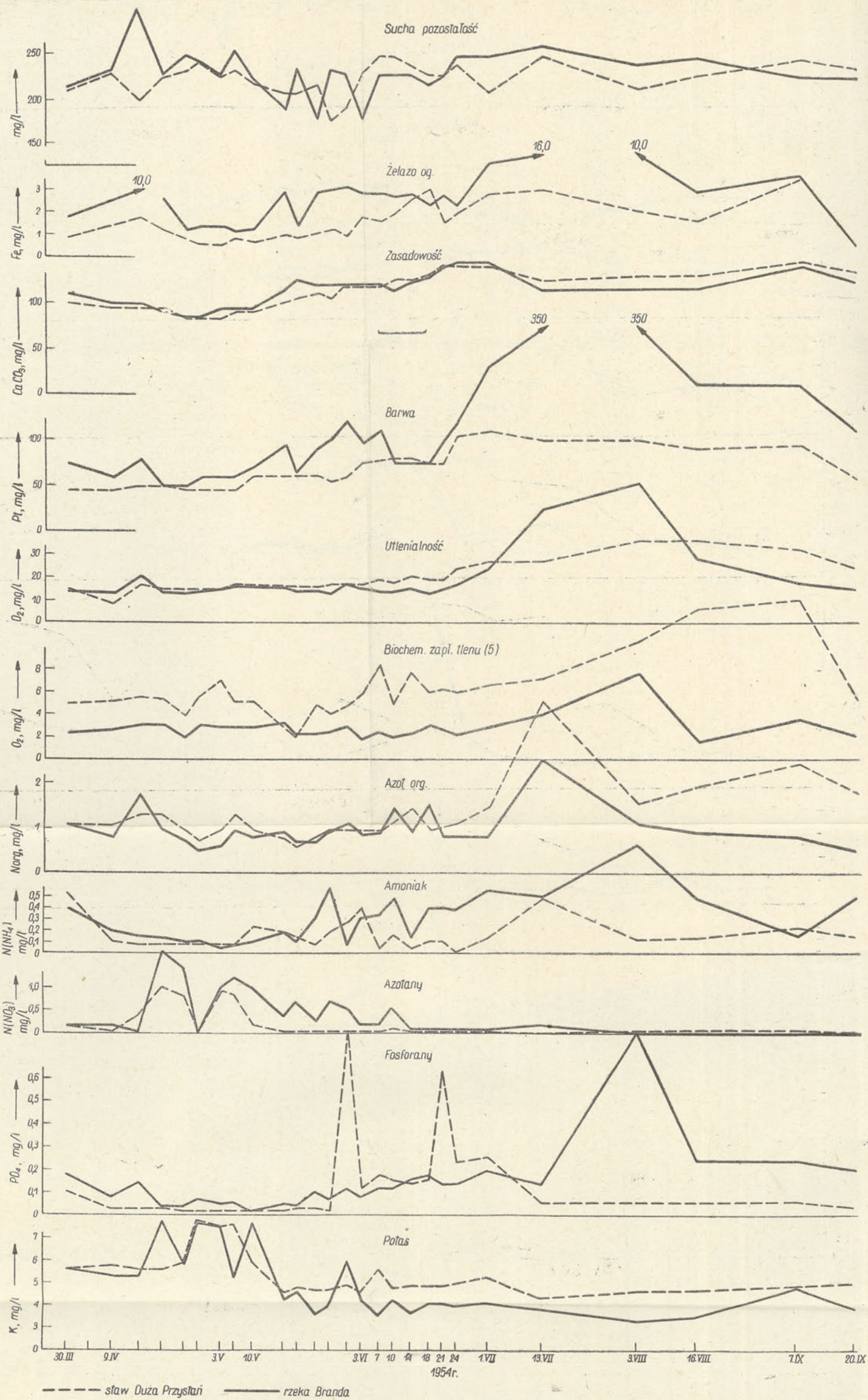
Zakres wahań składu chemicznego wody stawowej poszczególnych gospodarstw Zespołu Milicz w 1953 i 1954 (mg/l)
Schwankungsbereich in der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers Milicz im Jahre 1953 u. 1954 (mg/l)

| Gospodarstwo Teichwirtschaft | Stawno 1953 | | | Krośnice 1953 | | | Potasznia 1953 | | | Łącznie dla wszystkich gosp. w 1953 r. Zusammen für alle Teichwirt- schaften im J. 1953 | Łącznie dla wszystkich gospodarstw 20-24.IX 1954 r. Zusammen für alle Teich- wirtschaften 20.-24.IX 1954 | Pełny zakres wahań 1953 i 1954 r. Der volle Schwankungs- bereich d. J. 1953 u. 1954 |
|---|----------------------------|------------|--------------------|-------------------|-------------------|------------|----------------|-------------------|-------------|---|---|--|
| | Oznaczenia Bestimmungen | 25.IV | 16.VII | 17.IX | 29.IV | 16.VII | 17.IX | 23.IV | 16.VII | | | |
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | - | - | 142-343 | - | - | 168-452 | - | - | 214-482 | 142-482 | 181-293 | 142-482 |
| Pozostałość po prażeniu Glührückstand | - | - | 75-242 | - | - | 104-159 | - | - | 115-225 | 75-242 | 72-160 | 72-242 |
| Ciała lotne Glühverlust | - | - | 101-187 | - | - | 56-293 | - | - | 58-307 | 56-307 | 51-152 | 51-307 |
| Zasadowość Karbonathärte | 65-120 | 70-140 | 95-135 | 70-115 | 90-130 | 90-185 | 70-120 | 55-180 | 40-190 | 40-190 | 90-135 | 40-190 |
| Potas K Kalium | 1,5-4,0 | 2,1-5,8 | 3,3-7,1 | 2,3-7,3 | 3,2-6,8 | 3,4-8,8 | 2,3-7,8 | 2,8-6,0 | 4,0-7,7 | 1,5-8,8 | 2,1-6,7 | 1,5-8,8 |
| Żelazo og. Total Eisen | śląd Spur-0,54 | 0,24-3,60 | 0,80-4,20 | 0,10-0,34 | 0,40-1,24 | 0,50-2,20 | 0,12-1,30 | 0,44-2,00 | 1,10-5,00 | śląd Spur-5,00 | 0,06-0,35 | śląd-5,00 |
| Mangan Mn | 0,00-0,55 | 0,00-0,40 | 0,00-0,90 | śląd Spur-0,08 | 0,20-0,70 | 0,00-1,40 | 0,00-0,18 | 0,00-0,55 | 0,00-0,90 | 0,00-1,40 | 0,05-0,60 | 0,00-1,40 |
| Amoniak N/NH ₄ / Ammonium | 0,03-0,30 | 0,08-3,60 | 0,20-0,80 | 0,03-0,09 | 0,06-1,40 | 0,10-7,80 | 0,03-0,40 | 0,08-1,20 | 0,20-0,56 | 0,03-7,80 | 0,13-1,60 | 0,03-7,80 |
| Azotyny N/NO ₂ / Nitrite | 0,000-śląd Spur | 0,000-0,36 | śląd Spur-0,006 | 0,000-0,004 | 0,000-1,0 | śląd-0,014 | 0,000-0,002 | 0,000-0,038 | 0,000-0,004 | 0,000-1,0 | 0,000-0,088 | 0,000-1,0 |
| Azotany N/NO ₃ / Nitrate | 0,02-0,05 | 0,01-0,04 | 0,00-0,03 | 0,03-0,07 | 0,01-0,05 | 0,02-0,03 | 0,02-0,04 | 0,01-0,04 | 0,00-0,03 | 0,00-0,07 | 0,02-0,10 | 0,00-0,10 |
| Azot organiczny N Org. Stickstoff | 0,40-1,70 | 1,06-8,00 | 1,24-7,00 | 0,72-1,49 | 1,26-2,80 | 1,44-18,80 | 1,02-1,95 | 0,72-10,40 | 1,36-11,20 | 0,40-18,80 | 0,91-4,64 | 0,40-18,80 |
| Azot albuminowy N Alb. Stickstoff | 0,44-1,08 | - | - | 0,32-0,84 | - | - | 0,36-1,24 | - | - | - | 0,64-2,88 | 0,32-2,88 |
| Fosforany PO ₄ Phosphate | 0,00-2,60 | 0,02-0,80 | 0,02-0,24 | śląd Spur-0,03 | śląd Spur-1,00 | 0,04-2,00 | 0,00-0,08 | śląd Spur-0,40 | 0,02-0,30 | 0,00-2,60 | 0,02-0,60 | 0,00-2,60 |
| Fosfor całkowity PO ₄ Total Phosphor | 0,16-3,40 | 0,44-1,92 | 0,52-3,20 | 0,12-0,48 | 0,20-4,00 | 0,48-4,20 | 0,24-0,80 | 0,32-1,68 | 0,56-4,80 | 0,12-4,80 | 0,44-1,60 | 0,12-4,80 |
| Fosfor związany PO ₄ Geb. Phosphor | 0,12-0,67 | 0,24-1,82 | 0,50-3,08 | 0,08-0,48 | 0,20-1,14 | 0,42-2,20 | 0,24-0,78 | 0,24-1,58 | 0,54-4,66 | 0,08-4,66 | 0,32-1,55 | 0,08-4,66 |
| Barwa Pt Farbe | 20-30 | 35-65 | 35-85 | 20-40 | 45-110 | 35-90 | 25-30 | 30-90 | 35-90 | 20-110 | 45-100 | 20-110 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit | 7,4-15,4 | 22,8-75,4 | 32,6-58,0 | 8,4-14,4 | 22,0-37,2 | 28,6-106,0 | 5,8-11,4 | 16,0-66,2 | 22,0-92,3 | 5,8-106,0 | 22,2-54,0 | 5,8-106,0 |
| BZT ₅ -20°C BSB ₅ -20°C O ₂ | 1,2-7,2 | 2,4-14,4 | 4,8-25,8 | 1,6-4,8 | 3,2-14,8 | 2,4-22,8 | 2,4-5,6 | 2,0-15,2 | 9,6-28,8 | 1,2-28,8 | 2,0-19,2 | 1,2-28,8 |



Rys. 15. Porównanie zmian składu chemicznego wody w stawie Grabownica i w jego głównym donośniku rzece Brandzie w ciągu okresów wegetacyjnych (1953 i 1954 r.).

Vergleichung der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers des Teiches Grabownica und seines Hauptzuflusses- des Branda-Flusses während der Vegetationsperiode 1953 und 1954.



Rys. 16. Porównanie zmian składu chemicznego wody w stawie Duża Przysłań i jego głównym donośniku rzece Brandzie w ciągu okresu wegetacyjnego 1954 r.
 Vergleichung der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers des Teiches Duża Przysłań und seines Hauptzuflusses- des Branda-Flusses während der Vegetationsperiode 1954.

i przeważnie występowały w ilościach bardzo bliskich zera. Podobnie przedstawiała się sprawa z azotanami. Obecne w początkach wiosny w nieco większych ilościach, malały w ciągu wiosny, lata i jesieni niemal do zera analitycznego. W wodzie rzecznej, wręcz przeciwnie, dochodziła ich zawartość często do kilku dziesiątych mg/l lub nawet do 1,0 mg/l $N(NO_3)$. Jak widać, denitryfikacja w stawie odbywała się intensywnie, w rzece zaś w każdym razie nie uzyskiwała przewagi nad procesami doprowadzającymi NO_3 do wody.

Zawartość związków organicznych w wodzie stawu i donośnika kształtowała się odmiennie. Związków humusowych w wodzie stawu było przeważnie mniej niż w rzece z wyjątkiem ostatnich dni września, gdy wody w stawie było bardzo mało wskutek parowania.

Krzywe zawartości azotu organicznego, utlenialności wody i biochemicznego zapotrzebowania tlenu wody przez cały okres wegetacyjny przebiegały wyżej od analogicznych krzywych dla wody rzecznej.

Podsumowując można stwierdzić, że w ciągu okresu hodowlanego 1954 r. woda stawu Grabownica posiadała przeważnie mniejszą suchą pozostałość, zasadowość i zawartość żelaza od wody zasilającej go rzeki Brandy. Podobnie mniejsza była ilość fosforanów, azotynów i azotanów oraz przeważnie mniejsza zawartość potasu. Ilości amoniaku układały się różnie.

W wodzie stawowej przeważała zawartość azotowych związków organicznych w przeciwstawieniu do związków humusowych, których w wodzie rzecznej przeważnie było więcej.

Do podobnych wniosków doprowadziło porównanie zmian składu chemicznego wody stawu Przyszań (gosp. Krośnice) oraz zasilającej go wody rzeki Brandy (rys. 16). Mimo zasadniczego podobieństwa składu wody stawowej do składu macierzystej wody rzecznej doszło do wytworzenia się różnic takich samych jak w Grabownicy i zasilającej ją wodzie Brandy.

Krzywe suchej pozostałości stawu Przyszań, a jeszcze więcej zasadowości, nakładały się w ciągu okresu wegetacyjnego z analogicznymi krzywymi rzeki Brandy lub przebiegały poniżej. Również ilości żelaza były w wodzie stawu przeważnie znacznie niższe niż w wodzie donośnika, w którym dochodziło czasem do pojawiania się wielkich ilości tego składnika.

Zawartość fosforanów w wodzie Przyszańi była przeważnie niższa niż w Brandzie, jednak pod koniec maja i w czerwcu wzrosła znacznie pod wpływem nawożenia. Podobnie jak w Grabownicy znikły one z wody w miesiącach późniejszych w wyniku znanych procesów sorpcji i produkcji. Ilości fosforu związanego w wodzie stawu przeplatały się na zmianę z ilościami stwierdzonymi w wodzie zasilającej go rzeki przez

pierwszą część okresu wegetacyjnego i dopiero od połowy czerwca (koniec okresu nawożeniowego) osiągnęły stałą przewagę nad wodą rzeczną.

Zawartość potasu — odmiennie niż w Grabownicy — przeważała prawie stale w wodzie stawowej nad wodą rzeczną, zwłaszcza począwszy od połowy maja do końca sezonu. Prawdopodobnie staw Przyszań, jak i inne stawy kompleksu Krośnice, był nawożony solami potasowymi, mimo że w książkach gospodarstwa tego nie wykazano.

Ilość azotanów w wodzie stawu Przyszań była stale mniejsza niż w wodzie Brandy, przy czym od drugiej połowy maja włącznie była ona bliska zera analitycznego, przeciwnie niż w rzece. Podobnie było z azotynami, z wyjątkiem okresu wczesnej wiosny, kiedy azotyny wystąpiły w większych ilościach niż w rzece. Zawartości amoniaku w wodzie stawu były przeważnie mniejsze przez cały okres wegetacyjny niż w donośniku.

Zawartość związków humusowych w wodzie stawu Przyszań była przez cały badany okres niższa niż w wodzie rzeki Brandy, przy czym szczególnie duże różnice wystąpiły w próbie z 17.VII.1954. Azot organiczny, azot albuminowy, utlenialność i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu prawie stale znacznie przewyższały w wodzie stawowej odnośne wartości wody rzecznej. Poważniejszy wyjątek miał miejsce w połowie lipca, gdy utlenialność wody Przyszań, podobnie jak barwa, okazała się znacznie niższa od utlenialności wody w Brandzie. Zapewne wtedy większa ilość związków humusowych dopłynęła do wody rzecznej (wpływ lasu?).

Sumując dochodzimy do wniosku, że:

1. W ciągu okresu hodowlanego skład chemiczny wody stawowej zachowuje zasadnicze cechy składu zasilającej go wody rzecznej.

2. Różnice w składzie chemicznym wody stawu i donośnika przebiegały w obydwu badanych przypadkach w sposób podobny, a zatem nie były przypadkowe.

a) Woda stawowa ma w zasadzie niższą suchą pozostałość, zasadowość, zawartość żelaza ogólnego (przynajmniej w pierwszej połowie okresu wegetacyjnego) i zawartość związków humusowych, aniżeli woda donośnika.

b) Woda stawowa ma prawie stale mniejszą zawartość soli pokarmowych niż woda rzeczna, co szczególnie odnosi się do fosforanów, azotynów i azotanów. Ilości azotu amonowego często są podobne w stawie i donośniku, a krzywe przedstawiające ich zawartość często wzajemnie się przeplatają. Niekiedy przez dłuższy czas ilość soli amonowych w wodzie stawowej jest mniejsza, aniżeli w wodzie donośnika. Zawartości potasu układają się różnie, w stawie są przeważnie niższe niż w donośniku. Wyjątek powodowało nawożenie.

c) Wskaźniki zawartości związków organicznych takie jak azot organiczny, utlenialność i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu osiągają w wodach stawów większe lub znacznie większe wartości niż w wodzie zasilających je donośników.

Skład chemiczny wody stawowej

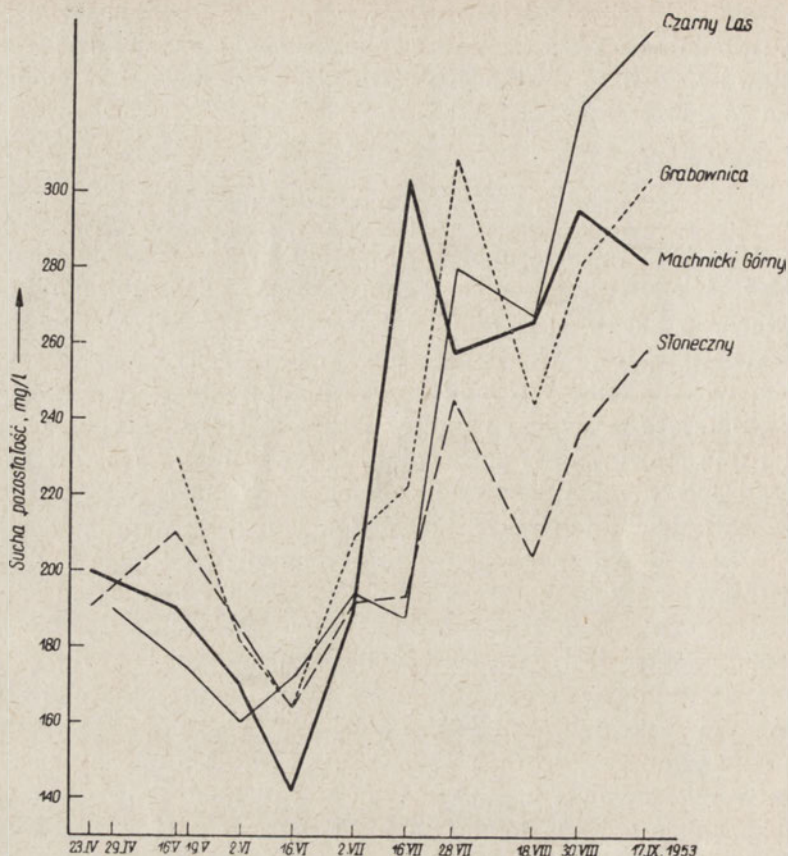
Przedstawiony wyżej jonorównoważnikowy skład wody donośników nie ulega, jak wynika z podanych omówień, znaczniejszym zmianom w stawach, a zatem wszystko co powiedziano o tej wodzie odnośnie do makroelementów charakteryzuje także wody stawowe. Zachodzące na wiosnę zmiany składu po przejściu wody z donośnika do stawów, wynikające z przyczyn natury hydro-meteorologicznej, charakteru zlewni i dna stawów oraz odbywających się w nich procesów produkcji i mineralizacji, ulegają dalszemu pogłębieniu w ciągu okresu wegetacyjnego w warunkach zmienności terenowej, jaką stwarzają badane obiekty wodne oraz pod wpływem prowadzonej na nich gospodarki karpowej i innej (np. chów kaczek). W wyniku tego podstawowy skład chemiczny wody ulega dalszemu przekształceniu, a szczególnie daleko idącym zmianom poddana jest zawartość soli pokarmowych i związków organicznych. Powstaje w ten sposób nowy skład chemiczny wody stawowej ze swoistym zakresem ich zmienności. Bliższa charakterystyka tego składu i czynników, które go powodują, jest istotna dla znajomości i oceny wody stawowej z punktu widzenia różnych dziedzin gospodarki człowieka, gdzie z wodą tą można mieć do czynienia, a przede wszystkim dla wypracowania zasad oceny żywności stawów i ich możliwości produkcyjnych.

Sucha pozostałość

Oznaczano ją wyłącznie w wodzie nie filtrowanej, a więc informuje ona o ogólnej zawartości ciał rozpuszczonych i nie rozpuszczonych, tak nieorganicznych jak i organicznych.

W poznanych dotąd wodach stawowych Polski (tab. VI) wahała się ona w granicach 82—560 mg/l, zaś w stawach Milicza wynosiła od 142 do 482 mg/l, czyli w tych ostatnich należała do rzędu wysokich.

W obrębie poszczególnych gospodarstw (tab. VII) stawy różniły się w jesieni 1953 r. suchą pozostałością w zakresie: Stawno 142—343 mg/l, Krośnice 168—452 mg/l i Potasznia 214—482 mg/l. W poszczególnych stawach zakres zmian suchej pozostałości w ciągu okresu wegetacyjnego był dosyć znaczny. W badanych 4 stawach (rys. 17) malała ona w podobny sposób do połowy czerwca, a następnie wzrastała z różnymi,



Rys. 17. Zmiany suchej pozostałości wody stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

Veränderungen des Trockenrückstandes des Teichwassers während der Vegetationsperiode 1953.

przeważnie analogicznymi wahaniami aż do końca okresu hodowlanego, zapewne w ramach indywidualnych cech każdego stawu. Najmniejsze suche pozostałości wody były we wszystkich stawach bardzo do siebie zbliżone (142—164 mg/l), natomiast wartości maksymalne różniły się znacznie (261—344 mg/l, tab. VIII).

W dwu po sobie następujących latach sucha pozostałość wody może się różnić w tym samym stawie w zakresie 164—309 mg/l (suchy rok 1953) i 108—241 mg/l (mokry rok 1954). Przebieg zmian w tym zakresie (rys. 15) miał na ogół charakter łagodny, z tendencją do utrzymania się w 1954 r., na tym samym poziomie na wiosnę co i w jesieni, z systema-

Tabela VIII

Zakres zmian składu chemicznego wody stawów Grabownica, Słoneczny, Machnicki Górny i Czarny Las
w ciągu okresu hodowlanego 1953 r. (mg/l)

Schwankungsbereich der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers
in den Teichen Grabownica, Słoneczny, Machnicki Górny u. Czarny Las
während der Vegetationsperiode d. J. 1953 (mg/l)

| Oznaczenia Bestimmungen | Nazwa stawu Teichname | Grabownica | Słoneczny | Czarny Las | Machnicki Górny | Roczny zakres wahań Jähres Schwankungs- bereich |
|---|--------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|---|
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | | 164-309 | 164-261 | 160-344 | 142-304 | 142-344 |
| Pozostałość po przeleniu Glührückstand | | 84-196 | 87-146 | 90-140 | 75-179 | 75-196 |
| Ciała lotne Glühverlust | | 66-115 | 64-139 | 56-204 | 67-150 | 56-204 |
| Twardość ogólna Gesamthärte | CaCO ₃ | 100-150 | 90-175 | 70-130 | 60-135 | 60-175 |
| Zasadowość Karbonathärte | CaCO ₃ | 80-140 | 65-120 | 70-100 | 65-127 | 65-140 |
| Wapń Calcium | Ca | 72-125 | 80-110 | 70-115 | 69-134 | 69-134 |
| Magnez Magnesium | Mg | 5,4-5,9 | 3,2-6,7 | 3,8-5,6 | 3,6-5,6 | 3,2-6,7 |
| Siarczany Sulphate | SO ₄ | 17-21 | 19-41 | 18-35 | 11-20 | 11-41 |
| Chlorki Chloride | Cl | 14-26 | 15-24 | 16-23 | 16-24 | 14-26 |
| Żelazo og., Fe Total Eisen | | 0,06-4,20 | 0,10-0,80 | 0,14-2,40 | 0,24-3,00 | 0,06-4,20 |
| Mangan Mn | | śląd-0,90 Spur | śląd-0,20 Spur | śląd-1,40 Spur | śląd-0,70 Spur | śląd-1,40 Spur |
| Potas Kalium | K | 2,2-6,7 | 2,5-4,8 | 2,3-6,8 | 2,0-7,1 | 2,0-7,1 |
| Amoniak Ammonium | N/NH ₄ / | 0,03-0,24 | 0,06-0,42 | 0,03-1,30 | 0,08-3,6 | 0,03-3,6 |
| Azotyry Nitrite | N/NO ₂ / | 0,000-0,010 | śląd-0,360 | 0,000-1,0 | śląd-0,320 | 0,000-1,0 |
| Azotany Nitrate | N/NO ₃ / | 0,01-0,04 | 0,01-0,05 | 0,01-0,07 | 0,01-0,05 | 0,01-0,07 |
| Azot organiczny Org. Stickstoff | N | 0,66-4,60 | 0,40-7,00 | 1,04-18,80 | 1,78-8,00 | 0,40-18,80 |
| Fosforany Phosphate | PO ₄ | śląd-2,60 Spur | śląd-0,66 Spur | śląd-0,36 Spur | 0,02-0,22 | śląd-2,60 Spur |
| Fosfor całkowity Total Phosphor | PO ₄ | 0,22-3,40 | 0,21-1,60 | 0,12-1,84 | 0,24-2,40 | 0,12-3,40 |
| Fosfor związany Geb. Phosphor | PO ₄ | 0,22-2,36 | 0,20-1,50 | 0,08-1,64 | 0,12-2,38 | 0,08-2,38 |
| Barwa Farbe | Pt | 25-70 | 25-85 | 25-85 | 35-80 | 25-85 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit | O ₂ | 12,0-51,6 | 9,6-52,4 | 10,4-106,0 | 13,4-75,4 | 9,6-106,0 |
| BZT ₅ BSB ₅ | -20°C O | 2,8-16,0 | 2,0-25,8 | 1,6-21,0 | 5,2-17,4 | 1,6-25,8 |

tycznym spadkiem suchej pozostałości w pierwszej połowie czerwca, który osiągnął minimalny poziom 108 mg/l. Podobnie w 1953 r. minimum suchej pozostałości przypadało na pierwszą połowę czerwca, później jednak ona stopniowo rosła i utrzymywała się do końca sezonu na najwyższych wartościach (maksimum 309 mg/l). Czasem jednak zmiany indywidualne mogą mieć charakter obserwowany w stawie Przystań (rys. 16), gdzie w maju wystąpiło gwałtowne minimum (175 mg/l), a czerwcu maksimum (253 mg/l) tej cechy, która później utrzymywała się już bez większych zmian w drugiej części okresu wegetacyjnego na poziomie z wiosny tego roku, np. 7.IX.1953 — 238 mg/l i 25.IV.1953 — 236 mg/l.

Pozostałość po prażeniu

Określa on mineralną część suchej pozostałości wody oraz popiół pozostały ze spalania związków organicznych. Gdyby w czasie spalania węglanowe połączenia nie ulegały rozkładowi lub były w czasie analizy całkowicie regenerowane, to oznaczenie to w wodach stawowych powinno w przybliżeniu pokrywać się (nieco ją przewyższać) z twardością ogólną wody bądź i jej zasadowością, jeśli twardość stała jest nikła, jak to przeważnie ma miejsce.

W wodach stawowych Polski (tab. VI) zakres wahań tej cechy pozostawał w granicach 40—358 mg/l, a w wodach stawów milickich 72—242 mg/l (tab. VII). W poszczególnych stawach (tab. VIII) zakres zmienności wynosił co najmniej 75, a maksymalnie 196 mg/l w ciągu okresu wegetacyjnego.

Charakter zmienności tej cechy, zależny głównie od zawartości połączeń węglanowych w wodzie, ilustrowany jest pośrednio przez niżej opisaną zmienność zasadowości.

Strata po prażeniu (ciała lotne)

Ogólnie uważa się ten pomiar za charakterystyczny dla określenia ogólnej zawartości związków organicznych w wodzie. Niestety, ich ilość jest zatarta przez rozkład węglanów oraz utlenianie się potasowców i azotanów w temperaturze spalania.

W zbadanych przez nas stawach Polski (tab. VI) zawartość ciał lotnych wynosiła od 11 do 307 mg/l, w przypadku Milicza (tab. VII) 51—307 mg/l, zaś w pojedynczych stawach 56—204 mg/l (tab. VIII). Jak widać, zawartość ciał lotnych w wodzie stawowej mogła wzrosnąć 4-krotnie w ciągu okresu wegetacyjnego. Wzrost ten przebiegał dość

regularnie od wiosny do połowy września, chociaż nie wszędzie jednako szybko.

Powyższe cyfry świadczą — mimo podanych zastrzeżeń metodycznych — o wysokim udziale związków organicznych w suchej pozostałości wody stawów karpiowych, co można uważać za jedną z najbardziej charakterystycznych cech ich składu, zwłaszcza w okresie pełnego lata.

Twardość ogólna

W wodach stawów Polski (tab. VI) wynosiła ona 60—560 mg/l CaCO_3 , zaś w obrębie kilku stawów milickich 60—175 mg/l CaCO_3 (tab. VIII). Ogólnie biorąc, wody badanych stawów należały do najbardziej miękkich lub średnio twardych.

W poszczególnych stawach zakres wahań twardości w ciągu okresu wegetacyjnego (tab. VIII) wynosił 50—85 mg/l CaCO_3 . Najwyższe wartości twardości ogólnej przypadają na sierpień, najniższe na czerwiec (minima zasadowości). Czasem jednak najtwardsza woda mogła okazać się na wiosnę, np. staw Czarny Las 29.IV.1953 — 130 mg/l CaCO_3 , a minimum przypadało na 18.VIII.1953 — 70 mg/l CaCO_3 .

Twardość niewęglanowa (stała)

Zakres wahań twardości niewęglanowej w stawach Polski wynosi 3—445 mg/l CaCO_3 (tab. VI), jednak przeważnie nie przekracza ona 70 mg/l CaCO_3 , a najczęściej wynosi 10—40 mg/l CaCO_3 . Najwyższa twardość pochodzi z jednego stawu gospodarstwa Slesin, Zespół Wojnowo rejonu Bydgoszcz i jest zupełnie niecharakterystyczna dla innych gospodarstw. W stawach Milicza twardość niewęglanowa wahała się w granicach 10—55 mg/l CaCO_3 .

Niekiedy w stawie obserwowano gwałtowny wzrost tej cechy w okresie kilkunastu następujących po sobie dni przy niezminionej twardości ogólnej, a zatem przy malejącej zasadowości. Taki fakt zwykle tłumaczy się dopływem kwasu siarkowego lub solnego do wody lub soli słabych zasad i mocnych kwasów. (Zapewne z wodą donośnika na skutek bliżej nieznanych zanieczyszczeń lub z nawozów sztucznych — siarczan amonu?).

Zasadowość (twardość węglanowa)

Jest ona miernikiem przede wszystkim zawartości węglanów i dwuwęglanów wapnia i magnezu. Zasadowość alkaliczna w badanych wodach stawowych występowała bardzo rzadko i w niewielkich ilościach.

W stawach Polski różniła się w zakresie 30—360 mg/l CaCO_3 (tab. VI). W obrębie stawów milickich (tab. VII) w ciągu dwu lat wynosiła od 40 do 190 mg/l CaCO_3 , najczęściej 75—125 mg/l CaCO_3 (rys. 18). Na tym tle widać, że wody stawów Milicza należą do najbardziej miękkich i średnio twardych, z czym oczywiście wiąże się wielkość ich rezerwy alkalicznej.

Poszczególne gospodarstwa różniły się następująco wielkością zasadowości wody stawowej (tab. VII): Stawno 65—140 mg/l CaCO_3 , Krośnice 70—185 mg/l CaCO_3 i Potasznia 40—190 mg/l CaCO_3 . Różnorodność zasadowości wody stawowej na wiosnę była najmniejsza, a potęgowała się w okresie letnim, zwłaszcza pod koniec okresu produkcyjnego u progu jesieni (rys. 19).

Wielkość zróżnicowania zasadowości wody stawów zależała od gospodarstwa. W Stawnie różnice między zasadowością wody stawów były przez cały okres produkcyjny podobne i niewielkie, natomiast w Krośnicach, a zwłaszcza w Potasznicy doszło do powstawania bardzo dużych różnic pod tym względem, gdyż w jednych stawach zasadowość wody znacznie zmalała, w innych wzrosła. Ponieważ obserwowano to w suchym roku 1953, można przypuszczać, że prócz charakteru zlewni i dna — z jednej strony — przyczyną było wytrącanie się węglanów wapnia z wody, a z drugiej — zagęszczanie się jej w wyniku parowania wody w tych stawach, do których nie można było doprowadzić wody z dośnika.

W ciągu okresu wegetacyjnego zasadowość w stawie ulegała dość znacznym wahaniom (tab. VIII), najczęściej rosła od wiosny do jesieni, jak np. w Przystani w granicach 85—145 mg/l CaCO_3 (rys. 16). Jeżeli przewagę osiąga wytrącanie wapnia i rozcieńczanie wodą deszczową, to zasadowość wody może maleć pod koniec okresu wegetacyjnego.

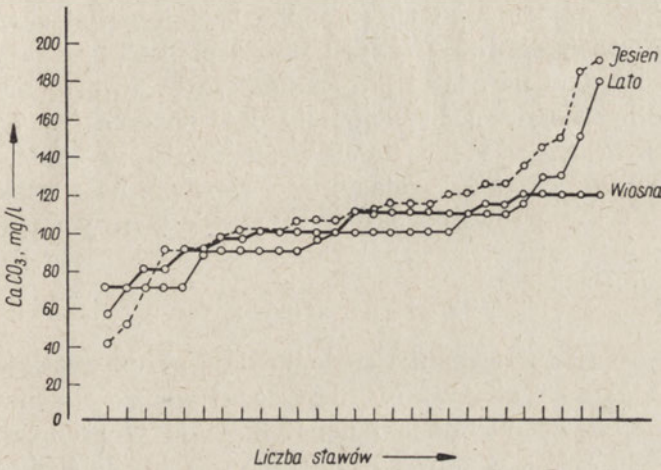
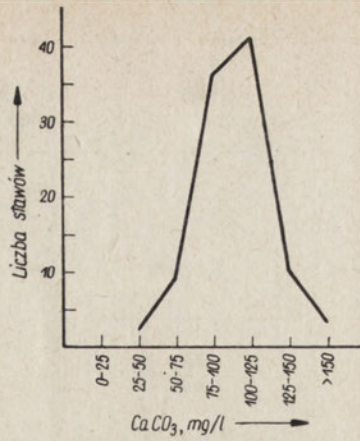
Prawie zawsze w krzywej zasadowości zaznacza się okres letniego odwapnienia wody. W Grabownicy (rys. 15) najmniejsze wartości przypadały na połowę czerwca lub koniec maja. Procesy biologicznego odwapniania zapewne w dużym stopniu przyczyniły się do tego, gdyż w tym czasie temperatury wody należały do najwyższych, a czas insolacji był najdłuższy.

Siarczany

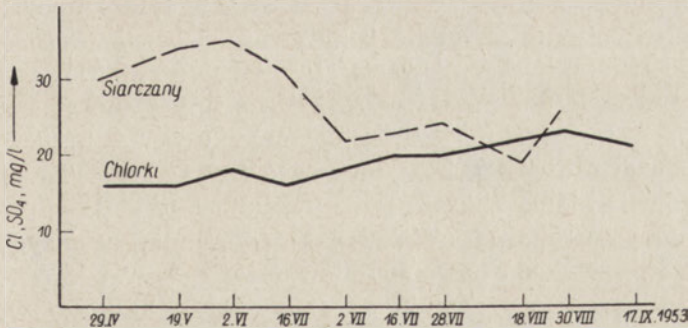
Ich ilości w wodach stawowych znane są tylko z gospodarstw Okalewo, Chałacie, Żuchowo, Zator (tab. VI) oraz kilku stawów Milicza (tab. VIII). Według nich, zawartość siarczanów w wodach stawowych Polski waha się w granicach 7—82 mg/l SO_4 , w obrębie Milicza w zakresie 11—41 mg/l SO_4 .

Rys. 18. Częstość występowania określonych zasadowości wody w stawach Milicza.

Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Karbonathärte des Wassers aus den Teichen von Milicz.



Rys. 19. Zasadowość wody stawów milickich w poszczególnych porach roku. Karbonathärte des Wassers aus den Teichen von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten.



Rys. 20. Ubytek siarczianów i wzrost zawartości chlorków w wodzie stawu Czarny Las w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r. Sulphatabnahme und Zunahme der Chloride im Wasser des Teiches Czarny Las während der Vegetationsperiode 1953.

W ciągu okresu wegetacyjnego różnice w zawartości siarczanów w wodzie tego samego stawu (tab. VIII) wynosiły od 5 do 22 mg/l SO_4 , były zatem niewielkie. W zakresie tej zmienności przebieg krzywych zawartości siarczanów w wodach stawów Grabownica, Słoneczny, Czarny Las i Machnicki Górny nie wykazał w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r. większych prawidłowości, z wyjątkiem stopniowego ich ubytku w stawie Czarny Las od wiosny do jesieni (rys. 20).

Chlorki

W wodach stawów Polski wynosiły 6—560 mg/l Cl (tab. VI), w stawach milickich 14—26 mg/l Cl (tab. VIII). Najczęściej zawartość tego składnika w wodzie stawowej wynosi 10—20 mg/l Cl.

Różnice między największą a najmniejszą zawartością chlorków w poszczególnych stawach Milicz były dość znaczne (od 7 do 12 mg/l Cl), przy czym większe ich ilości występowały w wodzie stawowej w drugiej połowie okresu wegetacyjnego, zapewne na skutek zagęszczenia się wody przez parowanie, jak np. w stawie Czarny Las (rys. 20).

Żelazo ogólne

Oznaczane po odparowaniu i spaleniu daje obraz wszelkich połączeń żelazowych, jakie się znajdują w niesączonej wodzie stawowej.

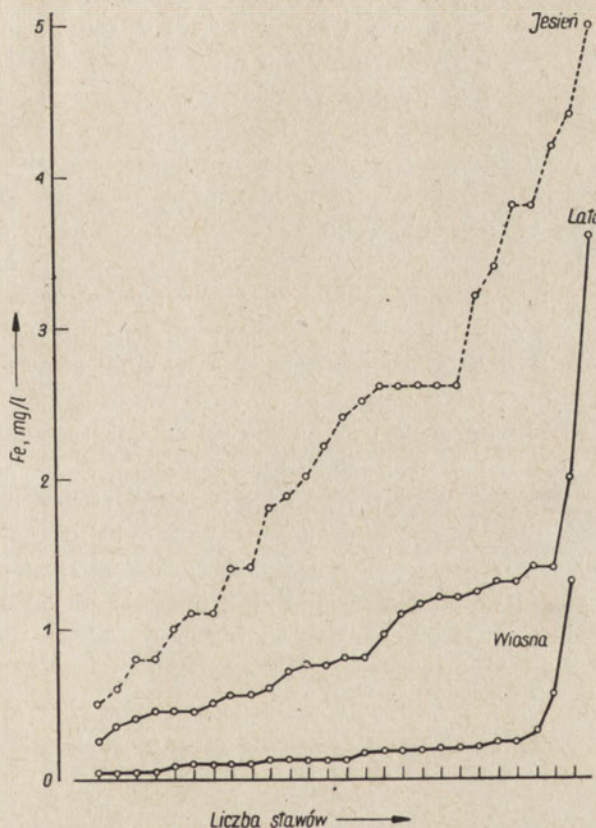
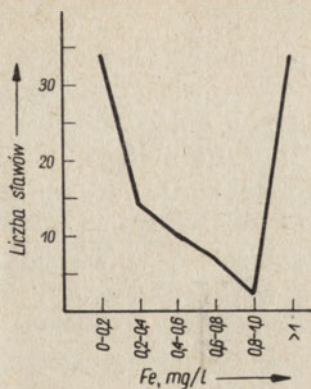
W wodach stawowych Polski napotymano je w granicach ślady — 26,4 mg/l Fe (tab. VI), w stawach milickich w zakresie ślady — 5,0 mg/l Fe (tab. VII), zaś w ciągu okresu wegetacyjnego w tym samym stawie różnice zawartości największej i najmniejszej dochodziły do 4,15 mg/l Fe (tab. VIII). Jak widać, stawy milickie w każdym razie nie należały do najbogatszych w ten składnik, raczej były w żelazo ubogie, co — jak wiadomo — uważamy za cechę pozytywną w ocenie żyzności stawów.

Krzywa częstotliwości zawartości żelaza (rys. 21) wskazuje, że w gospodarstwie Milicz można wyróżnić 2 grupy stawów, a mianowicie: jedną, w której zawartości żelaza wynosiły 0,0—0,2 mg/l Fe i drugą, w której zawartość żelaza była wyższa od 1 mg/l Fe. Ta druga grupa dotyczy głównie stawów, które były badane w jesieni.

Wody stawowe można uważać za jedne z najbogatszych w żelazo spośród wszystkich wód powierzchniowych.

W ciągu okresu wegetacyjnego stawy są najuboższe w żelazo na wiosnę, a kolejno zawartość tego składnika wzrasta w lecie i w jesieni (rys. 22). Szczegółowy przebieg zmian zawartości żelaza w stawie wskazuje (rys. 15), że np. w przypadku Grabownicy zawartości żelaza w 1953 r. systematycznie rosły od wiosny do jesieni (0,06—4,20 mg/l

Rys. 21. Częstość występowania określonych zawartości żelaza ogólnego w wodzie stawów Milicza.
 Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Eisenmeugen im Wasser der Teiche von Milicz.



Rys. 22. Zawartość żelaza ogólnego w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach roku.

Der Gehalt an Gesamteisen im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

Fe), natomiast w ciągu okresu wegetacyjnego 1954 r. rosły one bardzo nieregularnie i w znacznie mniejszym zakresie (0,24—2,50 mg/l Fe), przy czym maksimum stwierdzono zupełnie nieoczekiwanie 13.IV.1954, które po 10 dniach zmalało do rzędu 0,60 mg/l Fe. Druga cyfra maksymalna (ok. 1,0 mg/l Fe) wystąpiła w sierpniu i wrześniu 1954 r., w którym to okresie zawartości żelaza utrzymują się zazwyczaj w stawach na jednym z najwyższych poziomów.

Ilości żelaza w wodzie stawu Przyszań wykazywały również tendencję wzrostu od wiosny do jesieni (w zakresie 0,60—3,40 mg/l Fe) przy czym jednak dochodziło często do dosyć gwałtownych wzrostów i obniżek zawartości tego składnika (rys. 16).

Na ogół żelazo w wodzie stawów utrzymywało się w małych ilościach (kilka dziesiątych mg/l Fe) w ciągu kwietnia, maja i czerwca, zaś z początkiem lipca zaczynało intensywnie rosnać aż do końca okresu wegetacyjnego, osiągając w stawie Czarny Las 2,4 mg/l Fe, Machnickim Górnym 3,0 mg/l Fe, a Grabownicy 4,2 mg/l Fe (tab. VIII).

W lecie ilości tego składnika w wielu stawach były bardzo różne, najczęściej jednak napotymano je w ilościach rzędu 1—2 mg/l Fe. Okresy jesienne w dwu po sobie następujących latach różniły się zdecydowanie, w suchym roku 1953 większość wód stawowych zawierała 1—3 mg/l Fe, a w jesieni mokrego roku 1954 tylko od śladów do kilku dziesiątych mg/l Fe.

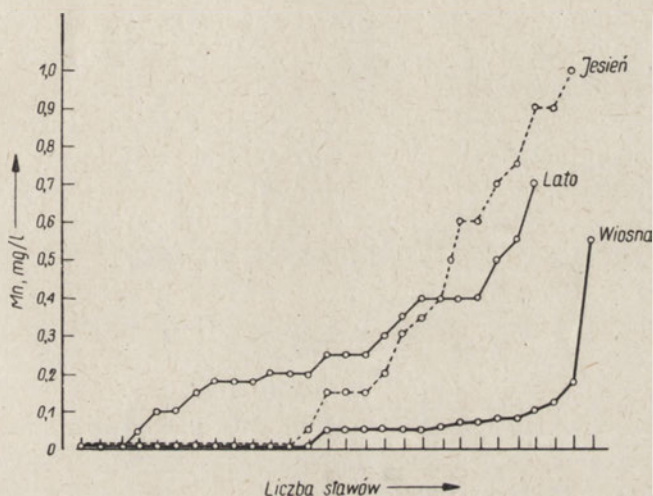
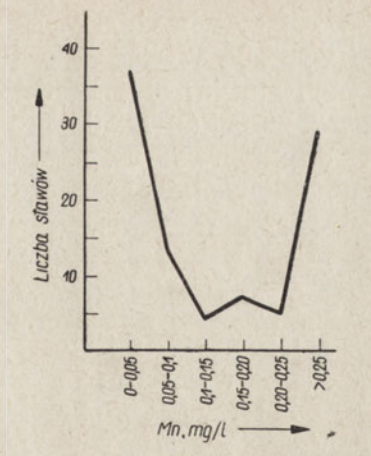
Letnie i jesienne zróżnicowanie zawartości żelaza ogólnego w wodzie wiązało się prawdopodobnie z różnym stopniem rozpuszczalności soli tego składnika w związku z produkcją CO₂ w dnie stawu, różną intensywnością mieszania wody z mułem stawowym oraz różnym stopniem wejścia żelaza w kompleksy organiczne w wyniku różnego natężenia procesów biologicznych w poszczególnych stawach.

Zawartością tego składnika różniły się także stawy poszczególnych gospodarstw zespołu Milicz, Potasznia przez cały okres wegetacyjny 1953 r. miała stawy o wodzie najbogatszej w żelazo, Stawno było w nie raczej najuboższe (z wyjątkiem jesieni), zaś Krośnice zajmowały jakby miejsce pośrednie (z wyjątkiem jesieni, kiedy zawierały w wodzie najmniej żelaza).

M a n g a n

Zawartości manganu w wodach stawowych Polski (tab. VI) wahały się od 0,00 mg/l Mn do 6,25 mg/l Mn, zaś w stawach Milicza wynosiły 0,00—1,40 mg/l Mn (tab. VII), były więc w tych ostatnich raczej niskie lub średnie. W zakresie tego zróżnicowania wyodrębniają się dwie grupy stawów (rys. 23), jedna o najczęstszej zawartości manganu w przedziale

Rys. 23. Częstotliwość występowania określonych zawartości manganu w wodzie stawów Milicza.
 Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Manganmengen im Wasser der Teiche von Milicz.



Rys. 24. Zawartość manganu w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.
 Der Mangangehalt im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

0,00—0,05 mg/l Mn, zaś druga mniej liczna o ilościach tego składnika powyżej 0,25 mg/l Mn. Wiele wód stawowych wyróżnia się swą stosunkowo znaczną zawartością manganu od innych wód powierzchniowych.

W ciągu okresu wegetacyjnego ilości manganu w wodzie stawowej rosą znacznie (rys. 24), na wiosnę wahając się w większości stawów w zakresie 0,00—0,1 mg/l Mn, w lecie przeważnie w zakresie 0,00—0,5 mg/l Mn. W jesieni zawartości tego składnika prawie zawsze były wyższe od 0,1 mg/l Mn i sięgały do 1,4 mg/l Mn.

W poszczególnych stawach zróżnicowanie zawartości manganu w wodzie wynosiło w ciągu okresu wegetacyjnego (tab. VIII) co najmniej 0,2 mg/l Mn, a maksymalnie 1,4 mg/l Mn. Najbogatsze w mangan były stawy Potasznicy (z wyjątkiem lata, w którym nieco więcej tego składnika w wodzie miały stawy gospodarstwa Krośnice), najuboższe stawy gospodarstwa Stawno.

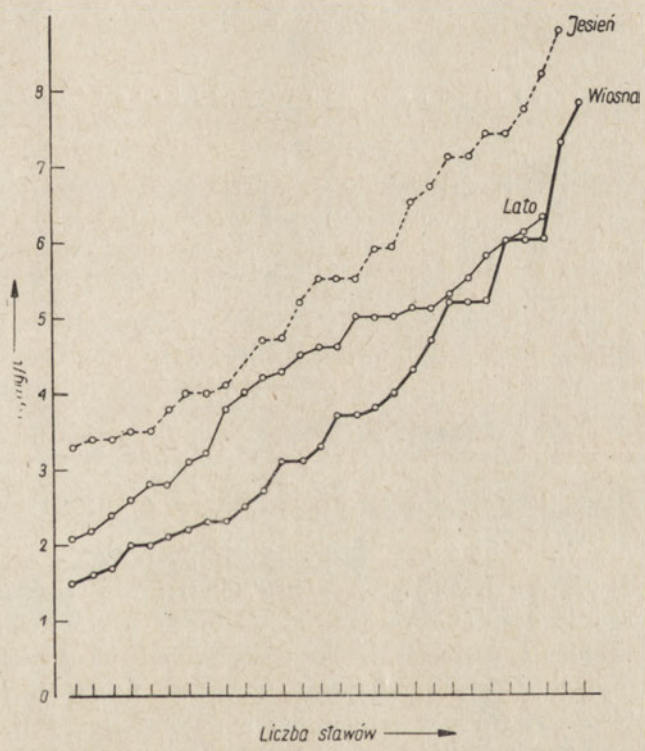
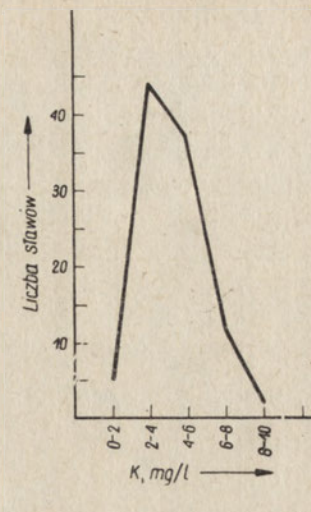
P o t a s

Dla stawów Polski (tab. VI) brak dotąd oznaczeń zawartości tego składnika, z wyjątkiem wykonanych przez nas niepublikowanych badań w gosp. Zator, gdzie w obrębie 16 stawów ilości potasu wahały się bardzo znacznie, w zakresie 0,7—11,7 mg/l K. W stawach Milicza zawartości potasu w ciągu okresu wegetacyjnego wynosiły 1,5—8,3 mg/l K (tab. VII) z wartością najczęstszą 2—4 mg/l K (rys. 25). W tym samym zakresie mieszczą się zawartości potasu w wodach rzecznych, a nieco niższe są w wodach jeziorowych.

Zmienność zawartości potasu w poszczególnych stawach w ciągu okresu wegetacyjnego (tab. VIII) wyrażała się różnicami rzędu co najmniej 2,3 mg/l K, a najwyżej 4,9 mg/l K. Szczegółowy przebieg tej zmienności w stawie Grabownica (rys. 15) wskazuje, że potas występował w obydwu latach w ilościach podobnych: w 1953 r. wynosił 2,3—6,7 mg/l K, zaś w 1954 r. 2,3—5,0 mg/l K, natomiast rozkład tych ilości w ciągu okresu wegetacyjnego był różny. Duże ilości potasu z okresu wiosennego malały w 1954 r. do 2,3 mg/l K (7.VI.1954) po czym rosły do ok 4,0 mg/l K we wrześniu. W ciągu 1953 r. ilości tego składnika w wodzie Grabownicy wzrastały od wiosny do końca okresu wegetacyjnego, co zgadzałoby się z suchym charakterem tego roku i zagęszczeniem wody w wyniku parowania.

W wodzie stawu Przyszań potas był spotykany w największych ilościach na wiosnę (7,7 mg/l K). Od połowy maja zanotowano (rys. 16) duży spadek jego zawartości do 4,6 mg/l K, na którym to poziomie z krótkotrwałymi, niewielkimi wzrostami ilości tego składnika utrzymywały się aż do końca okresu hodowlanego, z minimum 4,4 mg/l K 13.VII.1954. Najczęściej jednak w stawach zaznaczało się gwałtowne zwiększanie się zawartości potasu począwszy od 2.VII włącznie, co czyniło wrażenie, że w poprzedzającym okresie 16.VI—2.VII stawy dostawały w jakiejś postaci większe ilości potasu. Ponieważ, według notowań gospodarstwa, stawów tych nie nawożono potasem, musiała być jakaś inna tego przyczyna, np. rozkład pokarmu wprowadzonego do stawów (karmienie krwią) względnie rozkład karpia masowo śnących na posocznicy. Staw Czarny Las różnił się od innych tym, że na początku wiosny

Rys. 25. Częstość występowania określonych zawartości potasu w wodzie stawów Milicza.
 Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Kalimengen im Wasser der Teiche von Milicz.

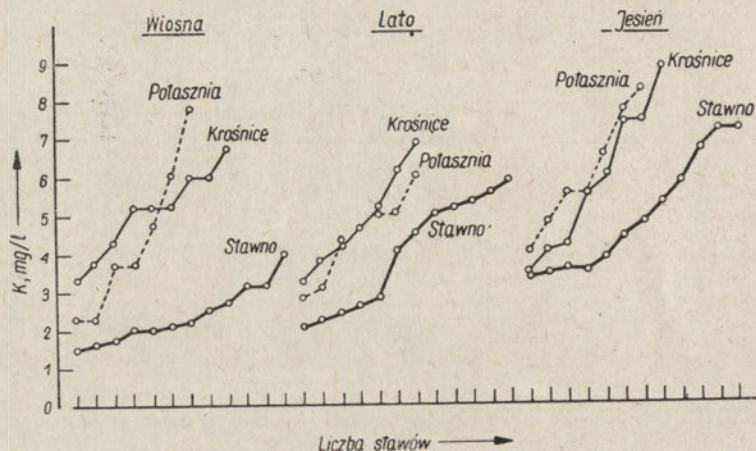


Rys. 26. Zawartość potasu w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.
 Kaligehalt im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

posiadał średnio wielką zawartość potasu w wodzie (4,3 mg/l K), która gwałtownie zmalała do 2,3 mg/l K w dniu 10.VI, po czym dopiero wzrosła do 6,8 mg/l K w dniu 2.VII.1953, podobnie jak w innych stawach.

Ogólnie widać z rys. 26, że zdecydowanie najmniej potasu w stawach było na wiosnę, a przybywało go w lecie i w jesieni.

Najuboższe w potas okazały się stawy gospodarstwa Stawno (rys. 27).



Rys. 27. Porównanie zawartości potasu w wodzie stawów poszczególnych gospodarstw Milicza na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.

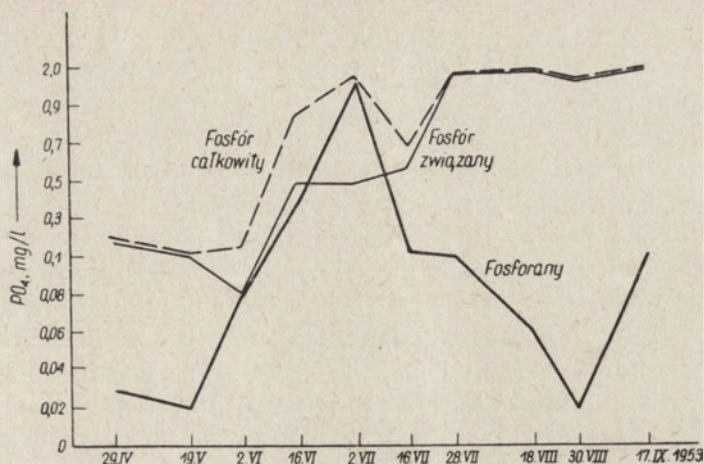
Vergleichung des Kaligehaltes im Teichwasser der einzelnen Teichwirtschaften von Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

Stawy Potasznia i Krośnice nie wykazały pod tym względem wyraźnych różnic, chociaż w jesieni więcej potasu wystąpiło w wodzie stawów Potasznia.

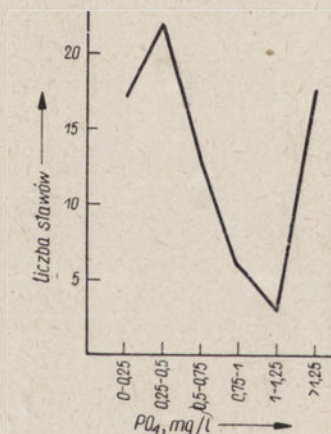
Fosfor całkowity

Oznaczony z wyparowanych i spalonych prób wody wyraża całkowitą zawartość fosforu w postaci rozpuszczonej i nie rozpuszczonej, mineralnej i organicznej. Odejmując od fosforu całkowitego oddzielnie oznaczone zawartości fosforanów rozpuszczonych w wodzie obliczono fosfor związany. Ten ostatni obejmuje zarówno fosfor organiczny jak też część fosforu związaną w połączeniach nieorganicznych, np. z żelazem, manganem itp. Przebieg zmian zawartości wymienionych postaci fosforu w stawie przedstawia rys. 28.

Zawartości fosforu całkowitego ze stawów Polski nie są znane z wyjątkiem naszych oznaczeń dla Zatora, gdzie występował w zakresie



Rys. 28. Zmiany zawartości fosforu całkowitego, związanego i fosforanów w wodzie stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego (staw Czarny Las, 1953 r.).
Veränderungen des Gehaltes an Gesamtphosphor, geb. Phosphor und Phosphate in Teichwasser während der Vegetationsperiode (Czarny Las-Teich, 1953).



Rys. 29. Częstotliwość występowania określonych zawartości fosforu całkowitego w wodzie stawów Milicza. Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Gesamtphosphormengen im Wasser der Teiche von Milicz.

0,20—4,18 mg/l PO₄ (tab. VI) i stawów Milicza (tab. VII) 0,12—4,80 mg/l PO₄, czyli w ilościach bardzo podobnych. Najczęściej spotykano go (rys. 29) w granicach 0,25—0,50 mg/l PO₄ oraz ilościach większych od 1,25 mg/l PO₄, w ostatnim przypadku zapewne w stawach nawożonych.

W poszczególnych stawach zawartości fosforu całkowitego wahały się w ciągu okresu wegetacyjnego (tab. VIII) co najmniej w zakresie 1,4 mg/l PO_4 , a różnice sięgały do 3,18 mg/l PO_4 . Najmniej fosforu całkowitego stwierdzono w stawach milickich na wiosnę (rys. 30), zaś wydatnie przybywało tego składnika (z dna i nawożenia) w ciągu lata i w jesieni. Przy małych na ogół ilościach wiosennych stawy poszczególnych gospodarstw różniły się stosunkowo nieznacznie pod tym względem z minimalną przewagą Potasznici, która swą większą zasobność w fosfor całkowity zachowała zwłaszcza w jesieni, kiedy różnice wystąpiły dość duże. Gospodarstwo Stawno było najuboższe w fosfor całkowity w lecie oraz przeważnie w jesieni. Stawy krośnickie zajęły miejsce pośrednie w jesieni i w lecie, z wyjątkiem jednego stawu, widocznie bardzo silnie nawożonego (4 mg/l PO_4).

Fosfor związany

W stawach gospodarstwa Zator wynosił od 0,02 do 1,84 mg/l PO_4 (tab. VI), podczas gdy w obrębie stawów milickich mieścił się w zakresie znacznie większym 0,08—4,66 mg/l PO_4 (tab. VII). Zakres wahań tego składnika dla stawów Polski wynosi zatem 0,02—4,66 mg/l PO_4 . Najczęściej (rys. 31) ilości te w stawach wynoszą 0,25—0,50 mg/l PO_4 . Wyodrębnia się też druga grupa stawów, zapewne nawożonych, zawierających powyżej 1,25 mg/l PO_4 .

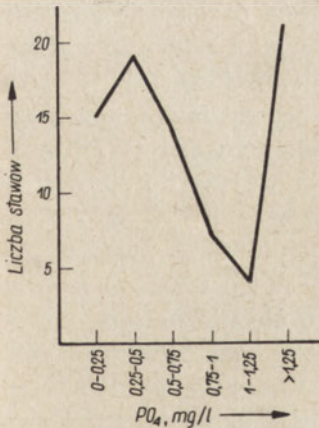
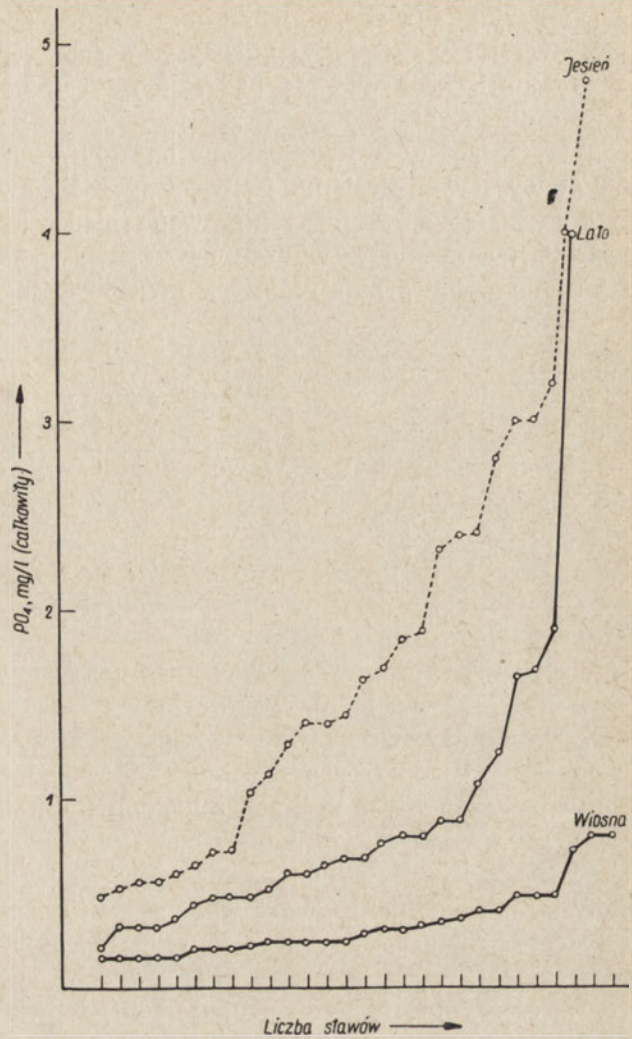
W poszczególnych stawach (tab. VIII) ilości fosforu związanego różniły się w ciągu okresu wegetacyjnego bardzo znacznie, różniąc się w wartościach skrajnych co najmniej o 1,30 mg/l PO_4 , a nieraz nawet o 2,5 mg/l PO_4 , szczególnie tam, gdzie stosowano nawożenie.

Ilości fosforu związanego w wodzie Grabownicy w ciągu każdego z badanych lat układały się odmiennie (rys. 15). W 1953 r. od stosunkowo niskich zawartości na wiosnę (0,22 mg/l PO_4) rosły aż do jesieni (2,36 mg/l PO_4). W 1954 r. na wiosnę w wodzie stawu znalazło się dużo fosforu związanego (2,60 mg/l PO_4), którego ilości stopniowo malały aż do 0,21 mg/l PO_4 (10.V.1954), a następnie rosły, przy dwu gwałtownych maksimach nawożeniowych 24.V i 3.VI, aż do końca okresu hodowlanego (sierpień, wrzesień), w którym utrzymywały się nieco powyżej 1 mg/l PO_4 .

W Przystani ilości fosforu związanego, najmniejsze 25.IV (0,1 mg/l PO_4), rosły z pewnymi wahaniami systematycznie aż do końca okresu wegetacyjnego, w którym często przekraczały 1 mg/l PO_4 , a 16.VIII.1954 osiągnęły maksimum 1,38 mg/l PO_4 . Znaczne zwiększenie zawartości fosforu związanego następowało w stawie w kilka dni po okresach nawożenia superfosfatem (rys. 16).

Rys. 30. Zawartość fosforu całkowitego w wodzie stawów milicznych w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Gehalt an Gesamtphosphor im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.



Rys. 31. Częstość występowania określonych zawartości fosforu związanego w wodzie stawów Milicza.

Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Mengen geb. Phosphors im Wasser der Teiche von Milicz.

Jak wynika z rys. 32, najmniej fosforu związanego zawierała woda stawowa na wiosnę, najczęściej w ilościach rzędu 0,1—0,3 mg/l PO_4 , a kolejno więcej w lecie (0,2—2,0 mg/l PO_4) i w jesieni (najczęściej 1—3 mg/l PO_4).

Najuboższe w fosfor związany okazały się stawy gospodarstwa Stawno (z wyjątkiem jesieni), najbogatsze zaś stawy gosp. Potasznia, które tylko w lecie zostały zdystansowane nieoczekiwanie przez stawy gosp. Krośnice, zapewne w wyniku nawożenia, wykazujące poza tym wiosną i jesienią jedne z najmniejszych zawartości tego składnika.

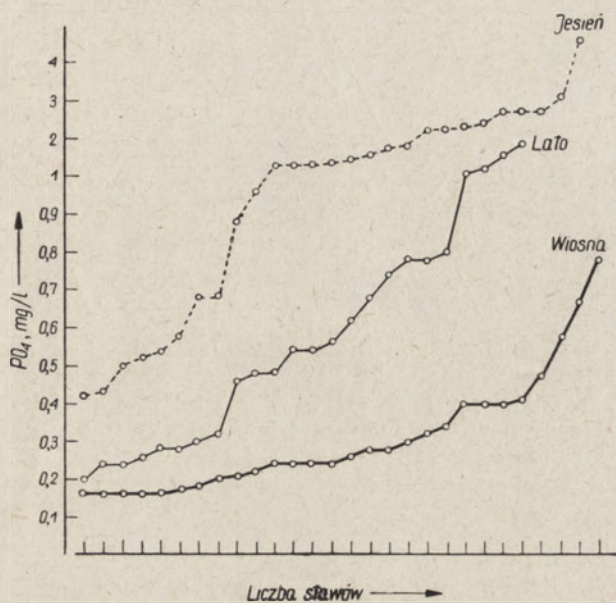
Fosforany

Zawartość fosforanów w wodach stawowych Polski (tab. VI) wahała się w granicach 0,00—4,00 mg/l PO_4 , zaś w stawach Milicza od 0,00 mg/l PO_4 do 2,6 mg/l PO_4 przy wartości najczęstszej 0,00—0,03 mg/l PO_4 (rys. 33). Te ostatnie cyfry wskazują, że wody stawów milickich często były bardzo ubogie w fosforany. Słabiej zaznaczająca się na wykresie grupa stawów, o ilości fosforanów w wodzie większej jak 0,15 mg/l PO_4 , zawierała głównie stawy nawożone superfosfatem. Nie nawożone stawy karpiove przeważnie mają zawartości fosforanów mniejsze od 0,1 mg/l PO_4 . Wody stawowe okazały się bogatsze w fosforany od wód jeziornych, a uboższe od wód rzecznych.

W poszczególnych stawach milickich (tab. VIII) zmienność zawartości fosforanów w wodzie sięgała w ciągu okresu hodowlanego nawet do 2,6 mg/l PO_4 , gdyż były one nawożone superfosfatem (rys. 34). Nie nawożony staw Machnicki Górny wykazał w tymże czasie znacznie mniejsze zawartości fosforanów w wodzie, mimo że były na nim hodowane kaczki domowe.

Na szczególną uwagę zasługuje fakt, że wkrótce po okresie znacznego wzrostu zawartości fosforanów w wodzie w wyniku nawożenia nastąpiło gwałtowne obniżenie ich ilości w wodzie, najczęściej do rzędu 0,1 mg/l PO_4 . Jako przyczynę podawano procesy sorpcji fosforanów przez dno i związki organiczne oraz mineralne (żelazo-mangan) (W. Einsele 1936 a, b). Zapewne z tej samej przyczyny, wpływająca do stawów na wiosnę woda bogata w fosforany szybko je traciła.

Ogólną tendencją w przebiegu zawartości fosforanów w wodzie stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego (rys. 35) jest ich ubóstwo na wiosnę, przeważnie poniżej 0,05 mg/l PO_4 i pewien, ale nieznaczny, wzrost do poziomu poniżej 0,1 mg/l PO_4 . Ilości większe są w stosunkowo krótkim czasie usuwane z postaci rozpuszczonej w wodzie w sposób wyżej opisany. W wyniku tego w lecie i w jesieni ilości układały się prawie

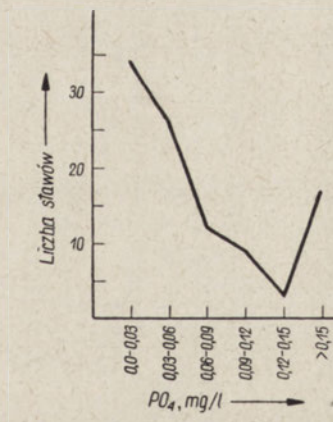


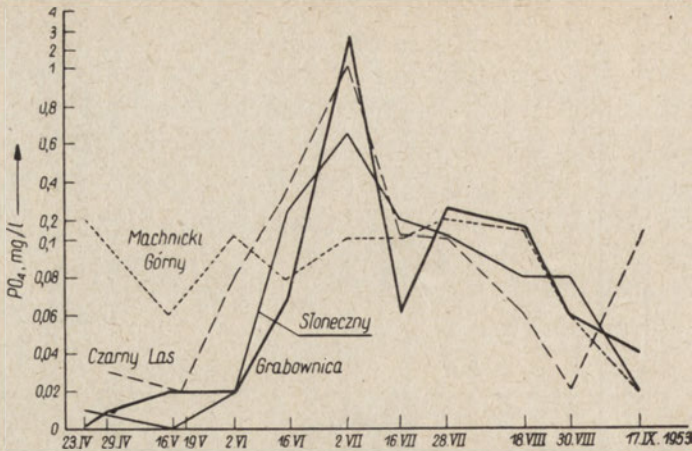
Rys. 32. Zawartości fosforu związanego w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Gehalt an geb. Phosphor im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

Rys. 33. Częstotliwość występowania określonych zawartości fosforanów w wodzie stawów Milicza.

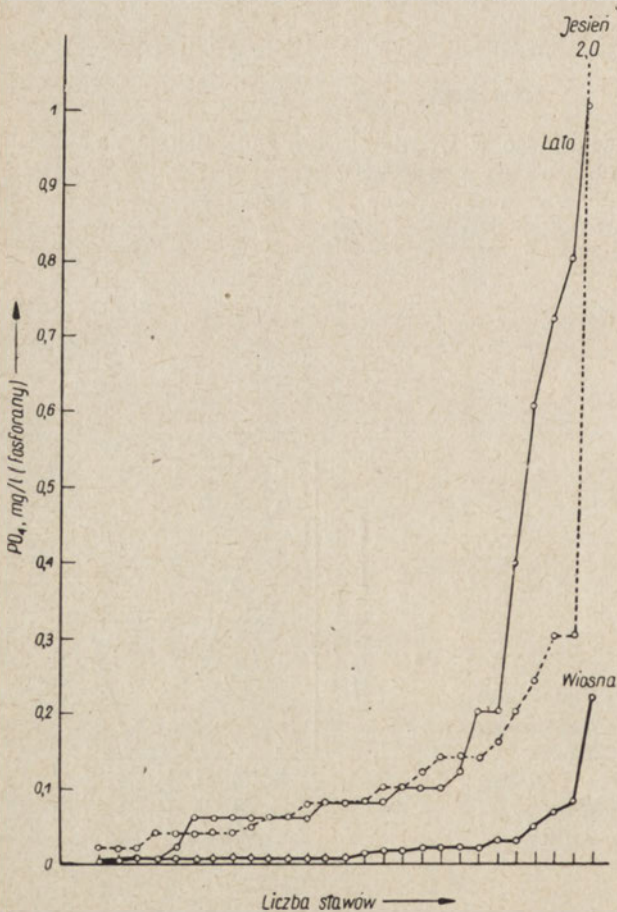
Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Phosphatmengen im Wasser der Teiche von Milicz.





Rys. 34. Zmiany zawartości fosforanów w wodzie stawów nawożonych i nienawożonych w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

Veränderungen des Phosphatgehaltes im Wasser der gedüngten und nicht gedüngten Teiche während der Vegetationsperiode 1953.

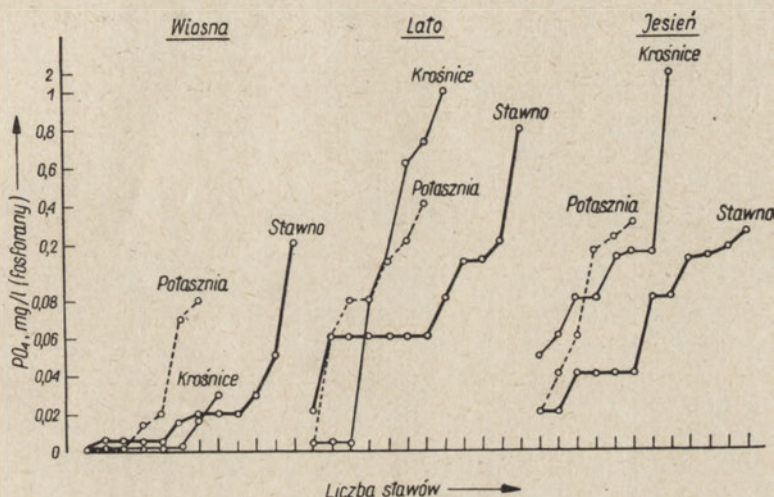


Rys. 35. Zawartość fosforanów w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Phosphatgehalt des Wassers der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

identycznie we wszystkich stawach milickich, z kilku tylko wyjątkami spowodowanymi nawożeniem lub innymi przyczynami specjalnymi. Także suchy (1953) lub wilgotny (1954) charakter roku nie wpłynął na zawartość fosforanów w wodzie badanych stawów. Można twierdzić, że utrzymywanie się fosforanów na poziomie poniżej 0,1 mg/l PO_4 jest cechą charakterystyczną wody stawowej.

W ramach tak zakreślonych, stosunkowo małych ilości fosforanów, najuboższe w ten składnik okazały się stawy gospodarstwa Stawno (rys. 36), a nieco bogatsze Potasznia i Krośnice, przy niewielkiej różnicy



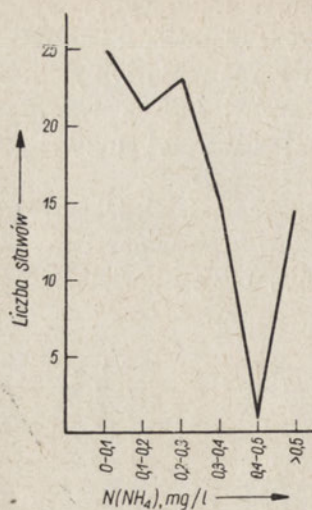
Rys. 36. Porównanie zawartości fosforanów w wodzie stawów poszczególnych gospodarstw Milicza na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.

Vergleichung des Phosphatgehaltes im Wasser der Teiche der einzelnen Teichwirtschaften von Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

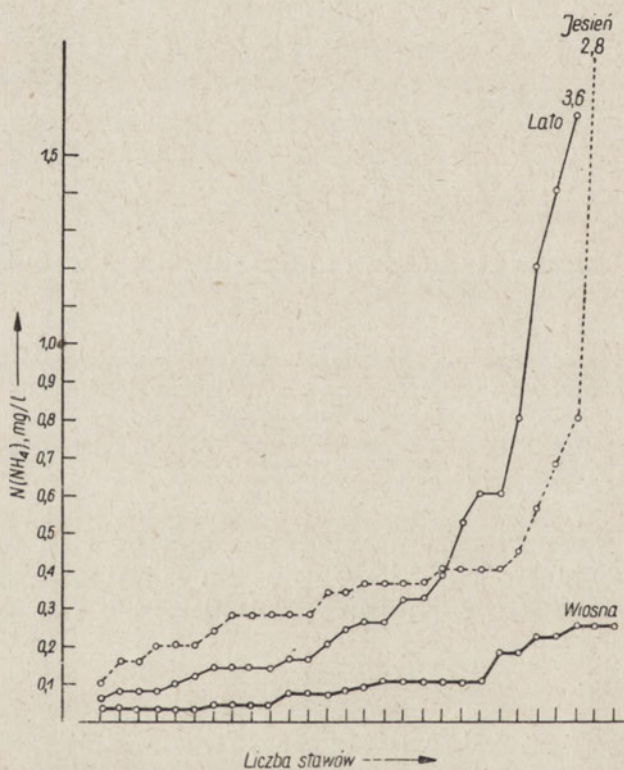
między nimi raczej na korzyść Potasznia. Wykazane na wykresie duże zawartości fosforanów w niektórych stawach Potasznia, Krośnic i Stawna pochodziły przede wszystkim z nawożenia (lato) lub z przyczyn specjalnych (jesień).

Azot amonowy

Jedną z postaci azotu mineralnego jest azot amonowy. Występuje powszechnie w wodach powierzchniowych, a jego źródłem jest głównie rozkład azotowych związków organicznych (zwierzęcych lub roślinnych).



Rys. 37. Częstość występowania określonych zawartości azotu amonowego w wodzie stawów Milicza. Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Ammoniumstickstoffmengen im Wasser der Teiche von Milicz.



Rys. 38. Zawartości azotu amonowego w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Gehalt an Ammoniumstickstoff im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

Pewne ilości soli amonowych mogą też powstawać na drodze redukcji azotynów i azotanów. Ponieważ rola pokarmowa azotu amonowego w odżywianiu glonów okazała się większa (Fogg 1953), niż dotychczas sądzono, może on stanowić w stawie poważne źródło pokrycia zapotrzebowania azotu mineralnego.

Ponieważ w stawach Polski (tab. VI) zakres wahań tego składnika mieścił się w granicach 0,02—4,0 mg/l $N(NH_4)$, zaś w stawach Milicza sięgał od 0,03 do 7,80 mg/l $N(NH_4)$, nowy zakres zawartości soli amonowych dla stawów Polski wynosić będzie 0,02—7,80 mg/l $N(NH_4)$.

W zakresie omówionego wyżej zróżnicowania soli amonowych w stawach Milicza, wyodrębniły się w ciągu dwu badanych okresów wegetacyjnych dwie grupy stawów (rys. 37). Jedna o najczęstszych zawartościach azotu amonowego w przedziale 0,00—0,30 mg/l $N(NH_4)$, druga o ilościach tego składnika powyżej 0,5 mg/l $N(NH_4)$. Większe od 0,5 mg/l ilości soli amonowych w stawach były charakterystyczne głównie w okresie lata lub jesieni.

Różnice w tym samym stawie między wartością minimalną i maksymalną w ciągu okresu hodowlanego (tab. VIII) były znaczne i mogły dochodzić do około 3,5 mg/l $N(NH_4)$. Gwałtowne przyrosty soli amonowych w wodzie stawowej już po kilkunastu dniach malały do normalnie notowanych wielkości, po czym można było znowu oczekiwać ich ponownego wzrostu (np. staw Machnicki Górny, Słoneczny, Czarny Las). Poza tymi nieoczekiwanymi maksimumami, które na ogół miały miejsce w okresie letnim (wyjątkowo w stawie Słonecznym 23.IV.1953 — 0,22 mg/l $N(NH_4)$ i w stawie Grabownica 16.III.1954 — 0,64 mg/l oraz Przystani 30.III.1954 — 0,54 mg/l $N(NH_4)$ (zapewne z rozkładu gnijących związków organicznych w ciągu zimy) zaznaczył się w stawach zupełnie wyraźny wzrost podstawowego poziomu zawartości soli amonowych od połowy czerwca do końca okresu hodowlanego (rys. 38).

Charakterystyczne pojawianie się maksimumów azotu amonowego w stawie oraz wzrost jego zawartości od wiosny ku jesieni prześledzono dokładniej na przykładzie Grabownicy (1953 i 1954) oraz Przystani (1954). W stawie Przystań w przebiegu krzywych zawartości amoniaku (rys. 16) widać dwa okresy, kiedy w stawie było mało tego składnika, od 9.IV do 6.V.1954 i od 7.VI do 24.VI.1954 przy czym minimum 0,05 mg/l $N(NH_4)$ wystąpiło 7.VI.1954. Te dwa okresy przedzielały dwa inne (10.V do 3.VI i 1.VII—20.IX), w których amoniak występował w ilościach większych z nagłym maksimum 13.VII.1954 (0,48 mg/l N), zapewne w wyniku intensywnie odbywającej się amonifikacji.

Na przykładzie Grabownicy — poza charakterystycznymi momentami niespodziewanych maksimumów soli amonowych w 1953 i 1954 r. — można było stwierdzić, że w 1954 r. występowały większe ilości soli

amonowych (do 0,64 mg/l N(NH₄)) zwłaszcza w jego pierwszej połowie) aniżeli w 1953 r. (do 0,24 mg/l N(NH₄)). Być może, że warunki fizykochemiczne i biologiczne roku wilgotnego sprzyjały bardziej amonifikacji (podobnie jak w stawie Przyszań) lub że w suchym roku były one intensywniej zużywane.

Najniższe znalezione na wiosnę 1953 r. ilości azotu amonowego w niektórych stawach gosp. Stawno, Potasznia i Krośnice były jednakowe i wynosiły 0,03 mg/l N(NH₄). W tym okresie najuboższe w ten składnik okazały się stawy gosp. Krośnice, gdyż pełny zakres wahań wynosił dla tego gospodarstwa 0,03—0,09 mg/l, podczas gdy dla gospodarstwa Stawno był znacznie wyższy i pozostawał w zakresie 0,03—0,30, a dla gospodarstwa Potaszni 0,03—0,40 mg/l N(NH₄).

Najuboższe na wiosnę w sole amonowe wody stawów gosp. Krośnice wykazały największe ilości tego składnika już w lecie i w jesieni. Kolejno mniejsza zawartość soli amonowych latem i jesienią była charakterystyczna dla wód stawowych gosp. Stawno, a najmniejszą ich ilość znaleziono jesienią w wodzie gosp. Potasznia.

Azoty ny

Rzadko kiedy dochodziło w wodzie stawowej do wykrycia nieco większych ilości azotu azotynowego. Maksymalna ilość 1,0 mg/l N(NO₂) została znaleziona w ciągu 2-letniego okresu badań tylko jeden raz w stawie Czarny Las w okresie bardzo silnych zakwitów, co częściowo może tłumaczyć ich pochodzenie. Przeważnie jednak tej formy azotu mineralnego nie wykrywano lub były to ilości rzędu tysięcznych części mg/l N(NO₂).

To pośrednie stadium nitryfikacji lub denitryfikacji w zadziwiający sposób nie ujawniło się w środowisku wodnym, tak niezwykle bogatym w związki organiczne, wręcz odwrotnie niż np. w wodach zanieczyszczonych ściekami miejskimi.

Dotychczas znane zawartości azotynów w wodach stawów karpio- wych Polski (tab. VI) wahały się od 0,000 do 0,14 mg/l N(NO₂). Ponieważ w stawach gospodarstwa Milicz (tab. VII) mieściły się one w zakresie od 0,000 do 1,0 mg/l N(NO₂), nowy zakres zawartości azotynów w wodach stawowych Polski ustala się na 0,000—1,0 mg/l N(NO₂).

W ciągu okresu wegetacyjnego azotyny w wodzie stawowej były przeważnie niewykrywalne do 16.VII.1953, z krótkotrwałymi okresami pojawienia się ich w ilościach do 0,05 mg/l N(NO₂). W lipcu i sierpniu dochodziło jednak wszędzie do wystąpienia ostrego wzrostu zawartości azotynów, jak np. maksimum w stawie Słonecznym, Machnickim Gór-

nym rzędu kilku dziesiątych mg/l N, a nawet — jak już wyżej podano — 1 mg/l N w Czarnym Lesie 30.VIII.1953 (tab. VIII).

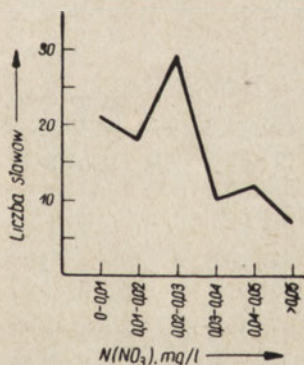
Najwyższy zakres zmian zawartości azotynów w wodzie jednego stawu w ciągu okresu hodowlanego wynosił 1 mg/l N.

W ciągu okresów wegetacyjnych dwu po sobie następujących lat obserwowanych w Grabownicy, zawartości azotynów często zrównywały się przy wartościach bliskich śladów lub zera analitycznego, jednak w ciągu wilgotnego roku 1954 (rys. 15) wystąpił w wodzie szereg ich maksimumów (w kwietniu, maju, sierpniu i wrześniu), podczas gdy w ciągu suchego 1953 r. ilość azotynów w wodzie tego stawu nie przekraczała 0,01 mg/l N(NO₂) i ulegała szybkiemu zanikowi. Podobnie stwierdzono to w innych stawach w okresie późniejszym (Czarny Las, Machnicki Górny i Słoneczny), kiedy po wielkich maksimumach sierpniowych obecności azotynów 1.IX.1953 już prawie nie można było wykryć.

Wygląda na to, że w ciągu wilgotnego roku 1954 warunki w stawie bardziej sprzyjały nitrifikacji i były bardziej niepomysłne dla denitryfikacji niż w suchym roku 1953.

Azotany

Azot azotanowy w wodach stawów karpowych Polski występował w ilościach od 0,00 do 7,2 mg/l N(NO₃) (tab. VI). W stawach milickich zawartość azotanów pozostając w granicach 0,00—1,0 mg/l N(NO₃) (tab. VII), przy wartości najczęstszej 0,00—0,03 mg/l N (rys. 39), układała

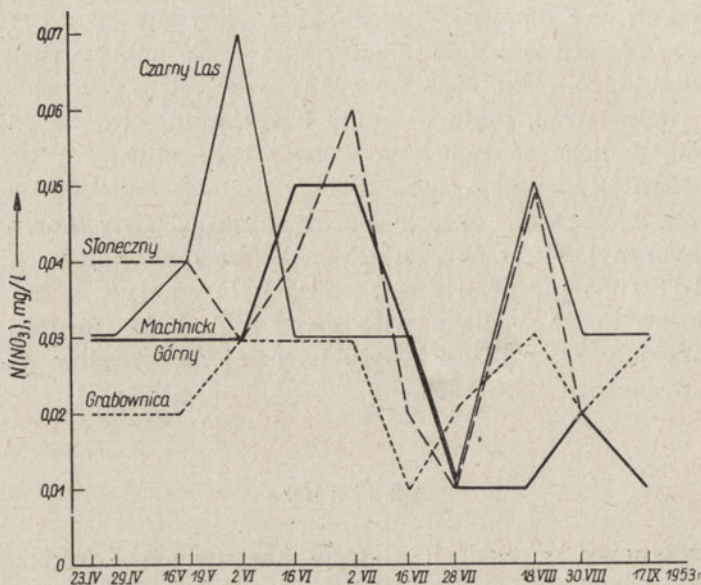


Rys. 39. Częstotliwość występowania określonych zawartości azotanów w wodzie stawów Milicza.

Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Nitratmengen im Wasser der Teiche von Milicz.

się w sposób typowy dla tego składnika przez cały okres hodowlany, polegający na tym, że małe ich ilości w wodzie szybko wzrastały, a następnie malały, ponownie wzrastały i malały itd., co można porównać poniekąd do sinusoidy (rys. 40).

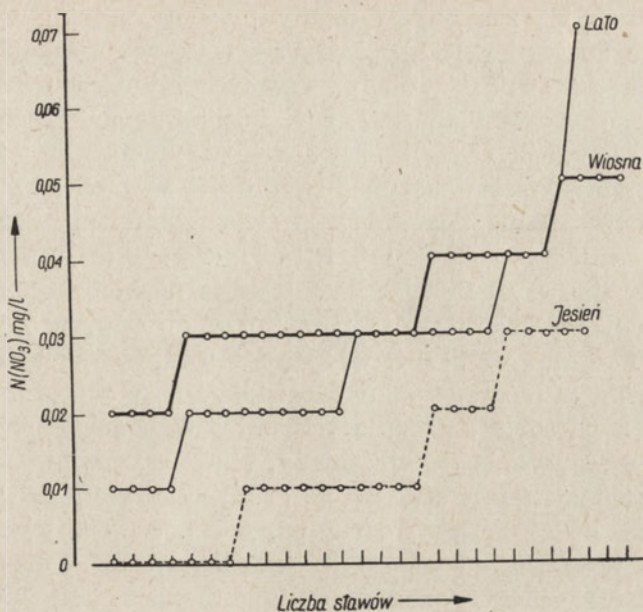
W 1953 r. w czterech badanych stawach zauważono 2 okresy wzrostu zawartości $N(NO_3)$, oraz dzielący je okres ilości najmniejszych, przy czym początek i koniec przebiegu krzywych znajdował się na tym samym mniej więcej niskim poziomie 0,02—0,04 mg/l $N(NO_3)$ (rys. 40).



Rys. 40. Zmiany zawartości azotanów w wodzie stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

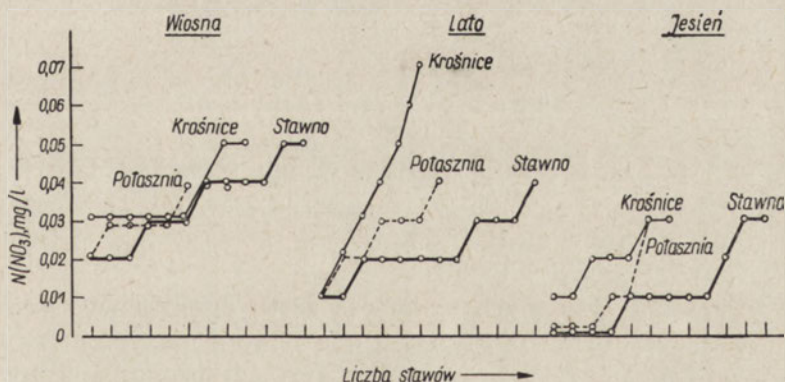
Veränderungen des Nitratgehaltes im Teichwasser während der Vegetationsperiode 1953.

Różnice między wartością maksymalną i minimalną w stawie dla okresu hodowlanego były nieznaczne i nie większe od 0,06 mg/l $N(NO_3)$ (tab. VIII), a więc wyrażały się właściwie kilku setnymi miligramami azotu azotanowego w litrze. Widocznie duża ilość bezazotowych związków organicznych tak dalece sprzyja denitryfikacji, że do jakiegokolwiek kumulacji $N(NO_3)$ dojść nie może. Oczywiście rozwój glonów i naczyniowych roślin wodnych też sprzyja masowemu ubytkowi azotanów z wody stawowej, ale trzeba zwrócić uwagę na fakt, że nawet dość wczesną wiosną, gdy jeszcze o zakwitach i pełnym rozwoju roślin wodnych nie mogło być mowy, nie dochodziło w przypadku tych stawów do utrzymania się większych ilości azotanów w wodzie, co zdaje się być cechą charakterystyczną wszystkich wód stawowych w Polsce (patrz M. Stangenberg, l.c.), spotykaną również w silnie zanieczyszczonych rzekach (M. Stangenberg 1958).



Rys. 41. Zawartość azotanów w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Nitratgehalt des Wassers der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.



Rys. 42. Porównanie zawartości azotanów w wodzie stawów poszczególnych gospodarstw Milicza na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.

Vergleichung des Nitratgehaltes im Wasser der Teiche der einzelnen Teichwirtschaften von Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

Pozornym wyjątkiem od tej reguły były najczęściej wysokie ilości azotanów (do 1,0 mg/l $N(NO_3)$), znalezione w stawie Grabownica i Przyszań na wiosnę 1954 r. (rys. 15 i 16). Trwały one w Grabownicy do końca kwietnia, a w Przysztani do 10.V.1954. Później jednak w tych stawach zmalały one do rzędu wyżej opisywanych wielkości.

Po opisanym okresie maksymalnych ilości azotanów w stawie Grabownica i Przyszań nie napotkano ich większych ilości jak rzędu setnych mg/l z minimum 0,01 mg/l $N(NO_3)$ w stawie Grabownica i 0,03 w stawie Przyszań (rys. 15 i 16). Ponieważ te niewielkie ilości azotanów występowały w wodzie stawów przez czas dłuższy, np. w Przysztani w okresie 13.VII—16.VIII.1954, wydaje się możliwe, że brak tej formy azotu mineralnego mógł ograniczać produkcję.

W ciągu 2 po sobie następujących okresów hodowlanych wody stawowe były z reguły ubogie w azotany, choć wartości te rzadko kiedy (tylko wyłącznie jesienią) spadały do „zera analitycznego”. Ogólną tendencją okazał się charakterystyczny ubytek ilości podstawowych azotu azotanowego w wodzie od wiosny do jesieni (rys. 41). Także w stawach wszystkich badanych gospodarstw Milicza zaznaczył się wyraźny ubytek azotu azotanowego w wodzie od wiosny do jesieni.

Zakresy wahań tego składnika w obrębie poszczególnych gospodarstw, tak w ciągu całego okresu wegetacyjnego jak i w poszczególnych porach roku, pozostawały do siebie podobne i były tylko rzędu setnych mg/l.

Najmniejsze ilości azotanów w ciągu całego okresu wegetacyjnego charakteryzowały wody stawów gospodarstwa Stawno (rys. 42). Nieco większe (lecz bardzo podobne) występowały w wodzie stawów gospodarstwa Potasznia, a największe zawartości azotu azotanowego stwierdzono w ciągu całego okresu hodowlanego w wodach stawów krośnickich.

Azot organiczny

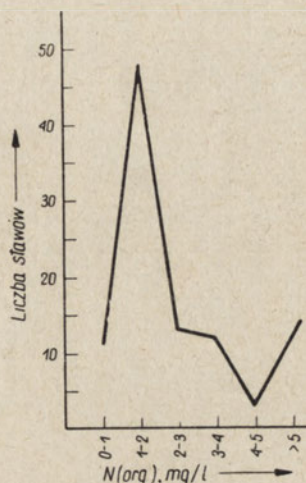
Zawartość związków organicznych w wodzie stawowej daje się określać tylko pośrednio za pomocą takich wskaźników, jak azot organiczny, azot albuminowy, utlenialność, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, barwa wody i zawartość ciał lotnych.

Danych charakteryzujących zawartość azotu organicznego w wodach stawowych jest bardzo mało. Pochodzą one tylko z naszych oznaczeń dla gospodarstwa Zator w 1956 r., w którego stawach azot organiczny został wykryty w zakresie 0,48—1,40 mg/l N (tab. VI). W wodzie stawów Milicza (tab. VII) zawartość tego składnika wynosiła 0,40—18,80 mg/l N, jak widać zatem tylko ilości minimalne w obu gospodarstwach były podobne. Dla wód stawów Polski zakres zawartości azotu organicznego ustala

się w ten sposób na 0,40—18,80 mg/l N (tab. VI), zaś wartość najczęstsza wynosiła 1—2 mg/l N w ciągu lat 1953 i 1954 (rys. 43).

W 1953 r. ilości azotu organicznego na wiosnę w stawach milickich mieściły się w dość szerokim przedziale 0,4—1,95 mg/l N, w lecie od

Rys. 43. Częstość występowania określonych zawartości azotu organicznego w wodzie stawów Milicza. Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Mengen organischen Stickstoffs im Wasser der Teiche von Milicz.

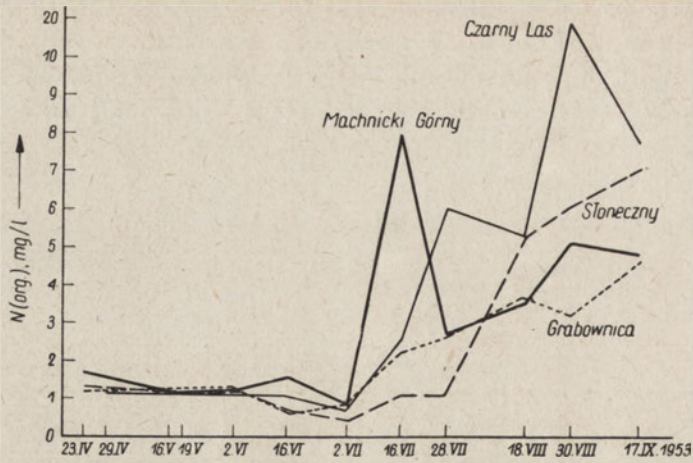


0,72 do 10,4 mg/l N, a w jesieni ilości te wzrosły do zakresu 1,24—18,80 mg/l N (tab. VII). Ogólną tendencją w ciągu okresu hodowlanego okazał się wzrost zawartości azotu organicznego w wodzie stawowej od wiosny do jesieni, jakkolwiek poszczególne stawy różniły się pod tym względem bardzo znacznie.

W przypadku stawu Grabownica (rys. 15) azot organiczny pojawiał się w większych ilościach prawie przez cały okres hodowlany 1953 r. (0,66—4,60 mg/l N), jak też w nieco mniejszych w 1954 r. (0,38—2,30 mg/l N). Ogólną tendencją w obu latach było utrzymywanie się azotu organicznego wody na mniej więcej jednakowym niskim poziomie przez wiosenne miesiące okresu hodowlanego, a następnie ich wzrost mniej więcej od połowy czerwca aż do ostatnich dni września włącznie (17.IX. 1953 — 4,6 mg/l N i 20.IX.1954 — 3,52 mg/l N).

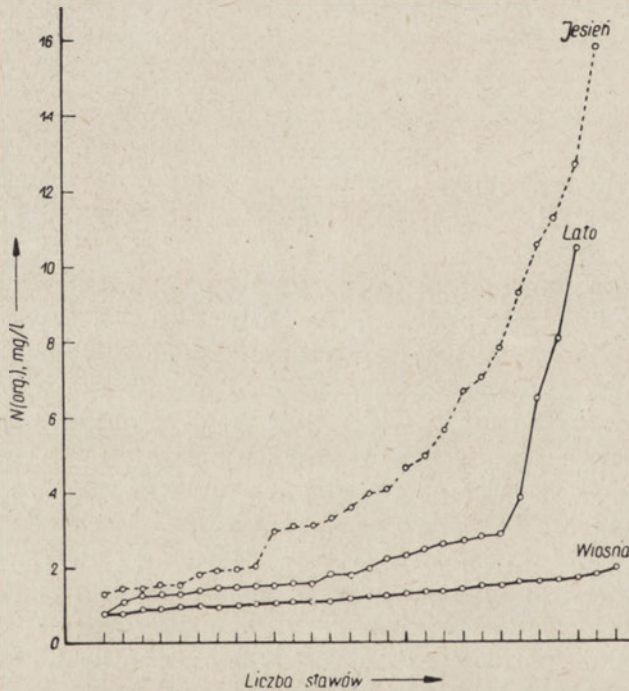
Zawartości azotu organicznego w wodzie stawu Przyszań, wahające się przez pierwsze 3 miesiące w dość znacznym zakresie na poziomie 1 mg/l N, osiągnęły dość wysokie maksimum 3,79 mg/l N (13.VII.1954). Już dwa tygodnie później (3.VIII.1954) zmalało ono do 1,55 mg/l N, aby 7.IX znowu wzrosnąć do 2,40 mg/l N.

Także w 4 szczegółowo badanych stawach obserwowano wzrost zawartości azotu organicznego w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r. od wiosny do jesieni, a różnice w zawartości tego składnika między war-



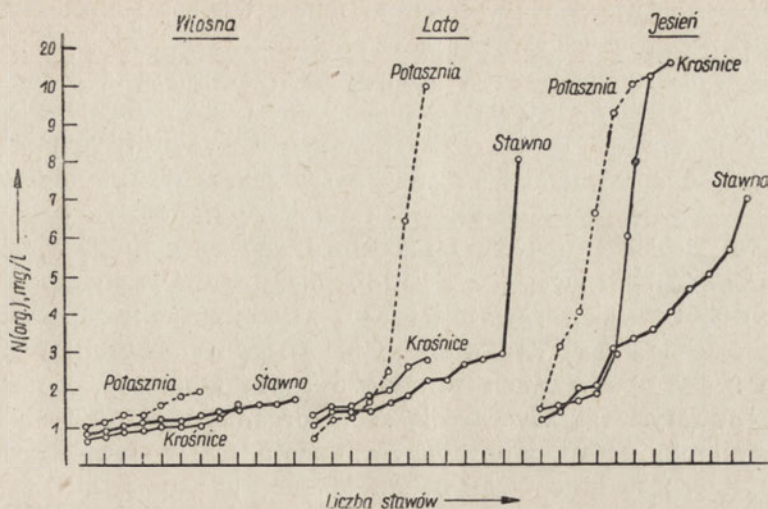
Rys. 44. Zmiany zawartości azotu organicznego w wodzie stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

Veränderungen des Gehaltes an organischen Stickstoff im Teichwasser während der Vegetationsperiode 1953.



Rys. 45. Zawartość azotu organicznego w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Der Gehalt an organischen Stickstoff im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.



Rys. 46. Porównanie zawartości azotu organicznego w wodzie stawów poszczególnych gospodarstw Milicza na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.
 Vergleichung des Gehaltes an organischem Stickstoff im Wasser der Teiche der einzelnen Teichwirtschaften von Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

tościami maksymalnymi a minimalnymi sięgały w poszczególnych stawach od około 4,0 do 17,75 mg/l N, były zatem dość duże (zakwity) (tab. VIII, rys. 44).

Widać z tego (i z rys. 45), że zawartość azotowych związków organicznych rośnie w wodzie stawowej w miarę postępu okresu hodowlanego.

Ilości wiosenne azotu organicznego w wodzie stawów poszczególnych gospodarstw były na ogół małe, a różnice pod tym względem między stawami też niewielkie (0,7—1,3 mg/l N).

Podczas gdy wody Stawna (z małymi wyjątkami) pozostały najuboższe w azot organiczny również w ciągu lata i jesieni (jednak przy wzroście ilości podstawowych), w Potasznii w tym czasie stawy były najbogatsze w ten składnik, zaś stawy krośnickie zajęły aż do końca sezonu wegetacyjnego miejsce pośrednie (rys. 46).

Azot albuminowy

Jest to ta część azotu organicznego, która znajduje się w wodzie w postaci połączeń ulegających w temp. wrzenia rozkładowi na amoniak pod wpływem alkalicznego roztworu nadmanganianu potasu. W wodach nie zanieczyszczonych azot albuminowy stanowi około połowy całego azotu organicznego, zwłaszcza jeśli jest on pochodzenia roślinnego.

Ta forma azotu jest uważana za miarę wielkości zanieczyszczenia wody w przypadku, jeśli stosunek N alb. do N. org. jest wyższy od 0,5.

Cyfry podane dla stawów milickich są pierwsze z tego zakresu w Polsce. W większości stawów pochodzą one tylko z okresu wiosennego 1953 r. i jesienno 1954 r., gdy pozostawały w granicach 0,32—1,24 mg/l N i 0,64—2,88 mg/l N, a zatem pełny zakres wahań napotykaných wartości wynosił 0,32—2,88 mg/l N (tab. VII). Najwyższe cyfry okresu jesienno pochodziły z okresu maksymalnego rozwoju glonów (zakwitów) i zapewne były związane z ich obumieraniem i rozkładem.

Pełny obraz zmian zawartości tego składnika w wodzie stawowej w ciągu całego okresu hodowlanego uzyskano na stawach Grabownica i Przyszań. W obu stawach zawartości azotu albuminowego nadążyły w ogólnym zarysie za zawartością azotu organicznego. W tych samych dniach wystąpiły maksima obydwu form azotu, np. w stawie Grabownica 20.IX.1954 — 2,30 mg/l N azotu alb. i 3,52 mg/l azotu org. W stawie Przyszań 13.VII.1954 — 2,08 mg/l N azotu alb. i 3,79 mg/l N azotu org.

W pierwszych miesiącach zmiany w zawartości azotu albuminowego występowały znacznie łagodniej niż w późniejszym okresie sezonu wegetacyjnego. Początkowe ilości, układające się w kwietniu i maju na poziomie 0,4—0,5 mg/l N wykazywały od połowy maja do końca sezonu stałą tendencję do wzrostu (rys. 15 i 16). Przez cały okres wegetacyjny stosunek azotu albuminowego do azotu organicznego pozostawał jak 1 : 2, co wskazywało na roślinny charakter związków organicznych, z których azot ten pochodził.

Utlenialność

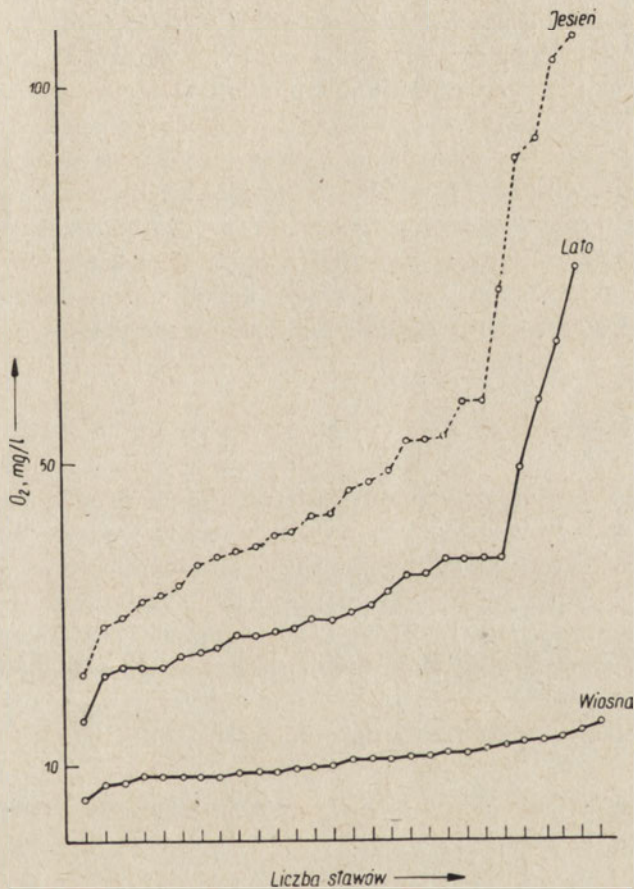
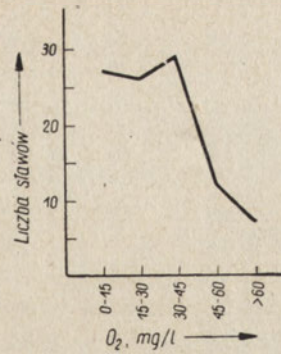
Utlenialność wody stawowej może się wahać w bardzo szerokich granicach i nie jest cechą pozwalającą swą najczęstszą wielkością odróżnić wody stawowe od wód rzecznych czy jeziorowych.

Zakres występowania tej cechy znaleziony dla wód stawowych Polski wskazywał znaczną rozpiętość 4,0—148 mg/l O₂ (tab. VI). W stawach Milicza wynosił on 5,8—106,0 mg/l O₂ różnił się więc nieznacznie (tab. VII). Najczęstsze wartości utlenialności wody stawów karpioowych leżały w zakresie 0,0—45 mg/l O₂ (rys. 47) był więc on też dość szeroki.

We wszystkich stawach Milicza (rys. 48) zaznaczyła się w ciągu 1953 r. wyraźna tendencja wzrostu utlenialności w miarę postępu okresu wegetacyjnego. W lecie i w jesieni przekraczała ona wyjątkowo nawet 100 mg/l O₂.

Obserwowana w wodzie poszczególnych stawów utlenialność (tab. VIII) wzrastała przeważnie regularnie od wiosny do jesieni. Niekiedy

Rys. 47. Częstość występowania określonych wielkości utlenialności w wodzie stawów Milicza.
Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Oxydierbarkeitgrößen des Wassers der Teiche von Milicz.



Rys. 48. Utlenialność w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Die Oxydierbarkeit des Wassers der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

jednak pojawiało się na tym tle wielkie letnie maksimum, jak np. 16.VII. 1953 — 75,4 mg/l O₂ w stawie Machnickim Górnym, co zapewne pochodziło z przyczyn specjalnych i mogło w danym przypadku wiązać się z prowadzoną na nim hodowlą kaczek.

W Grabownicy utlenialność wody wzrastała jednakowo w ciągu obydwu badanych lat, szczególnie począwszy od końca maja aż do końca okresu hodowlanego. W ciągu 1953 r. osiągnęła ona znacznie wyższe wartości (51,6 mg/l O₂ — rok suchy) niż w mokrym roku 1954, gdy jej maksimum wyniosło 40,4 mg/l O₂ (rys. 15). Podobne stosunki wzrostu utlenialności wody od wiosny do końca okresu hodowlanego stwierdzono i w stawie Przyszań w 1954 r. (rys. 16).

Bardzo podobna i niska utlenialność wody stawowej na wiosnę we wszystkich trzech gospodarstwach (Stawno 7,4—15,4 mg/l O₂, Krośnice 8,4—14,4 mg/l O₂, Potasznia 5,8—15,4 mg/l O₂) ulegała w lecie i w jesieni daleko idącemu zróżnicowaniu przy czym w lecie najniższe wartości utlenialności wody cechowały większość stawów gospodarstwa Stawno i prawie takie same — choć nieco wyższe — gosp. Krośnice, a najwyższe stawy gospodarstwa Potasznia. W jesieni przewaga Potasznia utrzymała się pod tym względem, natomiast najniższe wartości wystąpiły w wodzie większości stawów Krośnic (z wyjątkiem 2 stawów, w których utlenialność wody osiągnęła najwyższe napotkane maksima — ponad 100 mg/l O₂). Pośrednią utlenialność wykazała woda stawów gosp. Stawno.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu

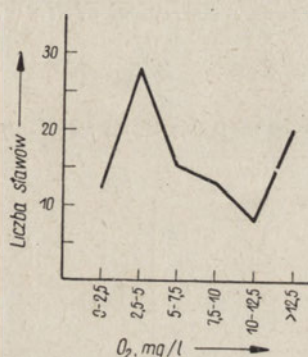
Jest to ilość tlenu zużywana na utlenienie na drodze procesów biochemicznych związków organicznych obecnych w wodzie. Wielkość BZT zależy przede wszystkim od temperatury i było mierzone w 20°C. Pięciodniowe BZT dotyczy głównie mineralizacji związków o charakterze węglowodanowym, które rozkładają się w pierwszej kolejności przed organicznymi połączeniami charakteru tłuszczowego i białkowego.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody niesączonej i sączonej przez siatkę planktonową nr 25 dało na ogół wyniki bardzo zbliżone:

| | staw Grabownica | staw D. Przyszań |
|---|-----------------|------------------|
| BZT ₁ —20°C wody niesączonej | 1,4 | 1,4 |
| | (15.IV) | (15.IV) |
| „ „ „ sączonej | 1,2 | 1,2 |
| BZT ₅ —20°C wody niesączonej | 2,8 | 3,0 |
| | (21.IV) | (14.VI) |
| „ „ „ sączonej | 2,8 | 2,8 |

W dość licznych przypadkach woda sączona, wbrew oczekiwaniu, wykazywała większe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu niż woda niesączona, co zresztą stwierdził także M. Stangenberg (1959). Z tych względów w ciągu pracy opierano się na oznaczeniach wykonywanych w wodzie niesączonej, takiej jaka ulega wpływom biochemicznym w stawach, bez sztucznego zniekształcenia filtrowaniem.

W Polsce biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wód stawowych oznaczono po raz pierwszy na stawach milickich. Uzyskane cyfry wskazały, że oznaczenia tej cechy w ciągu roku mieściły się dla wszystkich badanych stawów w zakresie 1,2—28,8 (tab. VII) z najczęstszymi wartościami w obrębie 2,5—5 mg/l O₂ (rys. 49). Górne wartości zakresu wa-



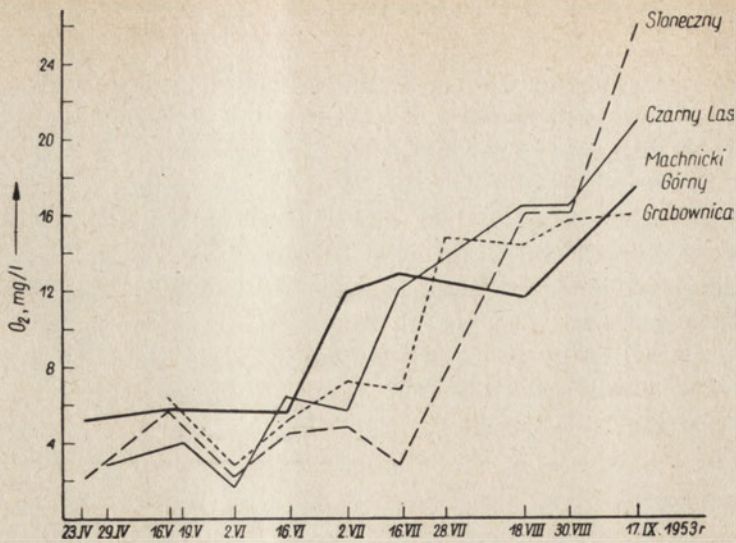
Rys. 49. Częstość występowania określonych zawartości BZT₅-20°C w wodzie stawów Milicza.

Häufigkeit des Auftretens von bestimmten Mengen von BSB₅-20°C im Wasser der Teiche von Milicz.

hań BZT₅-20°C napotkane w wodzie stawów Milicza znacznie przewyższały wielkości znane z nie zanieczyszczonych rzek i jezior Polski.

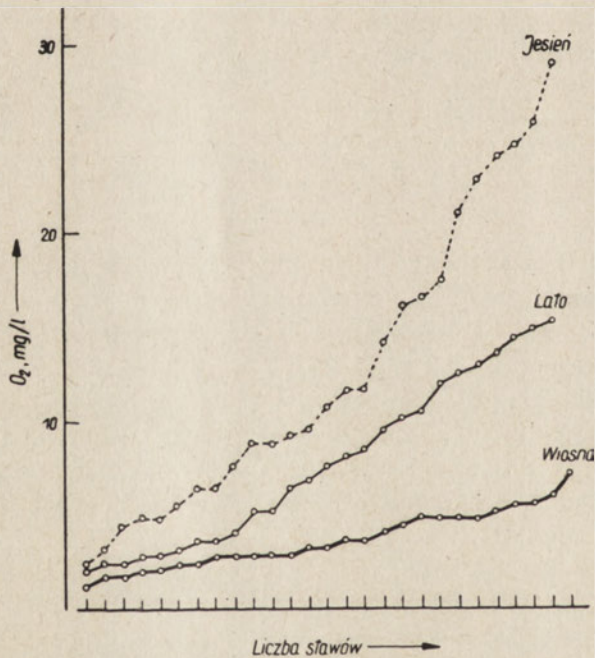
BZT₅-20°C wody stawowej wszystkich gospodarstw mieściło się na wiosnę w zakresie 1,2—7,2 mg/l O₂, w lecie 2,0—15,2 mg/l O₂, a w jesieni w zakresie 2,0—28,8 mg/l O₂ (tab. VII). Jak widać z powyższego, zasadniczą tendencją w przebiegu BZT₅ wody wszystkich stawów był wzrost od wiosny do jesieni (rys. 51). Obserwować ją można było również na przykładzie 4 badanych stawów (wzrost do wartości maksymalnych 16—25,8 mg/l O₂ (tab. VIII, rys. 50).

Prześledzone szczegółowo BZT₅-20°C wody w Grabownicy wykazało w ciągu dwu okresów wegetacyjnych również wzrost tej cechy od wiosny do jesieni. Zakres jej wahań w ciągu każdego z badanych lat w stawie był prawie ten sam. W 1953 r. wynosił 2,8—16,0 mg/l O₂, a w 1954 r. 2,0—18,0 mg/l O₂. Jak widać, stosunki te układały się w sposób podobny, mimo że rok 1953 w porównaniu do 1954 był wyjątkowo suchy (rys. 15).



Rys. 50. Zmiany BZT₅-20°C w wodzie stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

Veränderungen des BSB₅-20°C im Teichwasser während der Vegetationsperiode 1953.



Rys. 51. BZT₅-20°C w wodzie stawów milickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

BSB₅-20°C im Wasser der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

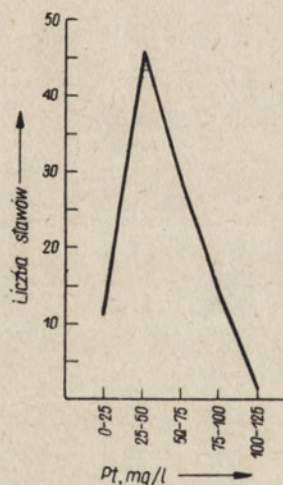
Również w wodzie stawu Przyszań zaznaczył się stały chociaż nierównomierny wzrost zawartości związków organicznych w ciągu okresu wegetacyjnego, a szczególnie w jego drugiej połowie w postaci zwiększonego BZT₅. Tak np. w sierpniu stale przewyższało ono 10 mg/l, a 7.IX. 1954 doszło do 14,0 mg/l O₂. Spadek BZT wody cechował ostatnie dni września prawdopodobnie w wyniku jej rozcieńczenia (rys. 16).

Poszczególne gospodarstwa różniły się wielkością BZT₅ wody stawowej w niewielkim stopniu tylko na wiosnę, chociaż już wtedy dominowało BZT wody stawów Potasznia. W miarę postępu wegetacyjnego dochodziło do wykształcania się coraz większych różnic. Wody większości stawów gospodarstwa Stawno wyraźnie ustępowały pod tym względem, natomiast jesienią na pierwsze miejsce zdecydowanie wysunęły się stawy gospodarstwa Potasznia.

Stawy gospodarstwa Krośnice wyróżniały się nieco wyższym biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu wody w okresie pełnego lata.

Barwa

Zabarwienie wody jest spowodowane obecnością związków humusowych i w ten sposób jest miernikiem pośrednim większości bezazotowych związków organicznych w wodzie stawowej.



Rys. 52. Częstotliwość występowania określonych wielkości barwy w wodzie stawów Milicza.

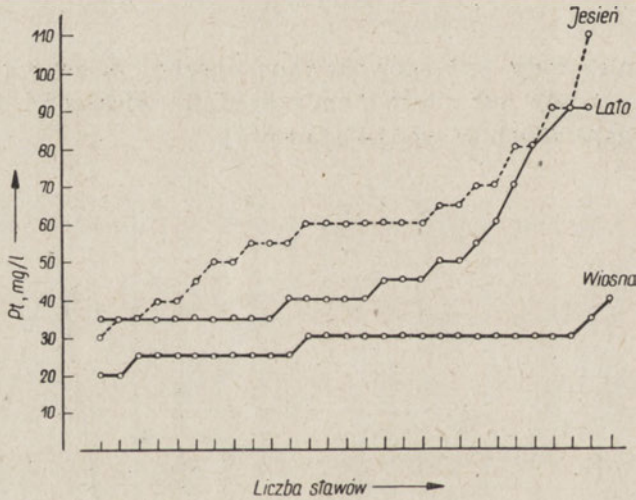
Häufigkeit des Auftretens von bestimmter Wasserfarbe in den Teichen von Milicz.

Wody stawów Polski znacznie różniły się barwą, od 15 do 600 mg/l Pt (tab. VI). W gospodarstwach Milicza barwa wody ogromnej większości stawów wynosiła najczęściej 25—50 mg/l Pt (rys. 52) przy pełnym za-

kresie wahań tej cechy 20—110 mg/l Pt (tab. VII), zatem wody te były przeważnie średnio zabarwione.

W ciągu okresu wegetacyjnego suchego roku 1953 barwa wody w stawie (np. Grabownica, rys. 15) nieznaczna na wiosnę, wzrastała do końca czerwca, zaś od początków lipca utrzymywała się już stale na wysokim poziomie 50—70 mg/l Pt. Inaczej układały się stosunki w następnym, mokrym roku 1954, w którym początkowo dość wysoka barwa wody na wiosnę (50 mg/l Pt) malała stopniowo z łagodnym wahaniem do połowy czerwca (20 mg/l Pt), po czym rosła systematycznie tak, że w połowie sierpnia osiągnęła 90 mg/l Pt i już niewiele zmalała do końca sezonu.

Inny przebieg miała zmiana barwy wody w stawie Przyszań. W ciągu okresu wegetacyjnego 1954 r. wahała się ona w granicach 45—110 mg/l Pt, przy czym wartości najniższe wystąpiły w marcu, kwietniu i początkach maja, zaś najwyższe w czerwcu (7.VI) i lipcu (1.VII), utrzymując się już do końca z małymi zmianami na tym wysokim poziomie (rys. 16). Z tego wynika, że zawartość związków humusowych w wodzie



Rys. 53. Barwa wody stawów millickich w poszczególnych porach okresu wegetacyjnego.

Die Wasserfarbe der Teiche von Milicz während der einzelnen Jahreszeiten der Vegetationsperiode.

stawowej jest dość zmienna w poszczególnych latach i w ciągu okresu produkcyjnego. Tym niemniej w obrębie wszystkich stawów badanych gospodarstw dominowała ogólna tendencja wzrostu barwy od wiosny ku jesieni (rys. 53).

Ze wszystkich 3 kompleksów stawów zespołu Milicz stale najuboższe w związki humusowe były wody stawów gospodarstwa Stawno. Podobna do nich na wiosnę, chociaż nieco wyższa, barwa wody stawów gospodarstw Potasznia i Krośnice wzrastała znacznie w lecie i jesieni z niewielką przewagą Potaszni.

Zmienność składu chemicznego wody stawowej

Zmienność w ciągu okresu wegetacyjnego

W niniejszym rozdziale opierając się na przeprowadzonej wyżej charakterystyce poszczególnych cech składu chemicznego wody stawowej podsumowano zasadnicze rysy, jakie cechują zmienność składu wody stawowej w ciągu okresu wegetacyjnego jak również wpływ terenu na zmienność składu wody w obrębie stawu karpowego, gospodarstwa stawowego oraz w obrębie kilku gospodarstw.

Produkcja w stawach karpowych Milicza odbywała się przy temperaturach wody wahających się od 4°C pod koniec marca do około 30° na początku trzeciej dekady czerwca. Poczynając od końca czerwca temperatury wody stopniowo i z wahaniami malały, tak że np. 20.IX.1954 wynosiły 16°.

Natlenienie wody stawowej w ciągu poszczególnych dni okresu wegetacyjnego wahało się w granicach 4,6—15,2 mg/l O₂ oraz 48,1—132,5% nasycenia. Pomiarów nocnych nie wykonywano. Przez cały okres wegetacyjny woda była często przesycona tlenem, zarówno w kwietniu i początkach maja jak w czerwcu (maksimum natlenienia), a nawet i we wrześniu pod koniec okresu wegetacyjnego. Minima tlenowe występowały w drugiej połowie maja i w ciągu sierpnia, co zapewne odpowiada zanikowi rozwoju fitoplanktonu.

Najpowszechniejszą wspólną cechą składu chemicznego wody w ciągu okresu wegetacyjnego jest wzrost zawartości większości składników od wiosny do jesieni. Mimo przeróżnych wyjątków omówionych w odpowiednich rozdziałach pracy, ogólna tendencja do tego wzrostu jest dominująca i szczególnie dobrze widoczna przy porównaniu okresu wiosennego, letniego i jesiennego wszystkich badanych stawów (patrz wyżej rys. 17, 19, 22, 24, 30, 32, 45, 48, 51, 53). Mniej wyraźnie widać to w przebiegu krzywych poszczególnych stawów (np. Grabownica i Przyszań, rys. 15—16), gdyż zmienność indywidualna i różne uboczne procesy obraz ten zacierają. W przypadku tych ostatnich, przy drobiazgowym śledzeniu zmian sezonowych, wyodrębnia się okres wiosenny od okresu letniego. Od zalania stawu do końca czerwca w składzie wody

zachodzą duże i nieregularne zmiany, często ubywanie lub brak różnic w zawartości poszczególnych składników, zaś w drugiej części okresu wegetacyjnego (lipiec—wrzesień) widać wyraźny przyrost zawartości związków organicznych i większości makroelementów.

Sole pokarmowe zachowują się różnie, zawartość azotanów i fosforanów na ogół zmniejsza się (rys. 35, 41), amoniaku i potasu przeważnie wzrasta (rys. 26, 38).

W poszczególnych latach stosunki te mogą ulegać dość znacznym zmianom, zależnie od ilości opadów i wody w stawach (rys. 15). W przypadku Grabownicy, np. w czasie suchego roku 1953, wzrost zawartości składników w wodzie w ciągu okresu wegetacyjnego dominował, natomiast w ciągu bogatszego w wodę 1954 r. przebieg różnic był o wiele mniej regularny (np. potas, żelazo).

Skrajne ilości poszczególnych składników w wodzie Grabownicy w 1954 r. stanowiły następujący procent w stosunku do wahań z 1953 r.:

| | % | | % |
|-------------------|--------|-----------------|----------|
| barwa | 129 | żelazo | 100— 60 |
| utlenialność | 110—78 | fosforany | 100— 46 |
| BZT ₅ | 112—71 | fosfor związany | 127— 82 |
| azot org. | 101—75 | azotany | 1000—100 |
| zasadowość | 82—81 | azotyny | 620—100 |
| sucha pozostałość | 88—78 | azot amonowy | 267—167 |

Widać, że w poszczególnych latach skład ten odnośnie większości oznaczeń charakteryzujących zawartość makroelementów i związków organicznych różnił się w cyfrach skrajnych do 30% in plus lub in minus, natomiast w przypadku soli pokarmowych, fosforanów i azotu mineralnego różnice sięgały do tysiąca procent.

Te same procesy fizykochemiczne i biologiczne doprowadzały zatem w dwu po sobie następujących latach, ale o bardzo różnej ilości opadów, do powstania dość dużych różnic w składzie chemicznym wody, szczególnie wielkich odnośnie zawartości soli pokarmowych.

Pewne procesy biologiczne lub zabiegi gospodarcze powodują, że w ciągu okresu wegetacyjnego zachodzą w stawach zmiany analogiczne. Tak np. powszechnym zjawiskiem jest wyżej opisane utrzymywanie się azotanów w wodzie w wielkościach poniżej 0,1 mg/l N, z dość energicznymi wahaniami w wyniku zużycia przez rośliny oraz intensywnej denitryfikacji i nityfikacji. Także masowo stosowane nawożenie, np. superfosfatem w przypadku stawów Milicza doprowadza do powszechnego wzrostu zawartości fosforu związanego i fosforanów w wodzie stawo-

wej w okresie maj—czerwiec, a następnie do ich gwałtownego ubytku i utrzymywania się na niskim poziomie około 0,1 mg/l PO_4 (rys. 34) w wyniku sorbcji i zużycia przez rośliny.

Dla porównania ze zmianami cech składu chemicznego wody wybitnie związanymi z aktywnością biologiczną stawu prześledzono zmiany zawartości takich składników, które jej mniej podlegają. Tak np. stwierdzono, że zawartość chlorków wahała się w wodach badanych stawów tylko w wąskim zakresie 14—26 mg/l Cl. Ilość ich w wodzie wszystkich stawów na ogół wzrastała poczynając od połowy czerwca lub od początków lipca ku końcowi okresu hodowlanego. Zapewne zatem sam wpływ zageszczenia wody w wyniku parowania powoduje, że w stawie karpionym istnieje ogólna tendencja do zwiększenia koncentracji elektrolitów w drugiej połowie okresu hodowlanego, wtedy gdy temperatura wody jest wysoka, a ilość wody w stawie maleje.

Podobnie do chlorów układały się zawartości siarczanów przy większym zróżnicowaniu w zakresie 11—41 mg/l SO_4 . Wyjątkiem był staw Czarny Las, w którym w drugiej połowie okresu hodowlanego zawartości siarczanów w wodzie malały, co można tylko tłumaczyć wytrącaniem się ich w postaci trudno rozpuszczalnych soli wapnia oraz pobieraniem przez rośliny (rys. 20).

Ogólny zakres wahań poszczególnych cech składu chemicznego wody badanych 4 stawów i przebieg jego zmian w czasie przedstawia tab. VIII. Okazał się on we wszystkich stawach podobny, nawet w stawie Machnickim Górnym, na którym hodowano kaczki domowe. Podobne zakresy wahań są zatem cechą charakterystyczną stawu karpionego w danej zlewni i danym roku i nie dają się w większym stopniu trwale zmienić, nawet wpływem tak silnego czynnika jak trzymanie paruset kaczek na kilku hektarowym stawie.

Zmiany składu chemicznego wody we wszystkich czterech stawach badane w tych samych warunkach przebiegały podobnie i często w tym samym czasie. Ponieważ stawy były zasilane wodą różnych donośników, były od siebie dość odległe (czasem kilkanaście kilometrów) i należały nawet do różnych gospodarstw (odmienny system gospodarki), można stwierdzić mimo wyżej wykazanej zmienności składu wody w stawie, że w tym samym roku w warunkach określonej zlewni i danego gospodarstwa pewne podstawowe czynniki kształtują go w sposób podobny.

Zmienność w obrębie stawu

Jednym z podstawowych zadań metodycznych było wyjaśnienie, jak wielkie różnice istnieją w składzie chemicznym prób wody pobranych w tym samym czasie z różnych stanowisk tego samego stawu i ustalenie,

jaką najmniejszą liczbą prób można staw scharakteryzować wystarczająco ściśle dla określenia jego warunków produkcyjnych. Z dawnych prac Černajeva i Nowaka (1930, 1934), a także Sedlmayera (1931) wiadomo, że wielki wpływ na skład chemiczny próby wody stawowej posiadają czynniki meteorologiczne (zwłaszcza wiatr), co uprzednio jeszcze stwierdziły prace Brönstedta i Wesenberg-Lunda (1912). Lehmann (1924) i Schäperclaus (1926) podkreślali rolę miejsca poboru próby (brzeg, środek stawu), jak też zmiany związane z głębokością poboru próby. Także Ohle (1935) wskazał na wielką zmienność składu chemicznego wody w stawach Milicza, jakkolwiek charakteryzował je jedną próbą wody. Żaden jednak z tych autorów zmienności wody w obrębie stawu dokładniej nie zbadał.

Nasze badania przeprowadzono na dwu wielkich stawach (Grabownica 260 ha i Słoneczny 160 ha) położonych w tym samym gospodarstwie, ale opartych na różnej wodzie i posiadających liczne wyspy i mielizny.

Tabela IX

Zakres wahań składu chemicznego wody w obrębie stawu Grabownica i Słoneczny
w poszczególnych porach 1953 (mg/l)

Schwankungsbereich in der chemischen Zusammensetzung des Wassers in den Teichen Grabownica
u. Słoneczny in einzelnen Jahreszeiten d. J. 1953 (mg/l)

| Cecha - Bestimmung | Grabownica | | | Słoneczny | | |
|---|--------------------|----------------|------------------|--------------------|----------------|------------------|
| | wiosna Frühling | lato Sommer | jesień Herbst | wiosna Frühling | lato Sommer | jesień Herbst |
| Zasadowość Karbonathärte CaCO ₃ | 110-120 | 100-120 | 100-110 | 110-120 | 90-100 | 90-138 |
| Potas K Kalium | 2,1-4,1 | 3,3-5,1 | 4,7-6,7 | 1,7-2,5 | 2,2-3,0 | 3,0-3,5 |
| Żelazo og. Total Eisen Fe | 0,04-0,26 | 0,60-1,00 | 3,20-5,00 | 0,08-0,16 | 0,40-0,44 | 0,65-0,80 |
| Mangan Mn | 0,10-0,30 | 0,10-0,40 | 0,65-0,80 | 0,00-ślad | 0,00-0,05 | 0,00-ślad |
| Amoniak Ammonium N/NH ₄ / | 0,03-0,10 | 0,12-0,30 | 0,16-0,20 | 0,03-0,30 | 0,08-0,16 | 0,18-0,30 |
| Azotyry Nitrite N/NO ₂ / | - | - | - | ślad-0,002 | - | 0,002-0,002 |
| Azotany Nitrate N/NO ₃ / | 0,02-0,05 | 0,01-0,03 | 0,01-0,03 | 0,04-0,05 | 0,02-0,03 | 0,02-0,03 |
| Azot org. Org. Stickstoff N | 0,80-1,45 | 1,84-2,52 | 4,20-5,04 | 0,94-1,34 | 1,04-1,24 | 5,82-7,00 |
| Azot albuminowy Alb. Stickstoff N | 0,30-0,92 | - | - | 0,48-0,52 | - | - |
| Fosforany Phosphate PO ₄ | - | 0,04-0,10 | 0,04-0,06 | 0,014-0,04 | 0,20-0,28 | 0,04-0,04 |
| Fosfor całkowity Total Phospor PO ₄ | 0,20-0,34 | 0,80-1,20 | 2,00-2,68 | 0,16-0,58 | 0,24-0,44 | 1,36-1,40 |
| Barwa Farbe Pt | 20-30 | 60-65 | 50-70 | 25-25 | 35-40 | 85-90 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit O ₂ | 8,4-14,0 | 28,0-34,4 | 49,0-50,2 | 9,6-10,6 | 22,2-23,2 | 43,2-47,6 |
| BZT ₅ -20°C BSE ₅ O ₂ | - | 4,8-9,6 | 13,6-16,0 | - | 2,0-4,0 | 25,2-25,8 |

Z obu stawów pobrano próby trzykrotnie w ciągu roku 1953 (wiosna — 23.IV, lato — 16.VII i jesień — 17.IX), przy czym z Grabownicy każdorazowo z 10, a ze Słonecznego z 6 stanowisk rozrzucanych po całym stawie.

Zakres wahań poszczególnych cech składu chemicznego wody w obrębie stawu okazał się bardzo różnorodny (tab. IX). Wartości maksymalne były przeważnie o kilkadziesiąt rzadko o kilkaset procent wyższe od wartości najniższych. W niektórych przypadkach istnienia różnic w ogóle nie stwierdzono.

Zmienność (V) poszczególnych cech (tab. X) była różna zależnie od składnika i pory roku. U najbardziej zmiennej cechy średnie odchylenie dochodziło do 75% wartości średniej. Najmniejsze zróżnicowanie stosunkowo rzadko wynosiło 0 i rzadko mieściło się w przedziale 1—2, a zatem pomiary mało kiedy dawały wyniki identyczne na różnych stanowiskach stawu.

Tabela X

Zmienność (V) składu chemicznego wody w obrębie stawu Grabownica
i Słoneczny w poszczególnych porach 1953

Variationskoeffizient (V) der chemischen Zusammensetzung des Wassers im
Bereich der Teichen Grabownica u. Słoneczny in einzelnen Jahreszeiten d. J. 1953

| Cecha - Bestimmung | Zakres wahań - Schwankungsbereich | | | | | |
|---|-----------------------------------|----------------|------------------|-----------------------------|----------------|------------------|
| | Grabownica (V ₁) | | | Słoneczny (V ₂) | | |
| | wiosna Frühling | lato Sommer | jesień Herbst | wiosna Frühling | lato Sommer | jesień Herbst |
| Zasadowość Karbonathärte CaCO ₃ | 1,48 | 5,1 | 4,1 | 3,7 | 4,7 | 24,1 |
| Potas K Kalium K | 1,6 | 15,0 | 12,5 | 13,4 | 12,7 | 9,0 |
| Żelazo og. Total Eisen Fe | 74,4 | 14,4 | 12,0 | 33,3 | 5,6 | 10,3 |
| Mangan Mn | 34,3 | 45,0 | 0,5 | - | - | - |
| Amoniak Ammonium N/NH ₄ / | 41,3 | 27,6 | 14,0 | 62,5 | 38,0 | 29,5 |
| Azotary Nitrate N/NO ₃ / | 39,3 | 27,2 | 50,0 | 12,2 | 18,1 | 22,3 |
| Azot org. Org. Stickstoff N | 17,0 | 11,7 | 6,6 | 14,9 | 6,9 | 9,0 |
| Azot albuminowy Alb. Stickstoff N | 39,5 | - | - | 4,5 | - | - |
| Fosforany Phosphate PO ₄ | - | 24,3 | 20,8 | - | 16,2 | - |
| Fosfor całkowity Total Phosphor PO ₄ | 21,3 | 12,0 | 10,1 | 55,7 | 22,5 | 1,0 |
| Barwa Farbe Pt | 10,9 | 2,6 | 16,7 | 0 | 7,3 | 3,7 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit O ₂ | 19,4 | 6,5 | 1,0 | 3,6 | 1,5 | 5,3 |
| BZT ₅ BSB ₅ -20°C O ₂ | - | 17,0 | 6,2 | - | 27,2 | 1,3 |

Maksymalną zmienność w stawie wykazało żelazo ogólne, które — jak wiadomo — występuje przeważnie w postaci nierozpuszczalnej w wodzie i w kompleksach organicznych, a pochodzi głównie z dna stawowego. Wywołała ją nierównomierność mieszania masy wody w stawie i prawdopodobnie różne ilości żelaza na poszczególnych stanowiskach dna. Podobnie zmienność zawartości manganu w wodzie stawowej dochodziła do 45% średniej.

Bardzo wysoką zmienność wykazała zawartość soli pokarmowych w stawie, a mianowicie fosforanów, azotanów i amoniaku.

Zmienność zawartości fosforanów ($V=16-24$) może powstawać na skutek różnorodnego stopnia zasiedlenia stawów roślinnością oraz pod wpływem dużej niejednorodności dna, które przy niejednorodnym mieszanin i nagrzewaniu wody w stawach, szczególnie tak dużych i urozmaiconych jak Grabownica i Słoneczny, oddaje je w różnym stopniu do wody.

Stanowiska leżące w Grabownicy na linii głębokiego rowu donośnikowego były nieco bogatsze w fosforany niż położone w płytkich partiach stawu, w pobliżu wielkich zespołów roślin wodnych. Te ostatnie natomiast, w ustronnych zatokach zdawały się sprzyjać pojawianiu się większych ilości soli amonowych w wodzie (rys. 54).*

Istnienie w poszczególnych częściach stawu różnych warunków dla amonifikacji, nitryfikacji i denitryfikacji powodowało, że zawartość azotu mineralnego, zwłaszcza soli amonowych, w wodzie poszczególnych części dużego stawu różniła się dosyć znacznie ($V=14-62\%$ średniej), co zresztą widać także z podanego dla przykładu rozmieszczenia zawartości amoniaku w wodzie stawowej (rys. 54).

Zmienność zawartości związków organicznych w wodzie okazała się w obrębie stawu stosunkowo niewielka ($V=0$ do $V=27,2$). Najmniej różniła się jej barwa i utleniałość oraz zawartość azotu organicznego, najwięcej biochemiczne zapotrzebowanie tlenu.

Wielkie ilości wapnia (zasadowość) ulegały w obrębie stawu stosunkowo mniejszym zmianom. Na uwagę zasługuje także stosunkowo mała zmienność zawartości potasu w wodzie stawu, mimo że jest on składnikiem o dużym znaczeniu pokarmowym. Widocznie jego dopływ z dna (potas nie daje soli trudno rozpuszczalnych i nie wchodzi w kompleksy organiczne) mniej więcej równomiernie zaopatruje wodę wszystkich części stawu i wyrównuje ewentualne braki na skutek zużywania go przez rośliny (nigdzie nie stwierdzono występowania w minimum tego składnika, jakkolwiek z wodą donośników dopływał on często w mniejszych ilościach niż znajdowano go w stawie).

Zróznicowanie poszczególnych cech składu chemicznego wody w obrębie stawu występowało przeważnie nieregularnie w poszczególnych porach roku. Jakaś cecha w obrębie stawu mogła być silnie zróżni-

cowana zarówno na wiosnę (np. fosfor całkowity $V=55,7$), jak też i w lecie lub w jesieni (np. azotany $V=50$).

Tym niemniej obserwując całą różnorodność składu wody w obrębie stawu na wiosnę, w lecie i w jesieni wydaje się, że w stawie istnieje pewna tendencja do wyrównania pod tym względem. Np. wysoki współczynnik zmienności dla amoniaku na wiosnę stopniowo malał w lecie i w jesieni.

| | Wiosna | Lato | Jesień |
|------------|--------|------|--------|
| Grabownica | 41,3 | 27,6 | 14,0 |
| Słoneczny | 62,5 | 38,0 | 29,5 |

Mogłoby to np. oznaczać, że nierównomiernie nagromadzone na wiosnę w stawie zwąły roślinności oddają różne ilości amoniaku do wody w wyniku amonifikacji. Równocześnie w stawie na wiosnę wystąpiła duża zmienność zawartości azotu albuminowego i organicznego.

W rozpatrywanym zagadnieniu nasuwa się pytanie, na jaki zakres wnioskowania pozwala i co oznacza wykazana zmienność składu chemicznego wody w obrębie stawu. Jeśli przy zakresie wahań zawartości fosforanów $0,04-0,06$ mg/l PO_4 w jesieni w stawie Grabownica współczynnik zmienności wynosił 20,8, czyli był dość znaczny, to praktycznie zmienność ta jednak nie była tak wielką, jeśli obliczymy ile procent stanowiły wykazane różnice w stosunku do tych zawartości fosforanów, które w stawach można w ogóle napotkać i które mają znaczenie w ocenie ich żyzności. Biorąc pod uwagę, że ilości małe PO_4 w stawach są poniżej $0,1$ mg/l PO_4 , średnie w zakresie $0,1-0,5$ mg/l PO_4 , a duże są większe od $0,5$ mg/l PO_4 (M. Stangenberg, 1. c.) omawiana różnica $0,02$ mg/l PO_4 stanowi w najgorszym przypadku 20%, a przy $0,5$ mg/l PO_4 tylko 4% błędu, czyli zbliża się do granic dopuszczalnych błędów analitycznych.

Podobnie z punktu widzenia oceny żyzności wody obojętne jest, czy np. zawiera ona $0,01$ czy $0,03$ mg/l $N(NO_3)$, gdyż w obydwu przypadkach są to ilości małe, chociaż znacznie się różniące ($V=50$). Dla celów praktycznych wydaje się wobec tego, że często jedna próba wody wystarczająco dokładnie charakteryzuje skład chemiczny wody stawowej. W niniejszej pracy pobierano do analizy po jednej próbie wody z okolicy mnicha odpływowego. Wydawało się, że woda odpływająca ze stawu w jego części najgłębszej i przeważnie wolnej od roślin będzie najbardziej bliska składem średniej typowej dla przeciętnego składu wody w stawie w dniu badań.

Zmienność w obrębie gospodarstwa Zmienność opracowana metodą statystyczną

Celem przekonania się o istnieniu statystycznie wiarygodnych różnic w składzie chemicznym wody dwóch stawów (Grabownica i Słoneczny) położonych na różnych donośnikach posłużono się wzorem na ocenę istotności różnicy (t) dwóch średnich M_1 i M_2 (patrz *Quantitative Zoology*, 1939, str. 211). Przy „ t ” powyżej 3 z dużym prawdopodobieństwem można uważać, że średnie M_1 i M_2 istotnie różnią się między sobą, w przeciwnym przypadku różnica między nimi jest nieistotna.

Na wiosnę między średnimi niemal wszystkich chemicznych cech wody obu stawów nie było istotnej różnicy. Wyjątek stanowił potas i mangan.

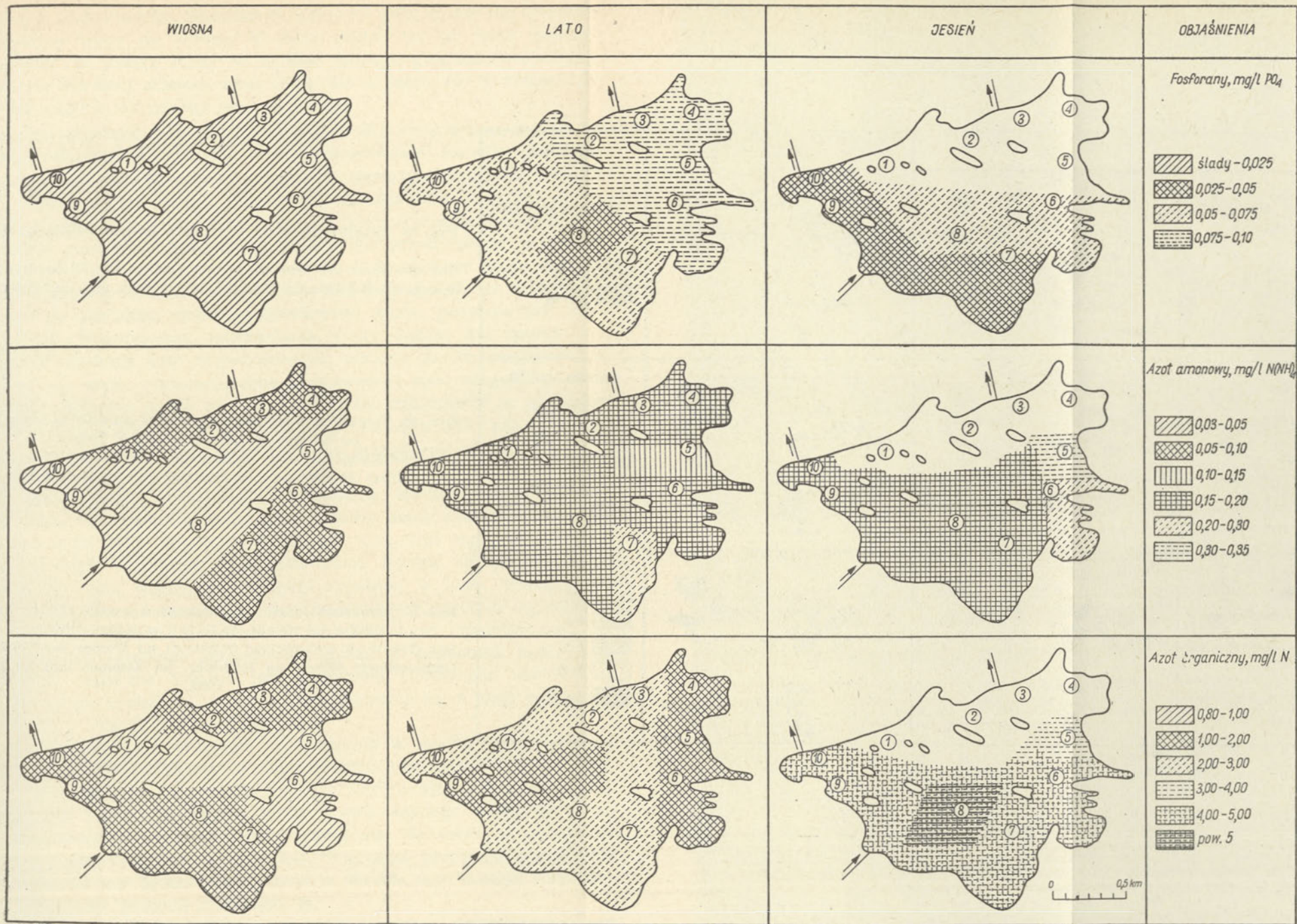
W okresie letnim obraz ten ulegał radykalnej zmianie. Prawie u wszystkich cech wystąpiły istotne różnice między średnimi wartościami w obu stawach. Rozbieżność ta oznacza widocznie, że procesy biologiczne i chemiczne kształtujące skład wody osiągnęły w stawach różne nasilenie. Tylko średnie azotu amonowego w wodzie obu stawów okazały się podobne ($t=2,6$).

W okresie jesiennym średnie zasadowości, amoniaku, azotanów, fosforanów stały się do siebie podobne, natomiast inne, jak barwa wody, azot org., fosfor całkowity i BZT₅ oraz żelazo ogólne, mangan i potas, a więc wskaźniki zawartości związków organicznych oraz związków sorbowanych lub oddawanych w dużych ilościach przez dno wykazały istotną różnicę.

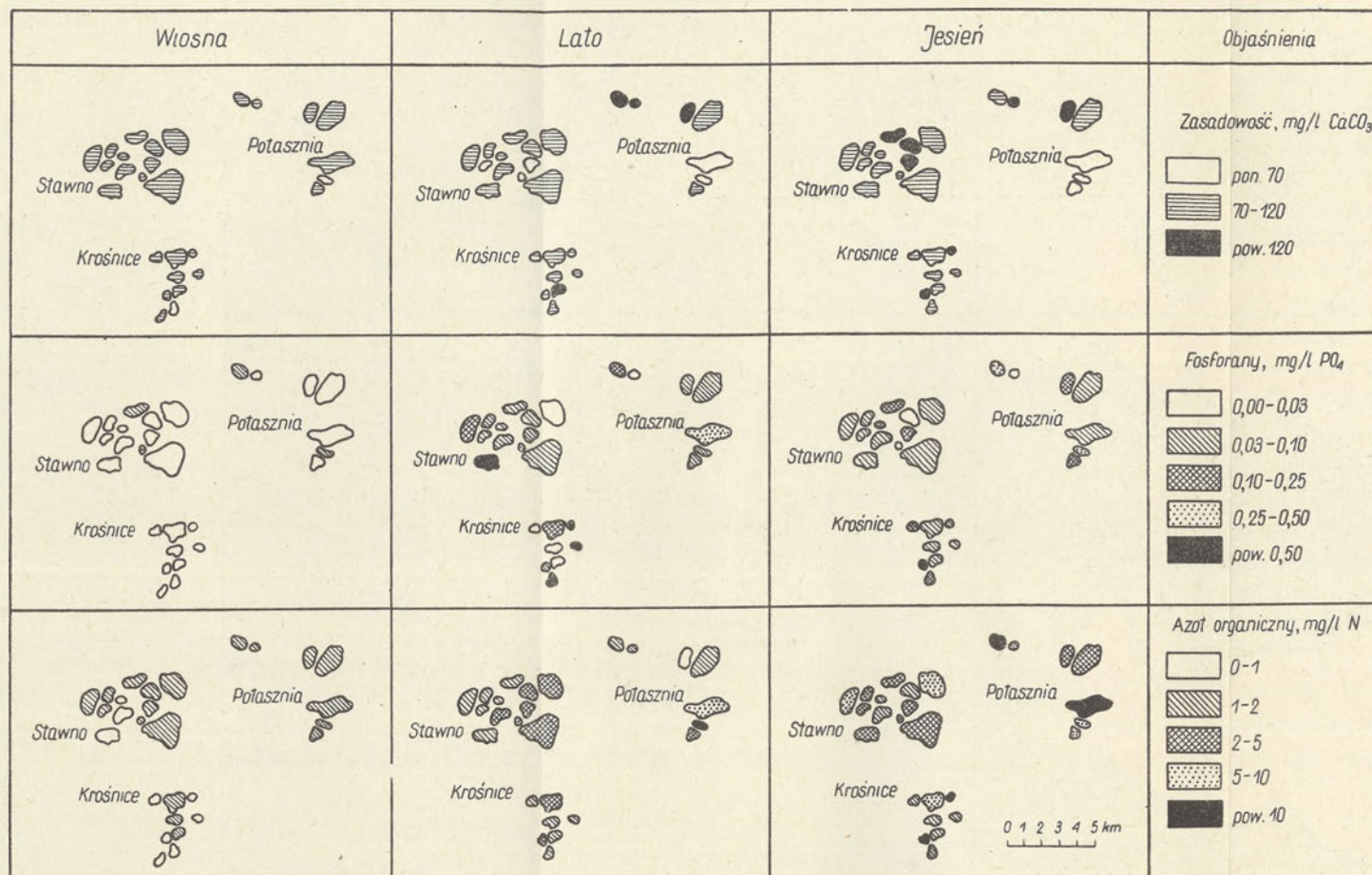
Z przeprowadzonej analizy widać, że skład chemiczny wody w stawach jest najbardziej podobny na wiosnę. Lato jest okresem, w którym procesy biologiczne w każdym stawie osiągają różne, właściwe dla niego natężenie. W jesieni cechy fizykochemiczne charakteryzujące środowisko, jak np. zasadowość wody, stają się w stawach tego samego gospodarstwa podobne. Ilość soli pokarmowych (fosforanów, amoniaku i azotanów) na skutek wyczerpania przez rośliny i procesy analogicznie na ogół we wszystkich stawach osiągają podobne wielkości. Ilość związków organicznych w wodzie wyrażona wielkością azotu organicznego, fosforu ogólnego i biochemicznego zapotrzebowania tlenu osiąga nawet w dwu stawach różne natężenie, zapewne odzwierciedlając różny stopień ich produktywności.

Zmienność przedstawiona metodą graficzną

Zakres wahań składu chemicznego wody stawów gospodarstw Stawno, Krośnice i Potasznia na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r. oraz kilkunastu tych samych stawów w jesieni 1954 r. przedstawia tab. VII. Jak



Rys. 54. Zawartości fosforanów, azotu amonowego i azotu organicznego na różnych stanowiskach stawu Grabownica, na wiosnę w lecie i w jesieni 1953 r.
 Der Phosphat-, Ammoniumstickstoff- und organische Stickstoffgehalt an verschiedenen Untersuchungsstellen des Teiches Grabownica im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.



Rys. 55. Zasadowość wody w stawach Zespołu Milicz na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.
 Karbonathärte des Wassers in den Teichen der Teichwirtschaftsgemeinschaft Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

Rys. 56. Zawartość fosforanów w wodzie stawów Zespołu Milicz na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.
 Der Phosphatgehalt des Wassers der Teiche der Gemeinschaft Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

Rys. 57. Zawartości azotu organicznego w wodzie stawów Zespołu Milicz na wiosnę, w lecie i w jesieni 1953 r.
 Der Gehalt an organischem Stickstoff im Wasser der Teiche der Gemeinschaft Milicz, im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

widać i z tych danych, stosunkowo najmniej różniły się one składem chemicznym wody na wiosnę. W lecie stawał się on coraz bardziej różnorodny. W jesieni stawy w obrębie jednego gospodarstwa różniły się jeszcze bardziej składem swej wody niż w lecie, ale te różnice nie były tak wielkie jak między latem a wiosną.

Analiza graficzna rozmieszczenia zasadowości wody badanych stawów Milicza wskazuje stosunkowo małe zróżnicowanie stawów pod tym względem (rys. 55). Wynika to z faktu, że zawartość węglanów i kwaśnych węglanów w wodach stawowych są stosunkowo bardzo duże, a zwiększaniem lub zmniejszaniem się ich ilości w wodzie rządzą przede wszystkim procesy hydrologiczne, w zasadzie przebiegające w sposób podobny w danym roku we wszystkich stawach. Większe opady deszczu czy też długotrwała susza wpływają w podobny sposób we wszystkich stawach na charakter zmian w zasadowości wody, podobnie jak i intensywność biologicznego odwapniania wody rośnie lub maleje we wszystkich stawach dość proporcjonalnie, zależnie przede wszystkim od temperatury wody i insolacji. Zmiany wywołane tymi drogami są poza tym mniej wyraźne na tle wysokich cyfr (setki miligramów na liter) jakimi wyraża się zasadowość wody, aniżeli np. zmiany w ilości soli pokarmowych w wodzie stawowej, które stanowią przeważnie części miligrama w litrze.

Podobna mapka zawartości fosforanów w wodzie stawów zespołu Milicz (rys. 56) wykazała, że na wiosnę stawy miały stosunkowo bardzo zbliżone ilości tego składnika w wodzie 0,00—0,03 mg/l PO_4 . Tylko 3 stawy miały zawartość fosforanów nieco wyższą. Różnicowanie się stawów pod tym względem wystąpiło najsilniej w lecie, niewątpliwie w wyniku późnowiosennego lub wczesnoletniego nawożenia superfosfatem i trwało do jesieni, jednak już ze znacznym zmniejszeniem tej różnorodności. Jesienne zmniejszenie różnic w zawartości fosforanów w wodzie badanych stawów jest oczywiście tłumaczone ubywaniem fosforanów po nawożeniu w wyniku zasorbowania ich z wody przez dno i kompleksy organiczne lub żelazowe.

Mapka zawartości związków organicznych w wodzie badanych stawów (rys. 57) wyrażonych w postaci azotu organicznego daje obraz w zasadzie podobny do rozmieszczenia fosforanów, zróżnicowanie to jednak jest jeszcze ostrzejsze. Woda prawie każdego stawu różni się pod tym względem znacznie (patrz wyżej str. 75) nawet w przypadku stawów rozgraniczonych tylko groblą. Widocznie produkcja poszczególnych stawów jest bardzo różna nawet w obrębie tego samego gospodarstwa. Powyższe pozwala stwierdzić, że:

1. Skład chemiczny wód w stawach tego samego gospodarstwa jest dosyć podobny na wiosnę, zaś różnorodny w lecie i w jesieni.

w wodzie, tak w lecie jak i w jesieni, nie niższe od 35 mg/l Pt. W tych warunkach utlenialność wody dochodziła do 106 mg/l O₂, była więc niekiedy niezwykle wysoka, a stale przekraczała 22 mg/l O₂. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody niesączonej po 5 dniach przy 20° wynosiło od 2,4 mg/l O₂ do 22,8 mg/l O₂, świadcząc o ogromnym obciążeniu niektórych stawów związkami organicznymi. Na tym tle bardzo wysokie zawartości azotu organicznego stawu Chelmski (15,8 mg/l N) i stawu Graniczny (12,6 mg/l N) świadczą dobitnie, że chodziło tu między innymi także o wysoką zawartość azotowych związków organicznych. Obydwa wymienione stawy wykazały także obecność bardzo wysokich ilości fosforanów w wodzie w okresie badań.

Przy średnio twardej lub miękkiej wodzie, dość bogatej lub bardzo bogatej w związki humusowe, zawierającej średnie lub niskie ilości żelaza i manganu, występowały w stawach Krośnic małe ilości fosforanów, wybitnie wzbogacane przez nawożenie. Azot mineralny występował w stawach w postaci soli amonowych, a tylko w bardzo małych ilościach w postaci azotanów. Rezerw azotu w tej postaci nie było. Ilości potasu były średnie. Zawartość azotowych związków organicznych była przeważnie średnia lub mała, z wyjątkiem niezwykle wysokich „maksimów” wywołanych zapewne jakimiś przyczynami specjalnymi (zakwity glonów), być może częściowo w wyniku nawożenia superfosfatem (patrz niżej rozdział o maksimach zawartości związków organicznych).

Gospodarstwo Potasznia. Sucha pozostałość wody tego gospodarstwa była w jesieni stosunkowo dosyć wysoka i niekiedy w około 60% składała się z ciał lotnych. Zasadowość wody wahała się w szerokich granicach 40—190 mg/l CaCO₃, zatem jedne stawy miały wodę średniej twardości, inne bardzo miękką. Zawartości żelaza były dość wysokie lub wysokie (do 5 mg/l Fe) przy przeważnie średnich ilościach manganu, sięgających czasem do ilości dużych (0,9 mg/l Mn).

Sole amonowe występowały w wodzie wszystkich stawów w ilościach kilku dziesiątych mg/l N(NH₄), maksymalnie sięgając 1,2 mg/l N(NH₄). Azotyny przeważnie były trudno wykrywalne, w kilku przypadkach wystąpiły w kilku setnych mg/l N(NO₂), podobnie jak azotany, które występowały przeważnie poniżej 0,04 mg/l N(NO₃), a niekiedy były niewykrywalne. Zawartości potasu w wodzie stawów malały do 2,3 mg/l K, a nie przewyższały 8 mg/l K.

Fosforany w lecie były w niektórych stawach ledwie wykrywalne w wodzie (np. staw Murzyn w lipcu), a ich maksima nie przekraczały 0,4 mg/l PO₄. Ilości fosforu związanego były niekiedy bardzo wysokie (4,66 mg/l PO₄).

Zawartość związków humusowych w wodzie była średnia lub wysoka (do 90 mg/l Pt). Podobnie układały się wartości utlenialności wody

(do 92 mg/l O₂) i bardzo wysokie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu, sięgające niekiedy 29 mg/l O₂. Także azot organiczny w wodzie wykazywał duży zakres wahań w skali 0,7—11 mg/l N, często był wysoki lub bardzo wysoki (11,2 mg/l N w stawie Jan, 10, 42 mg/l N w stawie Gądkowickim, 9,2 mg/l N w stawie Kaczym, 10,4 mg/l N w stawie Uroczym).

Ogólnie biorąc produkcja w stawach gospodarstwa Potasznia odbywała się w wodzie różnej twardości, miękkiej lub średnio twardej, przeważnie bogatej w związki humusowe, przy dużych ilościach żelaza i średnich zawartościach manganu. Przy niewielkich zapasach soli amonowych ilości azotanów malały niekiedy prawie do granic wykrywalności (azot w minimum?).

Średnie zawartości potasu nie wykazywały nigdy większych ubytków. Małe z natury ilości fosforanów były wzbogacone nawożeniem, z którego pozostawały w wodzie wielkie ilości fosforu związanego (z żelazem?). Częste wielkie ilości azotu organicznego stwierdzone w wodzie tych stawów w jesieni, przy bardzo wysokich innych wskaźnikach zawartości związków organicznych, wskazują na wysoką zawartość związków organicznych pochodzenia stawowego (zakwity).

Zmienność składu chemicznego wody w obrębie stawów kilku gospodarstw karpowych

Zestawiony w tab. VII skład chemiczny wody stawów trzech badanych gospodarstw karpowych opartych — na dość różnej wodzie dośnośników, wykazał w 1953 r. mimo znacznego zróżnicowania najbliższego otoczenia (las, pole) zdumiewająco podobny zakres wahań i wspólne cechy charakterystyczne. Wszystkie gospodarstwa miały wodę miękką lub najwyżej średnio twardą. Zawartość związków humusowych była przeważnie wysoka, przy średnich lub dużych ilościach żelaza (szczególnie Potasznia) i manganu.

Sole amonowe występowały w wodach badanych gospodarstw najczęściej w dziesiątych miligrama na litr, azotyny były zaledwie wykrywalne, azotany występowały w ilościach tylko kilku setnych miligrama w litrze. Fosforany w zasadzie napotymano w ilościach nie większych jak 0,1 mg/l PO₄, w niektórych stawach bliskich granic wykrywalności. Duże ich ilości pojawiały się tylko w wyniku nawożenia, jednak szybko malały w kilka dni po tym i przeważnie do końca nie przewyższały dwu do trzech dziesiątych mg/l PO₄. W takich stawach występowały w wodzie wielkie ilości fosforu związanego. Potas napotymano w ilościach rzędu 3—8 mg/l K, rzadko kiedy mniej. Ilości tego składnika występowały na ogół w sposób bardzo wyrównany.

Wszystkie wskaźniki zawartości związków organicznych w wodzie stawów badanych gospodarstw osiągały wartości bardzo wysokie i tego samego rzędu.

Zakres zróżnicowania chemicznego wody wszystkich badanych stawów w obrębie gospodarstw Stawno, Krośnice i Potasznia przedstawia przykładowo rys. 27, 36, 42 i 46, na których uszeregowano stawy według wielkości malejącej rozpatrywanej cechy i dla każdej pory 1953 r. osobno.

Gospodarstwo Potasznia wyróżniało się szczególnie dużą różnorodnością zasadowości wody (dwa różne donośniki), największymi ilościami żelaza, częstym brakiem azotanów i małymi ilościami fosforanów (pomijając nawożenie).

Warunki produkcji w Stawnie cechowała raczej wyrównana zasadowość wody wszystkich stawów, najmniejsza zawartość związków humusowych i najmniejsze zawartości potasu w wodzie.

Stawy gospodarstwa Krośnice wybijały się niekiedy szczególnie wielką zawartością azotu organicznego i amoniaku w wodzie oraz wielkimi ilościami fosforanów z nawożenia.

Większość krzywych odnośnie stawów gospodarstwa Stawno miała przebieg bardziej poziomy aniżeli w przypadku stawów Potaszni i Krośnic, co zdaje się wskazywać na bardziej wyrównane, stabilizowane warunki produkcji w Stawnie w przeciwstawieniu do obydwu pozostałych gospodarstw. Lesisty charakter Krośnic oraz opadowy charakter wody Potaszni zdaje się być tego przyczyną w przeciwstawieniu do bardziej stabilizowanego składu wody Baryczy, zasilającej znaczną liczbę stawów Stawna. Także dno stawów tych gospodarstw jest różne.

Zestawiając cyfry skrajne składu wody wszystkich stawów hodowlanych w 1953 r. z analogicznymi cyframi uzyskanymi w jesieni 1954 r. (patrz tab. VII) widzimy, że zakres jesiennych wahań w obydwu latach był bardzo do siebie zbliżony i że prawie całkowicie mieścił się w zakresie zmian składu chemicznego wody 1953 r.

Z powyższych obserwacji wynikają twierdzenia ważne dla znajomości składu chemicznego wód stawów karpiowych, a mianowicie:

1. Skład chemiczny wody w różnych stawach jest do siebie podobny pod wieloma względami, przez to jest dla nich charakterystyczny i pozwala wodę stawową odróżnić od wód podziemnych, rzecznych i jeziorowych.

2. Stosunek poszczególnych anionów i kationów w składzie wody stawowej jest zasadniczo dosyć stały.

3. Jakkolwiek woda stawowa wykazuje znaczną zmienność składu chemicznego w obrębie pojedynczego stawu i stawów w poszczególnych

gospodarstwach, to jednak zakres tego zróżnicowania powtarza się w poszczególnych gospodarstwach i jest typowy dla wody stawowej.

Wykazana regularność i podobny kierunek różnicowania się składu chemicznego wody w stawach karpowych pozwala przypuszczać, że mimo szerokiego zakresu zmienności tego składu w zależności od charakteru zlewni i w ciągu okresu hodowlanego można będzie poznać ją w takim stopniu, że na znajomości tego składu i ocenie jego prawdopodobnych zmian będzie można oprzeć ocenę podstawowej żyzności wody stawowej i zbudować podstawy do układania zarówno prognoz produkcyjnych jak i ustalania potrzeb nawozowych stawów. Oczywiście, dalsze badania — szczególnie eksperymentalne — dla ustalenia wskaźnikowego znaczenia zawartości poszczególnych składników, wpływu różnych rodzajów nawożenia na skład chemiczny wody w stawie oraz na wymianę jonową w układzie dno-woda jest niezbędne.

Stopień skorelowania niektórych cech w składzie chemicznym wody stawowej

Próby znalezienia zależności we współwystępowaniu poszczególnych cech składu chemicznego wody w stawach Milicza przeprowadzono według znanej metody, porównując przebieg krzywych, wyrażających wielkość rozpatrywanych cech (w tym samym okresie czasu) w stosunku do określonej krzywej, charakteryzującej interesującą nas cechę, której wielkości uszeregowano według malejących ilości rozpatrywanego składnika.

Uzyskane tą drogą wyniki (z powodu braku miejsca zamieszcza się w pracy tylko 2 rysunki, będące przykładem uzyskanej korelacji negatywnej i pozytywnej) pozwalały sformułować następujące twierdzenia:

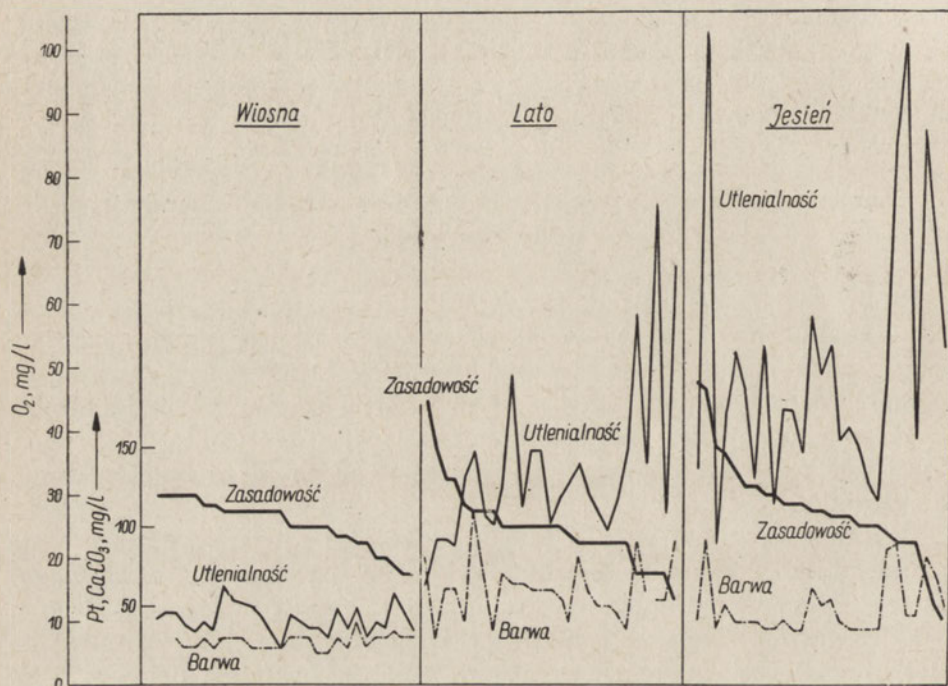
1. Zawartość azotu organicznego w wodzie nie jest skorelowana z jej utlenialnością ani biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu, a tylko w najbardziej ogólnym zarysie można oczekiwać, że przy dużych zawartościach azotu organicznego pojawi się większe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wody, a przy małych — małe, jednak nie odwrotnie. Utlenialność wody jeszcze mniej zależy od wielkości azotu organicznego, aniżeli biochemiczne zapotrzebowanie tlenu.

2. W składzie chemicznym większości wód stawowych można oczekiwać współzależności pozytywnej między biochemicznym zapotrzebowaniem tlenu a utlenialnością wody, jednak tylko w grubych zarysach utrzymania tej tendencji.

3. Zawartość azotu organicznego w wodzie, jej biochemiczne zapotrzebowanie tlenu i utlenialność wody w żadnym stopniu nie zależały od wielkości zasadowości wody stawowej. Z ostatniego wynika wniosek,

że zasobne w związki organiczne własnego pochodzenia (produkcja!) mogą być wody zarówno bogate jak i ubogie w węglany i kwaśne węglany wapnia.

4. Jakkolwiek wiadomo, że wody brunatne są z reguły ubogie w wapń, to jednak nie zawsze bywa odwrotnie. Wody bezbarwne lub lekko zabarwione mogą zawierać różne ilości wapnia, a więc wykazywać różną, także niską zasadowość. Dobitym tego obrazem okazał się brak zależności między zasadowością a zabarwieniem wody w stawach (rys. 58). Podobnie barwa nie wykazała ściślejszej korelacji z utlenialnością



Rys. 58. Stopień skorelowania zasadowości wody i jej barwy oraz utlenialności w stawach Milicza na wiosnę w lecie i w jesieni 1953 r.

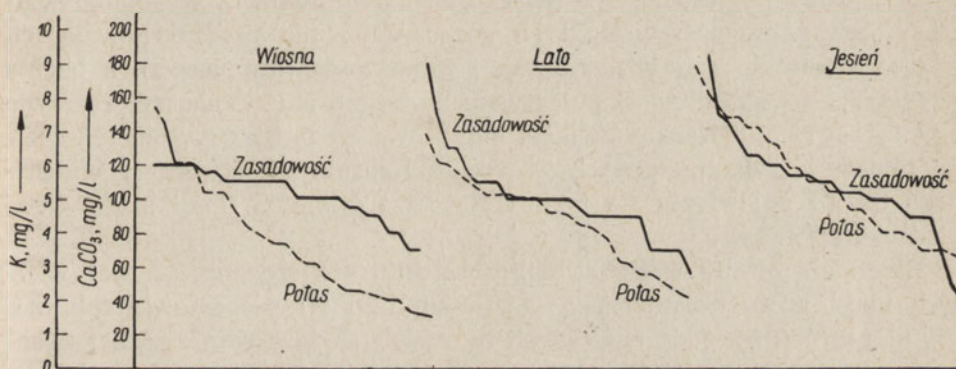
Korrelationsgrad der Karbonathärte und der Farbe des Wassers sowie der Oxydierbarkeit in den Teichen von Milicz im Frühjahr, im Sommer und im Herbst 1953.

wody w stawach. Przy tym na wiosnę przebieg krzywych barwy i utlenialności wody wszystkich badanych stawów wskazywał na istnienie pewnej zależności tych cech (rys. 58), natomiast w lecie i w jesieni wykazywał dużo rozbieżności. Wynikałoby z tego, że na wiosnę, gdy w wodzie było mało związków organicznych innej natury jak humusowych, cechy te korelowały. W miarę postępu produkcji w stawie wy-

tworzyły się związki organiczne, które nie dawały barwy, natomiast powodowały wysoką utlenialność wody. Widać zatem, że ocena tych samych cech składu chemicznego wody stawowej musi być różna w zależności od pory okresu hodowlanego, inna na wiosnę, a inna w lecie i w jesieni.

5. Uszeregowanie stawów według malejącej zawartości fosforanów w wodzie na wiosnę w lecie i w jesieni nie wykazało istnienia związku (np. negatywnego) z współwystępowaniem odnośnych ilości żelaza ogólnego. Także nie korelowała z tym żelazem zawartość fosforu związanego w wodzie, wręcz przeciwnie niż to niejednokrotnie stwierdzano w dniu stawów dla fosforu całkowitego i żelaza. Przyczyną tego był zapewne niezależny od ilości fosforu w stawie dopływ żelaza ze zlewni i z dna.

6. Próba znalezienia korelacji między zasadowością wody a zawartością potasu wypadła pozytywnie i wykazała, że za rosnącą zasado-



Rys. 59. Korelacja dodatnia między zasadowością a zawartością potasu w wodzie stawów Zespołu Milicz w ciągu okresu wegetacyjnego 1953 r.

Positive Korrelation zwischen Karbonathärte und Kaligehalt des Teichwassers der Gemeinschaft Milicz während der Vegetationsperiode 1953.

wością wody nadążały rosnące ilości potasu (rys. 59), przy czym zależność ta najwyraźniej zaznaczyła się w lecie i w jesieni.

W sumie widać, że na ogół biorąc omawiane cechy wody stawowej występują w jej składzie wybitnie nieskorelowane, a zatem o wielkości jednej nie można sądzić z wielkości innej. Z tego wynika wielka swoistość każdego oznaczenia dla charakterystyki wody stawowej i konieczność wykonywania kompletu wyżej stosowanych oznaczeń podstawowych dla zdania sobie sprawy z charakteru badanej wody stawowej.

Okresy szczytowego natężenia zawartości związków organicznych w wodzie stawowej

Z różnych wskaźników zawartości związków organicznych w wodzie najbardziej charakterystyczny z produkcyjnego punktu widzenia wydaje się azot organiczny.

W tab. XI zestawiono wszystkie stawy, w których w ciągu 1953 r. wystąpiły szczególnie wielkie zawartości azotu organicznego. Na 28 zbędanych w tym czasie, 10 stawów znalazło się w tej tabeli. Rzecz ciekawa, że w jesieni 1954 r. ani jeden z tych stawów oraz żaden z innych wtedy badanych nie wykazały zawartości azotu organicznego wyższych od 5 mg/l N. Widocznie kształtowanie się produkcji związków organicznych w ciągu 1954 r. miało zupełnie inny charakter w badanych stawach aniżeli w ciągu 1953 r., który sprzyjał powstawaniu i nagromadzeniu się wielkich ilości azotu organicznego w wodzie¹.

Maksyma azotu organicznego pojawiały się w wodzie w stawach wszystkich trzech gospodarstw mniej więcej w jednakowym stosunku 4 (Potasznia), 3 (Stawno) i 3 (Krośnice), zatem żadna z wyżej omawianych cech różniących wody tych gospodarstw nie predystynowała ich w tym kierunku. Ani więc miękka i zabarwiona (humusowa), a bogata w żelazo i dość zasobna w potas woda Potaszni, ani o znacznej rezerwie alkalicznej i najuboższa w związki humusowe woda Stawna, ani też wielka zawartość soli amonowych w wodzie Krośnic nie stworzyły wyłącznego tła do pojawiania się tych wyjątkowo wielkich ilości azotu organicznego w wodzie.

Skład chemiczny wody aktualny w dniu stwierdzenia w niej wielkich ilości azotu organicznego (4,8—15,8 mg/l N) przedstawia tab. XI. Wynika z niej, że woda należących tu stawów była skrajnie różnej twardości (40—185 mg/l CaCO₃), a zawartość związków humusowych, jakkolwiek dość różna, była ogólnie biorąc wysoka (45—90 mg/l Pt). W każdym więc razie dadzą się z tego wysnuć następujące wnioski:

1. Niska rezerwa alkaliczna (stosunkowo miękka woda) nie jest okolicznością hamującą wytworzenie się w wodzie stawu większych ilości azotowych związków organicznych.

2. Średnia lub wysoka zawartość związków humusowych w wodzie nie stoi na przeszkodzie pojawienia się w niej wysokiej zawartości azotu organicznego.

¹ Objawem towarzyszącym pojawianiu się wielkich ilości azotu organicznego w wodzie stawowej było występowanie obfitych zakwitów glonów. Powstaje pytanie, czy wielkie ilości azotu organicznego w wodzie świadczyły o wysokiej produkcji stawu, chociażby tylko glonów, czy też były one w dość znacznym stopniu produktem wiązania wolnego azotu przez niektóre gatunki glonów (np. *Chlorella*) lub niektóre grupy bakterii (np. *Azotobacter*) o działalności analogicznej.

Tabela XI

Skład chemiczny wody niektórych stawów karpowych
w okresie wystąpienia wyjątkowo wysokich zawartości azotu organicznego (mg/l)

Chemische Zusammensetzung des Wassers in manchen Teichen der Teichwirtschaftsvereinigung Milicz
in der Zeit von Auftreten ausnahmsweise grossen Mengen von organischen Stickstoff (mg/l)

| Nazwa gospodarstwa i stawu Teichwirtschaft und Teichname | Potasznia | | | | Krońnice | | | Stawno | | |
|--|------------|-------------|---------------------|-------|---------------|----------------|-------|--------------|-------------------------|----------------|
| | Ka- czy | Uro- czy | Gd- ko- wicki | Jan | Czarny Las | Grani- czny | Chełm | An- drzej | Mach- nicki Górry | Sło- neczny |
| Sucha pozostałość Trockenrückstand | 304 | 296 | 482 | 377 | 344 | 168 | 452 | 315 | 282 | 261 |
| Ciała lotne Glühverlust | 189 | 172 | 307 | 230 | 204 | 45 | 293 | 187 | 145 | 139 |
| Zasadowość Karbonathärte CaCO ₃ | 50 | 40 | 90 | 70 | 90 | 145 | 185 | 110 | 105 | 95 |
| Potas Kalium K | 4,7 | 4,0 | 7,7 | 6,5 | 5,9 | 3,4 | 8,8 | 5,2 | 7,1 | 3,5 |
| Żelazo og. Total Eisen Fe | 3,40 | 4,40 | 5,00 | 2,60 | 2,00 | 1,00 | 1,90 | 2,60 | 2,60 | 0,80 |
| Amoniak Ammonium N/NH ₄ / | 0,40 | 0,20 | 0,34 | 0,40 | 0,28 | 0,16 | 7,80 | 0,40 | 0,36 | 0,20 |
| Azotary Nitrite N/NO ₂ / | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,01 | - | 0,03 | 0,01 | 0,02 |
| Azot organiczny Org. Stickstoff N | 9,20 | 10,40 | 10,46 | 11,20 | 7,72 | 12,64 | 15,80 | 5,60 | 4,84 | 7,00 |
| Fosforany Phosphate PO ₄ | 0,14 | 0,10 | 0,30 | 0,06 | 0,02 | 0,05 | 2,00 | 0,04 | 0,10 | 0,04 |
| Fosfor związany Geb. Phosphor PO ₄ | 4,66 | 2,70 | 2,70 | 2,74 | 1,74 | 0,43 | 2,20 | 1,84 | 2,38 | 1,36 |
| Barwa Farbe Pt | 70 | 45 | 90 | 80 | 45 | 50 | 90 | 60 | 55 | 85 |
| Utlenialność Oxydierbarkeit O ₂ | 73,0 | 57,8 | 89,8 | 92,3 | 106,0 | 41,0 | 103,2 | 58,0 | 53,6 | 47,4 |
| BZT ₅ -20°C BSB ₅ O ₂ | 28,8 | 24,0 | 24,0 | 24,6 | 21,0 | 2,4 | 22,8 | 16,4 | 17,4 | 25,7 |

3. We wszystkich stawach, których woda była wyjątkowo bogata w azot organiczny, zawartości żelaza były dość wysokie lub wysokie (0,80—5,0 mg/l Fe), a fosfor związany wysoki lub bardzo wysoki (0,43—4,66 mg/l PO₄).

Nie przesądzając sprawy czy fosfor był związany z żelazem i jaka jest przyswajalność dla roślin tej formy fosforu, jedno wydaje się prawdopodobne, a mianowicie, że wytworzeniu się wielkich ilości azotu organicznego w wodzie nie przeszkadzały wielkie ilości żelaza.

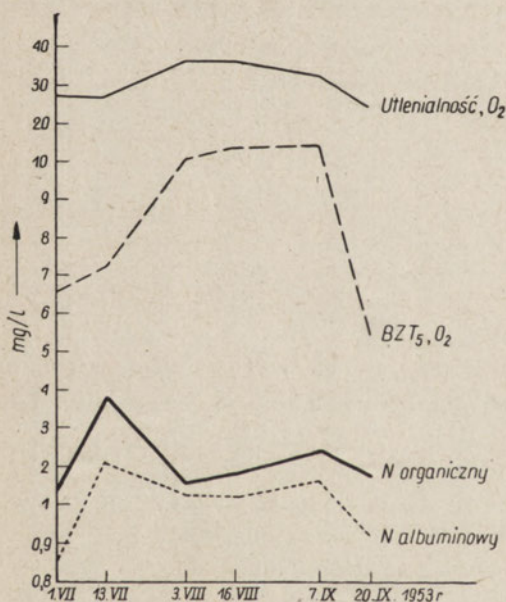
Fosforany w badanych stawach często występowały tylko w ilościach rzędu kilku setnych mg/l PO₄, w kilku stawach wynosiły około 0,1 mg/l PO₄, a zupełnie wyjątkowo osiągnęły 2,0 mg/l PO₄ w wodzie stawu Chełm w Krońnicach towarzysząc największej znanej w wodzie stawowej ilości azotu organicznego. A więc współwystępowało maksimum azotu organicznego i maksimum fosforanów. Czy minimalne ilości fosforanów świadczą o tym, że w wodzie mogło dojść do powstania zakwitów na sku-

tek recyrkulacji fosforu, czy też pozostały one właśnie jako resztki przy-swalajnego fosforu w wodzie — trudno powiedzieć.

Potas w tym czasie był zawsze obecny co najmniej w średnich ilościach (3,4—8,8 mg/l K), a azotany występowały — jak przeważnie we wszystkich wodach stawowych w lecie — tylko w kilku setnych (0,01—0,03 mg/l $N(NO_3)$). Ilości soli amonowych średnie, a niekiedy bardzo wielkie (7,8 mg/l $N(NH_4)$) mogły pochodzić wtórnie z amonifikacji azotowych związków organicznych.

Wszystkie wskaźniki zawartości związków organicznych w wodzie rozpatrywanych stawów były w tym czasie wysokie (ciała lotne 145—307 mg/l, utlenialność 41—106 mg/l O_2 BZT₅ —20°C — 16,4—28,8 mg/l O_2) z wyjątkiem stawu Granicznego w Krośnicach, którego niska zawartość ciał lotnych (45 mg/l) i bardzo niskie biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (2,4 mg/l O_2) są niezrozumiałe.

Zawartość związków organicznych mierzona w stawie wyżej omawianymi wskaźnikami znajdowała w każdym z nich odmienny wyraz w ciągu okresu hodowlanego. Zupełnie nie było analogii w przebiegu krzy-



Rys. 60. Maksima azotu organicznego i azotu albuminowego i towarzyszący im następnie wzrost utlenialności i BZT₅ wody stawowej. Die Maxima an Organischem und Albuminstickstoff und die ihnen folgende Erhöhung der Oxydierbarkeit und des BSB₅ des Teichwassers.

wych barwy i azotu organicznego oraz azotu albuminowego, co wydaje się zrozumiałe ze względu na to, że barwa wywołana jest w wodzie związkami humusowymi, które albo azotu w ogóle nie zawierają, albo zawierają go bardzo mało. Dość podobny ogólny przebieg krzywych azotu organicznego, albuminowego i biochemicznego zapotrzebowania tlenu nie

znajdował pełnej analogii w okresie pojawiania się ich maksimum. Najpierw (rys. 60) pojawiło się w wodzie stawu maksimum azotu organicznego i albuminowego (13.VII), następnie stwierdzono maksymalny wzrost utlenialności i pewien wzrost BZT₅ —20°C (3.VIII.1953), a dopiero w dniu 7.IX.1954 wystąpiło pełne maksimum tej cechy, tj. wtedy, gdy utlenialność wody już zaczęła maleć. Jeśli wolno snuć domysły to wydaje się, że związki organiczne mierzone zawartością azotu organicznego musiały ulec pewnym zmianom (obumarciu i rozkład) zanim były zdolne redukować nadmanganian (utlenialność wody), a z kolei trzeba było jeszcze dalszego zaawansowania w procesie ich mineralizacji, aby znaleźć wyraz w zwiększeniu biochemicznego zapotrzebowania tlenu.

Zależność między składem chemicznym wody a wydajnością naturalną stawów i ich zdolnością produkcyjną

Ocena wpływu składu chemicznego wody zbiornika na jego produkcję w szerokim znaczeniu tego słowa, a ryb w szczególności jest według danych dzisiejszej literatury w dużym stopniu skazana na niepowodzenie, głównie dlatego, że znaczna część soli pokarmowych stopniowo przechodzi w ciągu okresu hodowlanego z postaci nierozpuszczalnej w rozpuszczalną i zaraz jest wprowadzana w cykl produkcyjny; równocześnie część powstających związków organicznych ulega szybko mineralizacji i uwolnione z nich sole pokarmowe niejako „in statu nascendi” są wprowadzone ponownie do produkcji i służą do wytwarzania nowych ilości roślin i zwierząt. Ilość cykli tego rodzaju może być dość znaczna i jest uważana za charakterystyczną dla zdolności produkcyjnych zbiornika. Poza tym problem komplikuje ta okoliczność, że niektóre gatunki roślin wodnych magazynują w sobie duże zasoby soli pokarmowych pobranych ze zbiornika i nie będąc pokarmem zwierząt ani też łatwo się nie mineralizując (np. roślinność nadwodna) wycofują te sole z obiegu produkcyjnego. W ten sposób znaczne ilości soli pokarmowych ulegają przedwcześnie wycofaniu z cyklu produkcyjnego w stawie i tylko część ich wielokrotnie bierze udział w tym procesie.

Wiadomo jednak z praktyki, że nawożenie stawów solami pokarmowymi, a w szczególności fosforanami daje dobre wyniki produkcyjne i mimo wyżej naszkicowanych trudności w ocenie sposobu ich działania znajduje wyraz w zwiększeniu ilości mięsa ryb wyprodukowanego z jednostki powierzchni stawu. Obecność więc potrzebnego składnika mineralnego szybko zaznacza się w przyroście mięsa karpia w stawie. Ta między innymi okoliczność skłoniła M. Stangenberga do obszernych studiów nad składem chemicznym wód stawowych i do poszukiwania związku między nim a wydajnością naturalną stawu, gdyż rzecz jasna, że na-

wożenie może być zastąpione naturalną żyznością wody zalewowej oraz zasobami soli pokarmowych w dnie stawowym. W 1938 r. wymieniony autor proponował, aby produkcję stawową prowadzić w warunkach nadmiaru podstawowych składników produkcyjnych, a w szczególności fosforanów, a to tym bardziej, że — jak wiadomo — fosfor jest wiązany w dnie stawowym i nie ulega z niego łatwemu wypłukaniu. Analityczne stwierdzenie istnienia pewnego nadmiaru fosforanów czy potasu w ciągu okresu hodowlanego jest więc pewnego rodzaju gwarancją powodzenia produkcyjnego. Na jego wyznaczeniu może polegać część usług hydrochemii dla rybactwa stawowego. W razie stwierdzenia braków soli pokarmowych, np. ilości fosforanów bliskich zera analitycznego, istnieje możliwość zwrócenia zainteresowanym uwagi na potrzebę zastosowania odpowiedniego nawożenia.

Niniejsze materiały wykazały, że rzeczywiście zawartości fosforanów w wodach niektórych stawów były bardzo małe, a PO_4 dodane z nawożenia nikło z wody i zapewniało jej tylko niezbyt wysoki, ale niejako gwarantowany stały dopływ tego składnika z dna. Także niektóre stawy oparte na wodzie Baryczy były pierwotnie raczej ubogie w potas, ale dno braki te w pewnym stopniu później wyrównywało. Powstało pytanie, czy temu silnie zróżnicowanemu składnikowi chemicznemu wody stawowej odpowiadała jakaś prawidłowość w wydajności naturalnej badanych stawów. W tym celu zebrano, w miarę możliwości, dane charakteryzujące gospodarke omawianych stawów. Bliższa analiza otrzymanych cyfr doprowadziła do rozczarowujących wniosków. Okazało się, przede wszystkim, że na skutek olbrzymich śnieg wywołanych posocznicą i przeróżnymi próbami ratowania się przed jej skutkami, otrzymane wydajności poszczególnych stawów ogromnie różniły się między sobą w obrębie stawów tego samego gospodarstwa w poszczególnych latach badań 1953 i 1954 r. oraz w ciągu 7 lat poprzednich. Dalej przekonano się, że notowania przebiegu żywienia karpia oraz nawożenia stawów nie mogą być uważane za kompletne, w rezultacie wszelkie obliczenia wydajności naturalnej stawów przez odejmowanie przyrostów z żywienia i nawożenia okazały się wysoce problematyczne, tak że ostatecznie cały ten materiał nie może być uważany za charakterystyczny dla normalnie prowadzonego w naturalnych (zdrowych) warunkach gospodarstwa karpiego.

Mimo powyższych zastrzeżeń przepracowano materiał w ten sposób, że dla wszystkich badanych stawów Stawna, Krośnic i Potasznia zestawiono w kilkunastu tablicach szeregi zależności wydajności brutto i wydajności naturalnej za lata 1953 i 1954 oraz za okres siedmioletnia z pojedynczymi cechami składu chemicznego wody, takimi jak sole amonowe, fosforany, sucha pozostałość, utleniałość i zawartość azotu organicznego, uszeregowanymi rosnąco. Przykłady sposobu postępowania zawiera tab.

Charakterystyka produkcji rybackiej stawów Młicza i towarzyszące jej zawartości fosforanów
 pozostałe jesienią 1953 i 1954 r.

Charakteristik der Ertragsgrösse der Teichen Mlitz sowie die beigleitende Mittelwerte
 der Phosphaten die im Herbst 1953 u. 1954 noch in Teichen geblieben waren

| Stawy Teiche | Powierzchnia Oberfläche ha | Zawartość fosforanów jesienią 1953 r. Phosphaterr- gehalt im Herbst 1953 mg/l PO ₄ | Wydażność z ha w r. 1953 Zuwachs je ha im J. 1953 | | Wydażność z ha średnia z 7 lat Zuwachs je ha Mittelwert vom 7 Jahre | | Stawy Teiche | Zawartość fosforanów jesienią 1954 r. Phosphaterr- gehalt im Herbst 1954 mg/l PO ₄ | Wydażność z ha w r. 1954 Zuwachs je ha im J. 1954 | | Wydażność z ha średnia z 8 lat Zuwachs je ha Mittelwert vom 8 Jahre | |
|-----------------------------|----------------------------------|--|--|-------------|--|-------------|------------------|--|--|-------------|--|-------------|
| | | | brutto kg | netto kg | brutto kg | netto kg | | | brutto kg | netto kg | brutto kg | netto kg |
| 1. Murzyn | 14 | 0,02 | 95 | 95 | 154 | 154 | 1. Golięc | 0,02 | 248 | 261 | 200 | |
| 2. Machiełki Górny | 15 | 0,02 | 279 | 279 | 229 | 245 | 2. Jaskółczy | 0,05 | 198 | 204 | 192 | |
| 3. Nowy Świat | 108 | 0,02 | 149 | 149 | 179 | 185 | 3. Karol W. | 0,04 | 225 | 138 | 133 | |
| 4. Andrzej | 174 | 0,04 | 419 | 72 | 209 | 175 | 4. Bolko | 0,04 | 422 | 388 | 172 | |
| 5. Grabownica | 260 | 0,04 | 335 | 108 | 215 | 152 | 5. Przyśtań | 0,04 | 498 | 359 | 162 | |
| 6. Sionaczny | 160 | 0,04 | 108 | 108 | 246 | 159 | 6. Andrzej | 0,04 | 173 | 204 | 174 | |
| 7. Górnik | 70 | 0,04 | 167 | 94 | 110 | 93 | 7. Wilczy Dąb | 0,05 | 729 | 362 | 270 | |
| 8. Golięc | 86 | 0,04 | 432 | 176 | 263 | 201 | 8. Sionaczny | 0,05 | 687 | 501 | 176 | |
| 9. Graniczny | 8 | 0,05 | 94 | 94 | 95 | 89 | 9. Nowy Świat | 0,05 | 360 | 202 | 207 | |
| Srednio Durchschnittlich | - | 0,03 | - | 131 | - | 161 | 10. Wilczy Masy | 0,05 | 529 | 343 | 249 | |
| 10. Karol | 25 | 0,06 | 212 | 181 | 191 | 146 | 11. Grabownica | 0,06 | 217 | 214 | 159 | |
| 11. Jan | 50 | 0,06 | 348 | 187 | 308 | 192 | 12. D. Wrzozowie | 0,06 | 365 | 448 | 242 | |
| 12. Wilczy Dąb | 55 | 0,08 | 207 | 207 | 328 | 222 | 13. Henryk | 0,07 | 250 | 186 | 192 | |
| 13. D. Przyśtań | 20 | 0,08 | 564 | 261 | 339 | 134 | 14. Kaczy | 0,08 | 277 | 231 | 185 | |
| 14. D. Wrzozowiec | 30 | 0,08 | 320 | 300 | 413 | 236 | 15. Cheżm | 0,10 | 604 | 365 | 222 | |
| 15. Jaskółczy | 33 | 0,08 | 529 | 252 | 218 | 218 | | | | | | |
| 16. Wilczy Masy | 77 | 0,10 | 577 | 597 | 512 | 221 | | | | | | |
| 17. Czarny Las | 75 | 0,10 | 211 | 110 | 260 | 125 | | | | | | |
| Srednio Durchschnittlich | - | 0,08 | - | 218 | - | 189 | | | | | | |
| 18. Henryk | 64 | 0,12 | 237 | 237 | 180 | 206 | 16. Lipsk | 0,12 | 280 | 167 | 136 | |
| 19. Kaczy | 30 | 0,14 | 380 | 155 | 230 | 177 | 17. Grunda | 0,22 | 255 | 208 | 156 | |
| 20. Zofia | 16 | 0,14 | - | - | 170 | 133 | 18. Pollice | 0,28 | 211 | 168 | 156 | |
| 21. Grunda | 20 | 0,14 | - | 61 | 138 | 118 | 19. Dolny Staś | 0,60 | 464 | 296 | 289 | |
| 22. Bolko | 70 | 0,16 | 239 | 239 | 249 | 195 | | | | | | |
| 23. Brzeźkiewicki | 50 | 0,20 | 125 | 135 | 146 | 141 | | | | | | |
| 24. D. Staś | 20 | 0,24 | 135 | 249 | 272 | 256 | | | | | | |
| 25. Gędkowicki | 40 | 0,30 | 454 | 454 | 454 | 262 | | | | | | |
| 26. Uroczy | 10 | 0,30 | 179 | 179 | 162 | 155 | | | | | | |
| 27. Cheżm | 20 | 2,00 | 202 | 202 | 247 | 212 | | | | | | |
| Srednio Durchschnittlich | - | 0,27 | 490 | 350 | 302 | 203 | | | | | | |
| | | | - | 224 | - | 180 | | | | | | |

XII wykonana dla jesiennej zawartości fosforanów w wodzie i odpowiadającej im wydajności stawów.

Przeprowadzone studia wykazały, że w posiadanym materiale nie istniała zależność między ostatnio wymienionymi cechami składu wody a wydajnością karpia w stawie, może z pewnymi zastrzeżeniami odnośnie fosforanów; częściej największe wydajności mięsa karpia napotymano w stawach, w których pod koniec okresu produkcyjnego pozostały w wodzie większe ilości fosforanów, czyli w których produkcja do końca odbywała się przy pewnym nadmiarze tego składnika.

Jak widać z tab. XII i z wyżej podanych omówień, zawartości fosforanów w wodzie poszczególnych stawów w jesieni były różne w 1953 i 1954 r. podobnie zresztą jak i uzyskane z nich wydajności. Idąc po linii tej różnorodności trzeba zwrócić uwagę na fakt, że niektóre z zakwalifikowanych w 1935 r. przez Ohlego stawów Milicza do grupy najżyźniejszej (trzeciej) wykazały i obecnie dużą wydajność karpia (staw Wilczy Duży i Chełm), jednak szereg stawów tej kategorii cechowała teraz zaledwie wydajność średnia lub niska (np. Grunda). Także niektóre stawy zakwalifikowane przez Ohlego jako średnio produkcyjne okazały się lepsze (np. Grabownica). Nisko produkcyjne Golice i staw Graniczny zarówno dawniej jak i obecnie utrzymały się w kategorii stawów o niskich wydajnościach karpia. Szereg stawów dawniej uznawanych za nisko produkcyjne u nas wykazało się wysoką produkcją karpia (Wilczy Mały, Dolny Staś, Duży Wrzosowiec). Niewątpliwie prócz warunków naturalnych przyczyną istotnych zmian musiała być gospodarka człowieka.

Wydaje się, że przeanalizowany materiał pozwala mimo wszelkich zastrzeżeń na sformułowanie szeregu wskazówek oceny możliwości produkcyjnych stawów karpiowych na podstawie znajomości składu chemicznego ich wody.

Przede wszystkim okazało się, że humus w badanych stawach nie był czynnikiem niweczącym produkcję karpia (nie wiadomo, czy jej w pewnym zakresie nie zmniejszał). Duża ilość humusu nie wykluczała też występowania w wodzie stawowej wielkich ilości azotu organicznego ani powstawania zakwitów, tak samo jak nie czyniły tego stosunkowo małe ilości węglanów wapnia. Z powyższego wynika wniosek podstawowy, że wielka masa związków organicznych może wytworzyć się w stawie zarówno wypełnionym wodą miękką jak i średniej twardości, oraz ubogą lub bogatą w humus.

Azot organiczny pochodzi przede wszystkim z komórek organizmów wodnych, a tylko część jego może pochodzić z wiązania azotu atmosferycznego przez niektóre glony (proces w dużym stopniu nieznany, ale nie wykluczony) oraz przez towarzyszące im bakterie. Jego większa ilość musi wskazywać na odbywanie się intensywnych procesów produkcyj-

nych w stawie. Wyżej nie stwierdzone istnienie korelacji zawartości N org. w wodzie i odpowiednich wydajności karpi w stawach mogło wynikać z jej zamaskowania przez zakwity glonów i związane z tym nagromadzenia się azotu organicznego nie związane bezpośrednio z produkcją ryb. Tym niemniej uważamy, że wysoka zawartość azotu organicznego w wodzie jest wynikiem wysokiej intensywności procesów produkcyjnych w stawie i wskaźnikiem znacznych szans na wytworzenie się dużej produkcji karpia.

Utlenialność wody wynika zarówno z obecności organicznych związków azotowych jak i bezazotowych, przy czym jest pewne, że niektóre ich postacie nie redukują całkowicie nadmanganianu w próbie wody (np. glukoza utlenia się tylko w 70%), a zatem nie cała ich ilość znajduje wyraz w pomiarze utlenialności w wodzie stawowej. Wskaźnikowe znaczenie tej cechy dla określenia produktywności wody jest bliżej nie wyjaśnione. Faktem jest, że w wodach o wysokiej utlenialności zostały niejednokrotnie wyprodukowane wielkie ilości karpia, ale bywało i odwrotnie, w przypadku wód wybitnie humusowych.

Wydaje się prawdopodobne, że więcej szans na uzyskanie większej produkcji karpia istnieje w stawach, których woda jest bogatsza w niehumusowe związki organiczne.

Na tym tle na uwagę zasługuje przebieg zawartości związków organicznych w wodzie stawów Milicza w 1953 i 1954 r. Wszystkie wskaźniki wskazywały zgodnie, że w ciągu 1953 r. wody te były o wiele bogatsze w związki organiczne niż w 1954 r. i doszło w tymże roku do wytworzenia się wyjątkowo wielkich ilości zakwitów w wodzie (maksima azotu organicznego).

Jeśli zestawić ten fakt z przebiegiem nasilenia posocznicy w tych stawach, to zastanawiające jest, że w 1953 r. intensywność śnięć karpia na posocznicę była ogromna, podczas gdy w 1954 r. wybitnie zmalała. Dwa przypuszczenia mogą wyjaśnić tę sprawę. Albo należy przyjąć, że skrajnie odmienne warunki klimatyczne i fizykochemiczne w stawach w 1953 r. były bardziej sprzyjające zarówno rozwojowi czynników wywołujących posocznicę, jak i powstaniu ogromnej produkcji glonów w stawach, albo też właśnie masowy rozwój tych glonów w 1953 r. stworzył warunki niesprzyjające dla rozwoju organizmów, które miały wywołać posocznicę w 1954 r. Trudno przypuszczać, chociaż i taka sugestia się nasuwa, że rozwojowi posocznicy w 1953 r. sprzyjała wielka obfitość związków organicznych w wodach stawowych (i stąd bardziej redukcyjne środowisko), a to z tej przyczyny, że śnięcia na posocznicę miały — jak zwykle — miejsce głównie w maju i czerwcu, kiedy jeszcze nie doszło do pojawienia się skrajnie wielkich ilości związków organicznych w wodzie.

W żadnym z badanych przypadków nie zauważono, aby staw o większej ilości żelaza w wodzie był upośledzony pod względem uzyskanej wydajności mięsa karpia w stosunku do innych stawów (jednak o wodzie dość bogatej w żelazo). Np. w stawie Gądkowickim uzyskano 179 kg/ha karpia przy zawartości żelaza w wodzie 17.IX. 1953 rzędu 5 mg/l Fe. Jest wciąż otwartym problemem, czy fosforany zaabsorbowane przez żelazo zostają w jakiś sposób udostępnione ogólnej produkcji stawowej, czy też są z niej bezpowrotnie wycofywane. Wydaje się jednak, że procesy biochemiczne uczynniają je, na co wskazują także nasze nie opublikowane doświadczenia (łącznie z M. Stangenbergiem i A. Solskim 1957), z których wynikało, że moczarka kanadyjska pobierała fosfor radioaktywny z dodanego na dno akwarium wodorotlenku żelazowego, obciążonego w czasie wytrącania się z wody tym rodzajem fosforanów. Nie wiadomo jednak i potrzebne są w tym kierunku dalsze obserwacje na stawach mających wodę ubogą w żelazo, czy stała obecność znacznych ilości żelaza w wodzie mimo wszystko nie zmniejsza efektów produkcyjnych w stawie.

Mangan zapewne odegrał rolę podobną do żelaza. Stawy o wodzie najbogatszej w mangan nie wyróżniły się szczególnie niską wydajnością mięsa karpia.

Nawet tam, gdzie ilości potasu malały do około 3 mg/l K (staw Wilczy Duży w gosp. Stawno) osiągnięto 207 kg/ha karpia. Otwarte pozostaje pytanie, czy efekty produkcyjne nie byłyby lepsze, gdyby zapas potasu w wodzie był większy. Mała liczba oznaczeń potasu w wodach stawów karpiowych innych gospodarstw Polski nie mówi nam nawet, jakie są najniższe zawartości tego składnika w wodzie stawowej, co byłoby np. ciekawe w stawach, które zawsze dają dobre wyniki po nawożeniu potasem. Oparte na wodzie Baryczy gospodarstwo Stawno o wodach najuboższych w potas, nie wyróżniło się mniejszymi osiągnięciami produkcji karpia niż pozostałe gospodarstwa kompleksu Milicz, jednak wykazało stały dopływ tego składnika z dna stawów do ich wody.

Wielkie ilości fosforu związanego w wodzie (do 5 mg/l PO_4) nie zostały dotąd ocenione pod względem swego znaczenia w produkcji stawów lub jako jednego z mierników zawartości związków organicznych w wodzie. Natura związania tego fosforu z żelazem i manganem, związkami humusowymi lub w postaci związków organicznych powstających w stawie (fosfor organiczny), jest całkowicie nie znana. Także jego ilości ulegają niejako zamaskowaniu przez fosfor związany, dopływający ze zlewni.

Poznanie drogi pobierania azotu mineralnego przez rośliny w stawie jest dla określenia możliwości produkcyjnych stawów szczególnie frapujące. Jak wiadomo, azotany są dotychczas uważane za główne źródło po-

karmu azotowego roślin. W stawie nigdy nie ma ich wiele, jednak zawsze są w wodzie wykrywalne. Sole amonowe są natomiast zawsze stwierdzone w wodach stawowych w dość znacznych ilościach, ale przez analogię do roślin uprawnych przypisuje się im małe znaczenie pokarmowe. Jak jest na prawdę odnośnie roślin wodnych, trudno na razie powiedzieć, w każdym razie wiadomo (Chick 1903, Ludwig 1938, Pratt 1940, Fogg 1953), że szereg glonów może korzystać w znacznym stopniu z tej postaci azotu mineralnego, a nawet mając do wyboru przedkładają sole amonowe nad azotany. Pytanie, czy ta forma azotu może całkowicie i wyłącznie pokrywać zapotrzebowanie.

Ponieważ nie brak ostatnio głosów (Danielewski 1957), że mimo denitryfikacji nawożenie saletrą może bardzo powiększyć ilość mięsa karpia przypadającą na jednostkę powierzchni stawu, wydawałoby się, że jednak azot wędruje przede wszystkim z soli amonowych przez azotany do roślin wodnych, a tylko ubocznie z soli amonowych do roślin. W takim razie nitryfikacja musiałaby nadążać, aby pokryć zapotrzebowanie azotanów w stawie. Jednak nawet w stawach ubogich w roślinność naczyniową i plankton roślinny nie dochodzi do nagromadzenia się większej ilości azotanów. Wciąż wracamy więc do sugestii, że rola pokarmowa soli amonowych w wodzie stawowej jest niedoceniana i że tej formie azotu należy przypisać rolę głównego źródła pokrywającego pokarmowe zapotrzebowanie azotu mineralnego w stawie.

PISMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. American Public Health Association, 1946. Standard Methods for the Examination of Water and Sewage.
2. Brönstadt J. N., Wesenberg-Lund C., Chemisch-physikalische Untersuchungen der dänischen Gewässer. Int. Rev. d. ges. Hydrob. u. Hydrogr., 4.
3. Cernajev V. P., Nowak W., 1930. Ein Beitrag zur Frage des Gasstoffwechsels in Wasser mit bes. Berücksichtigung des Sauerstoffgehaltes und der Kohlensäuremenge in ihren Beziehungen zu den Änderungen des Bicarbonatvorkommens, des Härtegrades und auch der Schwankungen in der Wasserstoffionenkonzentration, 21 (4).
4. Cernajev V. P., Nowak W., 1934. Die Sauerstoff- und Kohlensäureschichtung sowie die Schwankungen der Härtegrades und des pH im Teichwasser unter dem Einfluss der Witterung. Zeit. f. Fisch., 32.
5. Clarke F. W., 1924. The Composition of the River and Lake Waters of the United States. U.S. Geol. Survey. Prof. Paper, 135.
6. Chick H., 1903. Cytowane wg G. E. Fogg, 1953.
7. Danielewski St., 1957. Badania nad wpływem mineralnego nawożenia azotowego na niektóre czynniki środowiska wodnego. Roczn. Nauk Roln., 72 (2).
8. Einsele W., 1936 a. Über die Bedeutung des Eisens, des pH und der Fäulnisvorgänge für den Kreislauf des Phosphats. Fisch. Zeitg., 39 (52).

9. Einsele W., 1936 b. Über die Beziehungen des Einsenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. Arch. f. Hydrob., 29.
10. Fogg G. E., 1953. The Metabolism of Algae. Methue's Monographs on Biol. Subjects. London.
11. Jirovec O., 1937. Chemismus vod rybniku Lednických. Vestnik Kralovske Ceske Spolecnosti Nauk. T. II.
12. Jirovec O., Jirovcova M., 1938. Chemismus lnárských rybniku. Vestnik Kralovské České Spol. Nauk.
13. Karzinkin G., 1952. Podstawy biologicznej wydajności zbiorników wodnych.
14. Lehmann C., 1924. Die Bedeutung der Alkalität im Stoffhaushalte der Gewässer mit besonderer Berücksichtigung ihres fischereibiologischen Wertes. Biol. Ztbl., 44 (10).
15. Ludwig C. A., 1938. Cytowane wg G. E. Fogg, 1953.
16. Maucha R., 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. Binnengew. Bd. III.
17. Mortimer H. C., Hickling C. F., 1954. Fertilizers in Fishponds. Colonial Office, Fishery Publ. London, 5.
18. Ohle W., 1935. Chemische und physikalische Charakteristik einiger Teiche des Müllisch-Trachenberger Grenzkreises. Zeit. f. Fisch., 33.
19. Ohle W., 1939/40. Über die Kaliumgehalt der Binnengewässer. Vom Wasser., 14.
20. Ohle W., 1955. Beiträge zur Produktionsbiologie der Gewässer. Arch. f. Hydrob. Suppl., 22.
21. Ohle W., 1956. Bioactivity, Production a. Energy Utilization of Lakes. Limnol. a. Oceanography, 1.
22. Ohle W., 1958. Typologische Kennzeichnung der Gewässer auf Grund ihrer Bioaktivität. I.V.L. 13.
23. Pratt R., 1940. Cytowane wg G. E. Fogg, 1953.
24. Rodhe W., 1949. The Ionic Composition of Lake Waters. I.V.L. 10.
25. Rodhe W., 1958. The Primary Production in Lakes: Some Results and Restrictions of the 14C Method. Rapp. et Proces-Verb. des Reun. Cons. Perm. Intern. p. 1. Expl. de la Mer. 144, 122.
26. Rodhe W., 1958. Primärproduktion u. Seetypen. I.V.L. 13.
27. Sedlmeyer K. A., 1931. Ein Beitrag zur Klimatologie des Teiches. Zeit. f. Fisch., 29.
28. Simpson G., Roe A., 1939. Quantitative Zoology. New York a. London.
29. Solski A., 1960. Mineralizacja roślin wodnych. I. Uwalnianie fosforu i potasu przez wymywanie. Zesz. Nauk. WSR (w druku).
30. Stangenberg M., 1938. Warunki produkcji w stawach. I. Skład chemiczny wody w stawach. I.B.L. Ser. A., 34.
31. Stangenberg M., 1941. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. III. Die Schwankungen in der chemischen Zusammensetzung des Wassers der mit Superphosphat gedüngten und nichtgedüngten Karpfenteichen. Arch. f. Hydrob., 38 (4).
32. Stangenberg M., 1943. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. II. Chemische Zusammensetzung der Böden unter den Teichen. Geol. d. Meere u. Binnengew., 6.
33. Stangenberg M., 1956. Przyrodnicze podstawy gospodarstwa jeziorowego. Polskie Arch. Hydrob., 3.
34. Stangenberg M., 1958. Ogólny pogląd na skład chemiczny wód rzecznych Polski. Polskie Arch. Hydrob., 4.

35. Stangenberg M., 1959. Biochemische Sauerstoffbedarf des Seewassers. Ist. Ital. d. Idrob. Pallanza.
36. Steeman-Nielsen E., 1952. The Use of Radio-active Carbon (C^{14}) for Measuring Organic Production in the Sea. Journ. du Conseil., 18.
37. Schäperclaus W., 1926. Die örtlichen Schwankungen der Alkalinität, und des pH-s ihre Ursachen, ihre Beziehungen zu einander u. ihre Bedeutung. Zeit. f. Fisch., 24.
38. Szniolis A., Just J., 1933/1934. Projekt ujednostajionych metod fizycznego i chemicznego badania wody. Medyc. Dośw., 17, 18.
39. Taylor D. M., 1937. The Determination of Phosphates in Natural Waters. Journ. Amer. Water. Works Assoc., 29.
40. Than C., 1865; wg Mauchy, 1942.

К. Стангенберг-Опоровска

Исследования химизма вод карповых прудов в Миличе

Резюме

1. Во время двух продукционных периодов взято из прудов и приводящих каналов комплекса Милич 296 проб воды (рис. 1), в которых проведено 6900 химических определений.

1953 год был годом очень сухим, 1954 был посредственным годом.

2. Ионно-эквивалентный химический состав воды приводящих каналов и карповых прудов имеет карбонатный характер (рис. 4). Значительный предел колебаний этого состава не дает возможности применить соответствующего положения Кларк-Родэ¹ относительно воды карповых прудов. Кажется, что главной причиной этого является влияние сточных вод или специфических рыбацких приемов (например удобрения).

3. В составе воды приводящих каналов Милича, колеблющимся в широком пределе (табл. 1), карбонаты кальция и магния (70—170 мг/л $CaCO_3$) составляют (рис. 5) преимущественную часть сухого остатка воды. Сульфаты и хлориды составляют несколько десятков мг/л, калий и силикаты — ниже 10 мг/л, а другие анионы и катионы выступают в количестве ниже 1 мг/л. Иногда в воде накапливается большое количество железа (от 10 до 20 мг/л). Органические соединения составляют количества нескольких десятков миллиграммов в 1 л, в том числе азотистые 0,40—

¹ Исследования Родэ (1949), проведенные на основании материалов Кларк обнаружили, что существует только несколько основных типов воды (например о преобладании карбонатов кальция, сульфатов), в пределах которых соотношение отдельных ионов всегда одинаковое, так как и в морской воде. Кажущиеся различия в составе связаны с изменениями степени их разведения, которые могут быть причиной местных соотношений, углубленных климатом и геологической структурой отдельных водоемов.

3,24 мг/л N (определяющие цвет). Преобладающей чертой вод приводящих каналов было низкое содержание фосфатов (ниже 0,1 мг/л PO_4), небольшое количество нитратов, отсутствие нитритов, несколько десятых мг/л аммонийного азота, средние количества железа (около 0,5 мг/л Fe).

4. Обращало внимание убожество воды в реке Барыче калием (1—2 мг/л K) на фоне преимущественно больших количеств этого элемента в других реках (4—6 мг/л K), достигающих максимально 8 мг/л K.

5. Разницы в химическом составе воды в двух местах этого самого приводящего канала реки (Бранда), отдаленных приблизительно на 8 км, могут быть весьма значительны.

Работы, проводимые в хозяйстве выше расположенном, повидимому не остаются без влияния на химический состав воды хозяйства расположенного ниже на этой же реке.

6. Химический состав вод приводящих каналов карповых прудов Польши (табл. II, рис. 6) очень разнообразен (стр. 25). Подвергается он большим изменениям во время отдельных недель вегетативного периода (рис. 7—14).

7. В два последующие за собой годы химический состав воды реки — притока может быть крайне различный (рис. 15 и 16), особенно относительно содержания пищевых солей, а также указателей содержания органических соединений. Большое влияние на эту дифференциацию имеет, между прочим, разбавление дождевой водой или концентрирование вследствие выпаривания. Притоки и течи из вышерасположенных прудов тоже влияют на этот состав. Это может являться одной из причин объясняющих большие колебания естественной продуктивности пруда в отдельные годы.

Для оценки отношений в пруде и его приводящем канале существенны только актуальные физико-химические анализы воды в связи с величиной стока воды и ее количества введенного в пруд.

8. Не найдено связи между увеличением интенсивности окрашивания и содержанием органических соединений в воде, особенно органического азота и Б.П.К. 5—20 °C. Вероятно обмен гумусовых соединений протекал в большей степени независимо от обмена азотистых органических соединений.

9. В реке — притоке имеет место с одной стороны интенсивная продукция и кумулирование азотистых органических соединений во время отдельных месяцев рыбоводческого периода, с другой стороны, интенсивное их разложение, которое, между прочим, проявляется в резком увеличении содержания аммонийных солей. Появление максимумов органического азота имело волнообразный характер и не выступало одновременно в исследуемых приточных каналах.

10. В реке — притоке имеет место интенсивная собственная продукция, особенно в местах подпоров воды перед входом в пруды.

11. Речные воды содержали значительные количества связанного фосфора.

12. В незасоренных реках большие количества нитратов в воде весной уменьшаются в течение лета и осени до сотых частей *мг/л*, что подтверждает наблюдения М. Стангенберг (1938). Большое содержание в воде неазотистых органических соединений ускоряет этот процесс.

13. Воды протекающие через плотину (табл. III), характеризуются высоким содержанием аммиака и железа, очень малым содержанием нитратов, в большинстве случаев очень большими количествами фосфатов, или связанного фосфора там, где фосфатов мало. Калия было мало, так как и в воде питающей пруды. Потери фосфатов в водах, оттекающих из прудовых хозяйств в результате протекнов через плотину, могут выяснять пониженную эффективность удобрения.

14. Не обнаружено отчетливого влияния шлюзы на химический состав речной воды выше и ниже ее (табл. IV), за исключением значительного увеличения содержания органического азота вероятно в результате вымывания со шлюзы растущих на ней водных организмов.

15. Химический состав воды в пруде весной в большой степени похож на состав воды питающего его приводящего канала.

Изменения химического состава речной воды более частые и резкие чем изменения химического состава воды пруда.

16. После перехода из канала в пруд (табл. V) вода в большой степени изменяется. Весной она чаще всего теряет гумусовые соединения, кальций, железо, марганец, фосфаты и нитраты, а обогащается калием, аммонием и азотистыми органическими соединениями. Чем ближе конец рыбоводческого периода — тем больше разницы. Ведут они в прудовой воде к большому росту показателей содержания органических соединений (органический азот, окисляемость, БПК, цвет содержания железа, марганца, аммонийных солей и, иногда, калия и к уменьшению щелочности воды, нитритов, нитратов и фосфатов.

17. Предел колебаний отдельных признаков химического состава воды в пруде, так в определенных прудах во время года (табл. VIII), как и в отдельных хозяйствах или в целом комплексе Милич (табл. VII) чаще всего совпадал с пределом колебаний величин данного признака для прудовых вод Польши (табл. VI). Однако иногда полученные величины выходили за пределы известных до сих пор данных, что дало возможность определить новый предел содержания данного элемента в водах прудов Польши. (Например аммиак, нитриты). Для органического азота, азота альбуминов, биохимической потребности кислорода, калия, общего фос-

фора, связанного фосфора определено впервые пределы их содержания в прудовых водах (табл. VI).

Чаще всего выступающие в водах прудов комплекса Милич содержания отдельных веществ представлены на кривых рис. 18, 21, 23, 25, 29, 31, 33, 37, 39, 43, 47, 49, 52.

Общий взгляд на характер сезонных изменений содержаний отдельных составных элементов прудовой воды дают рис. 19, 22, 24, 26, 30, 32, 35, 38, 41, 45, 48, 51, 53, а в нескольких избранных прудах — рис. 28, 34, 40, 44, 50.

Наиболее общей чертой химического состава прудовой воды во время вегетативного периода является увеличение содержания большинства элементов от весны до осени. Индивидуальная изменчивость и различные побочные процессы (например разбавление вследствие атмосферных осадков) замазывают эту картину.

Тенденцию к увеличению в прудовых водах имеют в особенности показатели содержания органических соединений (цвет, окисляемость, органический азот, азот альбуминов, биохимическая потребность кислорода). Растет тоже содержание аммонийных солей, железа, марганца. Количество калия изменяется очень нерегулярно. Нитриты чаще всего не обнаруживаемы, а содержание фосфатов в общем уменьшалось от весны до осени так как и нитратов. Щелочность чаще всего уменьшалась в прудах летом (биологическая декальцификация), а затем увеличивалась перед осенью.

Даже пруды, основывающиеся на воде различных каналов, а среди них пруд, на котором велось интенсивное разведение уток, принадлежащие к разным хозяйствам, несмотря на индивидуальную сезонную изменчивость, обнаруживали до такой степени сходный характер сезонных изменений состава воды, что пределы колебаний изображенные в табл. VIII, можно считать полностью образцовыми для карпового пруда.

18. Основное направление процесса изменений химического состава воды в пруде во время вегетативных периодов двух последующих лет (рис. 15 и 16) проявило сходство, хотя количественная картина изменений была совершенно разная.

Как видно, несмотря на большую изменчивость химического состава воды в пруде, влияют на него некоторые основные в общих чертах факторы, и которым он подчиняется довольно постоянным образом для данного хозяйства. Относительно большинства определений этот состав не отличался больше чем на $\pm 30\%$ за исключением фосфатов и неорганического азота, где разницы доходили до нескольких сот процентов.

19. Наименьшая дифференциация выступает в так называемых „абиотических“ элементах прудовой воды (например хлориды и сульфаты, рис. 20), а также в таких, которых в воде находятся большие количества (кар-

бонаты кальция, гумусовые соединения). Большая дифференциация выступает среди элементов, которых количество в воде зависит от самого большого числа факторов, как климатических и гидрологических, так химических и биологических (пищевые соли).

20. В пределах большого пруда выступали довольно большие разницы в химическом составе воды в разных местах. Максимальные величины были выше минимальных на несколько десятков или несколько сот процентов (табл. IX, рис. 54). Коэффициенты изменчивости (V) этих признаков (табл. X) колебались в очень больших пределах (0—75). Самое большое изменение обнаруживало содержание общего железа и марганца, а также пищевых солей. Наименьшая дифференциация выступала в окрашивании, щелочности, органическом азоте, калии и окисляемости воды. Дифференциация биохимической потребности кислорода была в воде разных частей пруда довольно большая.

Описанная изменчивость (V) отдельных признаков (табл. X) проявляется в пруде тоже в зависимости от времени года. Для большинства признаков наиболее сходный состав в целом пруде — весной, наибольшая дифференциация — осенью. Для некоторых признаков, например для содержания аммиака в воде, может быть наоборот.

Обнаруженная значительная дифференциация состава воды в отдельных частях пруда не имеет, кажется, большого практического значения, так как средняя величина из нескольких измерений в пределах пруда дает результаты достаточно точные и вероятно символом такой средней величины может быть химический состав пробы воды, взятой в соседстве донного водоспуска.

21. Химический состав вод в прудах одного хозяйства очень сходен весной, но разнороден летом и осенью.

Существующая дифференциация в химическом составе воды прудов указывает на необходимость сравнения этого состава всегда в это самое время года. Наименьшие разницы найдены по отношению к щелочности воды (рис. 55), наибольшие в содержании фосфатов и органического азота в воде (особенно летом и осенью), рис. 56 и 57.

22. Пределы дифференциации химического состава прудовой воды в одном карповом хозяйстве напоминали в большой степени отношения в соседних хозяйствах. Найденный предел колебаний представляет, таким образом, некоторую характерную черту прудовых вод. Зная его, можно попытаться истолковать его значение и, таким путем, попытаться создать основы оценки условий производства в пруде. Для этого экспериментальные лабораторные и полевые исследования необходимы.

23. Представлено химический состав вод карповых прудов хозяйств Ставно, Кросьнице и Поташня. Предел дифференциации химического состава воды прудов этих хозяйств изображают для примера рис. 27, 36, 62

и 46, на которых пруды представлены по порядку увеличения исследуемого признака для каждого сезона 1953 года отдельно. Числовой предел изменчивости представлен на табл. VII.

Состав воды и предел колебаний оказался удивительно сходным, несмотря на большие разницы месторасположения прудов и времени определений. Во всех хозяйствах вода была средне жесткая, только в исключительных случаях мягкая. Содержание гумусовых соединений в большинстве случаев высокое при среднем или большом содержании железа (особенно Поташня) и марганца.

Хозяйство Поташня отличалось особенно большими разностями в щелочности воды (два отдельные приводящие каналы), самым большим содержанием железа, частым отсутствием нитратов и небольшим содержанием фосфатов (не считая удобрений).

Характерными для прудов в Ставне являлись одинаковая средняя щелочность воды, наименьшее содержание гумусовых соединений и наименьшее содержание калия.

Пруды хозяйства Кросьнице отличались особенно большим содержанием органического азота и аммиака, а также высоким содержанием фосфатов, происходящих из удобрений.

Следует в общем отметить, что вид кривых содержания исследуемых веществ имеет в хозяйстве Ставно более горизонтальный характер, чем соответствующих кривых для прудов хозяйств в Поташне и Кросьницах. Это, кажется, указывает на более уравновешенные, стабилизированные условия производства в Ставне. Причиной этого является стабильный состав воды Баричи, питающей этот водоем, тогда как лесной характер Кросьниц, а также осадочное происхождение воды Поташни могут быть причиной меньшей стабильности условий этих прудов.

Предел осенних колебаний в химическом составе воды в 1953 г. мало чем отличался от предела колебаний в 1954 г. (табл. VII) и почти полностью совпадал с пределом изменений, которые наблюдались в течение всего 1953 г. Содержание отдельных веществ в воде карповых прудов выражается величинами постоянного порядка, характерного для этого типа водоемов.

Взаимные соотношения содержания этих веществ являются в большой степени постоянными. Помимо того, что в пределах одного пруда и в пределах прудов одного хозяйства выступают значительные разницы в химическом составе воды, предел этой дифференциации повторяется в принципе в границах одного хозяйства и поэтому можно считать его типичным и постоянным. Постоянность направления изменений в химическом составе воды карповых водоемов дает возможность предполагать, что можно будет, помимо ее широкого предела, познать ее в такой степени, что на основе химического состава воды и вероятных его изменений, будет воз-

можно оценить основную продуктивность прудов, построить производственные прогнозы и определить потребность в искусственные удобрения.

24. Нет корреляции в содержании отдельных, рассматриваемых здесь, составных частей воды (рис. 58). Поэтому о содержании одного вещества нельзя судить на основе содержания другого. Отдельные признаки свойственны для характеристики прудовой воды. Все производимые здесь определения необходимы для определения качества прудовой воды. Наличие положительной корреляции обнаружено только между щелочностью воды и содержанием в ней калия (рис. 59).

25. Образование азотистых органических соединений в воде прудов Милча в 1954 г. имело совершенно другой характер чем в 1953 г. В 1953 г. воды были значительно более богатыми в эти соединения, имело тогда место накопления большого количества органического азота на протяжении около 15 дней (цветение).

В 1953 году в 10 из 20 наблюдаемых прудов, обнаружено резкие максимумы в содержании органического азота в воде, причем находились здесь пруды из всех трех хозяйств примерно в одинаковом количестве (4 : 3 : 3). Химический состав воды, предшествующий максимумам органического азота, ничем этого явления не предвещал. Химический состав вод во время обнаружения в них больших количеств органического азота (4,8—15,8 мг/л) представлен в табл. XI.

Из нее вытекает следующее:

а) низкий щелочный резерв не тормозит возникновения в воде пруда больших количеств органических азотистых соединений,

б) среднее или высокое содержание гумусовых соединений в воде не мешает возникновению в ней большого содержания органического азота,

в) во всех прудах, вода которых была очень богата органическим азотом, содержание железа было довольно высокое (0,8—5,0 мг/л Fe), а содержание связанного фосфора высокое или очень высокое (0,4—4,7 мг/л PO_4). Калий присутствовал всегда в количестве по крайней мере среднем (3,4—8,8 мг/л K), а нитраты же выступали, как обычно во всех прудовых водах летом, в количестве только нескольких сотых мг/л $N(NO_3)$, фосфаты встречались только в некоторых прудах в количестве нескольких сотых мг/л PO_4 , в некоторых — 0,1 мг/л PO_4 , и только в одном пруде в количестве 2 мг/л PO_4 . Соли аммония выступали в средних количествах, а иногда в очень больших.

Все показатели содержания органических соединений были очень высокие (за исключением пруда Граничного).

26. Отдельные показатели содержания органических соединений в воде могут последовательно достигать максимальных величин по мере их разложения в воде (рис. 60).

Органические соединения, определяемые величиной органического азо-

та, должны были подвергнуться некоторым изменениям (например гидролизу) прежде чем были способны восстанавливать марганцовокислый калий и чем можно было их определять на основе окисляемости воды. Нужна была еще дальнейшая их минерализация, чтобы это выразилось в увеличении биохимической потребности кислорода.

27. Поиски зависимости между химическим составом воды и продуктивностью пруда (табл. XII) не дали положительных результатов. Главная причина этого — ненормальные условия, вызванные массовой гибелью карпов краснухой, особенно в 1953 году. Кроме этого, вся бухгалтерия и применяемые коэффициенты естественной продуктивности прудов в хозяйстве, вызывает некоторые возражения.

В общих чертах (табл. XII) оказалось, что лучшая продуктивность карпов получалась в прудах, в которых при окончании продуктивного периода оставалось в воде больше фосфатов.

Исследованные аналогичным образом иные признаки химического состава воды (сухой остаток, окисляемость, соли аммония, органический азот) не обнаруживали никакой связи с уровнем продуктивности карпа. Однако, мне кажется, что высокое содержание органического азота в воде имеет место в результате большой интенсивности производственных процессов в пруде и является указателем возможностей увеличения этого производства.

28. Проведенная когда-то (Оле) классификация урожайности прудов в Миличе не нашла подтверждения в количестве производимых в настоящее время карпов. Трудно сказать в чем тут дело: неверны ли основы этой классификации, плохи ли методы ведения хозяйства, или вопрос в том, что о величине продукции нельзя судить на основании состава воды. Решение этого вопроса и дальнейшие исследования должны быть проведены на опытной станции разведения карпов, в условиях точного контроля как способа ведения хозяйства и его интенсификации так и точного и всестороннего знания о химическом составе воды и дна отдельных прудов.

K. Stangenberg-Oporowska

**Studien über chemische Zusammensetzung des Wassers
in der Karpfenteichengemeinschaft Milicz**

Zusammenfassung

1. Innerhalb von zwei Produktionsperioden wurden aus den Karpfenteichen und Zuflüssen der Teichwirtschaftsgemeinschaft Milicz 296 Wasserproben (Abb. 1) entnommen und 6.900 chemische Bestimmungen in ihnen durchgeführt. Das Jahr 1953 war besonders trocken, das Jahr 1954 durchschnittlich (Abb. 2 u. 3).

2. Die jonen-äquivalente chemische Zusammensetzung des Wassers der Zuflüsse und Karpfenteiche weist auf den Karbonattypus hin (Abb. 4). Der bedeutende Schwankungsbereich dieser Zusammensetzung erlaubt jedoch nicht, die betreffende These von Clark-Rhode auf das Wasser der Karpfenteiche auszudehnen. Der Einfluss von Abwässern beziehungsweise spezifischen Fischermassnahmen (z. B. Düngung) scheint die Ursache dessen zu sein.

3. Der Schwankungsbereich der Zusammensetzung des Wassers der Zuflüsse von Milicz ist gross (Taf. I) und die Kalzium und Magnesiumkarbonate (70—170 mg./l. CaCO_3) machen den überwiegenden Teil des Trockenrückstandes des Wassers aus. Sulphate und Chloride waren überwiegend (meistens 20—50 mg./l.), andere Kationen und Anionen betragen meistens weniger als 1 mg./l. Bisweilen kommt es zu einer grösseren Ansammlung von Eisen (bis 16,0 mg./l. Fe) im Wasser. Der Gehalt an organischen Verbindungen war höher als einige Zehntel mg./l., wobei die Stickstoffverbindungen 0,40—3,24 mg./l. enthalten, die Stickstofflosen (Farbebezeichnenden) Verbindungen bis zu 350 mg./l. Pt greifen. Ein Hauptmerkmal dieses Wassers war dessen Phosphorarmut (unter 0,1 mg./l. PO_4), geringe Mengen an Nitraten, Mangel an Nitriten, einige Zehntel mg./l. von Ammoniumstickstoff, mittlerer Gehalt an Eisen (0,5 mg./l. Fe).

4. Die Kaliarmut des Wassers aus dem Fluss Barycz (1—2 mg./l. K) im Vergleich zu den meistens grösseren Mengen dieses Bestandteiles im Wasser anderer Flüsse (4—6 mg./l. K), welche maximal bis zu 8 mg./l. betragen, verdient besondere Aufmerksamkeit.

5. Die Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung des Wassers von zwei ungefähr 8 km. voneinander entfernten Untersuchungsstellen desselben Zuflusses (Branda), können sehr bedeutend sein. Wie man sieht, sind die Massnahmen der höher liegenden Wirtschaft nicht ohne Einfluss auf die chemische Zusammensetzung des Wassers der niedriger gelegenen Wirtschaft an demselben Flusse.

6. Die chemische Zusammensetzung des Wassers der Zuflüsse der Karpfenteiche von Polen (Taf. II, Abb. 6) ist sehr verschieden. (S. 25). Innerhalb der einzelnen Wochen der Vegetationsperiode finden kolossale Veränderungen statt (Abb. 7—14).

7. In zwei nach einander Jahren kann die chemische Zusammensetzung des Wassers des Zuflusses äusserst verschieden sein (Abb. 15 und 16) besonders hinsichtlich des Gehaltes an Nährsalzen und organischer Verbindungen. Grossen Einfluss auf diese Unterschiedlichkeit hat unter anderem die Verdünnung durch Regenwasser oder die Verdichtung durch Verdampfung. Auch die Zuflüsse und Drängwasser aus den höher gelegenen Teichen haben Einfluss auf diese Zusammensetzung. Diese Ursachen können unter anderen die grossen Schwankungen des naturellen Ertrages der Teiche in den einzelnen Jahren erklären.

Für die Bewertung der Verhältnisse im Teiche und seinen Zuflüssen sind nur die physiko-chemischen Analysen des Wassers massgebend, welche an die Grösse des Wasserdurchflusses und die dem Teiche zugeführten Wassermengen anknüpfen.

8. In den Zuflüssen wurde die Vertiefung der Wasserfarbe nicht durch gleichzeitige Erhöhung anderer Indikatoren des Gehaltes an organischen Verbindungen im Wasser, vor allem an organischem Stickstoff und BSB_5 — 20°C , zum Ausdruck gebracht. Gewiss war der Umwandlungsverlauf der Humusverbindungen im hohem Grade unabhängig von der Umwandlung der organischen Stickstoffverbindungen.

9. In einem Zufluss findet einerseits eine intensive Produktion und Anhäufung der organischen Stickstoffverbindungen in den verschiedenen Monat der Fischzuchtperiode statt, andererseits eine intensive Zersetzung derjenigen, welche unter anderem durch die plötzliche Erhöhung des Gehaltes an Ammoniumsalzen zum Ausdruck gebracht wird. Die Maxima des organischen Stickstoffs erschienen wellenartig und wurden nicht zu gleicher Zeit in der vierschiedenen Zuflüssen beobachtet.

10. In den Zuflüssen findet eine intensive Selbstproduktion statt, und das besonders an den Staustellen vor der Teichmündung.

11. Das Flusswasser enthielt bedeutende Mengen an gebundenem Phosphor.

12. In den nicht verunreinigten Flüssen sinkt der im Frühjahr grosse Gehalt an Nitraten während des Sommers und Herbstes bis zu Hundertsteln mg./l. herab, was durch die Beobachtungen von M. Stangenberg (1938) bestätigt wurde. Die Belastung des Wassers mit stickstofflosen, organischen Verbindungen beschleunigt diesen Prozess.

13. Das durch den Damm durchsickernde Wasser (Taf. III) wies einen charakteristisch hohen Gehalt an Ammoniak und Eisen, sehr niedrigen Nitratgehalt, meistens sehr hohen Phosphatgehalt und hohen Gehalt an

gebundenem Phosphor, besonders dort, wo der Phosphatgehalt niedrig war, auf. Der Kaliumgehalt war niedrig, ähnlich wie in dem die Teiche speisenden Wasser.

Die niedrige Düngungswirksamkeit kann durch Verluste an Phosphatverbindungen in dem aus den Teichwirtschaften abfließenden Wasser infolge Durchsickern durch den Damm erklärt werden.

14. Die chemische Zusammensetzung des oberhalb und unterhalb des Wehrs entnommenen Flusswassers wurde nicht durch das Wehr beeinflusst (Taf. IV) ausser einer beträchtlichen Gehalterhöhung an organischem Stickstoff, welcher sicherlich ein Ergebnis des Wegspülens der die Fuss- und Schutzbretter bewachsenen Wasserorganismen ist.

15. Die chemische Zusammensetzung des Teichwassers im Frühjahr erinnert in hohem Grade an die Zusammensetzung des Wassers des den Teich speisenden Zuflusses.

Die Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Flusswassers sind häufiger als die Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers.

16. Nach dem Übergang des Wassers aus dem Zufluss in den Teich (Taf. V) gehen weitreichende Veränderungen im Wasser vor. Im Frühjahr verliert es meistens Humusverbindungen, Kalzium, Eisen, Mangan, Phosphate und Nitrate, bereichert sich dagegen in Kalium, Ammoniak und organische Stickstoffverbindungen. Je mehr man sich dem Ende der Zuchtperiode nähert, desto grösser sind die Differenzen. Im Teichwasser führen sie zu einer Erhöhung der Indikatoren des Gehaltes an organischen Verbindungen (org. Stickstoff, Oxydierbarkeit, BSB, Farbe) des Gehaltes an Eisen, Mangan, Ammoniumsalsen, sowie manchmal auch an Kalium und zu einer Abnahme der Karbonathärte des Wassers, der Nitrite, Nitrate und Phosphate.

17. Der Schwankungsbereich der einzelnen Merkmale der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers so für die einzelnen Teiche im Laufe des Jahres (Taf. VIII) wie auch die einzelnen Wirtschaften beziehungsweise die ganze Gemeinschaft Milicz (Taf. VII) bedeckte sich meistens mit den Grenzen der Werteschwankungen dieses Merkmals für die Teichwasser Polens (Taf. VI) manchmal nur schreitet er über bis jetzt bekannte Wertegrenzen hinaus, was uns erlaubte, einen neuen Gehaltsbereich des gegebenen Bestandteiles für die Teichwasser Polens festzulegen. (z. B. Ammoniak, Nitrite).

Für organischen Stickstoff, Albuminstickstoff, den biochemischen Sauerstoffbedarf, Kali, Gesamtphosphor, gebundenen Phosphor wurde zum ersten Male die Gränze ihres Vorkommens im Teichwasser bestimmt (Taf. VI).

Die meist in den Teichwassern von Milicz auftretenden Gehalte der

einzelnen Bestandteile wurden auf Abb. Abb. 18, 21, 23, 25, 29, 31, 33, 37, 39, 43, 47, 49, 52 dargestellt.

Eine allgemeine Übersicht über den Charakter der Saisonveränderungen des Gehaltes der einzelnen Bestandteile im Teichwasser geben Abb. Abb. 19, 22, 24, 26, 30, 32, 35, 38, 41, 45, 48, 51 und 53 und in einigen ausgewählten Teichen die Abb. Abb. 28, 34, 40 und 50.

Ein meist angetroffenes, gemeinsames Merkmal für die chemische Zusammensetzung des Teichwassers während der Vegetationsperiode ist die Gehaltserhöhung der meisten Bestandteile vom Frühjahr bis zum Herbst. Die individuelle Veränderlichkeit und verschiedene Nebenprozesse (z. B. Verdünnung durch Niederschläge) verwischen diese Regel. Eine besondere Erhöhungstendenz weisen in Teichwassern die Indikatoren des Gehaltes an organischen Verbindungen auf (Farbe, Oxydierbarkeit, organischer Stickstoff, Albuminstickstoff, Biochemischer Sauer-Stoffbedarf). Es erhöht sich auch der Gehalt an Ammoniumsalzen, Eisen und Mangan. Die Kalimengen verhalten sich sehr unregulär. Der Gehalt an Nitriten konnte meistens nicht festgestellt werden, der Phosphatgehalt dagegen erniedrigte sich im Allgemeinen vom Frühjahr bis zum Herbst, ähnlich wie die Nitrate. Die Karbonathärte der Teiche sank meistens während des Sommers (biologische Entkalkung) und erhöhte sich auf den Herbst zu.

Sogar die Teiche, welche aus verschiedenen Zuflüssen Wasser erhalten, darunter der Teich, auf welchem eine intensive Zucht von Hausenten betrieben wird, welche gleichzeitig verschiedenen Wirtschaften zugehören, wiesen trotz individueller Saisonveränderung einen so ähnlichen Verlauf der Saisonveränderungen in der Zusammensetzung des Wassers auf, dass die in Taf. VIII angegebenen Schwankungsbereiche als wesentliche Merkmale des Begriffs „Karpfenteich“ angesehen werden können.

18. Die grundsätzliche Verlaufsrichtung der Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers war während der Vegetationsperioden von zwei nacheinander folgenden Jahren ähnlich (Abb. 15 und 16), obwohl die quantitative Skala der Veränderungen völlig verschieden war. Trotz der ganzen Veränderlichkeit der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers haben jedoch — wie man sieht — einigen grundsätzliche Faktoren Einfluss darauf und bedingen diese Zusammensetzung in grundsätzlicher und ziemlich beständiger Weise für das betreffende Niederchlagsgebiet und die betreffende Wirtschaft. In Bezug auf die meisten Bestimmungen unterschied sich diese Zusammensetzung nicht mehr als 30% in plus oder in minus ausschliesslich der Phosphate und des Mineralstickstoffes bei welchen der Unterschied bis zu einigen Hundert Prozenten reichte.

19. Die niedrigste Differenzierung weisen im Teichwasser die sog. „abiotischen“ Bestandteile auf (z. B. die Chloride und Sulphate, Abb. 20) sowie Bestandteile, welche in grossen Mengen im Wasser enthalten sind (Kalziumkarbonat, Humusverbindungen). Eine grosse Differenzierung wiesen die Bestandteile auf, deren Gehalt im Wasser von der grössten Anzahl klimatischer und hydrologischer sowie chemischer und biologischer Faktoren abhängig ist (Nährsalze).

20. Im Bereich eines grossen Teiches war die chemische Zusammensetzung des Wassers von verschiedenen Stellen manchmal sehr verschieden. Die Maximalwerte waren manchmal um einige Hundert Prozent höher als die niedrigsten Werte (Taf. IX, Abb. 54). Der Schwankungsbereich der Veränderlichkeitskoeffizienten (V) dieser Merkmale (Taf. X) war sehr gross (0—75). Die grösste Veränderlichkeit wies der Gehalt an Gesamteisen und Mangan sowie der Nährsalze auf. Minimale Unterschiedlichkeit wurde bei Farbe, Karbonathärte, organischem Stickstoff und Oxydierbarkeit des Wassers sowie dem Kaligehalt festgestellt. Die Unterschiedlichkeit an biochemischem Sauerstoffbedarf war für das Wasser von verschiedenen Stellen des Teiches ziemlich gross.

Die besprochene Veränderlichkeit (V) der einzelnen Merkmale (Taf. X) ist für das Teichwasser auch von der Jahreszeit abhängig. In Bezug auf die meisten Merkmale ist die Zusammensetzung im ganzen Teich im Frühjahr am meisten ausgeglichen, die grössten Unterschiede sind auf den Herbst zu. In Bezug auf einige Merkmale, wie z. B. den Ammoniakgehalt im Wasser, kann es umgekehrt sein.

Die erwiesene deutliche Unterschiedlichkeit in der Zusammensetzung des Wassers von verschiedenen Stellen des Teiches scheint keine grössere praktische Bedeutung zu haben, da der Mittelwert von verschiedenen Messungen im Bereich eines Teiches ausreichend genaue Ergebnisse ergibt und die chemische Zusammensetzung der in der Nähe des Abflussrohres entnommenen Wasserprobe höchstwahrscheinlich als Symbol einer Durchschnittsprobe anzusehen werden kann.

21. Die chemische Zusammensetzung des Wassers aus den Teichen derselben Wirtschaft ist ziemlich ähnlich im Frühjahr, im Sommer und im Herbst dagegen ist sie sehr verschieden.

Die Unterschiedlichkeit in der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers weist darauf hin, dass es notwendig ist, die Zusammensetzung immer zu derselben Jahreszeit und in demselben Zeitabschnitt zu vergleichen. Die niedrigste Unterschiedlichkeit wurde in Bezug auf die Karbonathärte des Wassers festgestellt (Abb. 55) eine grosse dagegen in Bezug auf den Gehalt an Phosphaten und organischem Stickstoff im Wasser (zumal im Sommer und im Herbst) Abb. 56 und 57.

22. Der Unterschiedlichkeitsbereich in der chemischen Zusammensetzung des Teichwassers im Bereich einer Karpfenzuchtwirtschaft erinnerte in hohem Grade an die Verhältnisse in den Nachbarwirtschaften. Der festgestellte Schwankungsbereich kann also als ein gewisses charakteristisches Merkmal des Teichwassers angesehen werden. Wenn man diesen Bereich kennt, so kann man versuchen, seine Bedeutung zu erklären, also Grundlagen für die Beurteilung der Produktionsbedingungen im Teiche zu schaffen. Durchaus notwendig zu diesem Zwecke sind experimentale Versuche im Laboratorium und in der Versuchstationen im Terrain.

23. Die chemische Zusammensetzung des Wassers aus den Karpfenteichen der Wirtschaften Stawno, Krośnice und Potasznia wurden charakterisiert. Der Unterschiedlichkeitsbereich der chemischen Zusammensetzung des Wassers aus allen untersuchten Teichen dieser Wirtschaften wird beispielweise auf Abb. Abb. 27, 36, 62 und 46 dargestellt. Die Teiche wurden je nach der Grösse des Merkmales und für jede Jahreszeit d. J. 1953 besonders eingegliedert. Den Zahlenbereich dieser Veränderlichkeit enthält Taf. VII.

Trotz der deutlichen Unterschiede in Terrain und Zeitabschnitt waren Zusammensetzung des Wassers und Schwankungsbereich erstaunend ähnlich. Alle Wirtschaften hatten mittelhartes Wasser, ausnahmsweise weiches. Der Gehalt an Humusverbindungen war meistens gross, der Gehalt an Eisen und Mangan mittel oder gross (besonders in Potasznia).

Die Wirtschaft Potasznia zeichnete sich durch besonders grosse Unterschiedlichkeit der Karbonathärte des Wassers aus (zwei grosse Zuflüsse) durch den grössten Gehalt an Eisen-oftmaligen Fehlen von Nitraten und kleine Mengen von Phosphaten (ohne Düngung).

Die Produktionsbedingungen in Stawno kennzeichneten eine ziemlich ausgeglichene, mittlere Karbonathärte des Wassers aus allen Teichen, der niedrigste Gehalt an Humusverbindungen und der niedrigste Kaligehalt im Wasser.

Die Teiche der Wirtschaft Krośnice zeichneten sich manchmal durch besonders grossen Gehalt an organischem Stickstoff und Ammoniak im Wasser sowie durch grosse Phosphatmengen von der Düngung aus.

Im Allgemeinen wird die Aufmerksamkeit darauf gelenkt, dass der Verlauf der meisten Kurven, die den Gehalt der untersuchten Bestandteile angeben, in der Wirtschaft Stawno steiler war als die entsprechenden Kurven für Potasznia und Krośnice. Dies scheint auf mehr ausgeglichene, begründete Produktionsbedingungen in Stawno zu weisen, im Gegensatz zu den beiden übrigen Wirtschaften. Die Ursache dessen mag daran liegen dass Krośnice einen waldigen Charakter hat und das Wasser von Potasznia auf Niederschläge zurückzuführen ist, im Gegen-

satz zu dem mehr ausgeglichenen Zusammensetzung des Wassers des Flusses Barycz, der die Teiche von Stawno speist.

Der Schwankungsbereich der chemischen Zusammensetzung des Wassers im Herbst während der Jahre 1953 und 1954 (Taf. VII) war sehr ähnlich und konnte beinahe ganz im Bereich der Veränderungen, welche während des ganzen Jahres 1953 festgestellt worden waren, untergebracht werden.

Die einzelnen Merkmale der chemischen Zusammensetzung des Wassers aus Karpfenteichen treten in bestimmten Grössen auf, die für diese Gewässer charakteristisch sind. Die Proportionen in den Mengen ihres Auftretens sind in hohem Grade festgesetzt.

Obwohl das Wasser eine bedeutende Veränderlichkeit der chemischen Zusammensetzung im Bereich eines Teiches und den Teichen einer Wirtschaft aufweist, so wiederholt sich jedoch grundsätzlich der Bereich dieser Unterschiedlichkeit im Bereich der einzelnen Wirtschaften und deshalb kann man ihn als einigermaßen fest und typisch ansehen. Die stabilisierte Richtung der Unterschiedlichkeit in der chemischen Zusammensetzung des Wassers der Karpfenteiche lässt die Voraussetzung zu, dass trotz des grossen Umfanges dieser Veränderlichkeit im Plane und während der Zuchtperiode man sie in solchen Grade kennenlernen können wird, dass dank der Kenntnis dieser Zusammensetzung und der Bewertung wahrscheinlicher Veränderungen die grundsätzliche Fruchtbarkeit des Teichwassers bewertet wird und eventuell Grundlagen für die Zusammenstellung von Produktionsprognosen und die Festlegung des Düngungsbedarfes der Teiche gefunden werden.

24. Die besprochene Merkmale des Teichwassers korrelierten in ihrer Zusammensetzung nicht zu einander (Abb. 58) also kann man trotz Kenntnis einer Grösse nicht die andere Grösse beurteilen. Das einzelne Merkmal ist eigen für die Charakteristik des Teichwassers. Um das Wesen des untersuchten Teichwassers zu bestimmen, müssen alle oben genannten Grundbestimmungen durchgeführt werden. Die Existierung einer positiven Korrelation wurde nur für Karbonathärte und den Kaligehalt des Wassers festgestellt (Abb. 59).

25. Die Produktion der organischen Stickstoffverbindungen im Wasser der Teiche vom Milicz im Jahre 1954 gestaltete sich ganz anders als im Jahre 1953, in welchem das Wasser viel mehr dieser Verbindungen enthielt und eine Anhäufung von grossen Mengen organischen Stickstoffes im Wasser stattfand, welche 13—14 Tage dauerte (Wasserblüte).

Im Jahre 1953 wiesen 10 unter 20 untersuchten Teichen ein plötzliches Maximum an organischem Stickstoff im Wasser auf, und das die Teiche aller drei Wirtschaften ungefähr in demselben Masse (4 : 3 : 3).

Die chemische Zusammensetzung des Wassers welche der Erscheinung der Maxima von organischen Stickstoff voranging, wies in keinerlei Weise darauf hin. Die aktuelle für den Tag, an welchem grosse Mengen von organischem Stickstoff (4,8—15,8 mg/l N) im Wasser festgestellt wurde, chemische Zusammensetzung des Wassers stellt Taf. XI dar. Daraus ersieht man dass: a) eine niedrige Karbonathärtenreserve das Entstehen von grösseren Mengen an organischen Stickstoffverbindungen nicht hemmt; b) ein mittlerer oder hoher Gehalt an Humusverbindungen im Wasser das Erscheinen von grossen Mengen organischen Stickstoffes nicht behindert, c) in allen Teichen, deren Wasser ausnahmsweise reich an Stickstoff war, der Eisengehalt ziemlich hoch oder hoch war (0,8—5,0 mg/l Fe) und der gebundene Phosphor hoch oder sehr hoch war (0,4—4,7 mg/l PO_4). Kali war immer mindestens in mittlerer Menge (3,4—8,4 mg/l K) enthalten und die Nitrate traten wie überwiegend in allen Teichwässern im Sommer — nur in einigen Hundertsteln mg/l $\text{N}(\text{NO}_3)$ auf. Phosphate wurden in einigen Teichen nur in Mengen von einigen Hundertsteln mg/l PO_4 , in anderen in einer Mengen von 0,1 mg/l PO_4 , und ausnahmsweise in einem Teiche in einer Menge von 2 mg/l PO_4 angetroffen. Ammoniumsalze wurden in mittleren Mengen und manchmal in sehr grossen Mengen angetroffen.

Alle Indexe des Gehaltes an organischen Verbindungen waren hoch (die einzige Ausnahme war hier der Teich „Graniczny“).

26. Die einzelnen Indikatoren des Gehaltes an organischen Verbindungen im Wasser können im Teiche nacheinander maximale Werte erreichen, je weiter die Zerlegung dieser Verbindungen im Wasser fortschreitet (Abb. 60). Die organischen Verbindungen, gemessen an der Grösse des organischen Stickstoffes mussten gewissen Veränderungen unterliegen (Absterben und Hydrolyse) ehe sie zu der Reduzierung von Kaliumpermanganat fähig waren und man sie bei der Bestimmung der Oxydierbarkeit des Wassers entdecken konnte und schliesslich musste der Mineralisierungsprozess noch weiter schreiten, um seinen Ausdruck im biochemischen Sauerstoffbedarf zu finden.

27. Bei der Nachforschung nach einer Abhängigkeit zwischen der chemischen Zusammensetzung des Wassers und des Fischertrages eines Teiches (Taf. XII) erhielt man keine positiven Ergebnisse. Als Hauptursache waren hier die anormalen Produktionsverhältnisse anzusehen, welche durch das Massenabsterben der Karpfen an Bauchwassersucht hervorgerufen wurden, besonders im Jahre 1953. Ausserdem erwecken Buchhaltung sowie die Verwendung von Umrechnungskoeffizienten des naturellen Ertrages der Teiche in der Wirtschaft einige Vorbehalte.

In ganz allgemeinen Abrissen (Taf. XII) wird festgestellt, dass man

mesitens grösseren Ertrag an Karpfen aus Teichen erhielt, in welchen zu Abschluss der Produktionsperiode mehr Phosphate im Wasser zurückblieben.

In entsprechender Weise wurden andere Merkmale der chemischen Zusammensetzung des Wassers untersucht (Trockenrückstand, Oxydierbarkeit, Ammoniums Salze, organischer Stickstoff). Sie wiesen keinerlei Verbindung mit der Grösse des Karpfenertrages auf. Trotzdem verrete ich die Auffassung, dass der hohe Gehalt an organischem Stickstoff ein Ergebnis der höheren Intensität der Produktionsprozesse im Teiche ist und ein Index für die Chance der Entstehung eines grösseren Karpfenertrages sein kann.

28. Die ehemals von Ohle durchgeführte Klassifikation der Fruchtbarkeit der Militischer Teiche wurde durch die jetzt produzierten Karpfengmengen in den Teichen nicht bestätigt. Schwer ist es, zu sagen, ob die Grundlagen dieser Klassifikation nicht kompetent waren, oder ob die Wirtschaftsart hier ausschlaggebend war, oder auch ist das Problem dieser Art, dass man aus der Zusammensetzung des Wassers nicht von der Grösse der Produktion schliessen kann.

Die Auflösung eines Problems in obigem Stile, Überlegungen und Untersuchungen sollten jedoch eher an den Teichen einer Versuchsstation der Karpfenzucht durchgeführt werden, unter Bedingung genauer Kontrolle der Wirtschaftsweise und ihrer Intensität sowie auch genauer und vielseitiger Kenntniss der chemischen Zusammensetzung des Wassers und des Bodens der einzelnen Teiche.

J. Moraczewski

Wpływ niskiego stanu wody na stopień zanieczyszczenia Wisły w Warszawie

Instytut Gospodarki Wodnej — Zakład Ochrony Wód
Oddział w Warszawie

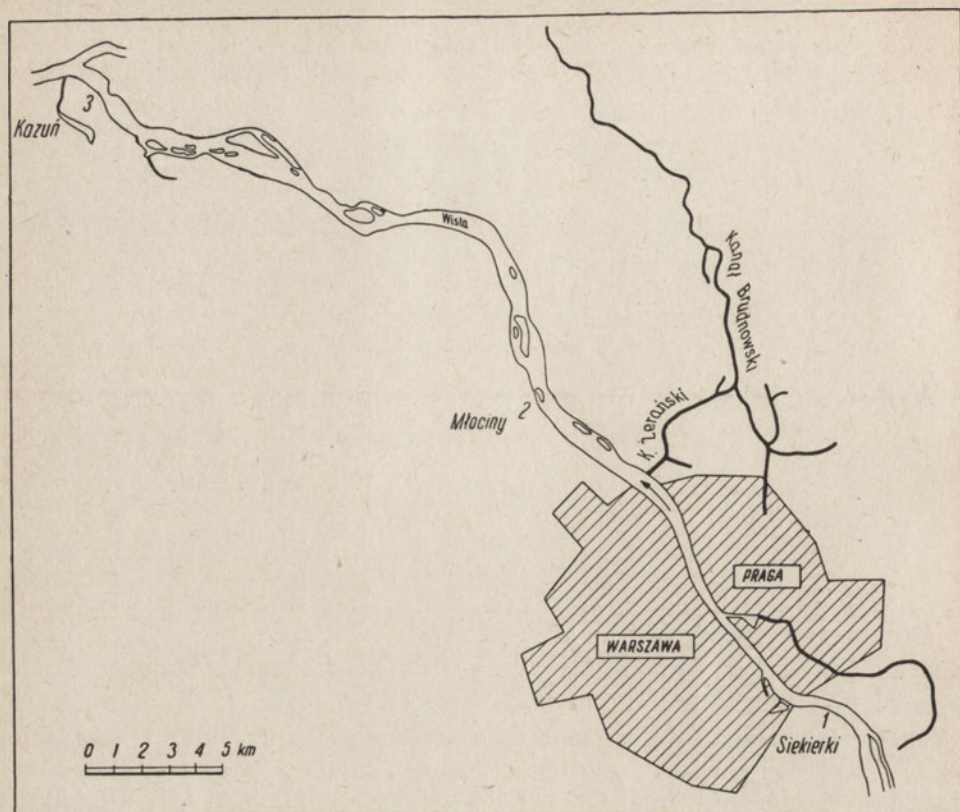
Otrzymano 15 sierpnia 1960

Dawno nie notowany stan wody w Wiśle w 1959 r. wzbudził zainteresowanie, w jakim stopniu wpływa on na koncentrację zanieczyszczeń w rzece. W związku z tym pobrano próby chemiczne, hydrobiologiczne i bakteriologiczne z Wisły na trzech stanowiskach: Siekierki (508 km biegu rzeki, stanowisko powyżej ujścia ścieków z Warszawy), Młociny (522 km, stanowisko poniżej ujścia kolektora bielańskiego) i Kazuń (548 km, poniżej Warszawy, a powyżej ujścia Bugu). Stanowiska te wybrano w celu uchwycenia wpływu ścieków z Warszawy na Wisłę i jej zdolności samooczyszczania na odcinku od Młocin do Kazunia, przy niskim stanie wody.

Wyniki analizy prób wody pobranych 16.X.1959 porównano z wynikami badań naszego zakładu z jesieni 1958 r. i z wynikami badań PZH (1957 i 1959) z roku 1956, niektóre wyniki porównano z danymi Stangenberga (1958).

Wyniki badań sestonu oparto na próbach jakościowych i ilościowych, pobieranych równocześnie z próbami chemicznymi. Próby pobierano z nurtu rzeki cedząc 30 l wody przez siatkę planktonową z gazy młynskiej nr 18. Następnie próby te odwirowywano (10 minut przy 2500 obrotach na minutę), po czym liczono w komorze Sedwicka-Raftera ilość organizmów w 1 ml. Z pozostałej części próbki oznaczono gatunki na żywo lub po zakonserwowaniu. Saprobowość gatunków określono wg Liebmanna (1951) i Begera (1951).

Dziękuję uprzejmie Pracowni Badania Wód za wykonanie części analiz, PZH i PIHM za udostępnienie nie publikowanych materiałów.



Rys. 1. Szkic badanego odcinka Wisły w okolicy Warszawy.
1, 2 i 3 — stacje obserwacyjne.

Charakterystyka hydrometryczna Wisły w obrębie Warszawy

Wisła w środkowym biegu ma dno piaszczyste, brak regulacji rzeki powoduje stały, bardzo szybki ruch dna i w tej sytuacji trudne jest ustalenie głębokości w pewnych profilach. W Warszawie koryto Wisły na lewym brzegu obudowane jest bulwarem, zaś na brzegu prawym wysokim wałem. W ostatnim okresie przy prawym brzegu wybudowano szereg „główek” w celu uregulowania i pogłębienia nurtu. Poniżej Warszawy obwałowanie rzeki po obu stronach ciągnie się aż do Jabłony. Dalej brzegi są piaszczyste, porośnięte wikliną.

W toku badań zwrócono uwagę na zjawiska hydrologiczne, zachodzące w okresie pobierania prób. Dzięki uprzejmości PIHM skorzystano z da-

nych, dotyczących przepływów i stanu wody w dniach pobierania prób. Na podstawie pracy PIHM (1958) i ostatnich danych zestawiono tab. I.

Tabela I

Stan wody i wielkość przepływu w Wiśle (według PIHM)
The water level and flow magnitude of Wisła river (after PIHM)

| Data - Date | 26.X.1956 | 9.XI.1958 | 16.X.1959 |
|--|-----------|-----------|-----------|
| Stan wody H w cm Water level | 24 | 65 | -30 (170) |
| Wielkość przepływu Q w m ³ /sek Flow magnitude | 188 | 410 | 201 |

Niski stan wody na Wiśle zmusił PIHM do przesunięcia wodowskazu (dawne 0 = 200 cm). W związku z wybudowaniem kilku „główek” na prawym brzegu rzeki nurt odsunął się na środek, co spowodowało pogłębienie się rzeki kosztem zwężenia koryta. Wyjaśnia to stosunkowo duży przepływ przy tak niskim stanie wody = 170 cm (w skali dotychczasowej — 30 cm). Najniższe stany wody w latach hydrologicznych 1946—1957 wypadły w październiku i listopadzie roku 1956—1957 i wynosiły 8 cm, co daje 199 m³/sek przepływającej wody.

W okresie ostatnich 10 lat najniższe średnie miesięczne przypadają na październik (H = 49 cm, Q = 287 m³/sek). Natomiast charakterystyczne roczne z wym. wieloleci przedstawiają się następująco: dla najniższej Niskiej Wody H = 14 cm, Q = 137 m³/sek. Na podstawie obliczeń z lat 1921—1956 PIHM stwierdza, że najniższe stany wody spotykane są w listopadzie, wrześniu i październiku. Okres, w którym pobierano próby, jest więc okresem najniższej wody w Wiśle (w Warszawie) bez względu na to, czy rok jest suchy, czy mokry. Rok 1959 był bez wątpienia rokiem suchym i prawdopodobnie suchszym niż rok 1956. Mimo to, jak wynika z tab. I, przepływ wody w 1956 r. był mniejszy niż w 1959 r., przy dużo wyższym stanie wody (o 54 cm) w roku 1956. Spowodowane to jest bez wątpienia anomaliami związanymi z brakiem regulacji Wisły. W porównaniu z rokiem 1958 przez Warszawę w roku 1959 przepływało w ciągu sekundy dwukrotnie mniej wody.

Badania hydrochemiczne

Wyniki analiz chemicznych zestawiono w tab. II. Zebrano w niej tylko wyniki niektórych analiz, dotyczące tych cech, które mają większe znaczenie dla życia w wodzie.

Próby pobierano w okresie przedpołudniowym z nurtu, z tym że PZH pobierał je z łodzi, ZBOW natomiast z najdalej wysuniętej „główki”.

Analiza chemiczna wody Wisły
(według danych PZH z 1956 r. oraz ZEW z 1958 i 1959 r.)
The Wisła water chemical analysis
(after PZH data from 1956 and ZEW data from 1958, 1959)

| Miejscowość Locality | Siekierki | | | Młociny | | | Kazun | |
|---|-----------|-------|-------|---------|------|-------|-------|-------|
| | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1959 |
| Rok Year | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1959 |
| Temperatura °C Temperature | 9,2 | 7,5 | 7,0 | 9,0 | 7,0 | 8,0 | 10,0 | 8,0 |
| pH | 7,7 | 7,8 | 7,7 | 7,7 | 7,6 | 8,0 | 7,7 | 7,0 |
| Metność Turbidity mg SiO ₂ /l | 30 | 4 | 15 | 35 | 25 | 15 | 38 | 10 |
| Tlen rozpuszczony Dissolved oxygen mgO ₂ /l | 11,0 | 10,74 | 10,84 | 10,2 | 9,88 | 8,98 | 10,8 | 9,94 |
| % nasylenia tlenem Oxygen % saturation | 95,2 | 89,4 | 88,99 | 89,2 | 81,1 | 75,53 | 93,4 | 83,6 |
| BZT ₅ 20°C BOC ₅ mgO ₂ /l | 2,2 | 1,22 | 2,32 | 8,7 | 12,2 | 28,86 | 3,3 | 4,88 |
| Utlenialność Oxydability mgO ₂ /l | 10,1 | 9,0 | 11,85 | 17,8 | 15,4 | 18,98 | 9,8 | 12,57 |
| Siarczany Sulphate mg SO ₄ "/l | 33,3 | 39,1 | 60,06 | 40,0 | 47,7 | 67,47 | 40,0 | 61,57 |
| Chlorki Chloride mg Cl'/l | 33,2 | 28,4 | 60,77 | 38,2 | 33,1 | 65,92 | 28,2 | 63,86 |
| Zasadowość Alkalinity mg CaCO ₃ /l | 140 | 170 | 185 | 175 | 175 | 200 | 170 | 190 |
| Fosforany Phosphates mg PO ₄ "/l | 0,10 | 0,20 | 0,65 | 0,25 | 0,80 | 1,1 | 0,15 | 0,70 |
| Azot amoniakalny Ammoniacal nitrogen mg N/l | 0,15 | 0,17 | 0,46 | 2,0 | 2,7 | 2,75 | 0,25 | 0,86 |
| Azotyny Nitrites mg N/l | 0,006 | 0,014 | 0,06 | 0,02 | 0,05 | 0,035 | 0,010 | 0,035 |
| Azotany Nitrates mg N/l | 0,4 | 1,0 | 0,8 | 0,2 | 1,0 | 0,85 | 0,4 | 0,8 |
| N org. ogólny Total organic N mg N/l | 1,73 | 0,88 | 0,6 | 2,61 | 2,2 | 2,4 | 1,57 | 0,9 |
| Twardość ogólna n° Total hardness | 12 | 13,2 | 14,2 | 12,9 | 12 | 14,6 | 10,4 | 14,8 |
| Twardość węglanowa n° Carbonic hardness | 7,8 | 9,5 | 10,4 | 9,8 | 9,8 | 11,2 | 9,6 | 10,6 |
| Sucha pozost. ogólna mg/l Total residue | 284 | 344 | 433 | 329 | 363 | 521 | 304 | 440 |
| Części lotne Loss on ignition mg/l | 88 | 121 | 120 | 122 | 122 | 127 | 102 | 95 |
| Części stałe Total fixed residue mg/l | 196 | 223 | 313 | 207 | 241 | 394 | 202 | 345 |
| Zawiesiny ogólne Total suspensions mg/l | 24 | 28 | 38 | 5 | 28 | 85 | 6 | 30 |
| Części lotne Organic suspensions mg/l | 4 | 19 | 6 | 2 | 7 | 13 | 2 | 8 |
| Części stałe Anorganic suspensions mg/l | 20 | 9 | 32 | 3 | 21 | 72 | 4 | 22 |

Fakt ten może powodować pewne minimalne różnice w składzie chemicznym i w stopniu zanieczyszczenia prób, szczególnie na stanowisku Młociny.

Odczyn (pH) maksymalny stwierdzono w 1959 r. na stanowisku w Młocinach i wynosił on wtedy 8,0, minimalny w tymże roku na stanowisku w Kazuniu wynosił 7,0. W poprzednich badaniach waha się od

7,6 do 7,8. Wzrost pH na stanowisku w Młocinach związany jest z wpływem ścieków komunalnych. W 1956 r. nie stwierdzono żadnych różnic w wielkości pH na wszystkich stanowiskach, w 1958 r. różnice te zaczynają się ujawniać, w czasie ostatnich badań są znaczne. Koncentracji jonów wodorowych nie można powiązać z niskim stanem wody, ponieważ w 1956 r. przepływ wody był równie mały jak w 1959 r.

Tlen. Największą ilość rozpuszczonego tlenu w Wiśle na badanym odcinku stwierdzono w 1956 r. na stanowisku Siekierki 11,0 mg O₂/l, nasycenie wynosiło 95,2%. W dwa lata później, gdy przepływ był przeszło dwukrotnie wyższy, ilość rozpuszczonego tlenu jest nieznacznie mniejsza (10,74 mg O₂/l).

Najmniejszą ilość tlenu zawiera woda z roku 1959 na stanowisku w Młocinach — 8,98 mg O₂/l przy nasyceniu 75,53%. Istnieje bardzo wyraźna różnica w ilości tlenu rozpuszczonego między stanowiskami powyżej Warszawy i poniżej ujścia kolektora. W latach 1956—1958 waha się ona w pobliżu 0,8 mg O₂/l. W roku 1959 wynosi 2,04 mg O₂/l. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu po pięciu dniach wynosiło w roku 1958 (przy dużym przepływie) na stanowisku w Siekierkach 1,22 mg O₂/l, w tym czasie na stanowisku w Młocinach wynosiło 12,2 mg O₂/l. Między tymi dwoma stanowiskami BZT₅ wzrasta o 10,98 mg O₂/l. W roku 1959 BZT₅ osiąga w Młocinach 28,86 mg O₂/l, gdy w Siekierkach wyniosło 2,32 mg O₂/l. Różnica między stanowiskami powyżej i poniżej ujścia ścieków jest bardzo znaczna i wynosiła 26,54 mg O₂/l. Wskazuje to na ogromny wzrost zanieczyszczenia w porównaniu z rokiem poprzednim, co związane jest bez wątpienia ze spadkiem przepływu. Interesujące wydaje się zjawisko, że w roku 1956, mimo że przepływ był również bardzo mały, BZT₅ wynosiło w Siekierkach 2,2 mg O₂/l, a w Młocinach 8,7 mg O₂/l. Najprawdopodobniej więc wzrosło od tego czasu zanieczyszczenie, tzn. zmieniła się ilość i jakość ścieków, ponieważ wartość BZT₅ z roku 1956 i wartość BZT₅ z roku 1959 ze stanowiska w Siekierkach jest bardzo zbliżona, różnice natomiast istnieją między próbami na stanowisku poniżej ujścia ścieków miejskich.

Utlenialność osiąga maksimum i minimum równocześnie z BZT₅. Różnice między stanowiskami Siekierki—Młociny wynosiły: w roku 1956 — 7,7 mg O₂/l, w 1958 — 6,4 mg O₂/l, w roku 1959 — 7,13 mg O₂/l. Na stanowisku w Kazuniu różnica spada do około 6 mg O₂/l. Podane wyżej utlenialności wykazują pewne podobieństwo między rokiem 1956 i 1959.

Reasumując można stwierdzić, że ścieki miejskie z Warszawy bardzo wyraźnie rzutują na odbiornik, przy dość wysokiej ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie istnieje ogromne biochemiczne zapotrzebowanie tlenu.

S i a r c z a n y. Maksymalna ilość 67,47 mg SO₄/l przypadająca na rok 1959 w Młocinach, minimalna 33,3 mg SO₄/l w 1956 r. w Siekierkach. Na

wszystkich stanowiskach, bez względu na stan wody, zauważono ciągle wzrost ilości siarczanów. Według Alekina (1956) siarczany mogą pochodzić z rozmaitych źródeł — wypłukiwane są ze skał osadowych, z procesów utleniania siarki, z procesów utleniania siarczków, ze ścieków komunalnych.

Jony siarczanowe są niesione przez wodę w nie zmienionej postaci, związany jest z tym wzrost ich ilości w dolnym biegu rzeki.

Chlorki — maksimum Młociny 1956 r. — 28 mg Cl⁻/l. Jony Cl⁻ w większych ilościach dostarczane są przez ścieki komunalne. Wyniki analiz, zestawione w tab. II, nie wykazują jednak dużego wzrostu ilości chlorków poniżej ujścia kolektora miejskiego. Zaobserwowano natomiast: po pierwsze — nieznaczną zależność między stanem wody i ilością chlorków (wzrost koncentracji w latach 1956 i 1959), po drugie — wyraźny wzrost ilości chlorków w porównaniu z rokiem ubiegłym. Stangenberga (1958) dla Wisły w Warszawie podaje następujące ilości chlorków: w 1934 — 13,5 mg Cl⁻/l, w 1947 — 28,5 mg Cl⁻/l.

Fosforany. W tab. II podano ogólnie ilości mg PO₄³⁻/l, nie wyróżniając fosforanów pochodzenia organicznego i nieorganicznego. W czasie badań minimum przypadło w 1956 roku na stanowisku w Siekierkach i wynosiło 0,1 mg PO₄/l, maksimum w 1959 r. na stanowisku w Młocinach — 1,1 mg PO₄/l. W czasie wszystkich badań zauważono wyraźny wzrost ilości fosforanów na stanowisku poniżej ujścia kolektora. Różnice między stanowiskiem Siekierki i Młociny wynoszą: 1956 — 0,15 mg PO₄/l, — 0,6 mg PO₄/l, 1959 — 0,45 mg PO₄/l. Zaobserwowano ciekawe zjawisko ciągłego wzrostu ilości fosforanów w ciągu 4 lat, podczas których prowadzono badania.

Azot. Jony azotu w większości pochodzą z substancji organicznych. W tab. II zestawiono wyniki czterech analiz wykrywających azot. Azot amoniakalny osiągnął minimum w r. 1956 w Siekierkach 0,15 mg N/l, maksimum w Młocinach w 1959 — 2,75 mg N/l. Obserwujemy ciągle wzrost ilości azotu amoniakalnego w ciągu czterech lat. Maksymalną różnicę między stanowiskiem powyżej i poniżej Warszawy zaobserwowano w 1958 — 2,53 mg N/l. Azotyny i azotany nie wykazują żadnych prawidłowości i występują na wszystkich stanowiskach w nieznacznych ilościach, a różnice między maksimum i minimum są bardzo małe i wynoszą: azotyny 0,054 mg N/l, azotany 0,8 mg N/l.

Azot organiczny ogólny. Obserwowane minimum w Siekierkach w 1959 r. wyniosło 0,6 mg N/l, maksimum w Młocinach w 1956 r. wynosiło 2,61 mg N/l. Różnice między stanowiskami Siekierki i Młociny wynoszą: w 1956 — 0,875 mg N/l, w 1958 — 1,32 mg N/l, w 1959 — 1,80 mg N/l. Obserwowano ciągle zwiększanie się różnic między tymi stanowiskami. Ilość azotu organicznego poniżej kolektora w Młocinach

utrzymuje się prawie na jednakowym poziomie, natomiast powyżej Warszawy wyraźnie maleje.

Nie stwierdzono związku między stanem wody a ilością azotu w wodzie.

Sucha pozostałość. Maksimum suchej pozostałości 521 mg/l zanotowano w 1959 r. w Młocinach, minimum 284 mg/l w 1956 r. w Siekierkach. Części lotne i części stałe suchej pozostałości osiągają maksima i minima w tych samych okresach co i ogólna sucha pozostałość. Różnice między suchą pozostałością wody Siekierki i Młocin przedstawiają się, jak następuje:

| | ogólna sucha poz. | części stałe suchej poz. | części lotne suchej poz. |
|------|----------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 1956 | 45 mg/l | 11 mg/l | 34 mg/l |
| 1958 | 19 mg/l | 18 mg/l | 1 mg/l |
| 1959 | 68 mg/l | 61 mg/l | 7 mg/l |

Ilość mg/l ogólnej suchej pozostałości wzrastała w ciągu lat objętych badaniami. Na stanowisku w Siekierkach części lotne suchej pozostałości wzrosły w 1958 w porównaniu z rokiem 1956 bardzo znacznie, natomiast w Młocinach wzrost ten był nieznaczny i wynosił 5 mg/l. Istnieje pewne podobieństwo między próbami z 1956 i 1959 r., w latach tych większe były różnice w ilości części lotnych między stanowiskami powyżej i poniżej Warszawy.

Reasumując można stwierdzić, że ilości suchej pozostałości, doprowadzonej ze ściekami, związane są z wielkością przepływu w odborniku. Według Stangenberga (1958) sucha pozostałość wód rzecznych Polski waha się w ciągu roku bardzo znacznie i dla Wisły minimum przypada na miesiące jesienne: październik i listopad, natomiast wg badań ZBOW (1959) najniższe wartości sucha pozostałość osiągnęła wiosną (najwyższa woda), największe zimą (najniższa woda).

Zawiesiny wahały się od 5 mg/l w 1956 r. do 85 mg/l w 1959 r. w Młocinach. Wyniki oznaczeń zawiesin nie dają jednak jasnego obrazu, np. ilość części lotnych w roku 1956 i 1958 malała na stanowisku poniżej ujścia kolektora w Młocinach. W roku 1959 obserwowano wyraźny wzrost zawiesiny na stanowisku w Młocinach w stosunku do stanowiska w Siekierkach. Średnio jesienią 1958 r. dla badanego odcinka wykazano w ZBOW (1959) 32,2 mg/l zawiesiny ogólnej. Wartość więc 28 mg/l na stanowisku poniżej ujścia kolektora nie wskazuje na duże zanieczyszczenie. W roku 1959 w Siekierkach ilość zawiesiny jest zbliżona do średniej z roku ubiegłego, natomiast w Młocinach jest wyższa o 265,6%. Tak znaczny wzrost ilości zawiesiny na tym stanowisku związany jest bez wątpienia ze wzrostem zanieczyszczenia przez ścieki miejskie.

Mętność. Najbardziej klarowna woda była w 1958 r. na stanowisku w Siekierkach: 4 mg SiO₂/l przy małej ilości części stałych zawiesiny. W roku 1959 mętność wody w Młocinach spada w porównaniu z rokiem 1958, co wydaje się niezrozumiałe. Maksymalną mętność 38 mg SiO₂/l wykazuje woda na stanowisku w Kazuniu.

Badania mikrobiologiczne

Badaniami mikrobiologicznymi prowadzonymi przez PZH i ZBOW objęte były wymienione trzy stanowiska. Na podstawie wykonanych przez te zakłady oznaczeń zestawiono tab. III.

Tabela III

Analizy mikrobiologiczne wody w Wiśle
(według danych PZH z 1956 i ZBOW z 1958 i 1959 r.)
The microbiological analysis of Wisła waters
(after PZH data from 1956 and ZBOW data from 1958, 1959)

| Miejsce - Locality | Siekierki | | | Młociny | | | Kazun | |
|---|-----------|------|------|---------|--------|-------|-------|-------|
| Data - Date | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1959 |
| Ilość bakterii w 1 ml Number of colonies | | | | | | | | |
| - na żelatynie 20° po 48 godz | 1200 | 1100 | 3100 | 560 | 34500 | 50000 | 500 | 18000 |
| - gelatine | | | | | | | | |
| - na agarze 37° po 24 godz | 44 | 700 | 120 | 37 | 8000 | 21500 | 91 | 3400 |
| - agar | | | | | | | | |
| Miano E. coli E. coli titer | 1 | 1 | 0,01 | 0,1 | 0,0001 | 0,001 | 1 | 0,01 |

Badania te dają obraz stanu sanitarnego rzeki na tych stanowiskach i wpływu, jaki wywiera nań poziom wody.

Różnice istniejące między wynikami PZH i ZBOW można wyjaśnić nieco innym miejscem pobierania prób. PZH pobierał próby z łodzi, ZBOW z brzegu, co mogło spowodować dość znaczne różnice w wynikach badań mikrobiologicznych, szczególnie na stanowisku w Młocinach.

Wyniki badań mikrobiologicznych również nie wskazują na podobieństwo między próbami z roku 1956 i 1959. Natomiast na stanowisku w Siekierkach dał się zaobserwować wzrost zanieczyszczenia w ciągu lat objętych badaniami. Różnice między stanowiskami w Siekierkach i Młocinach ukazują wyraźny wpływ ścieków miejskich. Poniżej Warszawy w Kazuniu zanieczyszczenie spada prawie do poziomu zanieczyszczenia w Siekierkach. Interesujący wydaje się wzrost ilości bakterii ze stanowiska w Młocinach, wyhodowanych na agarze. Oznacza to, że w porównaniu

z rokiem 1956, w 1959 nastąpił wzrost ilości bakterii jelitowych. Ilość *Escherichia coli* w 1959 zmalała w stosunku do roku 1958. Obserwując miano *coli*, które wzrosło w roku 1959 na wszystkich stanowiskach prócz Młocin, wydawałoby się, że w roku tym zanieczyszczenie spowodowane ściekami komunalnymi było mniejsze niż w roku 1958. Należy sądzić na podstawie analiz chemicznych, że zanieczyszczenie to nie zmniejszyło się, lecz raczej wzrosło, zaś spadek miana *coli* mógł być spowodowany dużą koncentracją elektrolitów, która mogła działać stymulująco lub toksycznie na bakterie *E. coli*.

Badania sestonu

W sestonie wyróżniono bioseston (plankton) i abioseston (trypton). Abioseston zawsze przeważał nad żywym składnikiem sestonu. W składzie abiosestonu powyżej Warszawy przeważa substancja nieorganiczna, natomiast poniżej Warszawy zmacerowana substancja organiczna.

Tabela IV

Ilości sestonu w wodzie Wisły w ml/l
(wg Wysockiej z 1947 r. oraz ZBOW z 1958 i 1959 r.)
The seston amounts in Wisła ml/l
(after Wysocka from 1947 and ZBOW data from 1958, 1959)

| Miejsce - Locality | 1947 | 1958 | 1959 |
|--------------------|-------|------|-------|
| Siekierki | 0,018 | 0,01 | 0,02 |
| Młociny | 0,06 | 0,03 | 0,066 |
| Kazun | --- | --- | 0,016 |

Z danych Wysockiej 1949 (tab. IV) dotyczących ilości sestonu i stanu wody, nie wynikają żadne prawidłowości. Natomiast według danych ZBOW z roku 1958 i 1959 wynika, że spadkowi poziomu wody towarzyszy wzrost ilości sestonu (z wyjątkiem wód powodziowych). Można to powiązać z danymi dotyczącymi suchej pozostałości. Przepływ wody w Wiśle w 1959 r. w porównaniu z 1958 r. zmniejszył się dwukrotnie, dwukrotnie wzrosła również ilość sestonu na obu stanowiskach. Istniały również różnice w ilości sestonu między Siekierkami i Młocinami (tab. IV). W obu przypadkach różnica ta wynosiła 30%. Spadek ilości tryptonu w Kazuniu wskazuje na jego ściekowe pochodzenie.

Wyniki badań ilościowych planktonu zestawiono w tab. VA. W tab. VB. podano ilość osobników należących do gatunków dominujących w planctonie Wisły okolic Warszawy. Są to *Asterionella formosa* Hass, *Asterio-*

nella gracillima (Hantz.) Heib., *Fragilaria crotonensis* Kitt. i *Fragilaria virescens* Ralfs. Spadek ilości osobników należących do gatunków z rodzaju *Fragilaria* i *Asterionella* w roku 1958 (w okresie wyższego przepływu) wskazuje na istnienie zbliżonych warunków środowiskowych w latach 1956 i 1959 (bardzo niskie przepływy).

Bacteriaceae wystąpiły masowo tylko w 1959 r. w Młocinach i Kazuniu. Wiąże się to ściśle z wyraźnym wzrostem zanieczyszczenia na tych stanowiskach w stosunku do lat poprzednich.

Tabela V

Ilości osobników planktonowych w 1 litrze wody Wisły
(według PZH z 1956 r. oraz ZBOW z 1958 i 1959 r.)

The plankton amount in 1 l. of Wisła water
(after PZH data from 1956 and ZBOW data from 1958, 1959)

| Miejscowość Locality | Siekierki | | | Młociny | | | Kazun | |
|-------------------------|-----------|------|-------|---------|------|-------|-------|-------|
| Rok Year | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1958 | 1959 | 1956 | 1959 |
| A. Dominanty | | | | | | | | |
| <i>Asterionella</i> | 1200 | 46 | 2480 | 160 | 80 | 400 | 520 | 360 |
| <i>Fragilaria</i> | 187 | 46 | 400 | 180 | 50 | 80 | 267 | 160 |
| <i>Mitschia</i> | 0 | 0 | 6320 | 0 | 46 | 1040 | 0 | 1680 |
| B. Phytoplankton | | | | | | | | |
| <i>Bacteriaceae</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20000 | 0 | 10000 |
| <i>Cyanophyceae</i> | 160 | 0 | 240 | 0 | 5 | 480 | 52 | 120 |
| <i>Coniugatyphyceae</i> | 186 | 0 | 480 | 53 | 0 | 80 | 240 | 80 |
| <i>Diatomeae</i> | 4672 | 903 | 13360 | 846 | 601 | 4400 | 2497 | 3020 |
| <i>Chlorophyceae</i> | 560 | 5 | 880 | 133 | 0 | 240 | 346 | 160 |
| C. Zooplankton | | | | | | | | |
| <i>Rhizopoda</i> | 3 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Flagellata</i> | 0 | 46 | 320 | 0 | 180 | 320 | 0 | 160 |
| <i>Giliata</i> | 5 | 16 | 480 | 2 | 33 | 1600 | 3 | 1240 |
| <i>Rotatoria</i> | 15 | 10 | 240 | 16 | 5 | 80 | 15 | 160 |
| <i>Turbellaria</i> | 0 | 5 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Cyanophyceae spotykane w ilościach 5—480 osobn./l. obficie występują przy niskiej wodzie. Zaskakujący wydaje się fakt niestwierdzenia obecności sinic przez PZH w roku 1956 na stanowisku w Młocinach.

Diatomeae wykazują minimum (601 osobn./l) na stanowisku zanieczyszczonym w Młocinach w okresie wysokiej wody. Maksimum (1336 osobn./l) na stanowisku nie zanieczyszczonym w Siekierkach w roku 1959 przy niskiej wodzie. Obfitość występowania okrzemek jest wyraźnie związana z niskim stanem wody, na co wskazują wyniki podane w tab. V.

Chlorophyceae, *Coniugatophyceae* i *Monadophyceae* w roku 1958 były spotykane w małych ilościach lub wcale, natomiast w roku 1959 i 1956 były wyraźnym elementem sestonu Wisły, co również wskazuje na wzrost trofii środowiska przy małym przepływie wody.

Grupy zwierzęce, w skład których wchodzi w większości organizmy będące wskaźnikami zanieczyszczeń, np. *Flagellata* i *Ciliata* występują na stanowisku w Młocinach w maksymalnych ilościach w roku 1959. Znaczny wzrost ilości osobników należących do tych grup w okresie objętym badaniami wskazuje na ciągle postępujący wzrost zanieczyszczenia Wisły na odcinku Warszawy. Szczególnie uwidacznia się to na przykładzie *Ciliata*, których ilość wzrosła od 2 do 1600 osobn./l. Na stanowisku w Siekierkach zanotowano 96-krotny wzrost ilości tych organizmów w 1959 r. w stosunku do 1956 r., na stanowisku w Młocinach 800-krotny, w Kazuniu 410-krotny. Dużo mniejszy wzrost ilości osobników *Ciliata* notowano w okresie 1956—1958 (około 15-krotny). Różnica między Siekierkami i Młocinami w roku 1958 wynosiła 17 osobn./l, a w roku 1959 — 1120 osobn./l.

Wynika z tego, że zanieczyszczenie poniżej kolektora miejskiego wyraźnie wzrosło w porównaniu z latami poprzednimi, co potwierdzają wyniki badań fizyko-chemicznych.

W wyniku analiz jakościowych sestonu stwierdzono występowanie następujących ilości gatunków: *Bacteriaceae* — 3, *Cyanophyceae* — 7, *Monadophyceae* — 3, *Coniugatophyceae* — 2, *Diatomeae* — 25, *Chlorophyceae* — 13. Razem fitoplankton — 54. *Flagellata* n.d. div., *Rhizopoda* — 2, *Ciliata* — 13, *Rotatoria* — 4, *Nematoda* n.d. div., *Cladocera* — 1, *Copepoda* — 1, *Turbellaria* — 1. Razem zooplankton — 24. Ogólnie więc spotkano 74 gatunki i formy, z których 64,9% to gatunki wskaźnikowe. Na podstawie materiału jakościowego określono stopień saprobowości rzeki na poszczególnych odcinkach w różnych latach.

Stanowisko Siekierki — w roku 1956 przeważają oligosaprobionty, jak np. *Synedra ulna* Ehrb., *Synedra acus* Kütz, *Asterionella formosa* Hassal, *Fragilaria crotonensis* Kit, *Pandorina morum* Bory. W dużych ilościach występują również β -meso-saprobionty, np. *Pediastrum boryanum* Mnegh, *Scenedesmus quadricauda* Ehrb., *Nitzschia sigmoidea* Smith. Na tej podstawie zakwalifikowano to stanowisko do strefy β -meso-oligosaprobowej. W roku 1958 w związku z wyższym stanem wody zanieczyszczenie nieznacznie się zmniejszyła, znaleziono o 50% mniej gatunków niż w poprzednich badaniach.

W roku 1959 trofia wzrasta do β -meso z tendencjami do β -meso-oligosaprobowości. Spotkano gatunki: *Brachionus cyliciflorus* Ehrb., β -meso-saprobiont i *Paramecium caudatum* Ehrb., α -meso-saprobiont, prócz

tego większość wyżej wymienionych oligosaprobiontów. Ten wzrost trofii związany jest bez wątpienia ze spadkiem przepływu.

Stanowisko Młociny — w roku 1956 wg badań PZH należałoby zaliczyć do strefy β -meso-oligosaprobowej z tendencjami do β -meso-saprobowości, co znaczyłoby, że jest ono nieznacznie zanieczyszczone. Wydaje się, że taki stan rzeczy jest nieprawdopodobny ze względu na masę ścieków komunalnych, wprowadzanych tu do Wisły.

W roku 1958 stwierdzono wyraźne zanieczyszczenie w stopniu α - β -meso. Przeważały tu β -meso-saprobionty, np. *Brachionus calyciflorus* Ehrb., *Oscillatoria limosa* Kütz, *Melosira varians* A.Ag. Spotykano również często poli- i α -meso-saprobionty, np. *Paramecium caudatum* Ehrb., *Keratella quadrata* Gosse, *Amoeba limax* Pen., *Arcella vulgaris* Ehrb., *Colpidium colpoda* St. W roku 1959 zanieczyszczenie wzrasta do α -meso. Przeważa ilość gatunków wskaźnikowych dla strefy α -meso, np. *Colpidium colpoda* St., *Spirostomum ambiguum* Ehrb., *Zooglea ramigera* Itzig.

Stanowisko Kazuń — w roku 1956 stwierdzono nieznaczne zanieczyszczenia (β -meso). Przeważają gatunki β -meso-saprobowe, stanowią one 26% wszystkich gatunków. W roku 1959 zanieczyszczenie utrzymuje się na poziomie z roku 1956.

Podsumowując wyniki badań planktonowych, można stwierdzić, że stan wody wpływa wyraźnie na stopień zanieczyszczenia środowiska. Przy niskim stanie wody obserwuje się wzrost koncentracji soli pokarmowych i większą ogólną trofię środowiska, z czym łączy się wzrost ilości organizmów.

Wnioski

1. Na odcinku od ujścia ścieków do Kazunia woda Wisły ulega znacznemu samooczyszczeniu (tab. II).

2. Zaobserwowano wyraźne tendencje do wzrostu zanieczyszczenia Wisły w obrębie Warszawy w okresie 1956—1959.

Siekierki 1956 i 1958 rok zanieczyszczenie nieznaczne, w roku 1959 lekko wzrasta (ogólny wzrost trofii środowiska).

Młociny — w 1956 r. zanieczyszczenie wyraźne, w 1958 r. silne (najwyższy stopień zanieczyszczenia notowano w listopadzie), w 1959 r. bardzo silne.

W Kazuniu w ciągu badań zanieczyszczenie utrzymywało się mniej więcej na jednakowym poziomie.

3. Wpływ niskiego stanu wody na stopień zanieczyszczenia Wisły na badanym odcinku w większości analiz chemicznych nie został uchwy-

cony. Jedynie BZT₅ i ilość suchej pozostałości wzrastają wyraźnie podczas niskiej wody, wskazując na wzrost zanieczyszczenia w tym okresie.

4. Badania sestonu wskazują natomiast wyraźnie, że zanieczyszczenie rzeki rośnie w okresie niskiej wody.

PISMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Alekin O., 1956. Podstawy hydrochemii. Warszawa.
2. Bager H., 1951. Leitfanden der Trink- und Brauchwasserbiologie. Stuttgart.
3. Cabejszek I., Koziorowski B., Malanowski Z., Stanisławska J. (PZH), 1957. Charakterystyka higieniczno-sanitarna rzeki Wisły na odcinku Warszawa—Płock. Gaz, Woda i Techn. San., 31 (5). Warszawa.
4. Cabejszek I., Malanowski Z., Stanisławska J., 1959. Seston rzeki Wisły na odcinku Góra Kalwaria—Płock. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (2).
5. Koziorowski B., Biliński J., Czyż K., Moraczewski J., 1959. Charakterystyka stanu zanieczyszczenia rzeki Wisły na odcinku od Baranowa Sandomierskiego do Włocławka (w maszynopisie).
6. Liebmann H., 1951. Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie, München.
7. PIHM, 1958. Zarys hydrologii Wisły środkowej. W maszynopisie (praca wykonana na zlecenie IGK).
8. Stangenberg M., 1958. Skład chemiczny wód rzecznych Polski. Pol. Arch. Hydrobiol., 4 (17).
9. Wysocka H., 1949/50. Glony Wisły na odcinku Warszawy. Cz. I. Seston. Acta Soc. Bot. Pol., 20 (1). Warszawa.
10. Wysocka H., 1952. Glony Wisły na odcinku Warszawy. Cz. II. Perifiton. Acta Soc. Bot. Pol., 21 (3). Warszawa.

И. Морачевски

Влияние низкого уровня воды на степень загрязнения Вислы в Варшаве

Резюме

Целью работы являлось изучение влияния низкого уровня воды на степень загрязнения Вислы в 1959 году, когда этот уровень был особенно низким (табл. I). Сравнивались результаты химических, гидрохимических и микробиологических анализов (табл. II, III, V), проведенных в 1956, 1958 и 1959 годах на участке реки Вислы в окрестностях Варшавы. Исследованы пробы с трех станций: Секерки — выше Варшавы, Млоцины — ниже устья городского коллектора сточных вод и Казунь — 26 км ниже станции Млоцины.

1. Наблюдалась тенденция к повышению загрязнения Вислы в окрестностях Варшавы в течение периода с 1956 по 1959 год. Эта тенденция особенно сильно проявилась на станции в Млоцинах (ниже устья городского коллектора).

2. Несмотря на большое загрязнение на станции в Млоцинах, на протяжении 26 километрового участка (до Казуня) воды Вислы подвергаются значительному самоочищению.

3. Гидрохимические и микробиологические исследования не выявили четкого влияния низкого уровня воды на степень загрязнения Вислы.

4. Качественные и количественные гидробиологические исследования указывают, что во время низкого уровня воды повышается степень ее загрязненности и значительно увеличивается количество планктонных организмов.

Рис. 1. Эскиз исследуемого участка Вислы около Варшавы. 1, 2, 3 — места наблюдений

J. Moraczewski

The influence of the low water level on the pollution degree of the river Vistula in Warsaw

Summary

The aim of investigations was to examine the influence of extremely low water level in Vistula near Warsaw in 1959 on the degree of water pollution in Vistula.

The chemical microbiological and hydrobiological analysis of Vistula water, near Warsaw, were carried out in 1956, 1958 and 1959 at 3 stations (Siekierki — above Warsaw, Młociny — below city sewer outfall, Kазуń — below Warsaw, 26 km. distant from Młociny).

The comparison of the analysis performed leads to the following conclusions:

1. Microbiological and chemical investigations did not reveal clearly the influence of the low water level on the degree of water pollution in 1959. Only BOD₅ and increased total residue seem to indicate the dependence between the water level and the degree of water pollution.

2. Seston investigations have proved that during low water level

the degree of water pollution increases and is followed by a considerable increase of the organisms number.

3. In the period of investigations (1956—1959) the degree of pollution of Vistula river was increasing.

4. In spite of the strong contamination caused by city sewage the water of Vistula river undergoes a considerable self purification on the distance of 26 km. between Młociny and Kazuń.

Fig. 1. Outline of the investigated Vistula river sector near Warsaw. 1, 2 and 3 — examined stations

J. Moraczewski

Testacea du littoral peu profond du lac Kisajno (Région des lacs de Mazurie)

Chaire d'Hydrobiologie de l'Université de Varsovie

Reçue le 24 Septembre 1960

Ce travail avait pour but d'étudier les *Testacea* du littoral du lac Kisajno.

Puisque la faune du *Testacea* n'est jusqu'à présent connue que par quelques ouvrages dispersés, il s'est avéré indispensable de rassembler et d'unir les données publiées, constatant la présence du *Testacea* sur le territoire de notre pays.

Minkiewicz. (1914) donne une liste de 16 espèces de *Testacea*, rencontrées dans les lacs et les torrents des Tatras. Toutes ces espèces ont été trouvées plus tard par Bartoš (1942) et les autres auteurs dans les Tatras Tchécoslovaques.

Bugayski (1930) présente 6 espèces trouvées dans le tube digestif du têtard. Ce sont des eurytopes, espèces très populaires.

Siemińska (1955), dressant la liste des espèces de plancton de la rivière Brynica, y place l'*Arcella vulgaris* Ehr. et l'*Arcella* sp. Cette information ne fait que constater la présence des *Testacea* dans ce terrain.

I. Cabejszek, Z. Malanowski, J. Stanisławska (1956) relèvent que dans la composition du plancton de la Vistule entrent: *Diffugia* sp., *Arcella vulgaris* Ehr., *Arcella arenaria* Greef. L'*A. vulgaris* Ehr. est une espèce si populaire, qu'elle doit certainement se trouver aussi dans la Vistule, par contre il est à supposer que l'espèce *A. arenaria* a été déterminée par erreur. Deflandre (1928), caractérisant cette espèce, constate qu'elle réside uniquement parmi les mousses et les lichens où on la rencontre assez souvent. Dans l'ouvrage de Bartoš (1954), *A. arenaria* est classifiée dans les espèces aériennes et

se rencontre parmi les mousses couvrant les roches et envahissant les troncs d'arbres etc. Il semble donc improbable de rencontrer cette espèce dans la Vistule.

Les listes des espèces de *Testacea* publiées par Biernacka dans les trois ouvrages de 1956, 1957 et 1958 semblent être les plus probables, quoique les noms employés par l'auteur ne soient, aujourd'hui pour la plupart, plus actuels.

Dans la publication de 1956, Biernacka donne une liste des espèces de *Testacea* trouvés dans la Lagune de la Vistule et la Baltique. Une d'elles seulement, et notamment *Diffflugia viscidula* Pen. est inconnue dans les eaux douces de Pologne. L'auteur ne dit malheureusement pas si les spécimens trouvés étaient vivants, ou s'il ne s'agissait que de coques vides. Faisant des recherches concernant le plancton du Lac de Rożnów (1957) cet auteur a trouvé plusieurs espèces de *Testacea*. La pauvreté de la faune de *Testacea* rencontrées dans le lac de Rożnów relève du fait que les espèces de ce groupe ne sont pas des habitants de la zone pélagique à laquelle l'auteur s'intéressait et n'y apparaissent que par hasard. Nous ignorons aussi si l'auteur y a rencontré des spécimens vivants ou des coques vides. La plupart des ouvrages sur les *Testacea* éveillent ces doutes, car les coques de ces organismes sont assez résistantes, elles peuvent séjourner dans l'eau quelques années même. Dans les rivières, les coques peuvent avoir été charriées et provenir de régions éloignées ou bien d'un type d'eau tout différent ces coques ne peuvent donc pas prouver la présence du *Testacea* dans le milieu étudié.

Les auteurs allemands, dans les ouvrages concernant les Territoires Occidentaux polonais, citent quelques espèces de *Testacea*. Ehrenberg (1841) décrit *Arcella vulgaris* Ehr. pour Wrocław; Selmick (1906) décrit *Arcella vulgaris* Ehr. *Diffflugia* sp. dans la région d'Olsztyn. C'est une note faunistique très brève, sur la faune des mousses.

Zacharias (1911) en mentionnant des espèces planctoniques de Silésie (sans définir la région) cite *Diffflugia hydrostatica* Zach. et *Cyphoderia ampula* Ehr.

Lindeman (1916), en décrivant le plancton de plusieurs lacs du sud-ouest du district de Poznań, cite 4 espèces de *Testacea*: *Arcella vulgaris* Ehr., *Centropyxis aculeata* Stein, *Diffflugia urceolata* Car. et *Diffflugia globulosa* Duj.

Gessner (1932) en décrivant la faune des mousses des environs de Śnieżnik, mentionne le genre *Arcella*, sans définir les espèces.

A part cela, deux travaux de ces territoires ayant des chapitres consacrés au *Testacea*, sont connus. Ces deux ouvrages sont élaborés par des spécialistes de ce groupe.

Harnisch (1924) présente une liste de 20 espèces de *Testacea* trouvés en Silésie. Ce sont pour la plupart des espèces choisissant la mousses, une d'elles — espèce eurytopique *Arcella discoidea* Ehr., a été trouvée dans le littoral du lac Kisajno.

Steinecke (1934) décrit des associations et des nécrocénoses de la microfaune des mousses de la Région des Lacs de Mazurie. Il présente une liste de 27 espèces, dont une partie a été trouvée dans le littoral du lac Kisajno.

A base des publications nous constatons que 54 espèces de *Testacea* ont été trouvées jusqu'à présent en Pologne.

Dans le littoral du lac Kisajno on a découvert 49 espèces et variétés, dont 33 sont nouvelles pour la Pologne. Au total, nous avons donc en ce moment en Pologne environ 90 espèces et variétés de *Testacea*.

Vu le grand cosmopolitisme zoogéographique de ce groupe, on peut s'attendre à ce que sur les 200 espèces environ, présentées par Bartoš (1954) pour la Tchécoslovaquie, la plupart se trouve également en Pologne.

Ce travail a été effectué dans le Laboratoire d'Hydrobiologie de la Chaire d'Hydrobiologie de l'Université de Varsovie, sous la direction du prof. dr. M. Gieysztor et je saisis l'occasion qui se présente de le remercier de tous les soins qu'il a pris à me diriger.

Je remercie également le prof. dr. St. Bernatowicz, directeur de la Station de l'Exploitation des Lacs, de toute l'aide accordée au cours de mon travail à Giżycko.

Matériel et méthode

J'ai rassemblé le matériel nécessaire à ce travail dans le littoral peu profond du lac Kisajno, en 1957—1958. J'ai tenu compte de 5 profils coupant perpendiculairement le bord du lac. Dans chacun des profils j'ai différencié 4 biotopes caractéristiques:

- I. Zone cotière jusqu'à 40 cm de profondeur.
- II. Periphyton sur les roseaux.
- III. Fond dans les roseaux.
- IV. Prés submergés (sporadiquement).

J'ai prélevé mes échantillons avec un filet planctonique en gaze de moulin N° 18, que je tirais sur le fond et à travers les plantes. Quand j'avais affaire au périphyton, je le prélevais des roseaux, en raclant les organismes qui les couvraient.

Liste des espèces

Ordo: *Thecalobosa* de Saedeleer 1934

Subordo: *Eulobosa* Deflandre 1953

Familia: *Cochliopodidae* Saedeleer 1934

1. *Cochliopodium bilimbosum* (Auerbach) 1856

Familia: *Arcellidae* Ehrenberg 1838

2. *Arcella costata* Ehrenberg 1847
3. *A. catinus* Pen. 1902 var. *sphaerocysta* Def. 1928
4. *A. dentata* Ehr. 1838
5. *A. discoides* Ehr. 1872
6. *A. discoides* Ehr. 1872 var. *bathystomoides* Step. 1953
7. *A. discoides* Ehr. 1872 var. *scutelliformis* Playfair 1918
8. *A. gibbosa* Pen. 1902
9. *A. gibbosa* Pen. 1902 var. *bathystoma* Step. 1953
10. *A. gibbosa* Pen. 1902 var. *nitriformis* Def. 1928
11. *A. rotunda* Play. 1918 var. *alta* Play. 1918
12. *A. rotunda* Play. 1918 var. *aplana* Def. 1928
13. *A. gibbosa* Pen. 1902 var. *laevis* Def. 1928
14. *A. haemisphaerica* Perty 1832
15. *A. haemisphaerica* Perty 1832 forma *undulata* Def. 1928
16. *A. megastoma* Pen. 1902
17. *A. vulgaris* Ehr. 1832
18. *A. vulgaris* Ehr. 1832 var. *penardi* Def. 1928
19. *A. vulgaris* Ehr. 1832 forma *polymorpha* Def. 1928

Familia: *Centropyxidae* Deflandre 1953

20. *Centropyxis aculeata* (Ehr.) Stein 1857
21. *C. aculeata* (Ehr.) Stein 1857 var. *grandis* Def. 1929
22. *C. aculeata* (Ehr.) Stein 1857 var. *oblonga* Def. 1929
23. *C. constricta* (Ehrenberg) Pen 1902
24. *C. discoides* (Pen. 1902) Def. 1928
25. *C. eornis* (Ehr. 1938) Leidy 1879
26. *C. gibba* Def. 1929
27. *C. haemisphaerica* Wailes 1913
28. *C. hirsuta* Def. 1929
29. *C. spinosa* (Cash 1902) Def. 1929
30. *C. arcelloides* Pen. 1902

Familia: *Diffflugidae* Averintzev 1906

31. *Diffflugia amphora* Leidy 1867
32. *D. corona* Wallich 1864
33. *D. lobostoma* Leidy 1879
34. *D. mica* Fenzel 1897
35. *D. oblonga* Ehr. 1838
36. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *acuminata* Ehr. 1838
37. *D. oblonga* Ehr. var. *angusticollis* Step. 1952
38. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *atricolor* Pen. 1902
39. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *curvicaulis* Pen. 1899
40. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *lacustris* Pen. 1899 forma *mamrensis* (n.f.)
41. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *brevicollis* Gassowski 1936
42. *D. oblonga* Ehr. 1838 var. *longicollis* Gassowski 1936
43. *D. tuberculata* Wall. 1864 var. *laevis* Pen. 1912
44. *D. urceolata* Carter 1864
45. *D. globulosa* Dujardin 1837
46. *D. hydrostatica* Zach. 1897 var. *lithophila* Pen. 1902
47. *D. elegans* Pen. 1890

Ordo: *Thecafilosa* de Saedeleer 1934

Familia: *Euglyphidae* Wailes 1919

48. *Euglypha acantophora* Ehr. 1843

49. *E. filifera* Pen. 1890

Description de certaines espèces

Centropyxis haemisphaerica Wailes 1913 (fig. 1)

Coque — grande, presque sphérique, très fortement colorée, couverte de grains de sable et de débris, selon Deflandre 1928, de plaques siliceuses. Pellicule pseudochitinique ponctuée. En vue latérale, la coque

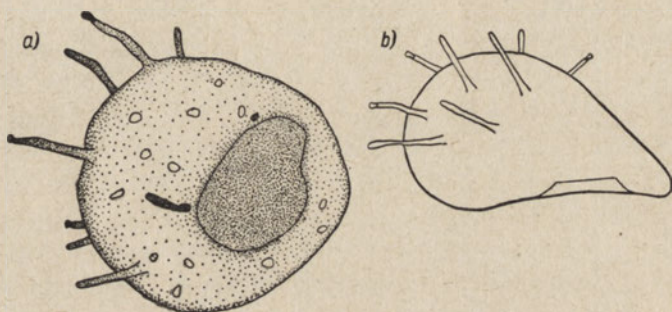


Fig. 1. *Centropyxis haemisphaerica*
a) vue du côté ventral b) vue du côté lateral

est à peu près semi-circulaire, retombant doucement vers l'ouverture. Par contre, selon Deflandre (1929) au-dessus de l'ouverture elle est plus renflée et selon Bartoš (1954) légèrement aplatie.

Tous les spécimens, que j'ai observés, avaient la coque retombant obliquement et doucement au-dessus de l'ouverture.

Ouverture — excentrique, lobée avec des bords nettement dessinés. Selon Deflandre (1928) ronde, parfois lobée, Bartoš a aussi rencontré des spécimens ayant des ouvertures en forme de coeur. Tous les spécimens que j'ai observés, avaient des ouvertures irrégulièrement lobées, fortement invaginées.

Épines — longues, au nombre varié, toujours au dessus de 10. Le nombre des épines selon les divers auteurs est très variable et ne peut être prise en considération en tant que signe distinctif systématique. Selon Deflandre (1928) la coque est pourvue de 6 à 12 épines, selon Bartoš (1954) de 12 à 16, selon Štepanek (1954) „de beaucoup”. Épines closes, ou quelques-unes obturées par un petit grain

de sable. Ces épines sont réparties irrégulièrement sur toute la surface supérieure de la coque.

Tous ces signes distinctifs prouvent une grande variabilité dans l'espèce *C. haemisphaerica*. Les différences morphologiques entre les spécimens que j'ai observés et les spécimens décrits par d'autres auteurs sont probablement suscitées par la résidence de ce spécimen en divers milieux, ce qui témoigne de sa plasticité écologique.

Dimensions: hauteur = 80—100 μ , diamètre = 145—160 μ , diamètre de l'ouverture = 54—70 μ .

Centropyxis hirsuta Deflandre 1929 (fig. 2, 3, 4)

Coque — vue frontale circulaire ou presque circulaire. Vue latérale moins que semi-circulaire, fortement aplatie vers l'avant, au dessus de la bouche. Štepanek (1954), décrit le spécimen avec une coque fortement envoutée. Coque brun-jaune, de formation nettement ponctuée, couverte d'une petite quantité d'assez grosses particules de détrit. J'ai aussi observé des spécimens portant les Diatomées collées à la coque (fig. 3). Deflandre (1928) et Bartoš (1954) décrivent des spécimens couverts de petites particules de détrit et seulement sporadiquement.

Bouche — presque elliptique, excentrique. Dans deux cas je n'ai pas observé le bord entier net de la bouche dans la partie antérieure de la coque (fig. 2). Probablement la partie antérieure inférieure de la coque s'invagine profondément, mais très doucement.

Épines — selon Deflandre et d'autres auteurs, réparties irrégulièrement sur toute la superficie de la coque, vides, obturées par un bouchon tordu.

J'ai rencontré des spécimens représentant nettement trois types de cornes: 1. ouvertes, 2. closes, 3. obturées par un bouchon. Dans tous les cas les cornes étaient tordues. Malgré ces différences on peut établir que les spécimens décrits appartiennent à l'espèce *C. hirsuta*.

Dimensions: hauteur = 46—56 μ , diamètre de la coque = 75—94 μ , diamètre de la bouche = 22—28 μ .

Difflugia oblonga Ehr. 1838 var. *curvicaulis* Penard 1899 (fig. 5)

Espèce très intéressante par son caractère écologique. Penard (1902) la considère comme une espèce des eaux froides et typique aux lacs. Miasiaczew (1924) trouvait que *D. oblonga* var. *curvicaulis* est un rélicte postglaciaire apparaissant dans les parties profondes des lacs. Franken (1933) par contre, la rencontre dans de petits bassins. D'autres auteurs la trouvent aussi dans de petits bassins, mais ces spécimens étaient-ils vivants, ou les coques étaient-elles vides? Nous n'avons aucune certitude quant à ce fait.

Fig. 2. *Centropyxis hirsuta* avec les
epines ouvertes

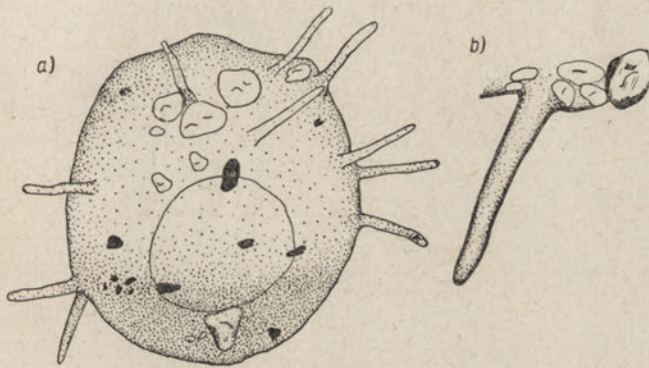
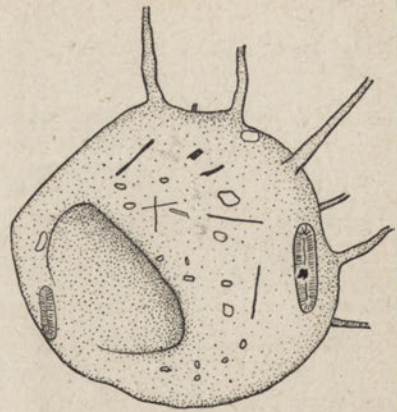


Fig. 3. *Centropyxis hirsuta* avec les epines closes
b) l'épine

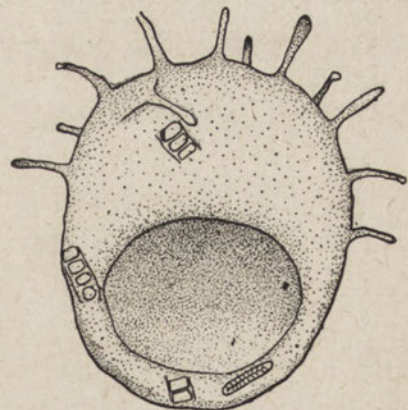


Fig. 4. *Centropyxis hirsuta* avec
trois types d'épines

Dans le littoral du lac Kisajno je l'ai trouvé trois fois: le 20.VI, le long du bord, le 25.VII au fond dans des roseaux et le 5.II dans des prés submergés. Je ne suis pas certain que tous les spécimens aient été vivants, je n'ai une certitude complète qu'en ce qui concerne le spécimen trouvé en hiver. Et c'est l'unique exemplaire vivant de *Testacea* trouvé en hiver. Il semble que cette espèce atteigne son développement maximum en hiver, dans les parties plus profondes du lac.

L'exemplaire trouvé en hiver avait les dimensions suivantes: longueur 256 μ largeur 60 μ , diamètre de la bouche 36 μ , longueur des cornes



Fig. 5. *Diffflugia oblonga* var. *curvicaulis*



Fig. 6. *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* forma *mamrensis*

25 μ . La coque avec des grains de sable adhérents de grosseur irrégulière. Les épines recourbées sous un angle aigu, obtusement terminées, sont couvertes de grains de sable fin. Pseudopodie peu nombreuse, épaisse.

Diffflugia oblonga Ehr. 1838 var. *lacustris* (Penard) 1899, forma *mamrensis* n. f. (fig. 6).

Coque cylindrique, légèrement élargie dans sa partie postérieure, pseudochitinoïde. Près de la bouche recouverte de grains de sable gros, dans sa partie postérieure (supérieure) on voit rarement de fins grains de sable.

Bartoš (1954), Penard (1902) et autres décrivent les spécimens sans appendice dans la partie supérieure de la coque ou avec un très petit appendice. La forme décrite par moi diffère de la forme type par un net appendice et par le manque presque complet de grains de sable

dans la partie postérieure de la coque. L'appendice est très semblable à celui de *Diffflugia oblonga acuminata*.

Tous les spécimens de la population *Diffflugia oblonga* Ehr. var. *lacustris* (Pen.) habitant le littoral du lac Mamry, dans la zone du bord et parmi les roseaux, ont un appendice. Grandeur, comme la forme type.

Caractéristique écologique des espèces trouvées

Ci-dessous la caractéristique écologique des espèces à base des données publiées et de mes observations personnelles¹.

Cochliopodium bilimbosum Auerbach 1856

Espèce rencontrée dans de petits bassins (Pen. 1902, Cash. 1905, Awer. 1906), dans des tourbières (Bart. 1954), dans des lacs, des mers et dans des bassins saumâtres (Awer. 1906). Elle se trouve à la surface du limon et sur la végétation aquatique (Pen. 1902, Cash. 1905, Bart. 1954).

C'est une espèce rencontrée sporadiquement, probablement ubiquiste, trouvée dans la vase de petits bassins et sur des débris végétaux en décomposition. Dans le littoral du lac Kisajno il a été rencontré une fois.

Arcella catinus Pen. 1902 var. *sphaerocysta* Def. 1928

Espèce rencontrée dans de petits bassins et dans des tourbières (Def. 1928), parmi les mousses et les plantes aquatiques (Def. 1928, Bart. 1949).

Dans le littoral du lac Kisajno elle est rencontrée en automne sur le périphyton.

Arcella costata Ehr. 1847

Espèce trouvée dans le littoral du lac (Pen. 1902), dans de petits bassins (Awer. 1906, Cash. 1909, Def. 1927, Bart. 1954) et dans les marécages à sphaignes (Awer. 1906, Cash. 1909). Rencontrée parmi les plantes aquatiques (Bart. 1954, Def. 1927) et dans la vase (Bart. 1954). Kourov est d'avis que cette espèce est typique aux sphaignes. Deflandre affirme que c'est une espèce aquatique typique.

¹ Explication des abréviations des noms: Awer.-Averintzev, Bart.-Bartoš, Bier.-Biernacka, Decl.-Decloire, Def.-Deflandre, Ehr.-Ehrenberg, Gass.-Gassowski, Kour.-Kourov, Krasch.-Krascheninnikov, Marg.-Margalef, Pen.-Penard, Step.-Stepanek, Frank.-Franken, Deks.-Deksbach.

Espèce assez rare, apparaissant parmi les plantes ou sur les plantes aquatiques et les sphaignes, plus rarement dans la vase. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été rencontrée près du bord.

Arcella dentata Ehr. 1838

Trouvée dans de petits bassins (Cash. 1905, Awer. 1906, Kour. 1925, Def. 1927, Bart. 1954), dans des lacs (Awer. 1906, Kour. 1925, Oye 1937), dans des tourbières (Def. 1927). Selon Deflandre c'est une espèce aquatique, spéciale aux eaux très peu minéralisées et se trouvant parmi la végétation aquatique. Rencontrée dans la vase (Bart. 1954) et dans le plancton (Oye 1937).

C'est une espèce eurytopique, apparaissant surtout sur la végétation aquatique. Je l'ai rencontrée près du bord, dans le littoral du lac Kisajno.

Arcella discoides Ehr. 1872

Trouvée dans de petits bassins (Cash. 1905, Def. 1927, Kour. 1925, Bart. 1954), dans des tourbières (Def. 1927, Bart. 1954), dans des lacs et des rivières (Awer. 1906, Bart. 1954), dans des bassins saumâtres (Cash. 1905), elle apparaît parmi les plantes et sur les plantes aquatiques (Def. 1927, Bart. 1954), dans la vase (Bart. 1954), parmi les algues planctoniques, qui se multiplient en masse dans les eaux (Def. 1928, Oye 1937).

Espèce ordinaire, ubiquiste, apparaissant sur la végétation et dans la zone pélagique, plus rarement dans la vase. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée en grandes quantités dans tous les milieux.

Arcella discoides Pen. 1902 var. *bathystimoidea* Štep. 1953

Rencontrée dans la vase et parmi la végétation aquatique (Bart. 1954).

Dans le littoral du lac Kisajno elle n'est rencontrée qu'au fond parmi les roseaux.

Arcella discoides Ehr. 1872 var. *scutelliformis* Playfair 1918

Récoltée dans les tourbières (Def. 1928, Bart. 1954) et dans les rivières (Bart. 1954). Elle se trouve sur les mousses et les plantes aquatiques (Def. 1928, Bart. 1954).

C'est une forme vivante dans les mousses et autres plantes, très peu connue du point de vue écologique. Dans le lac Kisajno elle a été rencontrée dans tous les milieux étudiés, de même que la forme typique. Ubiquiste probablement.

Arcella gibbosa Pen. 1902

Trouvée dans de petits bassins (Cash. 1909, Def. 1928), dans des tourbières (Cash. 1909, Def. 1927) et dans des lacs (Def. 1927).

Paraît préférer les eaux peu minéralisées (Def. 1928, Bart. 1954), parmi les plantes aquatiques (Cash. 1909, Bart. 1954) et dans des bassins marécageux sur des plantes envasées (Cash. 1909).

C'est une espèce aquatique, d'un caractère écologique difficile à définir. Elle est plutôt ubiquiste, apparaissant rarement dans les tourbières. On la récolte assez souvent près du bord du lac Kisajno.

Arcella gibbosa Pen. 1902 var. *bathystoma* Štep. 1953

Elle est récoltée dans la vase et parmi les plantes aquatiques (Bart. 1954).

Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée uniquement près du bord.

Arcella gibbosa Pen. 1902 var. *laevis* Def. 1928

Récoltée parmi les plantes aquatiques (Def. 1928, Bart. 1954), dans les eaux acides (Def. 1928).

Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée uniquement près du bord.

Arcella haemisphaerica Petry 1832

Espèce cosmopolite (Decl. 1955), apparaissant dans de petits bassins (Cash. 1919, Def. 1927, Štep. 1953, Oye 1937), dans des marécages et des tourbières (Pen. 1902, Awer. 1906, Def. 1927, Frank. 1933, Bart. 1954), dans des lacs (Marg. 1955, Oye 1937). Rencontrée parmi les plantes aquatiques (Def. 1927, Štep. 1952, Bart. 1954), dans la vase (Štep. 1952, Bart. 1954); dans le plancton (Oye 1937). Cette espèce euryionique apparaît dans de l'eau fortement calcaire (Def. 1928).

C'est une espèce récoltée en général sur les plantes aquatiques avec des signes distinctifs nettement unquistes. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée près du bord et dans le fond.

Arcella haemisphaerica Perty 1932 var. *undulata* Def. 1928

Récoltée dans de petits bassins (Štep. 1952, Def. 1928), dans des lacs (Oye 1937). Elle apparaît sur les plantes aquatiques (Def. 1928, Štep. 1952, Bart. 1954), dans la vase (Bart. 1954) et dans le plancton (Oye 1937).

Par son caractère écologique elle ne diffère presque pas de la forme type. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et sur le fond.

Arcella megastoma Pen. 1902

Récoltée dans de petits bassins (Def. 1927, Bart. 1954), et dans des rivières (Bart. 1954), sur les plantes aquatiques et dans la vase (Def. 1928, Bart. 1954).

C'est une espèce aquatique, qui ne se rencontre pas dans les mousses. Dans le littoral du lac Kisajno elle apparaît près du bord, sur le fond et sur les périphyton.

Arcella rotundata Play. 1918 var. *aplana* Def. 1928.

Forme trouvée parmi les plantes aquatiques et les mousses (Bart. 1954, Bart. 1949).

C'est une forme ayant de grandes tendances ubiquistes. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et dans le psammolittoral.

Arcella rotundata Play. 1918 var. *alta* Playfair 1918

Récoltée dans des tourbières (Def. 1928) et dans les rivières, parmi les plantes (Bart. 1954).

Il est difficile d'établir le caractère écologique de cette forme qui est assez rare. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et sur le fond, dans la zone des roseaux.

Arcella vulgaris Ehr. 1832

C'est une espèce très commune. Souvent récoltée dans des lacs (Awer. 1906, Kour. 1925, Oye 1937), dans de petits bassins (Cash. 1905, Awer. 1906, Def. 1927, Oye 1937, Kour. 1925), dans des tourbières (Def. 1927), dans des mers et des bassins d'eaux saumâtres (Awer. 1906, Bier. 1950). Apparaît parmi les plantes aquatiques (Cash. 1905, Def. 1927, Bart. 1954, Frank. 1933, Daks. 1925), sur le périphyton (Duplakow 1930).

Certainement ubiquiste typique, apparaissant uniquement dans les milieux aquatiques. Elle apparaît souvent dans les eaux polluées. Espèce euryhaline. Dans le littoral du lac Kisajno on la trouve dans tous les milieux.

Arcella vulgaris. Ehr. 1832 var. *penardi* Def. 1928

Espèce récoltée parmi les plantes aquatiques (Bart. 1954), sur les mousses et les sphaignes (Def. 1928).

C'est une espèce peu connue. Leur caractère écologique est probablement le même que celui de la forme typique.

Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord, sur le périphyton et dans le psammolittoral.

Arcella vulgaris Ehr. 1832 var. *penardi* Def. 1928

Selon Deflandre (1928) et Štepanek (1952) elle est une espèce ubiquiste, aquatique, comme la forme type. Elle est rarement récoltée et peu connue du point de vue écologique.

Dans le littoral du lac Kisajno elle est rencontrée sporadiquement près du bord.

Difflugia amphora Leidy 1867

Espèce récoltée dans de petits bassins (Cash. 1909, Kour. 1925, Štep. 1952, Bart. 1954), dans des lacs et des étangs (Awer. 1906). Elle apparaît sur les mousses et les plantes aquatiques (Cash. 1909, Štep. 1952) et dans la vase (Bart. 1954).

C'est une espèce de petits bassins, rarement rencontrée dans les lacs, apparaissant dans la vase et sur les plantes aquatiques. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord.

Difflugia corona Wallich 1864

Espèce cosmopolite (Oye 1937, Decl. 1955), récoltée dans de petits bassins (Pen. 1902, Cash. 1909, Kour. 1925, Awer. 1906, Def. 1927, Oye 1937, Štep. 1952). Elle apparaît parmi les plantes aquatiques et dans la vase (Def. 1927, Štep. 1952, Bart. 1954).

C'est une espèce de petits bassins, récoltée aux fonds de vase, rarement sur les plantes aquatiques. Dans le littoral du lac Kisajno on ne l'a trouvée qu'au fond, parmi les roseaux, en un seul endroit.

Difflugia elegans Pen. 1890

Espèce rencontrée dans de petits bassins (Pen. 1902, Bart. 1954, Kour. 1925, Štep. 1952), dans des tourbières (Bart. 1954, Def. 1927, Frank. 1933), dans des lacs (Kour. 1925) et dans des rivières (Def. 1927).

C'est une espèce ubiquiste. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée sur le fond parmi les roseaux.

Difflugia globulosa Dujardin 1837

Espèce cosmopolite (Oye 1937, Decl. 1955). Récoltée dans de petits bassins (Cash. 1905, Awer. 1906, Frank. 1933, Oye 1937, Marg. 1955), dans des lacs (Oye 1937, Kour. 1925), dans des tourbières (Cash. 1905, Frank. 1933, Kour. 1925).

C'est une espèce ubiquiste, très répandue. Dans le littoral du lac Kisajno elle n'est récoltée que près du bord.

Difflugia hydrostatica Zach. 1897 var. *lithophila* Pen. 1902

Récoltée dans de petits bassins, dans le fond (Bart. 1954), dans la Baltique et dans la Lagune de la Vistule, dans les eaux saumâtres 5,56‰ (Bier. 1956).

C'est une forme rare. Il est difficile d'en établir le caractère écologique, rencontrée sur le fond des bassins. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée sur le fond parmi les roseaux.

Difflugia lanceolata Carter 1864

Espèce cosmopolite (Decl. 1955), rencontrée dans de petits bas-

sins (Pen. 1902, Cash. 1909, Kour. 1925, Def. 1927, Frank. 1933, Marg. 1955), dans des lacs (Krasch. 1922).

C'est une espèce récoltée dans de petits bassins, très rarement dans des lacs. Dans le littoral du lac Kisajno on la trouve dans la zone de passage, entre la zone de végétation marécageuse et celle du lac.

Diffflugia lobostoma Leidy 1869

Espèce cosmopolite (Oye 1937, Decl. 1955), récoltée dans de petits bassins (Cash. 1909, Oye 1937, Def. 1927, Kour. 1925, Štep. 1952, Frank. 1933, Marg. 1955) et dans des lacs (Awer. 1906, Krasch. 1922), elle apparaît dans la vase et sur les plantes aquatiques (Frank. 1933, Štep. 1952, Bart. 1954).

C'est une espèce typique de petits bassins, apparaissant dans le littoral du lac Kisajno.

Diffflugia mica Frenzel 1897

Espèce rencontrée dans des lacs et de petits bassins (Pen. 1902, Bart. 1954), ainsi que sur le fond des rivières (Bart. 1954).

C'est une espèce récoltée plutôt dans des lacs, elle est assez rare. Dans le littoral du lac Kisajno on la rencontre seulement sur le fond parmi les roseaux.

Diffflugia oblonga Ehr. 1828

Espèce cosmopolite (Decl. 1955), rencontrée dans de petits bassins (Cash. 1909, Frank. 1933), dans des lacs (Krasch. 1922, Awer. 1906) et dans des tourbières (Cash. 1906, Bart. 1954). Espèce ubiquiste, aquatique (Kour. 1925, Def. 1927, Marg. 1955), récoltée dans la Lagune de la Vistule dans les eaux saumâtres, 2,56‰ (Bier. 1956).

C'est une espèce très répandue, ubiquiste, apparaissant en grande quantité dans la vase de petits bassins. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et sur le fond parmi les roseaux.

Diffflugia oblonga Ehr. 1828 var. *acuminata* Ehr. 1838

Récoltée dans de petits bassins (Cash. 1909, Def. 1927, Kour. 1925, Marg. 1955, Frank. 1933) et dans des tourbières (Kour. 1925, Bart. 1954, Marg. 1955), apparaît dans la vase (Cash. 1909, Frank. 1933, Bart. 1954) et parmi des plantes aquatiques (Def. 1927, Bart. 1954). Récoltée également dans des lacs (Awer. 1906, Kour. 1925, Krasch. 1922, Gass. 1936, Marg. 1955) et dans la Baltique dans les eaux saumâtres, 7‰ (Bier. 1956).

C'est une forme cosmopolite et ubiquiste, très souvent rencontrée dans le limon du fond des lacs. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et une fois elle a été trouvée sur le périphyton.

Diffflugia oblonga Ehr. 1828 var. *angusticollis* Štep. 1952

Forme récoltée dans le limon de petits bassins, pH=6,3 (Štep. 1952). Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord.

Diffflugia oblonga Ehr. var. *longicollis* Gass. 1936

Récoltée dans de petits bassins (Cash. 1909, Štep. 1952), dans marécages et les tourbières, dans la vase et sur les plantes aquatiques (Bart. 1954, Marg. 1955).

C'est une forme assez rare, ayant un caractère ubiquiste, sensiblement net. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée près du bord.

Diffflugia oblonga Ehr. 1828 var. *brevicollis* Cash. 1909

Récoltée dans de petits bassins (Cash. 1909, Štep. 1952), dans des tourbières (Cash. 1909). Apparaît dans la vase et parmi les plantes (Cash. 1909, Štep. 1952, Bart. 1954).

C'est une espèce typique de petits bassins, rarement rencontrée dans d'autres milieux. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et sur le fond.

Diffflugia oblonga Ehr. 1928 var. *curvicaulis* Pen. 1899

Trouvée dans les lacs (Pen. 1902, Def. 1927, Awer. 1906, Krasch. 1922, Deks. 1925), dans de petits bassins (Cash. 1909, Štep. 1952, Frank. 1933) et dans des tourbières (Cash. 1909, Bart. 1954). Récoltée dans la vase (Pen. 1902, Bart. 1954, Def. 1927, Štep. 1952, Frank. 1933) et sur les plantes aquatiques (Štep. 1952).

C'est une forme de lac très rarement récoltée dans d'autres bassins. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été trouvée près du bord, sur le fond dans la zone des roseaux et dans les prés submergés (5 m de profondeur).

Diffflugia oblonga Ehr. 1828 var. *lacustris* Pen. 1899

Récoltée dans des lacs (Pen. 1902, Kour. 1925, Krasch. 1922), dans de petits bassins (Cash. 1909, Def. 1927, Frank. 1933), dans la Baltique, dans les eaux saumâtres, 7‰ (Bier. 1956). Vit dans le limon (Pen. 1902, Def. 1927, Frank. 1933, Bart. 1954) et sur les plantes aquatiques (Pen. 1902, Def. 1927, Bart. 1954).

Cette forme de lac apparaît dépendant souvent dans de petits bassins. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée près du bord et sur le fond dans la zone de roseaux.

Difflugia tuberculata Wall. 1864 var. *laevis* Pen. 1912

Trouvée dans de petits bassins marécageux (Kour. 1925), apparaît dans la vase (Bart. 1954).

Cette forme est peu connue, il est probable que ce soit une forme typique aux petits bassins. Dans le littoral du lac Kisajno elle est rencontrée près du bord.

Centropyxis aculeata Stein 1857

Espèce cosmopolite (Def. 1929, Decl. 1955), rencontrée dans de petits bassins (Cash. 1905, Kour. 1925, Def. 1927, Oye 1937, Štep. 1952, Bart. 1954) dans des lacs (Kour. 1925, Oye 1937, Bart. 1954), dans la Baltique (Levander 1901), dans la Lagune de la Vistule, dans les eaux saumâtres, 1,97‰ (Bier. 1950) et dans des tourbières (Cash. 1950, Bart. 1954, Def. 1927). Elle apparaît sur les plantes aquatiques, sur les sphaignes et sur d'autres mousses (Cash. 1905, Def. 1927, 29, Štep. 1952), ainsi que dans la vase au fond (Štep. 1952).

C'est une espèce typiquement ubiquiste, habitant les milieux de toutes sortes d'eaux. Dans le littoral du lac Kisajno elle domine dans tous les milieux.

Centropyxis aculeata (Ehr.) Stein 1857 var. *grandis* Def. 1929

Espèce typiquement aquatique, trouvée dans des étangs et des rivières (Def. 1929, Bart. 1954).

Dans le littoral du lac Kisajno on la rencontre sporadiquement sur le périphyton et sur le fond parmi des roseaux.

Centropyxis aculeata (Ehr.) Stein 1857 var. *oblonga* Def. 1929

Forme cosmopolite (Def. 1929). Récoltée dans toutes les sortes de bassins d'eau douce (Def. 1929, Bart. 1954). Elle se trouve surtout sur les plantes aquatiques (Def. 1929), dans la vase (Štep. 1952). Rencontrée ensemble avec *C. aculeata* (Def. 1929).

Forme assez rare, peu connue, probablement ubiquiste, séjournant plutôt sur les plantes. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été récoltée sur le périphyton et dans le psammolittoral.

Centropyxis constricta Ehr. 1838

Cette espèce a, le plus souvent, été récoltée dans les marais et les tourbières (Cash. 1909, Bart. 1954, Kour. 1925, Def. 1929), dans de petits bassins, dans le littoral des lacs (Cash. 1909, Def. 1929, Kour. 1925). Espèce euryhaline, trouvée dans la Baltique et la Lagune de la Vistule dans les eaux saumâtres, 1,9‰ (Bier. 1956). Elle apparaît cependant, le plus souvent, sur les mousses humides et

autres plantes submergées (Bart. 1949, 1950, 1954). Elle a aussi été rencontrée sur les roches humides (Cash. 1909).

Espèce ubiquiste, rencontrée le plus souvent sur les plantes. Dans le littoral du lac Kisajno récoltée près du bord, ainsi que dans la zone des roseaux sur le fond et le périphyton.

Centropyxis discoides Pen. 1902

Espèce cosmopolite (Decl. 1955, Def. 1929), trouvée dans de petits bassins (Štep. 1952), indifférente à la minéralisation de l'eau (Def. 1929). On la rencontre surtout sur les plantes submergées (Def. 1929), dans la zone pélagique (Def. 1927, Bart. 1954), trouvée aussi dans les vases au fond de petits bassins (Štep. 1952).

C'est très probablement une espèce ubiquiste. Dans le littoral du lac Kisajno elle a été récoltée en grandes quantités dans tous les milieux.

Centropyxis ecornis Ehr. 1838

Espèce cosmopolite (Oye 1937, Decl. 1955, Def. 1929), rencontrée dans des tourbières et des marécages (Def. 1929, Kour. 1925, Def. 1929), dans de petits bassins (Štep. 1952, Kour. 1925, Def. 1927), dans le littoral des lacs (Kour. 1927). Récoltée sur diverses sortes de mousses. Quoique Deflandre (1929) la considère comme espèce hydrophile, elle a été trouvée par Bartoš (1950) sur des mousses subaériennes. Espèce récoltée sur des mousses humides et submergées (Cash. 1909, Def. 1927, 1929, Štep. 1952), dans des zones pélagiques parmi des algues formant le plancton (Def. 1927), dans le limon au fond de bassins (Štep. 1952).

C'est une espèce ubiquiste, rencontrée tout autant sur les plantes aquatiques submergées que sur les mousses légèrement humides, en train de sécher. Dans le littoral du lac Kisajno elle est récoltée en grandes quantités dans tous les milieux.

Centropyxis gibba Def. 1929

Espèce trouvée dans des tourbières et des marécages (Def. 1929, Bart. 1954), dans de petits bassins (Štep. 1952), apparaît dans des mousses et entre autres sur les sphaignes (Def. 1929, Bart. 1954).

C'est une espèce peu connue du point de vue écologique, rencontrée le plus souvent dans les mousses humides ou submergées. Dans le littoral du lac Kisajno récoltée sur le périphyton et sur le fond parmi les roseaux.

Centropyxis haemisphaerica Wailes 1913

Espèce apparaissant sur les plantes aquatiques ou dans la zone pélagique de petits bassins (Def. 1929, Bart. 1954).

Dans le littoral du lac Kisajno récoltée sur le fond et dans le psam-molittoral.

Centropyxis hirsuta Def. 1929

Espèce récoltée dans des tourbières (Def. 1929), rencontrée sur les plantes aquatiques submergées (Def. 1929, Bart. 1954).

Dans le littoral du lac Kisajno rencontrée près du bord, sur le fond parmi les roseaux et en grandes quantités sur le périphyton.

Centropyxis spinosa Cash. 1909

Espèce trouvée le plus souvent dans les tourbières à sphaignes (Cash. 1909, Def. 1929, Bart. 1954), plus rarement dans de petits bassins (Štep. 1952). Apparaît surtout sur les sphaignes submergées ou humides (Def. 1927, 1929, Štep. 1952) et parmi d'autres plantes aquatiques.

C'est une espèce récoltée parmi les mousses et ayant de nettes tendances ubiquistes. Dans le littoral du lac Kisajno elle est rencontrée près du bord, sur le périphyton et dans le psammolittoral.

Centropyxis arcelloides Pen. 1902

Espèce cosmopolite (Decl. 1955, Def. 1929, Oye 1937). Ubiquiste (Kour. 1925), se trouvant le plus souvent dans de petits bassins et dans des marécages (Pen. 1902, Oye 1937, Kour. 1925, Def. 1929, Štep. 1952), ainsi que dans des ruisseaux (Def. 1929). Récoltée sur des mousses, entre autres sur les sphaignes, ainsi que sur d'autres plantes aquatiques (Cash. 1919, Bart. 1954, Oye 1937, Def. 1929, dans la vase (Štep. 1952).

Espèce ubiquiste. Dans le littoral du lac Kisajno récoltée près du bord et dans le psammolittoral.

Euglypha acantophora Ehr. 1843

Espèce cosmopolite, rencontrée dans des marécages et des tourbières (Def. 1927, Frank. 1933, Kour. 1925, Bart. 1949, 1954), dans de petits bassins (Frank. 1933, Štep. 1952, Kour. 1925, Def. 1927). Apparaît sur d'autres mousses et sphaignes (Pen. 1902, Cash. 1915, Def. 1927, Bart. 1949, Štep. 1952, Marg. 1955), formant le plancton (Štep. 1952, Marg. 1955) et dans le limon (Frank. 1933). Récoltée également dans littoral des lacs (Krasch. 1922, Kour. 1925).

C'est une espèce rencontrée parmi les mousses et ayant un caractère nettement ubiquiste. Dans le littoral du lac Kisajno récoltée sporadiquement près du bord.

Euglypha filifera Pen. 1890

Espèce qui, selon Kourov (1925), serait typique aux tourbières. Récoltée dans de petits bassins (Štep. 1925), sur les sphaignes et autres mousses et parmi les plantes aquatiques (Cash. 1951, Pen.

1902, Def. 1927, Bart. 1954, Štep. 1952), dans le limon (Štep. 1952) et parmi les algues bentoniques (Def. 1927).

C'est une espèce récoltée parmi les mousses, apparaissant rarement dans d'autres milieux. Dans le littoral du lac Kisajno récoltée sporadiquement près du bord.

BIBLIOGRAPHIE

1. Averaintzev S., 1906. Die Susswasser Rhizopoden. Tr. St. Peter. Obsc. 31 (2):1—346.
2. Bartoš E., 1949. Drobnohledna fauna slovenskych machov. Prir. Sb., 4: 1—16.
3. Bartoš E., 1950. Additions to knowledge of moss-dwelling fauna of Switzerland. Hydrobiologia.
4. Bartoš E., 1954. Korenonožce radu *Testacea*.
5. Biernacka I., 1956. Przyczynek do znajomości pierwotniaków Zalewu Wiślanego. Pol. Arch. Hydrobiol., 3: 43—68.
6. Biernacka I., 1957. The plankton of Rożnów lake in June 1957. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (2): 147—159.
7. Biernacka I., 1957. Seasonal changes of the Protozoen fauna in activated sludge of the purifier in Danzing. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (2): 51—69.
8. Bugayski W., 1930. Über die Ernährung der Kaulquappen von *Rana Arvalis* Nils. in Teichen. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 5: 285—305.
9. Cash J., 1905—1919. The British fresh water Rhizopoda and Heliozoa Vol. I—III. Ray Society.
10. Cabejszek I., Malinowski Z., Stanisławska J., 1959. Seston of the Vistula river in the sector Góra Kalwaria—Płock. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (2): 29—49.
11. Decloître L., 1955. Rhizopodes Thecamoebiens du Venezuela. Hydrobiologia, 8: 325—372.
12. Deflandre G., 1926. Matériaux pour la faune rizopodique de France Fenille de Nat., 33: 169—170.
13. Deflandre G., 1927. Matériaux pour la fauna rhizopodique de France. III. Bull. Soc. Zool. de France, 32: 496—519.
14. Deflandre G., 1928. Le genre *Arcella*. Arch. f. Protk., 66: 152—287.
15. Deflandre G., 1929. Le genre *Centropyxis*. Arch. f. Protk., 67: 322—375.
16. Deksbach N. K., 1925. Der Boden der Seen zu Kossino als Milieus und seine Bewohner. Arb. der Biol. St. zu Kossino Lif., 3: 49—61.
17. Ehrenberg K., 1841. Über die von Herr Prof. Goeppert aus Bresslau. Ber. Verhandl. Konigl. Preuss. Akad. Wissensch. Berlin.
18. Franken R., 1933. Die beschlachten Wurzelfussler der Kipshagener Teiche. Naturw. Ver. Bielefeld, 6: 189—226.
19. Gassowski G. N., 1936. Quelque Rhizopode nouveau des lacs en Karelíe. Berichte der Biologischen Borodin Station, 8 (2): 101—123.
20. Gessner Fr., 1932. Der Moosbewohner ein Hochmoore in Altvatergebirge. Arch. f. Hydrobiol., 23.
21. Harnisch O., 1924. Studien zur Oekologie der Moosfauna. Biol. Zentrbl., 44 (3): 110—127.
22. Krascheninnikov S. O., 1924. Beobachtungen über die Verbreitung der Rhizopoden in See Glubokoje. Arch. Soc. Russe Protist., 2: 39—59.

23. Kourov O., 1925. Faune Rhizopodique des bassins de Kossino. Arb. der. Biol. St. zu Kossino. Lief, 2: 43—68.
24. Lindeman E., 1916. Beitrage zur Kentnis des Seenplanktons der Provinz Posen. Zeit. der Naturwiss. Posen (3): 2—31.
25. Margalef R., 1955. Contribution al estudio de fauna de los aguas dulces del Noroeste de Espana. Publ. Inst. de Biol. Apl., 21: 139—142.
26. Miesiacew I., 1924. Iskopajemaja fauna Kossinskich ozier. Tr. St. Biol. Koss., 1: 3—24.
27. Minkiewicz S., 1914. Übersicht der Fauna der Tatra-Seen. Spraw. Kom. Fyzyogr. T. XLVIII. Dział II.
28. Oye van P., 1937. Rhizopoden von Haiti. Arch. f. Hydrobiol., 32: 320—332.
29. Penard E., 1902. Faune Rhizopodique du bassin du Leman. Genève.
30. Selmick O., 1906. Die Bewohner von Moosrasen Ostpreussen. Schr. der Physik.-Ökon. Geselsch. Königsberg: 58—64.
31. Steinecke F., 1934. Die Leit-Assoziationen unter dem Mikroorganismus. Schr. der Physik.-Ökon. Gezelsch. Königsberg, 66 (1).
32. Štepanek M., 1952. *Testacea* of the pond of Hradek at Kunratice Acta Mus. Nat. Prag., 8B (3). Praha.
33. Štepanek M., 1953. The Rhizopodes as biological indicators of the contaminations of water. Acta Rerum Natur. Distr. Ostraviensis, 14 (3/4): 470—505.
34. Štepanek M., 1954. Krytenky (*Testacea*) z Krkonš. Čas. Ces. Nar. Musea, 123 (1): 96—110.
35. Siemińska J., 1955. The river Brynica from the point of view of hydrobiology and fishery. Pol. Arch. Hydrobiol., 3.
36. Zacharias O., 1911. Das Süßwasser-Plankton. Aus Natur und Geisteswelt, 156. Leipzig—Berlin.

H. Klimowicz

Daily Temperature variations in a small water pool in Cairo

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 1 February 1960

Temperature variations in the shallow water pools located in moderate climatic zone has been rather well explored. Woronkov and Korsunski (1910) working on the biology of small European water pools, described their thermal conditions. Attempts were made by Wessenberg-Lund (1912) and Alm (1926) to characterize thermal conditions of the lake littoral, and data obtained by them concern also the shallow water pools. Pesta (1933) reported interesting temperature changes from small water pools in mountains. The first however detailed thermal characteristics of small water pools was given by Gieysztor in 1934. The same author in 1960 described thermics of the lake littoral. The other papers concerning this subject were published by: Sedlmeyer (1931), Weimann (1933), Decksbach (1935), Brandt (1936, 1937) and Pichler (1937, 1939). The only reference I can make concerning thermics of small water pools in tropical and Mediterranean zone are data given by Smith (1949), who recorded daily changes of water temperature in Siwa oasis in Egypt.

The following paper presents the results of measurements of daily temperature variations in a small water pool in Cairo. Studies on the year thermic cycle was not possible because of my limited stay in Egypt.

Methods and character of the investigated pool

The water pool in the Botanical Garden of the Agricultural College of the Cairo University was the object of our studies on thermics in small water pool in Egypt. Length and width of this pool were: 41 and

12 m. respectively and maximum depth from 35—45 cm. The pool was supplied very seldom with water from the water pipes and during the observation period the water deficit was not supplemented. The pool was also connected by a canal with the system irrigating cultivated fields. As no natural small water pool could be found near Cairo all the measurements were performed on this artificial pool devoid of shallow littoral places.

Temperature variations of water were recorded each hour simultaneously with the air temperature, on 15th, 16th, 29th and 30 of June and on 6th and 7th of July 1959. Thermometer with 0.1°C. accuracy was used. The measurements were begun in the morning and were finished at the same time in the next day. Thermometers were usually immersed in the shaded part of the pool or were put between plants. The choice of place for temperature measurement was especially difficult in the midday when the sun rays fall downright. The measurements were made at a depth of 1, 10, 20, 30 and 40 cm. with thermometer hung on two strings fixed to a buoy, the required depth was reached by appropriate manipulation of strings. The air temperature in the Botanical Garden was measured between dense bushes. To examine the effect of microclimate on the temperature changes the control measurements of air temperature were performed on the open university stadium 1 km. apart from the Botanical Garden.

Table I

Amplitude of diurnal temperature variations of air and water
at different depths in a small water pool

| Temperature | Minimum at 6 A.M. | Maximum at 2 P.M. | Amplitude of diurnal temperature variations |
|-----------------|----------------------|----------------------|--|
| Temp. of air | 19.6° | 31.4° | 11.8° |
| Temp. of water: | | | |
| 1 cm. depth | 20.6° | 30.8° | 10.2° |
| 10 cm. depth | 21.8° | 28.5° | 6.7° |
| 20 cm. depth | 22.0° | 27.8° | 5.8° |
| 30 cm. depth | 22.0° | 25.5° | 3.5° |
| 40 cm. depth | 22.4° | 24.9° | 2.5° |

The presented figures are arithmetic means from daily measurements performed at the same time in three subsequent days; diurnal temperature variations being almost the same in the days of experiment: e. g. minimum air temperatures were on the 15th and 29th of June and 6th of July: 19.5, 19.5 and 19.8°C. respectively and maximum temperatures in the same days: 30.6, 31.2, and 32.4°C. respectively. Min. and

max. temperatures varied significantly only in the superficial water layer i.e. 1 cm. under the surface. Minimum temperatures noted at this depth on 15th and 29th of June and 6th of July were: 20.2, 20.8, 20.8°C. respectively. Maximum temperatures in the same days were: 30.6, 30.7 and 31.1°C. respectively. In deeper layers these differences were even smaller and at the bottom (30—40 cm.) disappeared completely. The lowest minimum air temperature was then 19.5°C. and the highest maximum temperature 32.4°C. The lowest minimum temperature in the superficial layer of the water pool was 20.2°C. and the highest maximum temperature 31.1°C. The lowest minima and the highest maxima in the deeper layers of the pool were almost the same: for instance (see fig. 1) in the last days of June and first days of July the maximum at 2 p.m. 10 cm. under the surface was 28.5°C. while the highest maximum, noted at 2 p.m. was 0.3° higher.

Characteristics of temperature variations

The results of daily temperature measurements are presented in tab. I and on fig. 1.

The average temperature amplitude for a week calculated from tab. III given by Williams (1923) for the desert near Cairo in August was 12°C.: the highest amplitude in this area at the same time was 14.7°C. The average daily temperature amplitude found in the air above the water pool in the last days of June and beginning of July was 11.8°C.: the highest amplitude noted during a day was 12.9°C. Comparative measurements performed on stadium showed that temperature was there 1—3°C. higher in the day and 0.8°C. higher at night as compared with temperatures in the garden.

Temperature amplitude of water depended mainly on the depth of the investigated layer (see tab. I): for instance 1 cm. under the surface it was 10.2° C. and 40 cm. under the surface it dropped to 2.5°C. It was concluded that temperature changes of air and superficial water layers were very similar during a day. The same observations were made by Smith (1949) on the small water pool in Siwa oasis; thermal maximum of the air being only lower and minimum higher in Cairo than in Siwa oasis.

Curves illustrating daily temperatures are typical: i.e. the air temperature rised rapidly from its minimum before sunrise, while in water the temperature increased slower. The shallow places were warmed sooner than deeper layers. About 8 a.m. temperature of air and water reached homothermia i.e. the state at which temperatures of air and water from the surface to the bottom were in equilibrium. This air-water

homothermia was not complete because of small differences between temperatures of superficial and bottom layers in the pool but these differences did not exceed 0.5°C . Greater range of temperatures were observed during homothermia in the air especially when temperatures were measured in shadow and in places exposed to sun. Temperatures however measured in shadow about 150 cm. above the ground were the same as those of water. Temperature differences in air in various places

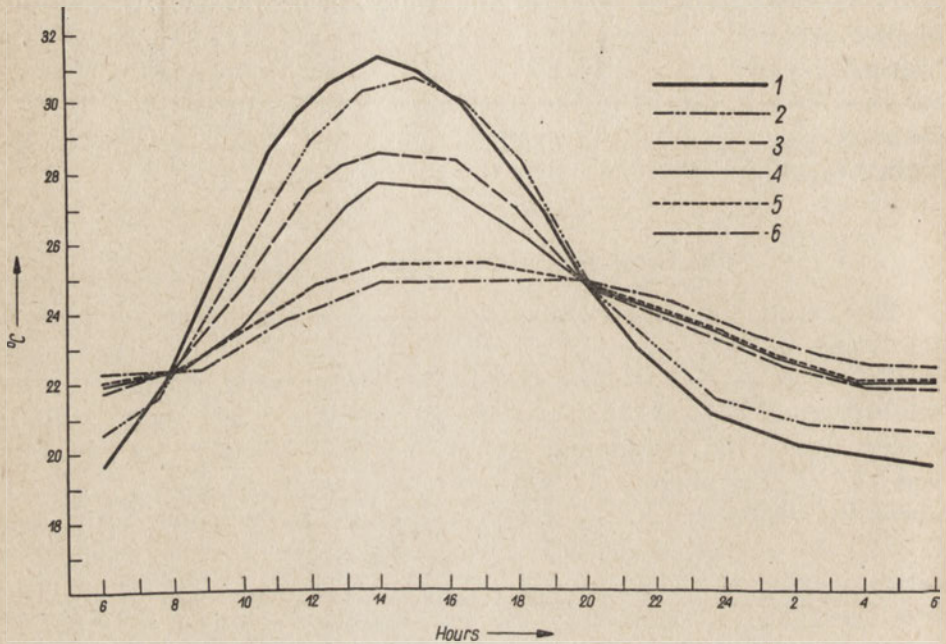


Fig. 1. Diurnal temperature variations of air and water in a small water pool in Cairo; average temperatures from three subsequent determinations.

1 — air temperature, 2 — water temperature at 1 cm. depth, 3 — water temperature at 10 cm. depth, 4 — water temperature at 20 cm. depth, 5 — water temperature at 30 cm. depth, 6 — water temperature at 40 cm. depth

were as great as 1.4°C . at 9 a.m. and increased during the day. After morning air-water homothermia (22.4°C .) at about 8 a.m. temperature of air increased rapidly during 3—4 hrs. The same changes were observed in the shallow parts of the pool. The rate of temperature increase was lowered before reaching maximum. The maximum temperature in air was observed at 2 p.m. and in the superficial layer of the pool about 3 p.m.; temperature of air decreased then rapidly, and temperature of water dropped gradually, and very slowly. The decrease of temperature 40 cm. under the surface was observed just after the

evening air-water homothermia. The rate of temperature drop after thermal daily maximum both in air and water gradually decreased: the drop being more rapid in the shallow parts of the pool than in deeper layers. The air-water homothermia was established at 24.8°C . about 8 p.m. By this time temperature differences noted in air were greater than those observed during morning homothermia and amounted to 3.0°C . Temperature measured 150 cm. above the ground in the city was 6.5°C . higher than that observed in the garden by near the water pool. Temperature on the stadion was higher by 4.0°C . than that in the garden. Temperature of water 1 and 40 cm. under the surface during the evening homothermia was the same i.e. 24.9°C . from this point to daily thermal minimum temperatures of air and water decreased more and more slowly; a little faster in air than in water. In the water pool the decrease of temperature was noted during the whole night; temperature being the same from the surface to the bottom due to the convection currents. The reversed thermal stratification was not observed. An hour before the sunrise i.e. about 5^{30} a.m. air temperature decreased faster than at night, but this was not observed in water even in the shallow parts of the pool. Thermal minimum for water and air was found about 6 a.m.

Days in which the observations were performed were very bright and the sky remained cloudless, temperature therefore of air was always a little higher than that in water from the morning homothermia till 4^{30} p.m. In this artificial pool devoid of littoral shelves temperature of water at noon never exceeded temperature of air. The opposite temperature relation (fig. 2) was observed by Gieysztor (1934) in a small water pool in moderate climatic zone: under these conditions temperature of water in shallow places at noon in a bright day could be higher than the air temperature.

Temperature variations (fig. 1) in the investigated pool were observed primarily in the day; at night, between evening and morning homothermia temperature varied from 24.8 — 20.6°C . in the shallow parts of the pool i.e. the amplitude did not exceed 4.2°C . 40 cm. under the surface temperature variations were more uniform: before noon temperature rised to its maximum and remained on this level till the evening air-water homothermia, then it was gradually decreased till morning. For comparison it should be mentioned that in small water pool in central Europe (Gieysztor 1934, see fig. 2) diurnal amplitude resulted both from the day rise and the night fall.

It seemed that marked temperature variations of air, characteristic for Cairo climate should be followed by the corresponding temperature variations in water. It had to be concluded however that pronounced

changes of temperature concerned only air and superficial water layers. Even temperature variations of the air were moderated due to specific situation of the investigated pool: maximum observed in the Botanical Garden was lower by 2.4°C . as compared with maximum on stadium.

Temperature differences in various places of the pool during thermal minimum before the sunrise were no higher than 0.4°C . These differences were mainly due to a faster cooling of water near the land

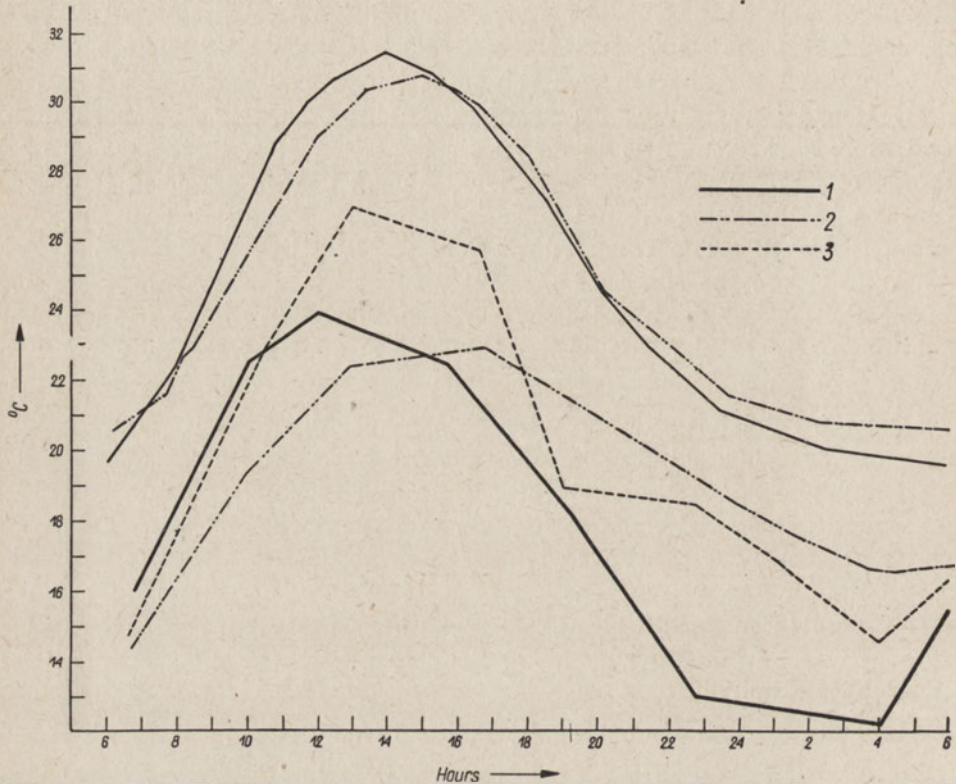


Fig. 2. Diurnal temperature variation of the air and superficial layers of water in small water pools in Cairo and Europe. Two upper curves concern Cairo, the lower ones concern Central Europe, Poland (after Gieysztor 1934).
1 — air temperature, 2 — water temperature at 1 cm. depth, 3 — water temperature at the shore ridge

at 1 cm depth, than in central parts of the pool. The reversed vertical thermal stratification was not observed. This observation is in agreement with the results obtained by Gieysztor (1934, 1960) and Paschalski (1959) on the horizontal thermal differentiation in the water pool. The pronounced horizontal differentiation in the investigated pool was observed in day, but disappeared in the evening and uniform tempera-

ture remained till the morning throughout the night. Thus in the investigated pool in Cairo like in small water pools in Europe the whole scale of temperature changes was noted during the day, resembling the year cycle of temperature variations in deep lakes in moderate climatic zone. Straight thermal stratification characteristic for lakes in summer in the moderate climatic zone, was noted during the day, especially in the afternoon: upper layers were warmer than lower ones. In the evenings colder air cooled the superficial layers of water. The decrease of temperature took place throughout the night with simultaneous mixing of water from the surface to the bottom. Thus phenomenon occurs in deep water lakes in moderate climate in autumn and spring. Diurnal temperature variations in the small water pool in Cairo resembled those noted in Central Europe in summer.

Woronkov and Korsunskij (1910) indicated that temperature variations in superficial layers of small water pool in Central Russia may come to 20°C . Similar results (fig. 2) were obtained by Gieysztor (1934) and Pichler (1939). Smith (1949) reported similar daily amplitude in a small water pool in Siwa oasis in April. Daily variation in the air temperature above the water pool in the Cairo Botanical Garden did not exceed 11.8°C .; corresponding variations in the superficial water layer was only 10.2°C . These small daily changes seem to be connected primarily with the lack of littoral shelves. It should be also emphasized that the night minimum was influenced by the temperature of the land, strongly warmed in day and non-cooled at night. Williams (1924, 1924a) observed that nights near Cairo were windless, winds blew only on day especially in the afternoon. Nights in the observation period were also windless: weak winds noted at sunrise and sunset did not affect the water mirror of the pool well sheltered with bushes. Complete silence was observed at noon in the Botanical Garden in contrast with the observations made by Williams.

The results obtained by Pest (1933) indicated that diurnal temperature amplitude of a small water pool is very often influenced by its altitude. The higher is the altitude of the pool the greater it shows diurnal temperature variations, characteristic for the mountain climate. Cairo is situated in the Nile delta about 20 m. above the sea level, and such location lowers diurnal temperature variations of land and water.

The above paper constitutes the first part of the work I have performed in Egypt. It was made possible by the scholar ship offered me on cultural exchange program between Polish Republic and the United Arabian Republic.

I should like to express my great gratitude to prof. dr. M. Gieysztor for grating me the leave and advice in preparing the work for publication. I am very much indebted to: Ahmad Naguib Ph. D., Fahmy Ramadan Ph. D. and Bakir Otiefa Ph. D. for help in organizing my studies in the National Research Centre and the Cairo University. I wish to express my hearty thanks to H. Stolarczyk M. A. — my companion in more difficult expeditions. I should also like to record my thanks to Mrs.: Ahmad Baiumi, Ahmad Swelim M. A., Khalil Ahmad Diab M. A. and Tarik Labib M. A. and other Arabian colleagues for their great kindness and help.

BIBLIOGRAPHY

1. Alm G., 1926. Notizen über Uferwassertemperaturen des Seen im Frühling. Arch. für Hydrobiol., 17.
2. Brandt A., 1936. Temperaturschwankungen an kleinen Waldgewässern. Arch. f. Hydrobiol., 30.
3. Brandt A., 1937. Das thermische Kleingewässerjahr. Bioklim. Beiblätter (1).
4. Decksbach N. K., 1935. Uferwassertemperaturen der Seen und Teiche und Ihre Bedeutung für die Wasserfauna und Flora. Arch. f. Hydrobiol., 28.
5. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.
6. Gieysztor M., 1960. On the thermal conditions of the littoral zone of lakes. Pol. Arch. Hydrobiol., 7 (20).
7. Paschalski J., 1929. Observations of environment conditions in small ponds in the Warsaw district. Ekologia Polska — seria A, 7 (1).
8. Pesta O., 1933. Beiträge zur Kenntnis der limnologischen Beschaffenheit ostalpiner Tümpelgewässer. Arch. f. Hydrobiol., 25.
9. Pichler W., 1937. Temperaturmessungen an einem Tümpel. Bioklim. Beiblätter (1).
10. Pichler W., 1939. Unsere derzeitige Kenntnis von der Thermik kleiner Gewässer. Thermische Kleingewässertypen. Int. Revue der ges. Hydrob. u. Hydrogr., 38.
11. Sedlmeyer K. A., 1931. Ein Beitrag zur Klimatologie des Teiches. Zeitschrift. f. Fischerei u. d. Hilfsw., 39.
12. Smith C. L., 1949. The armstrong College Zoological Expedition to Siwa Oasis. (Libyan Desert) 1935. The Waters of the Oasis. Proc. of the Egyptian Acad. of Sc. Vol. IV.
13. Weimann R., 1933. Hydrobiol. u. hydrograph. Untersuchungen an zwei teichartigen Gewässer, Beih. z. Bot. Zentralbl. Abt. II, 51.
14. Wesenberg-Lund C., 1912. Über einige eigentüml. Temperaturverhältnisse in der Litoralregion der balt. Seen und deren Bedeutung. Int. Revue der ges. Hydrob. u. Hydrogr., 5.
15. Williams C. B., 1923. A short bio-climatic study in the Egyptian desert. Technical and Scientific Service Bulletin 29. Ministry of agriculture. Egypt.
16. Williams C. B., 1924. Bioclimatic observations in the Egyptian desert in march 1923. Technical and Scientific Service Bulletin. 37. Ministry of agriculture. Egypt.
17. Williams C. B., 1924a. A third bioclimatic study in the Egyptian desert. Technical and Scientific Service. Bulletin 50. Ministry of agriculture. Egypt.
18. Woronkow N., Korsunskij D., 1910. K biologii mielkich wodojomow. Rab. Hydrob. Stancji na Głub. Oz., 3.

H. Klimowicz

Rotifers of the Nile canals in the Cairo environs

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 20 June 1960

Introduction

For the investigation of the *Rotatoria* fauna occurring in the Nile canals, 12 series of qualitative samples were taken in 1959 (February 25th till July 4th). Canals run in the Nile delta at a distance about 20 km from the Cairo suburb Shubra.

Rotifers discussed in this paper originate from two types of canals: 1) canals contaminated by industry sewages¹; 2) serving for irrigation of cultivated fields. Both types of canals form independent systems, not joining in the observed territory, although running in many places side by side. Each canal system spreads over a territory of several tens of kilometers. Its junction with the Nile was hard to find.

The width of canals contaminated by industry sewages fluctuated up to 5 m., their depth — from several centimeters to 2 m. Canals consisted of segments from 1 to several km. long, jointed by pipes. Water current in the canal segments was discernable in most cases only near the pipes, its direction was sometimes changing, which depended on the quantity of water let in by the factories to the segment.

Canals irrigating the cultivated fields (including navigable canal near Shubra) were still more various. Their width also fluctuated from 0.5 m. to 20 m., and their depth from several cm. to 3 m. Water current in the large canals was always discernable but never strong.

The minor canals irrigating the cultivated fields consisted of segments

¹ Unfortunately I had no chance to know the results of chemical analyses of sewage water, which were carried out during my own research.

like the canals contaminated by sewages. Water current was discernable in them only during supplementing their water losses. Colour of water in the major irrigating canals was the same as of the Nile. In the minor canals water was turbid which was caused by pumping. Water in contaminated canals was of a grayish blue colour and a stilt smell. The turbidity of water decreased with the distance from the pipes of sewers. In a few instances segments of canals were found with water clear to the bottom. In this case the depth did not exceed 1 m.

The entire bottom surface of the canals — contaminated and pure — was covered by a black viscous silt layer, slightly grayish or brownish after dessication.

Rarely in the shallow irrigation canals, a sandy bottom was found, but always with some silt. In the irrigation and in the pure segments of the sewage canals, the bottom was covered by a vascular vegetation. Contaminated segments of canals receiving a number of sewages were devoid of any visible vegetation.

The water level of all the canals except for the larger irrigation canals underwent considerable fluctuations: this was caused by the extremely intense evaporation in the irrigation canals and by the irregular outlet of sewage from the factories in the contaminated.

Methods of samplig and of examination of the collected material have been described in my former publication (Klimowicz 1961a). It should just be mentionned that a net of mill gauze Nr 25 was used for the catch. As a rule plankton was collected, but if the scarce water plants were found, catch was tried among the water vegetation to enrich the faunistic list of *Rotatoria*. In the usually shallow canals (except for the navigable) the net often dragged the superficial layer of silt together with its *Rotatoria* fauna. For that reason not only the planktonic but also the benthic *Rotatoria* have been included in this paper. The samples with their living fauna were studied in the laboratory on the day of catch sampling. The unstudied material was kept in refrigerator till the next day.

In the tab. I concerning *Rotatoria* of contaminated canals, numbers near the names of *Rotatoria* species indicate their degree of dominance or adominance. Numbers concerning the dominance are approximate; inform us about the relative frequency of particular species found in the sample.

For two months a series of samples was taken every week from each of the two contaminated canals. The study of the canal was performed in spring, that of the canal II — in summer. Samples from the irrigation canals were collected sporadically.

Methods described in the former paper (Klimowicz 1961a) were applied for establishing the dominations of species, which supplied data for determination the frequency of species occurrence within the period of 1 or 2 months.

Table I

List of Rotatoria from the canals contaminated by industry sewers

| No. | Date of catch Name of species | Canal No. 1 | | Canal No. 2 | |
|-----|---|-------------|------|-------------|-----|
| | | months | | months | |
| | | II-III | IV-V | V-VI | VII |
| 1 | <i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig) | 2 | - | - | - |
| 2 | <i>Brachionus calyciflorus</i> <i>amphicerus</i> Ehrenberg | 1 | 1 | - | - |
| 3 | <i>Brachionus calyciflorus</i> dorcas (Gosse) | - | - | 6 | 10 |
| 4 | <i>Brachionus calyciflorus</i> spinosus Wierzejski | - | - | - | 4 |
| 5 | <i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg | - | 9 | - | - |
| 6 | <i>Brachionus urceolaris</i> O. F. Müller | 4 | 3 | 7 | - |
| 7 | <i>Cephalodella catelina</i> (O. F. Müller) | 5 | - | - | - |
| 8 | <i>Cephalodella tenuiseta</i> (Burn) | - | 4 | - | - |
| 9 | <i>Colurella bicuspidata</i> (Ehrenberg) | - | - | 15 | - |
| 10 | <i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse) | - | - | - | 8 |
| 11 | <i>Eosphora najes</i> Ehrenberg | - | - | 12 | - |
| 12 | <i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois et Daday) | - | 6 | 9 | - |
| 13 | <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg | - | - | - | 9 |
| 14 | <i>Lepadella patella</i> (Müller) | - | - | 14 | - |
| 15 | <i>Lecane tenuiseta</i> Harring | - | - | 11 | - |
| 16 | <i>Mytilina crassipes</i> (Lucks) | - | - | 1 | 1 |
| 17 | <i>Philodina citrina</i> Ehrenberg | 6 | 7 | 2 | 2 |
| 18 | <i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg | - | - | - | 7 |
| 19 | <i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg) | - | - | 8 | - |
| 20 | <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin | - | - | 13 | - |
| 21 | <i>Rotaria citrina</i> (Ehrenberg) | - | 8 | 10 | - |
| 22 | <i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg) | - | - | 3 | 3 |
| 23 | <i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas) | 3 | 2 | 4 | - |
| 24 | <i>Rotaria tardigrada</i> (Ehrenberg) | 7 | 5 | 5 | 5 |
| 25 | <i>Rotaria triseicata</i> (Weber)? | - | 10 | - | 11 |
| 26 | <i>Trichocerca rattus</i> (Müller) | - | - | - | 6 |

Table I visualizes the domination of the species in the observation period i.e. in the 2nd and 3rd months. *Brachionus calyciflorus amphicerus* was dominating and is marked by number 1. The subdominant is marked by number 2, and so on, the species of diminishing frequency are marked by higher numbers (ex. 10, 11, 12). Numbers accompanying the species named in the table II are not indicating the mean dominance in the canal, but the dominance in the actually collected sample.

List of Rotatoria from the canals and ditches irrigating fields

| No. | Date of catch Name of species | Ditch—depth to 30 cm. width 1 m. | | | Canal—depth to 1 m. width 5 m. | | Canal in Shubra depth to 3 m. width 20 m. | | |
|-----|---|-------------------------------------|--------|------|--------------------------------------|-------|---|--------|------|
| | | 7.III | 21.III | 6.IV | 2.V | 4.VII | 21.III | 28.III | 6.IV |
| 1 | <i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig) | - | 7 | - | - | 10 | - | - | - |
| 2 | <i>Brachionus angularis</i> Gosse | - | - | - | - | 14 | - | - | - |
| 3 | <i>Brachionus benini</i> (Leissling) | - | - | - | - | - | - | - | 9 |
| 4 | <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas | 2 | 2 | - | - | - | - | - | 7 |
| 5 | <i>Brachionus calyciflorus</i> spinous Wierzejski | - | - | 10 | - | - | 2 | 1 | 1 |
| 6 | <i>Brachionus caudatus</i> Barrois a. Daday | - | - | - | - | 21 | - | - | - |
| 7 | <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann | - | 8 | 5 | 5 | 4 | - | 5 | - |
| 8 | <i>Brachionus quadridentatus</i> cluniorbicularis Skorikow | - | - | 9 | - | - | - | - | - |
| 9 | <i>Brachionus urceolaris</i> Müller | - | - | - | - | - | 8 | 2 | - |
| 10 | <i>Cephalodella catelina</i> (Müller) | - | 11 | - | - | 15 | - | - | - |
| 11 | <i>Cephalodella crassipes</i> (Lord) | - | - | 8 | - | - | - | - | - |
| 12 | <i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg) | 8 | - | - | 2 | - | - | - | - |
| 13 | <i>Collotheca balatonica</i> Varga | - | - | - | - | - | 6 | - | - |
| 14 | <i>Conochilus hippocrepis</i> (Schrank) | - | - | - | - | 12 | - | - | - |
| 15 | <i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | 18 | - | - | - |
| 16 | <i>Eosphora najas</i> Ehrenberg | 4 | - | - | - | 11 | - | - | - |
| 17 | <i>Epiphanes brachionus</i> (Ehrenberg) | - | - | 7 | - | - | - | - | - |
| 18 | <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg | 5 | - | 1 | 3 | 7 | 3 | - | 10 |
| 19 | <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg) | - | 9 | - | - | 16 | 1 | - | - |
| 20 | <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse) | 1 | 1 | 2 | - | 8 | 5 | - | 6 |
| 21 | <i>Keratella valga</i> (Ehrenberg) | - | 6 | 4 | - | - | - | - | 5 |
| 22 | <i>Keratella valga tropica</i> (Apstein) | - | 5 | - | - | - | 7 | - | - |
| 23 | <i>Lecane luna</i> (Müller) | 9 | - | - | - | 6 | - | - | 4 |
| 24 | <i>Monostyla bulla</i> (Gosse) | - | - | - | - | 20 | - | - | - |
| 25 | <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg) | - | - | - | 1 | - | - | - | - |
| 26 | <i>Notholca striata</i> (Müller) | 3 | - | - | - | - | - | - | - |
| 27 | <i>Philodina citrina</i> Ehrenberg | 7 | - | - | - | - | - | - | - |
| 28 | <i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg | - | - | - | - | 5 | - | - | - |
| 29 | <i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | 9 | - | - | - |
| 30 | <i>Platyias patulus</i> (Müller) | - | - | 6 | - | 2 | - | - | - |
| 31 | <i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin) | - | 3 | 3 | - | 1 | 4 | 3 | 3 |
| 32 | <i>Ptygura pilula</i> (Cubitt) | - | - | - | - | 19 | - | - | - |
| 33 | <i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg) | 6 | - | - | 6 | 17 | - | - | - |
| 34 | <i>Rotaria tardigrada</i> (Ehrenberg) | - | 10 | - | - | - | - | - | - |
| 35 | <i>Rotaria trisecata</i> (Weber) | - | - | 11 | - | - | - | - | - |
| 36 | <i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg | - | 4 | - | - | - | - | - | - |
| 37 | <i>Tetrasaetix opoliensis</i> Zacharias | - | - | - | - | 13 | - | - | 8 |
| 38 | <i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings) | - | - | - | - | - | - | 4 | 2 |
| 39 | <i>Trichotria pocillum</i> (Müller) | - | - | - | 4 | 3 | - | - | - |

Detailed review of collected species

In this review the general ecological characteristics of the species are omitted. They have been done in the former paper (Klimowicz 1961a).

The lack of adnotation that the given species occurs in the brackish or sea waters should be understood that the species occurs in fresh waters only.

Asplanchna sieboldi (Leydig)

Its mass occurrence was stated in February, in the pure initial segment of contaminated canal. In March and July individuals of this species were found occasionally in shallow ditches and in rather deep irrigation canals (up to 1 m. of depth). In mass occurrence both strikingly different forms: amphora-shaped and bag-shaped, occur simultaneously. This species is not mentioned in the fundamental publications concerned with determination of saprobity degree.

Brachionus angularis Gosse

According to Whipple (1948) and Przyłęcki (1955) this species is included to α and β -mesosaprobis. Yet it was not noticed in contaminated canals. It occurred only in the irrigation canals. Specimen occurring in the Nile and in the Cairo environs canals differ in size of the lorica and in shape of its posterior margin.

Brachionus bennini (Lessing)

Ahlstrom (1940) mentioned its ubiquity and its occurrence in alkaline fresh waters, usually in restricted number. It occurs as well in stagnant as in running waters (Voigt 1957).

Only a few specimens were found in the navigable canal near Shubra. In the other waters of the studied territory its presence was not stated.

Brachionus calyciflorus Pallas

Ahlstrom (1940) in his revision of genus *Brachionus* did not separate any forms within the species *B. calyciflorus*. Nevertheless in the present study some forms are distinguished within the *B. calyciflorus* because the differences in their morphological character are very striking. In specific waters, like the contaminated canals or in brackish water, owing to the special medium conditions, the number of species is rather scarce. In this type of water occurrence of different forms of *B. calyciflorus* alternates all over the year. It may be assumed that some forms mentioned in most keys, used for determination of Rotatoria, are but season forms of the same species.

Occurrence of season forms is probably parallel to the seasonal

changes in the medium factors of which the most essential is the water temperature.

Typical specimen of *B. calyciflorus* were found only in pure irrigation ditches and in the navigable canal. *B. calyciflorus* is a α - β -mesosaprobic species (Wiszniewski 1954).

Brachionus calyciflorus amphiceros Ehrenberg

A moderately common form occurring in different eutrophic waters. Przyłębki (1945) includes it to β -mesosaprobis. Occurs also in brackish waters (Voigt 1957).

Numerous specimen of this form were found in contaminated canals from February till May.

Brachionus calyciflorus dorcas (Gosse)

Occurred in small number in contaminated canals. May — July. Not found in irrigation canals. This form is not cited in the fundamental publications concerning the degree of water saprobity.

Brachionus calyciflorus spinosus Wierzejski

Present in contaminated and in irrigation canals, but much more scarce there than in the Nile. In the period of investigation, the frequency of this form was variable: sometimes great quantity of specimen were stated in the samples, another time single specimen was hard to find, or no specimen could be detected.

Brachionus caudatus Barrois and Daday

A few specimen were found only once in an irrigation canal near Shubra.

Brachionus quadridentatus Hermann

A small number of specimen were found in the irrigation canals. In the contaminated canals its presence was not stated although Whipple (1948) and Przyłębki (1955) include this species to the β -mesosaprobis.

Brachionus quadridentatus cluniorbicularis Skorikow

Ahlstrom (1940) does not separate this form. According to Voigt (1957) it occurs in the littoral zone among the vegetation of ponds and rivers.

A few specimen were once found in an irrigation canal.

Brachionus rubens Ehrenberg

Probably ubiquitous (Ahlstrom 1940). Occurs in fresh and brackish waters (Voigt 1957) as a plankton component, sometimes joins other animals. Found in ponds and small waters and also in the

littoral of lakes and rivers (Wiszniewski 1954). According to Remane (1929) — in brackish waters.

In the Cairo environs only one specimen was found slowly swimming in a contaminated canal.

Brachionus ulceolaris O. F. Müller

Whipple (1948), Liebmann (1951) and Przyłęcki (1955) include it to β -mesosapros.

Found in the navigable canal near Shubra and in contaminated canals.

Cephalodella catellina (O. F. Müller)

Wiszniewski (1954) includes it to euryapros, Whipple (1948) — to α - β -mesosapros. Liebmann (1951), Shadin and Rodina (1950) and Przyłęcki (1955) did not record it in the faunistic lists serving for classification of waters saprobity.

Not numerous in the irrigation and contaminated canals.

Cephalodella crassipes (Lord)

Occurs among the vegetation of small ponds and rivers, found also in psammon (Wiszniewski 1954, Voigt 1957).

Occurred only once in an irrigation ditch.

Cephalodella gibba (Ehrenberg)

Whipple (1948) and Wiszniewski (1954) include it to β - α -mesosapros.

It is remarkable that this species failed to occur in the contaminated canals but appeared only in the irrigation ditches and canals.

Cephalodella tenuiseta (Burn)

Occurs in fresh, brackish and sea waters (Remane 1929). In the Cairo environs noticed only once in a heavily silted, slightly contaminated canal.

Collotheca balatonica Varga

Found in the navigable canal near Shubra. In the minor irrigation and contaminated canals and ditches its presence was not stated.

Colurella bicuspidata (Ehrenberg)

Occurs in fresh and brackish waters (Voigt 1957). Frequent among the vegetation of different types of waters but usually not numerous (Wiszniewski 1954). According to Weber and Monnet (1918) found mostly among vegetation and detritus deposit. Pawłowski (1958) considers it as a most frequent and numerous species of *Colurella* genus on his research territory and calls it eurytopic. Myers (1931) defines

it as a euryionic species. Whipple (1948) and Wiszniewski (1954) reported it of the α - and β -mesosaprobic waters.

The Cairo territory should present the optimal conditions for its development. Nevertheless only two specimens were found in a sample from a contaminated canal.

Conchilus hippocrepis (Schrank)

A characteristic component of plankton in shallow littoral water (Ryłow 1955, Wiszniewski 1954, Voigt 1957). Running waters present (unfavourable medium for this colonial species Pawłowski 1958).

In the investigated territory, only single specimens, detached from the colony were found in an irrigation canal.

Dicranophorus caudatus (Ehrenberg)

Pawłowski (1958) defines this species as bentonic, occurring in waters with silted bottom and putrefying plants. His opinion is based on an extensive bibliography. Liebmann (1951) stated that it regularly occurs in contaminated polysaprobic waters. The essential remark of Pawłowski (1958) that this species lives near the bottom, indicates the polysaprobic character of the bottom layer. In the upper layers the degree of contamination is commonly lower. Therefore the occurrence of *D. caudatus* in contaminated waters deserves a detailed study.

As follow from the above ecological characteristic, the absence of *D. caudatus* in contaminated canals was fortuitous. Only once a few specimen of this species were found in an irrigation canal.

Dipleuchlanis propatula (Gosse)

Moderately frequent. In small number occurs in waters of different type, except for acidified ponds (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). Myers (1930), on the contrary-found a few individuals in stagnant acidified ponds at pH 4.5. Considering the statements of Wierzejski (1893), Kulamowicz (1956), Pawłowski (1958) and my own observations, it may be supposed that it is a species occurring occasionally and only among the vegetation of the littoral zone.

Found only once in July in a contaminated canal.

Eosphora najas Ehrenberg

Fairly frequent among vegetation in waters of different type (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). in U.S.A. as reported by Haring and Myers (1922), it occurs rarely. This species is not cited for definition of saprobity degree.

A few individuals of this species were stated in contaminated and in irrigation canals.

Epiphanes brachionus (Ehrenberg)

A moderately frequent but usually numerous component of small ponds fauna (Wiszniewski 1954, Voigt 1957).

Found only once, in a considerable number of specimen in an irrigation ditch.

Epiphanes macrourus (Barrois and Daday)

Observations concerning this species found in the bibliography allow to conclude that it presents a form occurring in well warmed water, rarely found in plankton of stagnant and in running waters (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). This species is not taken into account in definition of saprobity degree.

Presence of this species in contaminated canals was stated in May.

Euchlanis dilatata Ehrenberg

Whipple (1948) and Wiszniewski (1954) include it to the organisms occurring in the waters from oligo-to β -mesosaprobic.

Present in the waters of all canals studied.

Filinia longiseta (Ehrenberg)

Whipple (1948) includes it to the β -mesosaprobic and Wiszniewski (1954) to oligo-and β -mesosaprobic organisms.

Occurred only in the irrigation ditches and canals.

A mass occurrence was noted at the end of March in the navigation canal near Shubra.

Keratella cochlearis (Gosse)

Whipple (1948) and Wiszniewski (1954) include it to β -mesosaprobic and oligosaprobic organisms.

Present in the irrigation ditches and canals; not stated in contaminated canals. *K. cochlearis* showed a seasonal and ecological variability, similarly as in the Nile (Klimowicz 1961a).

Keratella valga (Ehrenberg)

Not so numerous as *K. cochlearis* but frequently found in irrigation ditches and in the navigable canal. Specimen found in this places differed by size, the shape of lorica and first of all, by the length of its posterior spines.

Keratella valga tropica (Apstein)

Morphological characters of this form are more distinct than in the other forms singled out within *K. valga*. Although Ahlstrom (1943) shares this view, he does not isolate *K. valga tropica*.

Not so frequent as the typical form. Occurred in the irrigation ditches and in the navigation canal near Shubra.

Lecane luna (Müller)

According to the uniform opinion (Whipple 1948, Shadin and Rodina 1950, Przyłęcki 1955) it is a β -mesosaprob. Yet not occurring in contaminated canals. Occasionally found in the samples from irrigation canals and ditches.

Lecane tenuiseta Harring

Occurring among the vegetation of fresh and brackish waters (Voigt 1957). Harring and Myers (1926) include it to common Rotatoria species in U.S.A. occurring in moist *Sphagnum* and in soft water ponds.

A single specimen was found in May in a contaminated canal.

Lepadella patella (Müller)

One of the most common Rotatoria (Wiszniewski, 1954). In fresh and sea water (Voigt 1957), Pawłowski (1958) defines it as: eurytopic, eurythermic, euryionic and even eurysaprobic.

Single specimens were stated in samples from the contaminated canals.

Monostyla bulla (Gosse)

Pawłowski (1958) found it in a ditch conducting sewage from a sugar factory.

Presence of this species was stated only in one sample among plants from an irrigation canal. It failed to appear in the contaminated canals.

Mytilina crassipes (Lucks)

According to Lucks (1912) and Voigt (1957) it occurs in small ponds mostly with a substrate of peat or silt.

Single specimens were often found in the contaminated canals. It occurs in the most contaminated sectors of canals as the unic species of *Rotatoria*. It was present only in the contaminated canal No 2 which was investigated from May till July. A surprising fact is the absence of this species in the lists of leading species for determination of saprobity of waters. Probably in the fundamental manuals (Whipple 1948, Liebmann 1951 e.ct.) an error was made: *Mytilina compressa* was placed instead of *M. crassipes*. This question deserves a revision by the study of various waters contaminated with organic and anorganic substances.

Mytilina ventralis Ehrenberg

Whipple (1948) includes it to β -mesosaprops. It failed to appear in the contaminated canals. Most specimens were found in the irrigation canals.

Notholca striata (Müller)

Commonly found in the plankton of different waters including also sea water (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). β -mesosaprobic species (Whipple 1948, Shadin and Rodina 1950, Przyłęcki 1955).

Found only once in an irrigation canal.

Philodina citrina Ehrenberg

Not present in the lists for definition of saprobity degree. Found only once in an irrigation ditch. In the samples from contaminated canals occurs rather frequently but only as single individuals.

Philodina megalotrocha Ehrenberg

Whipple (1948), Przyłęcki (1955) include it to β -mesosaprops. Found only once in an irrigation canal, more frequent in the contaminated canal No 2 in July.

Platyias quadricornis (Ehrenberg)

Whipple (1948), Shadin and Rodina (1950) and Przyłęcki (1955) include it to β -mesosaprops.

Occurred in the contaminated canal No 2 and in the irrigation canals.

Platyias patulus (Müller)

β -mesosaprob (Przyłęcki 1955). Numerous in the irrigation canals among vegetation. Not detected in the contaminated canals.

Polyarthra vulgaris Carlin

The unic *Polyarthra* species occurring in the Cairo environs. Common in the irrigating ditches and canals as well in the navigation canal near Shubra. Its presence was also stated in the contaminated canal No 2.

Ptygura pilula (Cubitt)

In lakes and small ponds, settled on plants and on submerged wood (Voigt 1957).

Found only once in an irrigation canal.

Rotaria citrina (Ehrenberg)

Occurs in fresh, brackish and sea waters (Remane 1929, Voigt 1957). Moderately frequent among the vegetation of different types of waters, occasionally only in plankton (Wiszniewski 1954). As follows from the publication of Pawłowski (1958) it mostly occurs

in small ponds. Known from Europe, Australia, North America (Bartoš 1951).

A few specimen were found in the purest initial segments of contaminated canals.

Rotaria neptunia (Ehrenberg)

Frequently found in small number among the vegetation in silted small water bodies, rarely in detritus and in plankton (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). Known from Europe, Australia, North America (Bartoš 1951). Whipple (1948) and Liebmann (1951) include it to polysapros. Shadin and Rodina (1950), Przyłęcki (1955) and Whipple (1948) — to β -mesosapros.

In small number found in the irrigation canals and ditches and also in a contaminated canal.

Rotaria rotatoria Pallas

According to Pawłowski (1958) it occurs in contaminated water bodies with a rich bacterial fauna but without poison sewage. In the oligosaprobic waters this species might be frequent but not numerous.

Occurred in contaminated canals, sometimes even in considerable number. Two forms were found: one more transparent, and another yellow resembling to *R. citrina*.

Rotaria tardigrada (Ehrenberg)

An eurytopic species, frequently occurring but not numerous. Found among vegetation and detritus (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). More frequent in contaminated waters with a low oxygen content than in the pure and rich in oxygen (Pawłowski 1958). Whipple (1948), Shadin and Rodina (1950), Przyłęcki (1955) include it to β -mesosapros.

The experience with our own material supports Pawłowski's view because the presence of *R. tardigrada* was stated in all the studied waters except for the Nile and swimming pools where the water was the purest.

Rotaria trisecata (Weber)?

The individuals described below may be placed between *R. trisecata* (Weber) and *R. tardigrada* (Ehrenberg).

The length of the described individuals is about 400 μ measured when feeding, and 770 when creeping. The coloration of *R. tardigrada* is dark brown and of *R. trisecata* dark gray. The colour of the described individuals resembles that of *R. tardigrada* but is somewhat brighter, being yet more brown than the gray *R. trisecata*. The cuticle of the trunk of the described individuals is slightly folded and covered with

foreign material „dirt”, but less of detritus is here usually seen than on the cuticle of *R. tardigrada*. The described individuals are also more transparent than *R. tardigrada* but darker than *R. trisecata*. Their head neck and foot are brighter than their trunk.

The foot of *R. trisecata* is rather long and passes gradually into the trunk. In the individuals described, the foot is short and narrow, fusing also gradually with the trunk but it is longer than in *R. tardigrada*. One arm of the spur is — like in *R. trisecata* — three times longer

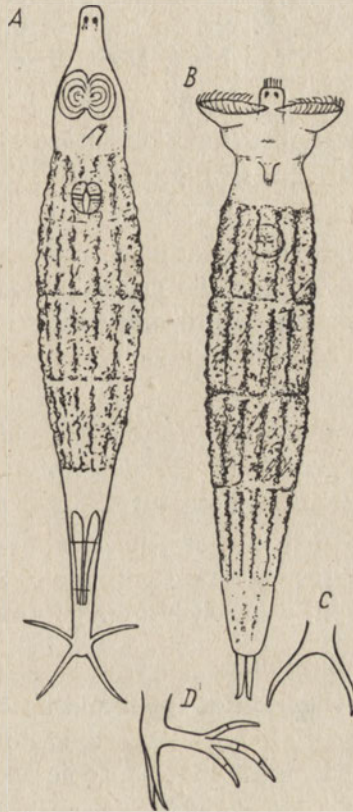


Fig. 1. *Rotaria trisecata* (Weber)
 A. creeping animal. B. feeding animal.
 C. spurs. D. end of the foot with supr.

than the basal joint to which it is fixed. At the distance of $\frac{1}{3}$ from the spur tip, there is an incision narrowing, visible not always in the same place: sometimes it appears to be in the middle of the spur — if the spur is shrunk in its basal part. The toes of the spurs are rather narrow in their basal part near the basal joint — similarly as in *R. trisecata*.

Spurs are always visible. The feeding animal withdraws its spurs into the foot in a much less pronounced manner than does *R. tardigrada* and more than *R. trisecata*. The toes are exhibited much more frequently than in *R. tardigrada*. They are of the same length as in *R. trisecata* but the middle toe is somewhat longer and consists of 3 joints, the lateral toes are shorter and two jointed. On the contrary in *R. trisecata* all toes are three jointed.

The rostrum of described individual is long, narrow and cylindrical like in *R. trisecata*. The dorsal antenna is short like in both related species. Large red eyes are present on the rostrum, brighter red streaks run from the eyes towards the head. Most difference with *R. trisecata* shows much broader wheel — organ.

Movements of the described individuals are slow, the animal is lazy and swims rarely. Still it is more motile than *R. tardigrada* and *R. trisecata*.

The described individuals were most numerous in July. In small number they were found during the entire period of investigation from February till July. It occurred in drying irrigation and in contaminated canals. It was present, but much less numerous, in small water pools near Cairo. Absent in the Nile.

As follows from the above description, the individuals of the studied deviate in many characters from the description of *R. tardigrada* and *R. trisecata* as known from the literature.

Nevertheless it is not satisfactorily clear whether the specimens from the Cairo waters presents a really new species because during present studies *R. trisecata* was never found in examined area.

Synchaeta pectinata Ehrenberg

Commonly found in plankton of fresh and brackish waters in big and small reservoirs (Voigt 1957). According to Rylov (1935) and Wiszniewski (1954) it is a β -mesosaprobic and oligosaprobic species.

Although considered to be a β -mesosaprob it was absent in the contaminated and found only in the irrigation canals.

Tetramastix opoliensis Zacharias

Commonly occurred in the Nile and in small water bodies. In a small number found in the irrigation but not in the contaminated canals.

Trichocerca pusilla (Jennings)

A widely spread species (Ahlstrom 1938), included by Myers (1938) to euryonic species and by Evens (1949) to β -mesosaprob.

Its presence was stated only once in the navigation canal and in the Nile, which is not consistent with the above characteristic of this species.

Trichocerca rattus (Müller)

Among the vegetation in ponds, abandoned river beds, in rivers and small ponds (Wiszniewski 1954, Pawłowski 1958). Occurring also in sea water (Remane 1929).

Found in July in a contaminated canal.

Trichotria pocillum (Müller)

Whipple (1948) includes it to β -mesosaprobis and oligosaprobis.

Found only in an irrigation canal.

General remarks on the occurrence of Rotatoria in the canals contaminated by industry sewages

Two system of sewage canals composed of sectors joined by pipes were investigated. They differed in the species composition and in the character of the occurrence of *Rotatoria*.

In the first canal, samples from 29 stations were taken. *Rotatoria* were found only in 7 stations situated closely to each other in the initial segment of the canal to which only the sewers from a plastic factory had access. In the remaining 22 stations over an area of more than 10 km. *Rotatoria* were not stated, which indicates the complete extermination of *Rotatoria* fauna caused by contamination. The number of species which could tolerate the contamination was comparatively small, amounting only 13. *Brachionus calyciflorus amphiceros* and *Asplanchna sieboldi* were dominant. In February they appeared in such a high number of individuals which was not encountered in any of the investigated waters of the Cairo environs. It may be concluded that the water in this contaminated canal segment with its temperature of about 10—20°C. in the cooler — as for Egypt — season presents the exceptionally favourable conditions for the optimal development of those two *Rotatoria* species. In April and May *B. calyciflorus amphiceros* was dominating whereas *Asplanchna sieboldi* disappeared in this season. The next 8 *Rotatoria* species (see tab. I, February — May) appeared also in this canal section in a higher specimen number than in the other waters of Cairo environs, devoid of sewage inflow. In these favourable conditions only *Rotaria citrina* appeared sporadically although the medium was suitable for the development of most *Rotatoria*. The determination of *R. citrina* is not quite certain because the number of collected individuals was low. A fall of specimen number of each

species was observed in the initial segment of this canal. The fall increased in proportion as the sewer pipes became numerous, till *Rotatoria* disappeared. The segment populated by *Rotatoria* was too short (about 2 km) that new species, which would find optimal conditions in the highly contaminated water might be observed.

In the second system of sewage canal (Mostorod Drain Waters) *Rotatoria* were scarce, sometimes no more than single specimens were found. Over a distance of several km. they occurred sporadically.

In this canal plankton samples from 34 stations were taken, out of which 20 proved to contain *Rotatoria*. The medium of this canal presented conditions different from those in the first canal. All along its course a fall of individuals number of one species was observed till their complete extinction and appearance of new species. As the degree of contamination rose or fell — one groups of saprobs were substituted by anothers. Similar facts were observed by Michałski (1948—1951) in his investigations of changes occurring in the biocenosis of rivers (riv. Zgłowiączka, Poland) as result of contamination by sewers from a sugar factory. Water current was in the second canal not observable, so that the contamination could not spread over the whole canal. The occurrence of *Rotatoria* in this case was ultimately influenced by the sewers. Presence of 20 species in all was stated they were represented by a lower number of individuals of each species than in the first canal.

Following species were most frequently found and occurred in a higher number of individuals than other forms: *Mytilina crassipes*, *Philodina citrina*, *Rotaria neptunia*, *R. tardigrada*. The last species was not numerous in samples but its ubiquity in the canal was remarkable. The same may be stated for *Brachionus calyciflorus dorcas*. Other species except for *Mytilina crassipes* occurred only in several stations and in a very low number of specimen. In June and July when the temperature rose to about 30°C., only *Mytilina crassipes* Lucks was found. This species seems to be the proper form to be introduced as a leading organism for determination of water saprobity. As yet it has been omitted. It might be placed among the oligosaprobs near *Rotaria neptunia*.

The collected material of *Rotatoria* is not sufficient for more precise conclusion as to the influence of industry sewage on the occurrence of the *Rotatoria* fauna, because the results of chemical analysis executed during my research were not available.

A rich fauna of *Rotatoria* was found in the canal sectors with the surface covered by great amount of smears. The most noxious of all

was the sewage from gelatine factory. The second place occupy the textile factories. The least affecting were the sewages from weaving, plastic factories, foundries. Sewers from dye-works eliminated the Rotatoria fauna in a high degree. Genus *Keratella*, common and numerous in waters of other types was not found in the canals contaminated by the dye stuff residue. Watzka (1928) reported the occurrence of this genus in ponds receiving sewers from a sugar factory. Pawłowski (1958) pointed out that *Keratella cochlearis* avoids highly contaminated waters. In the canals contaminated of the Cairo environs his view may be generalized for all the *Keratella* species.

In the contaminated canals presence of 12 *Rotatoria* species was stated which were not found in the Nile and in the irrigation canals. Four of them: *Epiphanes macrurus*, *Cephalodella tenuiseta*, *Brachionus rubens* and *Lecane tenuiseta* are limited only to the contaminated canals. It became evident that the rise of temperature involves the decrease of *Rotatoria* species and their individuals number. In the period of my observation the temperature of water in the contaminated canals fluctuated from 10.0°C. in February to 29,5°C. in July. The water temperature was always measured while sampling, but the collected data are of little value because of the considerable daily fluctuation of water temperature in shallow water bodies of Cairo environs (see Klimowicz 1961). Measurements could not be done at the same hour every day. The fragmentary thermic observations indicate that in higher temperature, the area of single species occurrence is reduced and the number of canal segments devoid of *Rotatoria* increases. The last observation is not visualized in the table I because in the summer season more samples were studied which enriched the faunistic list of summer. Abrupt changes occur in summer in the species composition of *Rotatoria*. The sample from May 9th 1959 showed a density of *Brachionus calyciflorus amphiceros* which never occurred in my observation. May 23rd 1959 no one specimen of this species was detected. Another frequent and numerous species *Epiphanes macrurus* disappeared in a similar way.

General remarks on occurrence of *Rotatoria* in canals irrigating cultivated fields

In this type of canals water originates from the Nile and it should be expected that the *Rotatoria* fauna was very similar to that occurring in the Nile, or a bit richer because of the shallow places in the canals absent in the Nile. The *Rotatoria* fauna of the Nile is more abundant in number of species than it was stated for the irrigation canals. In the

Nile 46 species were found whereas in the irrigation canals only 39 were present, out of which 25 are also occurring in the Nile. There is only one species — *Brachionus calyciflorus* — common for the Nile and canals, not occurring in other water bodies in the Cairo environs. The difference between the contaminated and irrigation canals is still greater: only 12 forms are common for both types of canals and no species was found occurring only in canals being absent in other water bodies. The *Rotatoria* fauna of irrigation canals and small water pools near Cairo is much more uniform although those two types of waters were rather distant from each other. 29 common species and forms were stated and only 4 species occurred exclusively in them. Those are: *Dicranophorus caudatus*, *Epiphanes brachionus*, *Rotaria trisecata* and *Synchaeta pectinata*. Occurrence of those common forms and the character of the two types of water bodies (shallow and overgrown with weeds) suggest that the life medium of the irrigation canals and small waters near Cairo are very similar. In the irrigation canals 8 eurytopic *Rotatoria* species and forms were found which were found common for all the water bodies of the Cairo environs, and 16 forms common for all the waters except for the contaminated.

In conclusion it should be summarized that the *Rotatoria* fauna of irrigation canals is not a closed faunistic complex, specific for those canals but a complex comprising faunistic elements occurring in all the types of water bodies near Cairo.

BIBLIOGRAPHY

1. Ahlstrom E. H., 1938. Plankton *Rotatoria* from North Carolina. Journ, Elisha Mitchell Sc. Soc., 54. Chapel Hill, N. C.
2. Ahlstrom E. H., 1940. A revision of the Rotatorian Genera *Brachionus* and *Platyas* with descriptions of one new species and two new varieties. Bull. Am. Mus. Nat. His. 77. Art. III. New York.
3. Ahlstrom E. H., 1943. A revision of the Rotatorian genus *Keratella* with descriptions of three new species and five new varieties. Ibidem, 80. Art. XII.
4. Bartoš E., 1951. The Czechoslovak *Rotatoria* of the Order *Bdelloidea*. Vestnik Cesk. Zool. Spol., 15. Praha.
5. Evens T., 1949. Le plancton du lac Moero et de la région d'Elisabethville. Rev. Zool. Bot. Afr., 41 (1—2). Bruxelles.
6. Harring H. K., and Myers F. J., 1922. The Rotifer fauna of Wisconsin. Trans. Wisc. Acad. Sc., Arts. Lett., 20. Madison.
7. Harring H. K. and Myers F. J.; 1926. The Rotifer fauna of Wisconsin. III. A Revision of genera *Lecane* and *Monostyla*. Ibidem, 22.
8. Klimowicz H., 1961. Daily temperature variations in a small water pool in Cairo. Pol. Arch. Hydrobiol., 9.

9. Klimowicz H., 1961a. Differentiation of Rotifers in various zones of Nile near Cairo. Ibidem.
10. Kulamowicz A., 1956. Badania nad wrotkami planktonowymi stawów rybnych w Żerominie pod Łodzią. Prace L. T. N. Wydz. III, 42. Łódź.
11. Liebmann H., 1951. Handbuch der Frischwasser — und Abwasser — biologie. Biologie des Trinkwassers. Bd. I. München.
12. Lucks R., 1912. Zur Rotatorienfauna Westpreussens. Westpreuss. Bot.-Zool. Verein. Danzig.
13. Michalski K., 1948—52. Zmiany biocenozy rzeki Zgłowiączki w wyniku zanieczyszczeń ściekami cukrowni. Kosmos. Ser. A, 66 (1—3). Wrocław.
14. Myers F. J., 1930. The Rotifer fauna of Wisconsin. V. The genera *Euchlanis* and *Monommata*. Trans. Wisc. Acad. Sc., Arts. Letters, 25 Madison.
15. Myers F. J., 1931. The distribution of Rotifers on Mount Desert Island. Amer. Mus. Nov., 494. New York.
16. Pawłowski L. K., 1959. Wrotki (*Rotatoria*) rzeki Grabi. Cz. I. — faunistyczna. Prace L. T. N. Wydz. III, 50.
17. Przyłeczki H., 1955. Badania wody, ścieków, osadów i gazów w zakresie techniki sanitarnej. T. II. Badania bakteriologiczne i hydrobiologiczne. Warszawa.
18. Remane A., 1929. *Rotatoria*. Tierwelt Nord.-u. Ostsee, Teil VIIe, Lief. XVI.
19. Rylov W. M. 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer. A Thienemann: Die Binnengewässer, 15. Stuttgart.
20. Shadin W. I., Rodina A. G., 1950. Biologičeskija osnovy wodosnabżenija i oczistki wod. E. N. Pawłowski i W. I. Shadin: Żizń priesnych wod SSSR. III. Moskwa—Leningrad.
21. Voigt M., 1957. *Rotatoria*. Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin.
22. Watzka M., 1928, Die Rotatorienfauna der Cakowitzer Zuckerfabrikteiche und Versuche über das Auftreten von Rotatorien — Männchen und über die Entwicklungszeit der Dauereier. Int. Revue, 19. Leipzig.
23. Weber E. F. et Montet G., 1918. Rotateurs, Catalogue des Invertèbres de la Suisse, (11). Genève.
24. Whipple G. Ch., 1948. The Microscopy of Drinking Water, 4 ed., New York.
25. Wierzejski W., 1893. *Rotatoria* (wrotki) Galicyi. Rozpr. Wydz. Mat. Przyr. PAU, 26. Kraków.
26. Wiszniewski J., 1954. Fauna wrotków Polski i rejonów przyległych. Pol. Arch. Hydrobiol., 1 (14). (1953). Warszawa.

H. Klimowicz

Differentiation of Rotifers in various zones of Nile near Cairo

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 15 February 1960

From literature on Rotifers one can see that data concerning occurrence of these animals in Egypt are rather meager. A few papers can only be cited dealing with this subject, published in XIX and beginning of XX centuries. Ehrenberg (1839), Schmarda (1854), Barrois and Dady (1894) and Dady (1910) record 39 species and forms of Rotifers in Egypt. Nowadays we can acknowledge only the following 21 species out of this number, the remaining ones could not be identified according to our present knowledge: *Asplanchna brightwelli* Gosse, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *Brachionus calyciflorus inermis* Schmarda; *Brachionus plicatilis* Müller, *Brachionus urceolaris* Müller, *Cephalodella catellina* (Müller), *Cephalodella gibba* (Ehrbg.), *Euchlanis dilatata* Ehrbg., *Euchlanis lyra* Hudson, *Filinia cornuta* (Weisse), *Filinia longiseta* (Ehrbg.) *Filinia passa* (Müller), *Lecane luna* (Müller), *Lepadella patella* (Müller), *Mytilina ventralis* (Ehrbg.), *Monostyla bulla* (Gosse), *Monostyla lunaris* (Ehrbg.) *Pedalia mira* (Hudson), *Philodina roseola* Ehrbg. *Synchaeta oblonga* Ehrbg., *Trichocerca tenuior* (Gosse).

Studies on Nile Rotifers were enabled by the scholarship rewarded to me on cultural exchange program between Polish Republic and the United Arabian Republic.

I am very much indebted to Dr. Ahmad Naguib and Dr. Fahmy Ramadan for allowing me to carry studies in the laboratories of National Research Centre.

The collected materials were worked out and prepared to press in the Department of Hydrobiology of the Warsaw University.

I should like to express my thanks to Mgr. L. Wasilewski for technical help in preparing labels.

The presented materials constitute several sample series of Rotifers collected in Nile.

The area

Nile near Cairo is a river of a very slow current, totally devoid of tributaries. Albara river is the last tributary, flowing into Nile more than 2.000 km. from Cairo. In Egypt Nile does not resemble any of the European rivers, it is more like an artificial canal flowing across desert environment.

Above Cairo several dams have been built on Nile to form artificial lakes of a very similar character as the main river bed, but of different width. Water from Nile is distributed to cultivated fields by larger and smaller canals, usually digged above the water level. The water evaporates on the fields and in case it comes back to the river through a larger canal it carries Rotifers of the same origin because of complete lack of penetration of water from the other sources.

The superficial layer of the Nile bottom consists of dark brown silts, occasionally mixed with sands in littoral parts. Vascular plants, so commonly present in the other rivers, are very scarce. No gulfs or shallow littoral covered with bog vegetation can be seen at the shores.

As close as 0.5 m. from the shore ridge no damp stratum with Rotatoria fauna could be found. If some sand even occurs it is so lumped with silt that it can not be inhabited by these animals. The silty soil 1—2 m. from the shore dries up to a rock and remains bare if it is not irrigated. There are no meadows nor swamps where Rotatoria could live nor even any damp enclave from where the developing fauna could be washed down.

The lowest water level in Nile is noted according to Abdin (1948) usually on May and June, the highest on August and September. Temperature of water in Nile during the time of the investigations varied from about 15°C. in spring to 28°C. in summer. In this period and few months before the water level in Nile was very low and the water flow could be hardly seen. From that reason additionally no foreign Rotifers could migrate to the river. The collection therefore of Rotifers from Nile near Cairo is very interesting as it represents a closed river biocenosis without admixture of forms derived from the other biotopes. Rotifers derived from the last Nile tributary which is more than 2.000 km. apart from Cairo should produce several generations before reaching Cairo. It can be thus concluded that Nile environment is appropriate for these forms and they can be considered as autochthonic Nile species.

Authors working on Rotifers in the other rivers discuss extensively the origin of fauna found in the main river bed, as it can be derived from the river gulfs, branches and tributaries or it can be washed into

the river from the damp areas by rain or floods. No such explanations concerning the river fauna can be attributed to Nile.

To characterize better the water environment in Nile the results of single chemical analysis of water are given in tab. I.

Table I

Chemical composition of water from Nile and its branch

| Nile Zones | Main river bed | | | Branch | | |
|--|----------------|--------|-------------|------------|--------|-------------|
| | left shore | centre | right shore | left shore | centre | right shore |
| Temperature, t°C | 26.5 | 26.5 | 26.9 | 27.8 | 26.5 | 26.5 |
| pH | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 |
| Total residue mg/l | 220 | 300 | 220 | 250 | 250 | 250 |
| Total dissolved solid | 175 | 175 | 175 | 190 | 180 | 180 |
| Alkalinity mg/l CaCO ₃ | 160 | 160 | 160 | 160 | 160 | 160 |
| Chloride Cl mg/l | 46 | 44 | 44 | 44 | 38 | 42 |
| Sulphate SO ₄ mg/l | 7 | 2 | 6 | 1.5 | 2 | 1.5 |
| Ammonia N (NH ₃) mg/l | 0.048 | 0.036 | 0.032 | 0.004 | 0.004 | 0.008 |
| Organic Nitrogen mg/l | 0.160 | 0.136 | 0.152 | 0.120 | 0.128 | 0.120 |
| Nitrite, N (NO ₂) mg/l | traces | null | null | null | null | null |
| Nitrate, N (NO ₃) mg/l | null | null | null | null | null | null |
| O ₂ content mg/l O ₂ | 7.7 | 8.1 | 8.2 | 7.1 | 7.5 | 7.7 |
| BOD 5 ^{20°C} | 11 | 7 | 13 | 12.5 | 5 | 18.5 |

I should like to acknowledge indebtedness to Mr. Ahmed Swelim M. A. for performance of chemical analyses.

Methods

Studies on Rotatoria were carried out according to indication given by Kulamowicz (1956) and Pawłowski (1958). Catchings were performed with plankton net provided with No 25 silk bolthing cloth. Samples were taken at each location from the subsurface layers and from deeper layers by a vertical catching. In the latter the net was immersed to the bottom and was then gradually elevated to the surface. The caught plankton was placed into two test-tubes: in one it was immediately preserved in 4% formalin, in the other it was kept alive for immediate examination. No more than three "alive" samples were taken at the same time. This rapid (about 30 min.) preliminary checking enabled demonstration of the labile forms desintegrating in formalin. The detailed examination was begun with the sample showing the richest fauna and therefore the most susceptible for desintegration.

Total decomposition of the sample was noted usually not earlier than on the 2nd or 3d day. Samples were kept in the refrigerator at temperature somewhat lower than in natural conditions.

To establish quantitative relations between species each sample was examined with great scrutiny and the most abundant species were marked as 1,2 and so on. After separation of the most common forms the other ones were listed in the same order as they were found successively in the sample. Successiveness of the species on the list was constantly checked out during 8—10 hrs. examination. The author is certain that he succeeded in establishing true dominance of the species without using special apparatus e. g. the Kolkwitz camera. The results of these studies are given in tables II and III: the species marked with no 1 denotes the most abundant form, while those with the highest numbers represent the most rarely found species.

The materials were collected and examined from April 15th to July 13th. In each series the samples were taken from the main river-bed and from the narrower Nile branch. The positions were established on the transverse section of the river about 50 m. apart from each other. The first positions were located near two bridges limiting Zamalik — the Cairo — quater, the others near bridges connecting Dokki — another part of Cairo with Midam al Tahrir square — the central part of the city. In addition samples were taken for comparison near the fountain in the central part of Nile 1 km. from the last two bridges.

Plankton taken from places devoid of vascular plants was only examined, even when samples were taken from the shallow, littoral parts of the river.

The detailed survey of collected species

If not stated that the species occurs in salt or brackish-water, it has to be considered as the fresh-water species.

Asplanchna girodi de Guerne

The constituent of plankton from eutrophic waters of different types (Wiszniewski 1954). Few individuals were found in one only case in littoral zone of Nile.

Asplanchna sieboldi (Leydig)

Voigt (1957) reports its occurrence in small eutrophic pools. The plankton species, rather uncommon (Wiszniewski 1959).

Several individuals of this species were found in littoral and central zones of Nile.

Brachionus angularis Gosse

It is present in brackish and fresh waters (Remane 1939, Voigt 1957). According to Wiszniewski (1954), Voigt (1957) and Pawłowski (1958) it is found in plankton of various water reservoirs.

It appeared in littoral and central zones of Nile.

Brachionus calyciflorus Pallas

The plankton species occurs in various brackish and fresh-waters. It is commonly present in plankton according to Wiszniewski (1954) and Voigt (1957), but Kulamowicz (1956) and Pawłowski (1958) do not agree with this statement.

It appeared in larger amounts in two only examined stations of Nile, in the others it was replaced by subdominant species i. e. *Brachionus calyciflorus spinosus* Wierzejski.

Brachionus calyciflorus dorcas (Gosse)

Wiszniewski (1954) states that it is a rather uncommon species similar to the previous one.

It is found in littoral and central zones of Nile.

Brachionus calyciflorus spinosus Wierzejski

No established opinion on its quantitative distribution and ecological character could be found in literature.

It is probably abundant however in some water bodies as it was commonly found in plankton from all zones of the studied Nile section throughout the observation period.

Brachionus caudatus Barrois and Daday

It occurs in littoral plankton of various water bodies.

It was commonly found in littoral zones of Nile, but was absent in the central zone. It appeared in June and July when temp. was above 25° C. and can be considered therefore as a thermophilic species.

Brachionus falcatus Zacharias

It occurs according to Voigt (1957) in small, warm water pools. Starmach (1938) found it in Vistula.

It was occasionally found in all investigated zones in Nile.

Brachionus quadridentatus Hermann

A typical constituent of littoral zones of brackish and fresh-water reservoirs according to Wiszniewski (1954) and Voigt (1957).

It was present in Nile mainly in littoral parts, once it was found in large amounts in central zone of the Nile branch.

Brachionus urceolaris Müller

It is observed in fresh water and slightly brackish waters (Voigt 1957). Wiszniewski (1954) and Voigt (1957) report its occurrence in plankton of various reservoirs usually in their littoral parts.

It was common in littoral part of the investigated section of Nile.

Cephalodella catellina (Müller)

Pawłowski (1958) basing on large available data states, that it is an euryhaline species, occurring in fresh, brackish and salt waters. It is found in littoral parts of lakes of various types, rivers, ponds and small water pools.

In the investigated area it was found in littoral zone.

Cephalodella forficula (Ehrenberg)

Wiszniewski (1954), Voigt (1957) and Pawłowski (1958) report that it is commonly present in littoral parts of standing waters and slowly running rivers.

One individual of this species was found probably accidentally in central river course.

Cephalodella gibba (Ehrenberg)

It is present in fresh and brackish water (Remane 1929). Very common species. It is found mainly amidst plants of various pools (Wiszniewski 1954, Pawłowski 1958). It is resistant to silting.

Only one individual was found in the central zone of the Nile branch despite of the eurytopic character of this species.

Collotheca balatonica Varga

It is present in plankton of lakes, rivers, and small water pools. It is reported only in few localities.

It was found in the littoral zone of Nile, see fig. 1. The dimensions were in agreement with the described characteristics.

Conochiloides dossuarius (Hudson)

It is present in plankton of small water pools and shallow lakes (Voigt 1957).

It is interesting that it occurred in Nile not only near the shores but also in the central parts of the river.

Conochilus unicornis Rousselet

It occurs in plankton of various fresh and brackish water bodies (Remane 1929, Voigt 1957). It is the most common in the warm seasons of the year.

It was found in one sample taken from the central part of Nile.

Eosphora ehrenbergi Weber

It occurs amidst plants of fresh and brackish waters (Voigt 1957). Few individuals of this species were found in littoral zones of the investigated section of Nile.

Euchlanis dilatata Ehrenberg

It is a well known species in spite of great controversy concerning its ecology. According to Myers (1930) it is an eurytopic species of

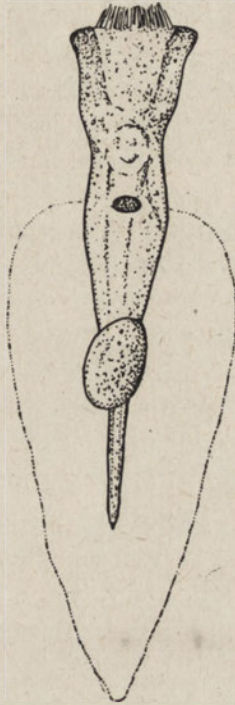


Fig. 1. *Collotheca balatonica* Varga.

cosmopolitan range, occurring in fresh and brackish waters. The most commonly found amidst plants of small water pools, ponds, rivers and lakes, but occasionally occurring in plankton.

Very abundant in littoral zones of the Nile.

Filinia limnetica (Zacharias)

A typical representative of fresh and brackish water plankton (Rylov 1935, Voigt 1957).

In Nile it was more common in central than in littoral zones.

Filinia longiseta (Ehrenberg)

Wiszniewski (1954) reports its occurrence in the plankton of lakes, rivers and ponds: rather rare in small water pools. Voigt (1957) considers it as a brackish water species.

Occasionally found in littoral zones of Nile.

Itura aurita (Ehrenberg)

Typical for ponds and small pools (Wiszniewski 1954). Pawłowski (1958) found it in river of slow current.

It was found once at the shore of the main Nile bed.

Keratella cochlearis (Gosse)

Ahlstrom (1943) indicates that it is probably the most common Rotatoria species and has a world-wide distribution in the fresh water plankton. It has been reported (Voigt 1957) from brackish and salt waters.

It was the most common and abundant species in all investigated sections of Nile. Seven times it appeared as dominant and five times as subdominant form. No mass-occurrence of this species was observed, but it was always present in each investigated sample. The most common were typical individuals, as in studies of Ahlstrom (1934) and Pawłowski (1958), but often individuals with short, back spine were noted. Individuals with long back spines were not observed.

Keratella valga (Ehrenberg)

Commonly found (Ahlstrom 1943) more often in warm climate, Beauchamp (1932), Hutchinson et al (1932) consider it the most common plankton Rotatoria species of tropic Africa.

Very often observed in the Nile plankton in all zones of the river.

Keratella valga tropica (Apstein)

It is the plankton form reported from warm, small water pools, ponds, lakes and rivers.

Few individuals were found in Nile. All of them possess totally reduced left back spine.

Lecane luna (Müller)

According to Haring and Myers (1926) it is one of the most common Rotatoria species: primarily noted amidst plants in water bodies of various type, sometimes found in the plankton (Wiszniewski 1954), Remane (1929) and Voigt (1957) indicate its presence in brackish waters.

It was commonly found in littoral and central zones of Nile.

Lecane ungulata (Gosse)

Relatively common among plants growing in ponds, rivers and small pools (Wiszniewski 1954), occasionally found in the plankton (Pawłowski 1958).

A single individual was found in the littoral zone of Nile.

Lepadella ovalis (Müller)

It is non-plankton (Pawłowski 1958), euryionic (Myers 1931) species. Very common, sometimes abundant among plants in water bodies of various type (Wiszniewski 1954). It can be inhabitant of brackish water and silt (Voigt 1957).

Only few specimens were found in the littoral zone of Nile.

Lepadella rhomboides (Gosse)

Rather common but not very abundant amidst plants in water bodies of various kind (Wiszniewski 1954). It is present in alkaline and acid waters (Voigt 1957).

It was commonly found in small quantities in the littoral zone of Nile.

Monostyla bulla (Gosse)

It is a cosmopolitan species (Harring and Myers 1926, Gillard 1957), very common but chiefly non-abundant amidst plants of littoral zones of lakes, rivers and small water pools. Gillard (1957) states, that it is common in Belgian Kongo.

It was commonly found in small quantities in all zones of Nile.

Monostyla closterocerca (Schmarda)

It is usually present in large and small water bodies with standing water amidst plants (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). Pawłowski (1958) considers it as the eurytopic species, and reports its occurrence in the rivers.

It was found in the littoral zone of Nile.

Mytilina ventralis (Ehrenberg)

It is also present in fresh and brackish waters (Remane 1929, Voigt 1957). Common amidst plants, it is found also in the plankton (Wiszniewski 1954).

Few specimens of this species were found in the littoral zone of Nile and in central zone of the Nile branch.

Pedalia mira Hudson

It occurs in fresh and brackish water of lakes, ponds and small water pools from June till October (Voigt 1957).

It was found in small amount at every location of the investigated section of Nile.

Philodina citrina Ehrenberg

Common, but usually non-abundant amidst plants in lakes, ponds and small water pools (Wiszniewski 1954). It can be also observed in fresh and brackish waters.

Once it was noted at two locations in the littoral zone of Nile.

Philodina megalotrocha Ehrenberg

Common amidst plants in water bodies of various type (Wiszniewski 1954). It occurs also in the plankton of openwaters (Pawłowski 1958).

It was commonly found at the shore and in the central zone of Nile.

Platytas quadricornis (Ehrenberg)

It occurs in small quantities in water bodies of various kinds (Wiszniewski 1954, Voigt 1957), Ahlstrom (1940) points out its cosmopolitan character. Characteristic for heloplankton (Pawłowski 1958).

It was once found in Nile at the shore.

Platytas patulus (Müller)

It is found amidst plants in small water pools, ponds, and littoral zones of rivers (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). It is a cosmopolitan species according to Ahlstrom (1940). In North America it is the most common Rotatoria species from *Brachionus* and *Platytas* genera.

It was noted in small quantities in all zones of the investigated section of Nile.

Polyathra vulgaris Carlin

Data on this species were revised by Carlin (1943) and since then the available evidence is not satisfactory enough to establish its ecology. It can only be stated that its occurrence is restricted to the plankton of small water pools, lakes and rivers.

It was commonly found at the majority of locations of the investigated section of Nile. Its aptera form without appendages and with 8 nuclei in vitellarium was observed in the beginning of March at the left and right shores of Nile.

Pompholyx sulcata Hudson

Fresh and brackish-water species (Remane 1929, Voigt 1957).

It is commonly found in the plankton of lakes, rivers and ponds, and occasionally amidst plants in the littoral zones.

It was observed in small quantity in all zones of the investigated section of Nile.

Rotaria rotatoria (Pallas)

It is present in fresh and brackish waters (Remane 1929, Voigt 1957). Eurytopic to a large extent (Pawłowski 1958). Common amidst plants (Wiszniewski 1954).

Few specimens of this species were found in all zones of Nile.

Synchaeta littoralis Rousselet

A small number of this typical brackish water species (Wiszniewski 1954, Voigt 1957) was found in the littoral zones of Nile. It is worth to mention that this species — usually inhabiting sea, was noted at the shores although the salt content in the littoral zone was the same as in the central part of the river.

Synchaeta stylata Wierzejski

It is present in fresh and brackish waters (Voigt 1957). Rather common constituent of the plankton primarily in lakes and rivers. It is an eulimnetic species according to Rylov (1935).

It is interesting therefore that occurrence of this species was limited to the littoral zones of Nile.

Tetramastix opoliensis Zacharias

It occurs in the plankton of lakes, ponds rivers and small water pools (Voigt 1957).

It was common in all zones of the investigated section of Nile: twice was dominant, and twice as subdominant form.

Trichocerca pusilla (Jennings)

Typical for the plankton of fresh and brackish waters (Voigt 1957). This widely distributed (Myers 1931) species is chiefly found in lakes and ponds.

It was found in small quantity in all the investigated zones of Nile.

Trichocerca similis (Wierzejski)

It can be concluded basing on numerous data cited by Pawłowski (1958) that it is the plankton species present in lakes, ponds, small water pools and rivers.

Few individuals of this species were observed in all zones of the investigated section of Nile.

Tabela II

Index of Rotatoria from main Nile bed near Tehrir and Zamalik bridges

| No. | Name of species | Date of catch | | Left shore | | | | Central Zone | | | | Right shore | | |
|-----|--|---------------|---|------------|---------|--------|---------|--------------|---------|--------|---------|-------------|---------|----|
| | | | | Tahrir | Zamalik | Tahrir | Zamalik | Tahrir | Zamalik | Tahrir | Zamalik | Tahrir | Zamalik | |
| | | | | 22.IV | 13.V | 13.VII | 22.IV | 13.V | 13.VII | 22.IV | 13.V | 22.IV | 13.V | |
| 1 | <i>Asplanchna girodi</i> de Guerne | 10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 2 | <i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig) | - | 6 | 19 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 3 | <i>Brachionus angularis</i> Gosse | - | - | - | 3 | 12 | - | - | - | - | - | - | - | 11 |
| 4 | <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas | - | 8 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 5 | <i>Brachionus calyciflorus dorsus</i> (Gosse) | - | - | - | 5 | 1 | - | - | - | - | - | - | 6 | - |
| 6 | <i>Brachionus calyciflorus spinosus</i> Wierzejski | 1 | 1 | 9 | 2 | 4 | 3 | 3 | 1 | 3 | 1 | 16 | - | - |
| 7 | <i>Brachionus caudatus</i> Barrois et Daday | - | - | 4 | - | - | 8 | - | - | - | - | - | - | - |
| 8 | <i>Brachionus falcatus</i> Zacharias | - | - | 6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 9 | <i>Brachionus quadridentatus</i> Herman | 12 | - | - | - | - | 2 | - | - | - | 12 | - | - | - |
| 10 | <i>Brachionus urceolaris</i> Miller | 8 | - | 12 | - | - | - | - | - | - | 4 | 2 | - | - |
| 11 | <i>Cephalodella catellina</i> (Miller) | 16 | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 | - | - | - |
| 12 | <i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | - | - | 14 | - | - | - | - | - | - |
| 13 | <i>Collotheca balatonica</i> Varga | - | - | 16 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 14 | <i>Conochiloides dossuarius</i> (Hudson) | - | - | 17 | - | - | - | 4 | - | - | - | - | - | - |
| 15 | <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg | 5 | - | 15 | - | - | - | - | - | - | 14 | - | - | 3 |
| 16 | <i>Filinia limnetica</i> (Zacharias) | 9 | - | 8 | 6 | - | - | 10 | - | - | 10 | - | - | - |
| 17 | <i>Itura aurita</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 10 |

| | | | | | | | | | | |
|----|---|----|---|----|---|---|----|----|---|----|
| 18 | <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse) | 4 | 3 | 2 | 4 | 3 | 1 | 8 | 4 | 1 |
| 19 | <i>Keratella valga</i> (Ehrenberg) | 3 | 4 | 3 | - | 6 | 9 | 6 | - | 2 |
| 20 | <i>Keratella valga tropica</i> (Apstein) | - | - | - | - | - | 5 | - | - | 8 |
| 21 | <i>Lecane luna</i> (Miller) | 7 | 7 | 13 | - | - | 11 | - | - | 7 |
| 22 | <i>Lecane unguolata</i> (Gosse) | - | - | - | - | - | - | - | - | 17 |
| 23 | <i>Lepadella ovalis</i> (Miller) | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 |
| 24 | <i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse) | 11 | - | 10 | - | - | - | 11 | - | 13 |
| 25 | <i>Monostyla bulla</i> (Gosse) | - | - | - | - | - | - | - | - | 12 |
| 26 | <i>Monostyla cisteroerca</i> (Schmarda) | 15 | - | - | - | - | - | 13 | - | - |
| 27 | <i>Pedalia mira</i> Hudson | 6 | - | 7 | - | - | 13 | - | - | 9 |
| 28 | <i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg | - | - | 5 | - | - | 7 | - | - | 6 |
| 29 | <i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | - | - | - | - | 15 |
| 30 | <i>Platyias petulus</i> (Miller) | - | - | 11 | - | 7 | - | - | - | 14 |
| 31 | <i>Polyarthre vulgaris</i> Carlin | 17 | 2 | - | - | - | 6 | 2 | - | - |
| 32 | <i>Pompholyx sulcata</i> Hudson | 13 | - | - | 1 | - | - | 7 | 5 | - |
| 33 | <i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas) | - | - | 18 | - | - | - | - | - | - |
| 34 | <i>Synchaeta littoralis</i> Rousselet | 2 | - | - | - | - | - | 1 | 3 | - |
| 35 | <i>Synchaeta stylata</i> Wierzejeki | 14 | - | - | - | - | - | 5 | - | - |
| 36 | <i>Tetramastix opoliensis</i> Zacharias | - | - | 1 | - | - | 2 | - | - | 4 |
| 37 | <i>Trichocerca pusilla</i> (Jermings) | - | 5 | 14 | - | 8 | - | - | 7 | - |
| 38 | <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejeki) | - | - | - | - | 5 | - | - | - | - |

Table III

Index of Rotatoria from the Nile branch (near Tahrir and Zamalik bridges)

| No. | Name of species | Date of catch | | Left shore | | | Central Zone | | | Right shore | | | |
|-----|---|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | Tahrir 15.IV | Zamalik 8.VI | Tahrir 13.VI | Tahrir 5.VII | Tahrir 15.IV | Zamalik 8.VI | Tahrir 13.VI | Tahrir 5.VII | Tahrir 15.IV | Zamalik 8.VI | Tahrir 13.VI | Tahrir 5.VII |
| 1 | <i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig) | - | 9 | - | - | - | 10 | - | - | - | 11 | - | - |
| 2 | <i>Brachionus angularis</i> Gosse | - | 15 | - | 10 | - | 12 | - | 7 | - | 5 | - | 7 |
| 3 | <i>Brachionus calyciflorus</i> Fallas | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 10 | - | - |
| 4 | <i>Brachionus calyciflorus</i> spinosus Wierzejski | 2 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 3 | 6 | 7 | 2 | 1 | 6 |
| 5 | <i>Brachionus caudatus</i> Barcois and Dedy | - | - | - | 5 | - | - | - | - | - | 16 | - | 9 |
| 6 | <i>Brachionus fulcatus</i> Zacharias | - | - | - | 15 | - | 8 | - | 4 | - | 18 | - | 4 |
| 7 | <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann | 12 | - | - | - | - | - | - | - | 10 | 19 | - | - |
| 8 | <i>Brachionus urceolaris</i> Müller | 9 | 7 | - | - | - | - | - | - | 3 | 4 | - | 15 |
| 9 | <i>Cephalodella catellina</i> (Müller) | - | - | - | - | - | - | - | - | 13 | - | - | - |
| 10 | <i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg) | - | - | - | - | - | - | - | 11 | - | - | - | - |
| 11 | <i>Collotheca belatonica</i> Varga | 6 | - | - | - | - | - | - | - | 14 | - | - | - |
| 12 | <i>Conochilus unicornis</i> Rousselet | - | - | - | - | - | - | - | 9 | - | - | - | - |
| 13 | <i>Conochiloides doszuaricus</i> (Hudson) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 19 |
| 14 | <i>Eosphora ehrenbergi</i> Weber | - | - | - | 16 | - | - | - | - | - | 22 | - | - |
| 15 | <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg | 7 | 13 | - | 7 | - | - | - | - | - | 17 | - | 17 |
| 16 | <i>Filinia limnetica</i> (Zacharias) | 8 | 5 | - | - | - | 3 | - | - | 8 | - | - | 3 |
| 17 | <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg) | - | - | - | 14 | - | - | - | - | - | - | - | 11 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|--|----|----|---|----|---|----|---|----|----|----|---|----|----|---|----|
| 18 | <i>Keratella cochlearis</i> (Goose) | 1 | 2 | 3 | 11 | 3 | 11 | 3 | 11 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 13 |
| 19 | <i>Keratella valga</i> (Ehrenberg) | 11 | 16 | - | 9 | - | 9 | - | 9 | 7 | - | - | - | - | - | 13 |
| 20 | <i>Keratella valga</i> <i>tropica</i> (Apstein) | - | - | - | 8 | - | 8 | - | 8 | - | - | - | - | - | - | 8 |
| 21 | <i>Lecane lupu</i> (Müller) | - | - | 8 | 2 | 5 | 2 | 5 | 2 | 13 | - | - | - | - | - | 16 |
| 22 | <i>Monostyla bulla</i> (Goose) | - | 10 | 5 | 6 | - | 6 | - | 6 | - | 10 | - | - | 14 | - | - |
| 23 | <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg) | - | 6 | - | - | - | - | - | - | 9 | - | - | - | 6 | - | - |
| 24 | <i>Pedalia mira</i> Hudson. | - | 12 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | - | - | 12 |
| 25 | <i>Philodina citrina</i> Ehrenberg | - | 8 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 9 | - | - |
| 26 | <i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg | - | 14 | 9 | 4 | - | 4 | - | 4 | - | 8 | - | - | 15 | 8 | 14 |
| 27 | <i>Pletyias patulus</i> (Müller) | - | - | - | 13 | - | 13 | - | 13 | - | 12 | - | - | 23 | - | - |
| 28 | <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin | 3 | 4 | 4 | - | 4 | - | 4 | - | 11 | - | - | 1 | 8 | - | - |
| 29 | <i>Pompholyx sulcata</i> Hudson | 13 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 12 | 21 | - | - |
| 30 | <i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas) | - | - | - | - | - | - | - | - | 6 | - | - | - | 13 | - | 5 |
| 31 | <i>Synchaeta littoralis</i> Rousselet | 5 | 3 | - | 2 | - | 2 | - | 2 | - | - | - | 6 | 7 | - | - |
| 32 | <i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski | 4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 4 | - | - | - |
| 33 | <i>Tetrammatix opoliensis</i> Zacharias | - | - | 7 | 1 | - | 1 | - | 1 | 4 | 2 | - | - | 12 | 7 | 2 |
| 34 | <i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings) | 10 | 11 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 | 20 | - | - |
| 35 | <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski) | - | - | 6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 6 | 10 |
| 36 | <i>Trichotria pocillum</i> (Müller) | - | - | - | - | - | - | - | - | 5 | - | - | - | - | 5 | - |
| 37 | <i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg) | - | - | - | 12 | - | 12 | - | 12 | - | - | - | - | - | - | 18 |

Trichotria pocillum (Müller)

Common amidst plants in fresh and brackish waters (Voigt 1957), but it can freely float in plankton (Galliford 1946, Wiszniewski 1954).

It was found in great number at some locations of littoral and central zones of Nile.

Trichotria tetractis (Ehrenberg)

It occurs amidst plants in the water bodies of various types. Data obtained in this study and those given by Pawłowski (1958) indicate that this species is less common than the previous one.

Only few specimens were found in the littoral zone of Nile.

General remarks on distribution of Rotifers in the investigated area

It was interesting to examine whether any difference could be found in fauna of littoral and central parts of Nile — the river devoid of typical littoral zone. It is well known that Rotifers in pelagic zone of lakes are represented by a small number of species occurring in large quantities, while in the littoral zone the number of species is higher but some of them may be of low frequency. Besides, the occurrence of some species is restricted to the littoral zone. The pelagic species observed in this zone are alien elements usually brought from their native environment by water currents. The species therefore commonly noted in the pelagic zone may be only occasionally found in the dense littoral vegetation.

A distinct difference was shown in Rotatoria population in the littoral and central parts of Nile in spite of the lack of large banks in the river and lack of littoral vegetation. Species and forms of Rotatoria from both zones of Nile are tabulated in tab. IV.

Table IV

The number of species in particular zones

| Main river bed | | | Branch | | |
|----------------|--------|-------------|------------|--------|-------------|
| left shore | centre | right shore | left shore | centre | right shore |
| 29 | 20 | 28 | 31 | 20 | 35 |

43 species and forms were found in the littoral zone of the main river bed and its branch, while in the central part only 28 species were noted. 18 Rotatoria species and forms found in the littoral zone were not shown in the central zone, while only 3 species: *Cephalodella gibba*,

Cephalodella forficula, *Conochilus unicornis* — were specific for the central zone. Rotifers found in the central part of the river and absent in the littoral zones did not belong to typical pelagic species, so the observed restriction to the central zone seems to be coincidental.

Quantitative differences observed in both zones are probably due to the differences in depth of these zones as no vascular plants were present in the littoral zone. A shallow, non-silty bottom with coastal stones covered with periphyton may imitate to a certain extent the environment of rooted plants. Rotifers that were found at the shore of this type in Nile were considered generally as typical for the dense vegetation of littoral zones. "Plantphilic" species, listed by Edmondson (1944) were not however found in this environment. Nevertheless the occurrence of benthic forms of Rotatoria, such as those described by Beauchamp (1909) seems to be influenced both by the presence of plants and depth of the bottom. Littoral zones of Nile no more than 150 cm. deep were inhabited by *Rotatoria* characteristic for the lake littoral fauna or fauna of small water pools. The plankton Rotifers according to Jakubski (1914) accumulate in deeper regions of rivers. This statement was not however confirmed in studies on the Nile *Rotatoria*; fauna found in the central part of river was represented by less number of species than at the shores.

It should be emphasized also that weak water currents in Nile although non-hampered by plants can not prevent the differentiation of Rotifers within zones.

Out of Rotifers species found in Nile only few belong to the thermophile group, occasionally observed in Europe. The other species do not require specific environment for their life and development. It seems that three ecological factors are responsible for this non-specificity of Rotifers in Nile, namely: large silting of the bottom, lack of vascular plants and concentration of chlorides in water.

In the littoral zone of Nile more species were found in shallow places with the silt-sand bottom; the most near stones covered with periphyton.

About half of species and forms occurring in Nile may live in brackish water. Concentration of Cl in Nile is however only 44 mg per 1 (see tab. I) and no higher concentration of chlorides was noted in shallow places although it is usually higher at such localities in salt and even brackish water pools of intensive evaporation.

Basing on fauna observations, Nile can be considered as an eutrophic water body. The most commonly found species in Nile are those typical for eutrophic lakes.

Contamination of Nile with sewage water has no effect on Rotifer population as no fauna dominating in sewage waters were observed. The film of lubricants remaining on water because of intensive navigation on Nile, does not either influence the *Rotatoria* fauna. The latter observation will be the subject of next paper dealing with the canal fauna near Cairo.

Pax (1921) observed that species occurring in all zones of Odra appeared in its plankton. The same was found by Cabejszek et al (1959) in Vistula and in our studies on the Nile plankton. The two plankton species: *Keratella cochlearis* (Gosse) and *Brachionus calyciflorus spinosus* Wierzejski were present in each investigated sample from littoral and central zones of Nile. It is difficult to establish general dominance of a given species and even these two species at some locations appeared in high quantities and were considered as dominants, while at the other locations were replaced by the other species. In the last positions of the list (tab. II and III) representing the least common species.

The Rotifer fauna in Nile near Cairo is poorer as compared with that found by Rzóśka (1956) in White and Blue Niles and in the fish ponds near Khartoum. This is in agreement with Pawłowski (1958), who states that composition of *Rotatoria* fauna carried by the water current in a given section of the river is not the summ of fauna recorded in the upper parts.

Rotifers listed by Rzóśka (1956) are mainly the lorica forms present in preparations preserved in formalin, while *Rotatoria* given by us in tab. II and III represent all the species found in non-preserved samples throughout the observation period. It is supposed that some species observed by Rzóśka did not appear in Nile near Cairo because of higher salt content. Although the concentration of salt in this section of the river is of the same order as that in fresh waters but the close neighborhood of delta may favor the occurrence of the brackish water species. Besides, the list given by Rzóśka includes species occurring also in the fish ponds, his observation period being longer too. Nineteen out of 44 identified species and forms by Rzóśka (1956) i.e. 43,2% may occur in brackish waters while 23 i.e. 50% of the species found by the author, are the brackish-water species.

BIBLIOGRAPHY

1. Abdin G., 1948. Physical and chemical investigations relating to algal growth in the river Nile, Cairo. Bulletin de l'Institut d'Égypte, 29.
2. Ahlstrom E. H., 1940. A revision of the Rotatorian genera *Brachionus* and *Platylas* with descriptions of one new species and two new varieties. Bull. Am. Mus. Nat. Hist., 77. Art. III. New York.
3. Ahlstrom E. H., 1943. A revision of the Rotatorian genus *Keratella* with descriptions of three new species and five new varieties. Ibidem, 80. Art. XII.
4. Barrois T. C. et Daday E., 1894. Adatok az Aegyptomi, Palaestinaei es Syriaei Rotatoriak. Math. Termesz. Ertes. XII.
5. Bartoš E., 1948. On the Bohemian species of genus *Pedalia* Barrois, with the key of determining of all known species of this genus to. Časopis. Narodnih Musea, Odd. Pšir. 117.
6. Bartoš E., 1951. The Czechoslovak *Rotatoria* of the Order *Bdelloidea*. Vestnik Česk. Zool. Spol., 15. Praha.
7. Beauchamp P. de, 1909. Recherches sur les Rotifères: les formations tégumentaires et l'appareil digestif. Arch. Zool. Exp. Gén. Série 4. 10. Paris.
8. Beauchamp P., 1932. Scientific results of the Cambridge Expedition to the East African Lakes, 1930—31. Rotifères et Gastrotriches. Jour. Linnean. Soc. Zool., 38.
9. Cabejszek I., Malanowski Z., J. Stanisławska, 1959. Seston of the Vistula River. Sector Góra Kalwaria—Płock, Pol. Arch. Hydrobiol., 6.
10. Carlin B., 1943. Die Planktonrotatorien des Motalaström. Zur Taxonomie und Ökologie der Planktonrotatorien. Medd. Lunds Univers. Limnol., Inst., (5).
11. Daday E., 1910. Beiträge zur Kenntniss der Mikrofauna des Nils. Sitzungsber. Acad. Wien, CXIX, Abt. I.
12. Edmondson W. T., 1914. Ecological studies of sessile *Rotatoria*, I. Factors affecting distribution Ecol. Monogr., 14, Durham N. C.
13. Ehrenberg Ch. G., 1838. Die Infusionsthier als vollkommene Organismen. Leipzig.
14. Galliford A. L., 1946. A contribution to the Rotifer fauna of the Liverpool Area. Proc. Liverpool Nat. Field Club (1945), Liverpool.
15. Gillard A., 1957. Rotifères. Exploration Hydrobiologique du lac Tanganyika (1946—1947), 3 (6) Bruxelles.
16. Harring H. K. and Myers F. I., 1926. The Rotifer fauna of Wisconsin. III. A Revision of the genera *Lecane* and *Monostyla*. Trans. Wisc. Acad. Sc. Arts. Lett., 22 Madison.
17. Hutchinson G. E., Pickford D. E., Schuurman F. M., 1932. A contribution to the Hydrobiology of pans and other inland waters of South-Africa. Arch. f. Hydrobiol., 24.
18. Jakubski A. W., 1914/15. Opis fauny wrotków (*Rotatoria*) powiatu sokalskiego z uwzględnieniem gromad Brzuchorzęsków (*Gastrotricha*) i Niesporczaków (*Tardigrada*). Rozpr. Wiad. Muz. Dzieduszyckich, 1 Lwów.
19. Kulamowicz A., 1956. Badania nad wrotkami planktonowymi stawów rybnych w Żerominie pod Łodzią. Prace ŁTN. Wydz. III. 42, Łódź.
20. Myers F. J., 1930. The Rotifer fauna of Wisconsin. V. The genera *Euchlanis* and *Monommata*. Trans. Wisc. Acad. Sc., Arts, Letters, 25, Madison.
21. Myers F. J., 1931. The distribution of Rotifera on Mount Desert Island—Amer. Mus. Nov., 494. New—York.

22. Pax F., 1921. Die Tierwelt Schlesiens. Jena.
23. Pawłowski L. K., 1958. Wrotki (*Rotatoria*) rzeki Grabi. Cz. I — faunistyczna. Prace LTN. Wyd. III, 50.
24. Remane A., 1929. *Rotatoria*. Tierwelt. d. Nord-u. Ostsee Teil VIII, Lief XVI.
25. Rylov W. M., 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer. A. Thienemann: Die Binnengewässer, 15. Stuttgart.
26. Rzóska J., 1955/56. Faunal listis supplied by specialists based on material from the Nile system. Third annual report of the Hydrobiological Research Unit. Univ. of Khartoum Sudan.
27. Schmarda L., 1845. Zur Naturgeschichte Egyptens. Denkschr. d. Akd. d. Wiss. in Wien. Bd. 7.
28. Starmach K., 1938. Badania sestonu górnej Wisły i Białej Przemszy. Spraw. Kom. Fizjogr. PAU, 73. Kraków.
29. Voigt M., 1957. *Rotatoria*. Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin.
30. Wiszniewski J., 1954. Fauna wrotków Polski i rejonów przyległych. Pol. Arch. Hydrobiol., 1 (14). Warszawa.

K. Madaliński

Moss dwelling Rotifers of Tatra streams

Department of Hydrobiology Warsaw University

Received 23 September 1960

The fauna of mountain streams was for long a problem of interest to investigators, most descriptions of invertebrates are, however, devoted to insect larvae.

The classification of communities dwelling in mountain streams results to a large extent from the different types of bottom on which the larvae live (Mikulski 1958). The community of moss-dwelling organisms is extremely specific and homogeneous. The rotifer fauna is but little known as yet. Pennak (1943) found 6 rotifer species in a mountain stream in Colorado State; rotifers found in moss tufts in mountain streams are also mentioned in the works of Zschokke (1900), Steinmann (1907/1908) and Brodsky (1935). Bartoš (1950) investigated a sample of moss from stones near a waterfall on the Rhône (9 rotifer species) and two samples from stones near a waterfall on the Rhine (7 rotifer species).

We owe the first information on the rotifer fauna of the Tatra to Wierzejski, who described in his reports (1881, 1882, 1883) the fauna of 27 Tatra-lakes investigated by him. Subsequently Minkiewicz (1912, 1914) described the planktonic rotifer fauna of 72 larger and smaller water bodies of the Tatra. His report of 1912 covers the winter fauna of three Tatra lakes: Czarny Staw pod Rysami, Morskie Oko and Toporowy Staw.

Psammonic rotifers of some Tatra lakes were described by Wiszniewski (1936).

The mosses of Tatra streams were hitherto investigated in respect to rotifer fauna by Bartoš (1937, 1949), Pawłowski (1938) and Koniar (1955 and 1957).

Bartoš (1937) described two species found in mosses from Rysy mountain in Tatra. The same author (1949) investigated four moss samples of the II moisture group¹ from the environs of Staw Łomnicki and 26 moss samples of the III and IV moisture group from both sides of the road leading from Staw Łomnicki to Siedelko where he found 47 rotifer species.

L. K. Pawłowski (1938) also investigated the rotifer fauna from 3 moss samples (one from a mountain stream) collected in the Tatra and found 13 rotifer species.

Koniar (1955) explored 60 moss samples of all moisture groups collected chiefly in the Dolina Wielicka and Dolina Batyzowiecka (valleys). He found 38 rotifer species (31 species of *Bdelloidea* order and 7 of *Monogononta* order) in the littoral zone and in algae colonies on stones in the Staw Batyzowiecki (lake). The same author (1957) found 36 rotifer species in mosses of streams in the Slovak part of the Tatra. In his report he classified the collected samples of moss into three groups: 1) rheophyte mosses (from rapid water current); 2) mesorheophyte mosses (from medium strong water current); 3) limnophyte mosses (from slow current).

Koniar established that two species of rotifers were of the rheophyte form: *Adineta vaga* var. *tenuicornis* and *Philodina* *paradoxus*.

According to these investigators the composition of the rotifer fauna does not depend on the species of moss but on its moisture and on the length of its life cycle.

Hitherto 158 rotifer species were found in the Tatra (in plankton and littoral of lakes and ponds, in lake psammon, in mosses from mountain streams and lake littoral zone, as well as in land mosses of various moisture groups).

The present investigation was undertaken under the direction of Prof. Dr M. Gieysztor as a contribution to studies on the fauna of Tatra streams carried out by the Department of Hydrobiology of Warsaw University.

The aim of this work was to study the rotifer fauna in mosses

¹ Classification of Bartoš (1937) consists of the following 4 moisture groups:
I group — hydrophyte mosses, growing on stones submerged in lake or stream water.

II group — hygrophyte mosses growing in regions inundated by streams and lakes and mosses sprayed with waterfalls.

III and IV moisture groups (mesophyte and xerophyte mosses) concern mosses growing far from water.

of Tatra torrents at points of various surface current velocity and in successive sampling points along the course of mountain streams.

In order to obtain a better characteristic of stream rotifers also moss-dwelling rotifers of Tatra lakes were taken into consideration.

I am greatly indebted to Prof. Dr M. Gieysztor for his direction of this work. I also wish to thank Mrs. Dr I. Rejment-Grochowska for identifying the stream mosses and Mgr H. Klimowicz for verifying my identification of some rotifer species.

Area of studies

The valley of Rybi Potok (stream) in the High Tatra and the Dolina Olczyńska (valley) situated on the border line of the High and West Tatra were the object of our studies.

The Rybi Potok valley is the right side valley joining the Białka valley. It has a crystalline rock bottom, chiefly of granite. Two large lakes extend in this valley: Czarny Staw pod Rysami (1579,5 m.a.s.l.) and Morskie Oko (1393 m.a.s.l.). Czarny Staw is situated in a deep kettle-hole (maximal lake depth — 76,4 m.); the water overflows from it over a monolithic ledge, covered with a thin moraine layer and falls in cascades to Morskie Oko. In this sector the height of fall is 540 pro mille. The torrent flowing into Morskie Oko divides into several branches forming a deposition cone. In this paper it will be referred to as „Czarny Dopływ”.

Similarly to Czarny Staw pod Rysami, Morskie Oko is a high-mountain lake, closed from the north by a rocky ledge covered with a terminal moraine.

In Morskie Oko, Rybi Potok rich in water — takes its rise, cutting a wide bed in the moraine. About 150 m. from Morskie Oko the stream expands forming three shallow ponds. Their shores are overgrown with sedge and on both sides stretches of marshland extend.

Rybi Potok flows in a deeply cut postglacial valley.

Dolina Olczyńska on the contrary is cut in sedimentary rock (the bed of Potok Olczyński (stream) consists of dolomite limestones and dolomites in the upper and lower course and of marly schists, limestones, calcareous sandstones, argillaceous schists and quartzites in the central sector). A part of the stream's upper course has a bed of sliderock.

Potok Olczyński rises from Carso springs in Hala (coomb) Olczyńska (1073 m.a.s.l.). This torrent has but small fluctuation of its water level.

The central part of the valley is marshy. In this region Potok Olczyński receives several permanent tributaries.

The valley of Rybi Potok and Dolina Olczyńska have therefore

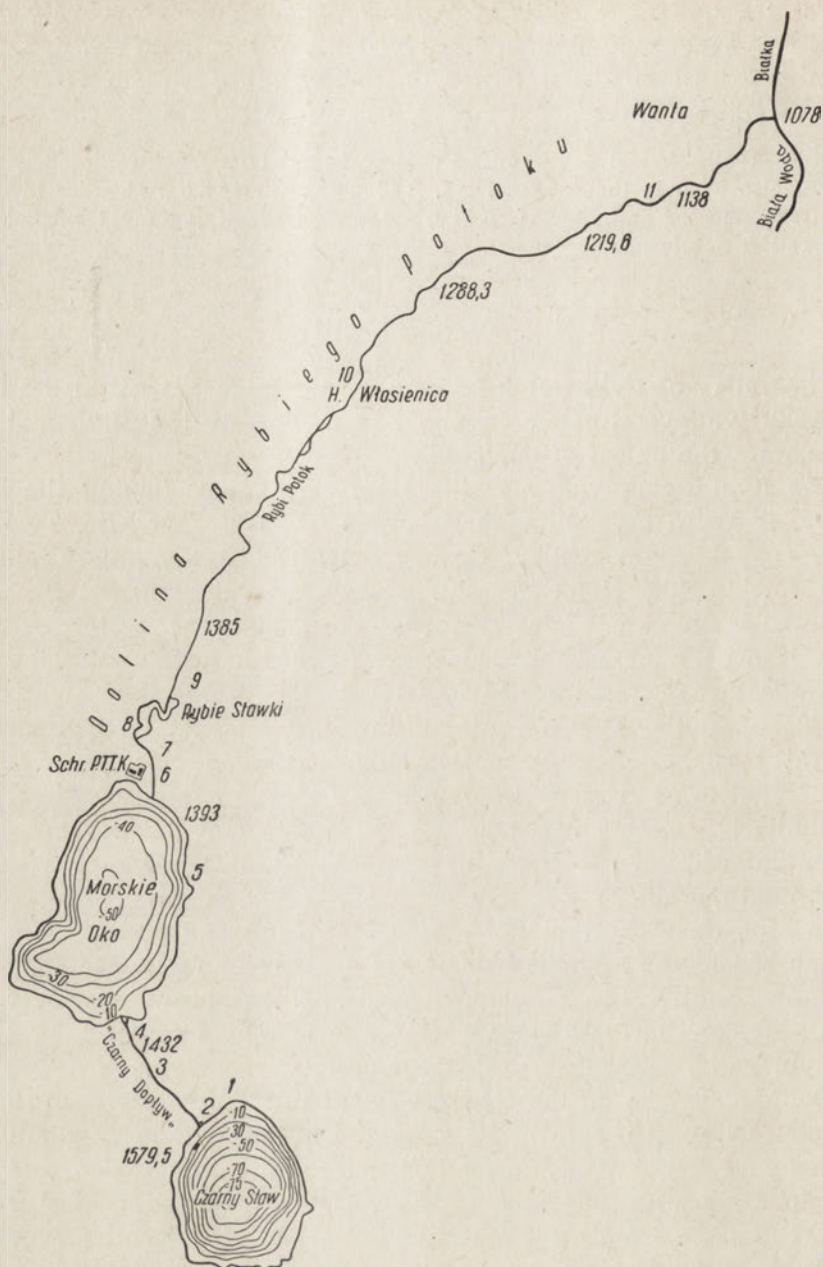


Fig. 1. Distribution of sampling-points (1—11) in Rybi Potok Valley

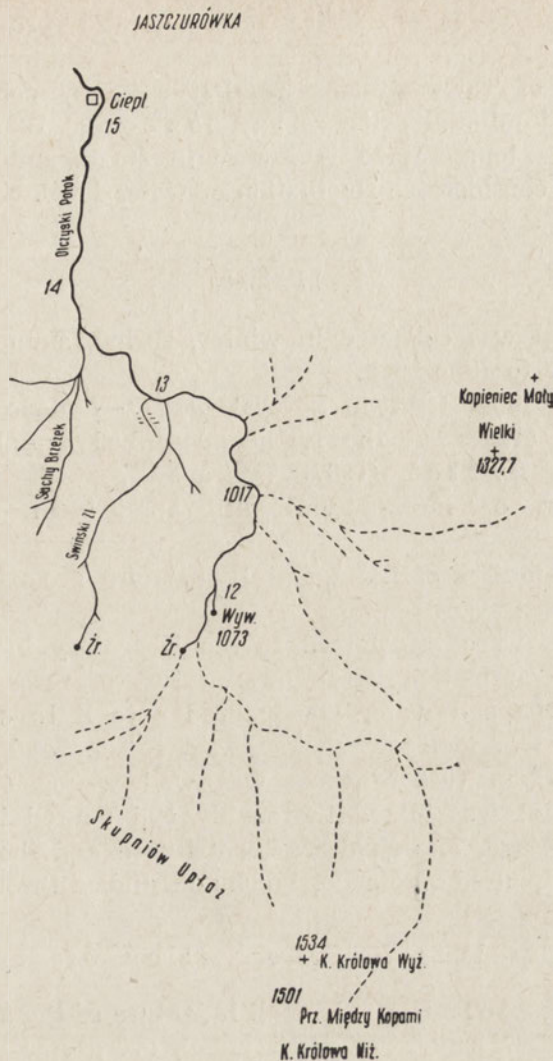


Fig. 2. Distribution of sampling-points in Olczyk Valley.

a different character. The valley of Rybi Potok has developed on a granite bed whereas the Dolina Olczykiska is lower situated and formed on deposits of sedimentary rock.

In the valley of Rybi Potok the author had the opportunity to carry out investigations on moss-dwelling rotifers of the following water system: lake (Czarny Staw) — mountain stream (Czarny Dopływ) — lake (Morskie Oko) — mountain stream (Rybi Potok). The streams are characteristic for their large height of fall. Potok Olczykiski has the

lowest fall of 15 larger Tatra streams (35,5 pro mille, Giey-sztor 1955).

The water of Tatra streams has but a scanty content of organic compounds and mineral salts (Stangenberg 1937), it is highly oxygenated, its temperature is low with small annual and diurnal amplitude and considerable fluctuation of water level.

Methods

The material was collected in winter, spring, summer and autumn from June 1957 to June 1958.

Samples of moss (and in several cases — algae colonies) were collected from stones, at the further described sampling points and classified after Bartoš (1937) (see above).

Classification of mosses was also applied in the description of species.

Samples of mosses of the I and II moisture groups were collected for investigations.

The samples were transferred to the laboratory in a thermos and prepared for examination as follows: a tuft of moss was placed in a large test tube and water was poured onto it to a definite level, then the moss was violently shaken with forceps and taken out, the water contained in tuft of moss was well wrung out into a test tube, the content was mixed thoroughly and poured into 4 tubes of a manual centrifuge. The fluid was centrifuged and the sediment with some water was poured onto a Petri dish and studied through a binocular.

Sampling points in the valley of Rybi Potok

Sampling point 1. A small indenture of the shore line in the northern part of Czarny Staw pod Rysami, overgrown with *Sphagnum* (II moisture group).

Sampling point 2. Outflow of Czarny Dopływ from Czarny Staw — stones overgrown with moss (I moisture group).

Sampling point 3. The middle reach and the delta of Czarny Dopływ. Samples of I and II moisture groups of the following species of mosses were collected: *Drepanocladus exannulatus* Varnst, *Hygrohypnum ochraceum* (Turn.) Loeske, *Scapania undulata* (L.) Du Mort.

Sampling point 4. Mouth of Czarny Dopływ at Morskie Oko. Mosses of I moisture group in slow water current.

Sampling point 5. A bay in the eastern part of Morskie Oko. Thin moss tufts of moisture group I.

Sampling point 6. Outflow of Rybi Potok from Morskie Oko. Thin moss tufts of the moisture group I in slow current.

Sampling point 7. The initial sector of Rybi Potok before Rybie Stawki (ponds). Among others also a sample of *Hygrohypnum ochraceum* (Turn.) Loeske was collected (April 8).

Sampling point 8. Rybie Stawki (the point where Rybi Potok expands forming Małe (Small) Morskie Oko). Thick moss, organic detritus abounds (due to waste water from the shelter). Moss samples of I moisture group were collected, among others of *Hygrohypnum dilatatum* (Wils.) Loeske (April 8).

Sampling point 9. Rybi Potok beyond Rybie Stawki. Moss samples of I and II moisture groups, among others of *Calliergon sarmentosum* were collected (May 11).

Sampling point 10. Rybi Potok near Włosienica. A sample of the liverwort *Scapania undulata* (L.) Du Mort. was collected (I and II moisture group).

Sampling point 11. Rybi Potok near Wanta. *Hygrohypnum dilatatum* (Wils.) Loeske growing on stones in rapid current.

Sampling points at Potok Olczyński

Sampling point 12. Springs, with insignificant seasonal fluctuations of water level. The lowest water level was observed on February 5. Algae and mosses of the I moisture group.

Sampling point 13. Potok Olczyński at the mouth of the tributary from Świński Żleb. Mosses of I moisture group in rapid water current.

Sampling point 14. In the place where the stream cuts deeply into the bed forming a narrow gorge. Mosses of I moisture group.

Sampling point 15. Potok Olczyński, 50 m. above the hot springs in Jaszczurówka. Mosses of I and II moisture groups.

List of species found

In respect to the *Bdelloidea* order the system of Bartoš (1951) and in respect to the *Monogononta* order — the system of Remane (1934) after Pennak (1953) was applied.

I. Ordo: BDELLOIDEA (DIGONONTA)

Familia: *Habrotrochidae* Bryce 1910

1. *Habrotrocha angusticollis* (Murray 1905)
2. *H. collaris* (Ehrenberg 1832)
3. *H. constricta* (Dujardin 1841)
4. *H. elegans* (Milne 1886)

5. *H. lata* (Bryce 1892)
6. *H. microcephala* (Murray 1906)
7. *H. milnei* Bryce 1922
8. *H. rosa* Donner 1949
9. *H. tridens* (Milne 1886)

Familia: *Philodinidae* Bryce 1910

10. *Macrotrachela bilfingeri* Bryce 1913 f. *trituberculata* Bartoš 1943
11. „ *plicata* Bryce 1894
12. „ *ehrenbergi* (Janson 1893)
13. „ *musculosa* Milne 1886
14. „ *nana* (Bryce 1892)
15. „ *quadricornifera* Milne 1886
16. *Rotaria rotatoria* (Pallas 1776)
17. *Dissotrocha aculeata* (Ehrenberg 1838)
18. „ *macrostyla* (Ehrenberg 1838) var. *tuberculata* (Gosse 1886)
19. *Philodina acuticornis* Murray 1902
20. „ „ var. *minor* Pax et Wulfert 1942
21. „ *citrina* Ehrenberg 1832
22. „ *flaviceps* Bryce 1906
23. „ *roseola* Ehrenberg 1832

24. *Pleuretra brycei* (Weber 1898)

Familia: *Philodinavidae* Harring 1913

25. *Philodinavus paradoxus* (Murray 1905)

Familia: *Adinetidae* Bryce 1910

26. *Adineta vaga* (Davis 1873)
27. *Bradyscela clauda* (Bryce 1893)

II. Ordo: PLOIMA (MONOGONONTA)

Familia: *Notommatidae*

Subfamilia: *Notommatinae*

28. *Cephalodella auriculata* (Müller 1773)
29. „ *catellina* (Müller 1786)
30. „ *gibba* (Ehrenberg 1832)
31. „ *gracilis* (Ehrenberg 1832)
32. *Eosphora najas* Ehrenberg 1830

Subfamilia: *Proalinae*

33. *Proales theodora* (Gosse 1887)

Familia: *Trichocercidae*

34. *Trichocerca tigris* (Müller 1786)

Familia: *Synchaetidae*

35. *Synchaeta pectinata* Ehrenberg 1832

Familia: *Brachionidae*

36. *Kellicottia longispina* (Kellicott 1879)

Familia: *Euchlanidae*

Subfamilia: *Colurinae*

37. *Lepadella patella* (Müller 1773)
38. *Colurella adriatica* Ehrenberg 1831
39. „ *colurus* (Ehrenberg 1830)

Subfamilia: *Lecaninae*

40. *Lecane flexilis* (Gosse 1886)
41. „ *ungulata* (Gosse 1887)
42. *Monostyla lunaris* (Ehrenberg 1832)

Discussion

Besides the typical forms of moss-dwelling communities also the presence of incidental forms was established. Among others, the author found planktonic rotifer species, which abound in the stream syrton when the stream flows from a lake. The species *Kellicottia longispina*, one of the most common components of the plankton of Morskie Oko was particularly characteristic for the collected material. It occurred in moss from all sampling points of Rybi Potok. Individuals of this species have very long spines on the lorica, by which they attach to moss tufts. It is interesting that of other common components of the plankton of Morskie Oko only once the species *Synchaeta pectinata* was found in the moss at the outflow of Rybi Potok from Morskie Oko, whereas the species *Asplanchna priodonta* was found in large amounts in a sample of syrton from Czarny Dopływ. Both these species characteristic for their streamline body shape, have maybe lesser possibility of settling in moss tufts.

The occurrence of the species *Kellicottia longispina* in mosses of Rybi Potok indicates that these mosses constitute a kind of mesh on which the organisms of the syrton, as well as detritus particles carried by the current are retained. This is one of the routes through which the moss-dwelling community being an open system, communicates with the whole stream and its assemblages; it is besides the main route supplying organic matter to the mosses.

Besides the species *Kellicottia longispina* also others were found but only in successive sampling points along the stream course. These were: *Habrotrocha constricta*, *Cephalodella catellina*, *Eosphora najas* and *Lepadella patella* (see tab. I and II).

Moss-dwelling communities are characteristic for their great stability due to insignificant changes occurring at various seasons of the year in the life conditions of mountain streams (tab. II and III).

The largest changes occur in spring; between April and May, owing to thawing snow and ice up in the mountains, the torrents carry large quantities of suspended material and the water level rises considerably. A rise in number of species found in mosses was then observed in comparison with winter: in samples collected on May 11—24 species (of which 8 were not found in winter and 3 only on May 11) were found, whereas in winter samples (February 5 and April 8) 18 species were discovered, two of which were not revealed in spring samples (tab. IV). Besides these, no larger differences of rotifer fauna composition in mosses occurred in the course of the annual cycle.

Table II

List of species in samples from Rybí Potok Valley

| No. | Species | No. of sampling-point and date of sampling | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----|---|--|-------|------|------|------|------|-------|-------|------|-------|------|-------|------|------|-------|------|-------|------|-------|------|------|-------|------|-------|------|-------|
| | | I | | II | | III | | IV | | V | | VI | | VII | | VIII | | IX | | X | | XI | | | | | |
| | | 14 IX | 14 IX | 8 IV | 11 V | 4 IX | 4 XI | 23 IX | 23 XI | 8 IV | 28 VI | 4 IX | 23 XI | 8 IV | 11 V | 28 IX | 8 IV | 28 VI | 4 IX | 23 XI | 8 IV | 11 V | 28 IX | 8 IV | 28 VI | 4 IX | 23 XI |
| 1 | <i>Philodina scuticornis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (10) |
| 2 | <i>Adineta vaga</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (10) |
| 3 | <i>Lepadella patella</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (10) |
| 4 | <i>Habrotrachea elegans</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (8) |
| 5 | <i>Habrotrachea microcephala</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (7) |
| 6 | <i>Philodina flaviceps</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (7) |
| 7 | <i>Habrotrachea constricta</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (7) |
| 8 | <i>Proales theodora</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (7) |
| 9 | <i>Kellicottia longispina</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (6) |
| 10 | <i>Philodinus paradoxus</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (6) |
| 11 | <i>Philodina citrina</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (5) |
| 12 | <i>Colurella adriatica</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (5) |
| 13 | <i>Macrotrachea plicata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (4) |
| 14 | <i>Colurella colurus</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (4) |
| 15 | <i>Cephalodella gracilis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (4) |
| 16 | <i>Cephalodella catellina</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (4) |
| 17 | <i>Lecane flexilis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (3) |
| 18 | <i>Habrotrachea milnesi</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (3) |
| 19 | <i>Philodina scuticornis</i> v. minor | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (3) |
| 20 | <i>Macrotrachea ehrenbergi</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 21 | <i>Rotaria rotatoria</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 22 | <i>Macrotrachea quadricornifera</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 23 | <i>Habrotrachea roosa</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 24 | <i>Monostyla lunaris</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 25 | <i>Ecephora usjas</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 26 | <i>Pleuretra brycei</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 27 | <i>Habrotrachea tridens</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 28 | <i>Macrotrachea musculosae</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 29 | <i>Habrotrachea angusticollis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 30 | <i>Cephalodella gibba</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (2) |
| 31 | <i>Lecane unguolata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 32 | <i>Habrotrachea collaris</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 33 | <i>Synchaeta pectinata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 34 | <i>Archnocerca tigris</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 35 | <i>Ereoscyceia clauda</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 36 | <i>Cephalodella auriculata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 37 | <i>Habrotrachea lata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 38 | <i>Macrotrachea bilfingeri</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 39 | <i>Dissotrocha aculeata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |
| 40 | <i>Dissotrocha macrostyla</i> v. <i>tuberculata</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | (1) |

Note: in last column number of points in the valley where the species was found.

Table III

Occurrence of species in samples from Olczyska Valley

| No. | Species | No of sampling-point and date of sampling | | | | | | | | | | | | | | Number of points at which the species was found | | | | | | |
|-----|----------------------------------|---|------|-------|---------|-------|------|---------|-------|-------|------|------|-------|------|-------|---|------|-------|------|-------|-----|-----|
| | | XII | | | | XIII | | | | XIV | | | | XV | | | | | | | | |
| | | 5 II | 11 V | 21 VI | 20 VIII | 19 XI | 11 V | 20 VIII | 28 IX | 19 XI | 5 II | 11 V | 28 VI | 1 IX | 19 XI | | 11 V | 21 VI | 1 IX | 19 XI | | |
| 1 | <i>Philodina scuticornis</i> | | | | | + | | | | | | | | | | | | | | + | (4) | |
| 2 | <i>Agineta vaga</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | | + | + | + | + | + | | | | | + | + | (4) |
| 3 | <i>Proales theodora</i> | + | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | (4) |
| 4 | <i>Philodina flaviceps</i> | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | (4) |
| 5 | <i>Cephalodella gracilis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | + | (4) |
| 6 | <i>Colurella colurus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + | + | (3) |
| 7 | <i>Eosphora najes</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (3) |
| 8 | <i>Colurella adristica</i> | + | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | | (2) |
| 9 | <i>Habrotrocha collaris</i> | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (2) |
| 10 | <i>Philodinavus paradoxus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (2) |
| 11 | <i>Cephalodella gibba</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (2) |
| 12 | <i>Macrotrachea plicata</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 13 | <i>Rotaria rotatoria</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 14 | <i>Lepadella patella</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 15 | <i>Habrotrocha angusticollis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 16 | <i>Habrotrocha angusticollis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 17 | <i>Habrotrocha microcephala</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 18 | <i>Philodina citrina</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 19 | <i>Macrotrachea nana</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |
| 20 | <i>Philodina roseola</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | (1) |

Table IV

List of species found in samples

| No. | Species | Spring (11.V) | Winter (5.II, 8.IV) |
|-----|--------------------------------------|------------------|------------------------|
| 1 | <i>Adineta vaga</i> | + | + |
| 2 | <i>Philodina acuticornis</i> | + | + |
| 3 | <i>Philodina flaviceps</i> | + | + |
| 4 | <i>Lepadella patella</i> | + | + |
| 5 | <i>Froales theodora</i> | + | + |
| 6 | <i>Cephalodella gracilis</i> | + | + |
| 7 | <i>Habrotrocha microcephala</i> | + | + |
| 8 | <i>Habrotrocha elegans</i> | + | + |
| 9 | <i>Philodinavus paradoxus</i> | + | + |
| 10 | <i>Colurella adriatica</i> | + | + |
| 11 | <i>Colurella colurus</i> | + | + |
| 12 | <i>Habrotrocha constricta</i> | + | - |
| 13 | <i>Kellicottia longispina</i> | + | - |
| 14 | <i>Eosphora najas</i> | + | + |
| 15 | <i>Philodina citrina</i> | + | - |
| 16 | <i>Macrotrachela plicata</i> | + | + |
| 17 | <i>Rotaris rotatoria</i> | + | + |
| 18 | <i>Cephalodella castellina</i> | + | + |
| 19 | <i>Macrotrachela ehrenbergi</i> | + | - |
| 20 | <i>Macrotrachela quadricornifera</i> | + | + |
| 21 | <i>Habrotrocha rosa</i> | + | - |
| 22 | <i>Macrotrachela nana</i> | + | - |
| 23 | <i>Philodina roseola</i> | + | - |
| 24 | <i>Bradyscela clauda</i> | + | - |
| 25 | <i>Habrotrocha collaris</i> | - | + |
| 26 | <i>Pleuretra brycei</i> | - | + |
| | Total | 24 | 18 |

Mosses form compact tufts in mountain streams and owing to this they modify the influence of external factors, thus producing a specific life environment. The water current which is one of the fundamental abiotic factors controlling fauna distribution in a given stream, influences the moss-dwelling communities but in a small degree (Dorier and Vaillant 1954, Gieysztor private communication). Thus, despite the velocity of water flow above, within the tuft no perceptible water current may be found and therefore the moss-dwelling fauna in places with a rapid surface water current is not a rheophyte fauna as Koniar

claims (1957). Examinations of moss samples from places with various velocities of surface water current did not reveal any differences in the rotifer fauna composition.

The water current however influences the thickness of moss tufts, they are thinner in places with a rapid current. In order to establish whether the current velocity influences the vertical distribution of rotifers in the moss tuft, moss samples were twice collected from places with a rapid current and the upper and lower moss layers were placed in separate test tubes.

The rotifer species found in these samples are listed below:

| Sampling point 3 | Sampling point 12 |
|------------------------------------|--------------------------------------|
| Rapid current, upper moss layer | Very rapid current, upper moss layer |
| 1. <i>Habrotrocha microcephala</i> | 1. <i>Philodina acuticornis</i> |
| 2. <i>Bradyscela clauda</i> | 2. <i>Adineta vaga</i> |
| | 3. <i>Habrotrocha elegans</i> |
| Lower moss layer | Lower moss layer |
| 1. <i>Adineta vaga</i> | 1. <i>Philodina acuticornis</i> |
| 2. <i>Lepadella patella</i> | 2. <i>Adineta vaga</i> |
| 3. <i>Philodina acuticornis</i> | 3. <i>Macrotrachela plicata</i> |
| 4. <i>Habrotrocha constricta</i> | 4. <i>Philodina citrina</i> |
| 5. <i>Colurella colurus</i> | 5. <i>Habrotrocha elegans</i> |

The lower moss layer appeared richer as regards individuals as well as species, whereas in the upper layer only representatives of *Bdelloidea* order were found, which, thanks to their mode of movement and body structure (shape, development of foot glands) remain in closer contact with the substrate than those of *Monogononta* order. Thus the author established that in upper moss layers the water current may limit the occurrence of some rotifer species.

Characteristics of sampling points with reference to rotifer fauna

In order to determine the resemblances of sampling points the author drew up Czekanowski's diagram of successive differences on the basis of data on incidence of rotifer species in samples (fig. 3).

The sampling points from which the samples were collected may be classified as follows:

- 1) sampling points in the lake littoral zone — No 1, 2, 5 (tab. I and II),
- 2) " " " the Czarny Dopływ — No 3, 4 (tab. I and II),
- 3) " " " the Rybi Potok — No 6, 7, 8, 9, 10, 11 (tab. I and II),
- 4) " " " the Potok Olczyński — No 12, 13, 14, 15 (tab. I and III).

ad 1) From these sampling points samples were collected only in September (tab. II), 21 rotifer species were found constituting 50% of

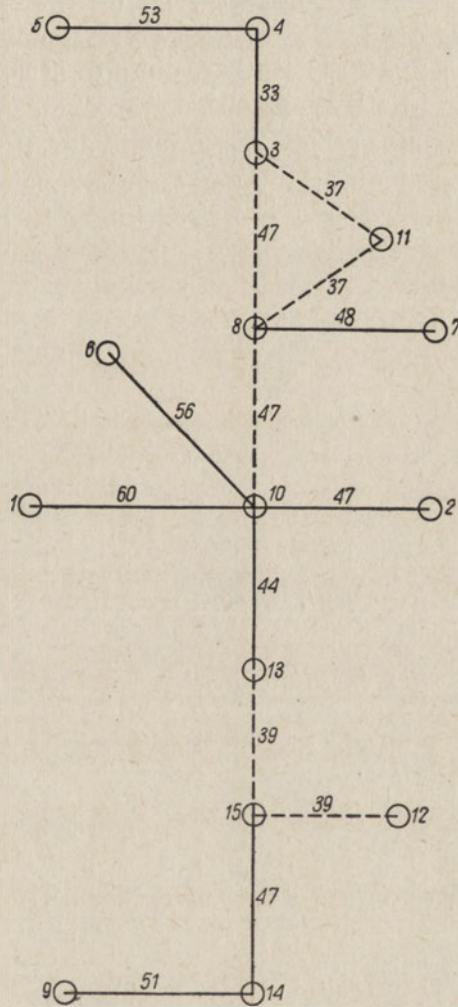


Fig. 3. Similarity of sampling-points as regards rotifer fauna sampling-points. Numbers at joining lines denote shortest distances according to diagram of Czekanowski

the total of species found in the Tatra by the author. The richest sampling point in this group as regards species was No 1 with 16 species (overgrown with *Sphagnum*). It is also the most divergent of all sampling points (see graph) — 4 of the species occurred nowhere else and 3 were found only in one more sampling point.

ad 2) In two sampling points on Czarny Dopływ 21 species (50% of the total) were found (tab. I). These sampling points show a great resemblance (fig. 3).

ad 3) In Rybi Potok 28 rotifer species (66.7% of total) were found, of which 7 species found only in Rybi Potok. Sampling points 7, 8, 10, 11 according to the fig. 3 constitute a uniform group, whereas sampling points 6 and 9 vary in a large extent.

ad 4) In Potok Olczyński 20 species (48.8% of the total) were found, two of which occurred only at these sampling points. The smaller, in comparison to Czarny Dopływ and particularly to Rybi Potok, number of rotifer species found in this torrent may be due to the lack of contact of Potok Olczyński with a lake. The sampling points of this stream lie next to each other in the fig. 3.

Table V

List of species found in the mosses of Kościeliska Valley (June 28)

| No. | Species | Source above Hala Pisana | Lodowe Source | Kościeliski Stream moss in rapid current | Kościeliski Stream moss in slow current |
|-----|-------------------------------|--------------------------|---------------|--|---|
| 1 | <i>Philodina acuticornis</i> | + | + | + | + |
| 2 | <i>Adineta vaga</i> | | + | + | + |
| 3 | <i>Eosphora najas</i> | | + | + | + |
| 4 | <i>Cephalodella gracilis</i> | + | + | + | + |
| 5 | <i>Philodinaeus paradoxus</i> | | + | | + |
| 6 | <i>Habrotrocha elegans</i> | | + | | + |
| 7 | <i>Colurella adriatica</i> | | | + | + |
| 8 | <i>Philodina flaviceps</i> | | | + | + |
| 9 | <i>Lepidella patella</i> | + | | | |
| 10 | <i>Macrotrachela plicata</i> | + | | | |

Besides the above mentioned, two moss samples were collected from Potok Kościeliski on June 28 and two samples from the springs of Dolina Kościeliska (valley). The rotifer species found there are listed in tab. V.

Remarks on some species

Data on the occurrence of species found by the author on the sites at which they have been found before in the Tatra Mountains, are given below as well as short ecologic characteristics of particularly noteworthy species, based on literature data¹.

The 4 new species for Poland — are marked *x* and the 7 new species for the Tatra *xx*.

Habrotrocha angusticollis Murray

Sampling points 8,15. Mosses of moisture group I. A widely spread species, bryophilic (Bart. 1937, 1949; Pawł. 1938). Found in the Tatra on *Potamogeton natans* of Staw Toporowy (lake) and in moss from Dolina Pięciu Stawów Polskich (valley) (Pawł. 1938) and 1 individual in moss of moisture group II from the environs of Staw Łomnicki (lake) (Bart. 1949).

xx Habrotrocha collaris Ehrenberg

Sampling points 7, 12, 15. Mosses of moisture group I. Rare, bryophilic (Pawł. 1938, Mont. 1915, Kon. 1952). Bartoš (1951) found it on cases of caddis-worms.

x Habrotrocha elegans Milne

Sampling points 1, 4, 6, 8—11, 14. Mosses of moisture group I and II. A widely spread species, bryophilic, eurythermic (Hof. 1923, Bart. 1937, 1949, 1950, Mont. 1915, Schr. 1921, Steiner 1913). In the Slovak part of the Tatra it occurs in mosses of all moisture groups (Bart. 1949, Kon. 1955) and in mosses from mountain streams (Kon. 1957).

x Habrotrocha milnei Bryce

Sampling points 1, 3, 4. Mosses of moisture groups I and II. A bryophilic species (Bart. 1951, Bryce 1897). In the Tatra it was found in *Sphagnum* and in mosses of moisture group II at Staw Batyżowiecki and Wielicki (in large numbers — Kon. 1955).

x Habrotrocha rosa Donner

Sampling points 2, 7. Mosses of moisture group I. An eurytopic species found in the Tatra in several sites (Bart. 1951, Kon. 1955, 1955a).

¹ Following abbreviations of the names of authors quoted are used: Bart. — Bartoš, Dob. — Dobers, Hof. — Hofsten, Kon. — Koniar, Mont. — Montet, Mink. — Minkiewicz, Pawł. — Pawłowski, Rem. — Remane, Schr. — Schreyer, Wiszn. — Wiszniewski.

xx Habrotrocha tridens Milne

Sampling points 1, 3. Mosses of moisture groups I and II. A bryophilic species (Bart. 1937, 1950, Mont. 1915).

Macrotrachela bilfingeri Bryce f. *trituberculata* Bartoš

Sampling point 1. Mosses of moisture group II (*Sphagnum*). A bryophilic species (Bart. 1937, 1946, 1949). Found in the plankton of the river Grabia (Pawł. 1956). In the Tatra — in moss of moisture group II (1949). The *trituberculata* form is rare. It was found in limnophyte mosses in mountain streams (Kon. 1957).

Dissotrocha aculeata Ehrenberg

Sampling point 1. Mosses of moisture group II. A widely spread, littoral species, it also occurs in *Sphagnum* (Hof. 1923, Mont. 1915, Schr. 1921, Rem. 1932). Found in two Tatra Lakes (Mink. 1914).

Dissotrocha macrostyla Ehrenberg var. *tuberculata* Gosse

Sampling point 1. *Sphagnum* of moisture group II. A widely spread strain, occurring among the littoral flora and in *Sphagnum* and mosses of moisture groups I and II (Bart. 1951, Schr. 1921). In the Tatra — in one sample of moss of moisture group I (Kon. 1955).

x Philodina acuticornis Murray

Sampling points 2—15. Mosses of moisture groups I and II. The most common species in the author's samples, occurring always in large quantities.

A bryophilic species, known also from hot springs and mineral waters (Kon. 1955, 1955 a, Mont. 1915, Bart. 1951). In the Tatra it was found in mosses of moisture group II (Kon. 1955).

xx Philodina acuticornis var. *minor* Pax & Wulfert

Hitherto known from hot spring waters (Kon. 1955, Bart. 1951). Sampling points 8, 11. Mosses of moisture group I.

Philodina flaviceps Bryce

Sampling points 1, 3, 6—15. Mosses of moisture groups I and II. Widely spread, bryophilic (Dob. 1915, Schr. 1921). In Koniar's (1955) material from the Tatra it was one of the most numerous rotifers in mosses of the environs of Potok Wielicki (stream) in „rheophyte” mosses it was the dominating form (Kon. 1957).

xx Colurella adriatica Ehrenberg

Sampling point 13. Mosses of moisture group I. Widely spread, eurytopic (Wiszn. 1953, Hof. 1923, Steinmann 1907/8).

Philodinavus paradoxus Murray

Sampling points 3, 4, 7, 8, 10—13. Mosses of moisture group I. A hydrophilic species (occurs in places abounding in water — at the shores of large lakes and in flowing water (Bart. 1951). Koniar (1957) found it in mosses of Tatra streams.

Adineta vaga Davis

Sampling points 1—5, 7—15. Mosses of moisture groups I and II. Beside *Philodina acuticornis* it was the most common species in the author's samples, nevertheless it generally occurred in small quantities.

xx Proales theodora Gosse

Sampling points 1, 3, 4, 8, 11—15. Mosses of moisture groups I and II. A species found in mountain streams (Pennak 1953), considered by Thienemann (1926) as a rheophilic species. Hauer (1938) believes that specimens from fresh water, hitherto described as *Proales reinhardti*, should be included in this species.

xx Colurella adriatica Ehrenberg

Sampling points 1, 3, 8, 11, 12. Mosses of groups I and II. Frequently found in the river littoral flora as well as in ponds and small water bodies (Wiszn. 1953).

Lecane flexilis Gosse

Sampling points 1, 5, 8 (littoral zone of Czarny and Morskie Oko Lakes and one point in Rybi stream — maybe transferred by the water of Morskie Oko). Mosses of groups I and II.

An eurytopic species (Hof. 1923, Wiszn. 1953). It was found in the Tatra in a number of lakes, also in Morskie Oko (Mink. 1914).

xx Lecane ungulata Gosse

Sampling point 8. Mosses of group I. A hydrophilic species (Wiszn. 1953), it was frequent in the springs and stream investigated by Kühn (1940).

Summary

1. Moss-dwelling communities of mountain streams are characteristic for their great stability, only insignificant seasonal changes of the rotifer fauna composition in mosses were observed (tab. II and III).

2. No differences were found in the composition of rotifer fauna in mosses from sectors of the mountain stream with various water current velocity, this being connected with the general inhibition of current in moss tufts.

3. The water current limits the occurrence of some rotifer species (of the *Monogononta* order) in the upper layers of moss tufts subjected to the influence of water current. These species seek shelter in the lower layers of the tuft where the water current falls almost to 0.

4. Mountain streams flowing out of lakes are richer in moss-dwelling rotifer fauna than torrents arising from springs. It was established that rotifers carried by the stream settle in mosses (planktonic forms and maybe also some littoral ones).

5. Of the 42 moss forms found by the author in the stream and in the littoral zone of Tatra lakes were:

- | | | | | | |
|----|---|-------------|-------|-------|------------|
| 19 | — | bryophilic | forms | (45.4 | per cent), |
| 11 | — | eurytopic | „ | (26.2 | „), |
| 6 | — | littoral | „ | (14.2 | „), |
| 4 | — | hydrophilic | „ | (9.7 | „), |
| 2 | — | planktonic | „ | (4,5 | „). |

6. In the material from the Tatra no rotifer species unknown in the lowlands were found.

BIBLIOGRAPHY

1. Bartoš E., 1937. Príspevek k poznani virniku nasich mechu. Spor. Prir. kl. XX, Brno.
2. Bartoš E., 1946. Rosbor drobnohľadne' zviřeny ceskych mechu. Vest. cs. zool. spol., 10.
3. Bartoš E., 1949. Microscopical fauna of Slovakian mosses. Prirod. Sbor. 4. Bratislava.
4. Bartoš E., 1950. Additions to knowledge of moss-dwelling fauna of Switzerland. Hydrobiologia, 2.
5. Bartoš E., 1951. The Czechoslovak *Rotatoria* of the Order *Bdelloidea*. Vest. cs. zool. spol., 15.
6. Brodskij K., 1935. Materiały k poznaniu fauny biespozwonocnych gornych potokow Sredniej Azii, 1. Rieka Issyk.
7. Bryce D., 1897. Contributions to the non-marine fauna from Spitsbergen. II. Report on Rotifera. Proc. Zool. Soc. London.
8. Dobers E., 1915. Über die Biologie der *Bdelloidea*. Int. Rev. ges. Hydrob. Hydrogr., Biol., Suppl. VII (1).
9. Dorier A. et Vaillant F., 1954. Observations et expériences relatives à la résistance au courant de divers Invertébrés aquatiques. Trav. Lab. d'Hydrobiol. et Pisc. de L'Univ. Grenoble. T. XLV, XLVI.
10. Gieysztor M., 1955. O wodach tatrzańskich i ich faunie. W wyd. Tatrzański Park Narodowy.
11. Gieysztor M. Prądy i charakter podłoża jako cechy potoków górskich (in press).
12. Hauer J., 1938. Zur Rotatorienfauna Deutschlands (VII) Zool. Anz. 126.

13. Hofsten N., 1923. Rotatorien der Nordschwedischen Hochgebirges. Naturwiss. Unters. d. Sarek-Gebirges, 4 (8).
14. Konferencja antropologiczna w sprawie metod taksonomicznych. Przegląd Antropol., 19, 1953.
15. Koniar P., 1955. Prispěvek k poznání virníků (Rotatoria) machov Vysokých Tatier. Biologia, 10 (4).
16. Koniar P., 1955a. Mikrofauna termalnych pramenov trencianskych teplic na Slovensku. Prace II Sekcie SAV Ser. biol., 1 (10).
17. Koniar P., 1957. Zoocenoza machov vo vodopadoch a potokoch Vysokých Tatier. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, 2 (4). Zoologia.
18. Kühn G., 1940. Zur Ökologie und Biologie der Gewässer der Wassersprengs bei Wien. Arch. f. Hydrobiol., 36 (2).
19. Mikulski J., 1958. Hydrobiologiczny opis rzeki. Mat. konf. „Metodyka i metodologia badań rzek”.
20. Minkiewicz S., 1912. Fauna zimowa trzech stawów tatrzańskich. Bull. Acad. Sc. Cracovie (B).
21. Minkiewicz S., 1914. Przegląd fauny jezior tatrzańskich. Spr. K. F. PAU, 48.
22. Montet G., 1915. Contribution à l'étude des Rotateurs du bassin de Leman. Rev. Suisse de Zool., 23.
23. Pawłowski L. K., 1938. Materiały do znajomości wrotków mcholubnych Polski. I. Ann. Mus. Zool. Pol., 3 (12).
24. Pawłowski L. K., 1956. Première liste Rotifères trouvés dans la rivière Grabia. Bull. Soc. Sc. Lettres Łódź, Cl. III, VII (4).
25. Pennak R. W., 1943. Limnological variables in a Colorado Mountain Stream. Am. Midl. Nat., 29 (1).
26. Pennak R. W., 1953. Fresh-water Invertebrates of the United States. Rotatoria.
27. Remane A., 1932. Die Rotatorien, Gastrotrichen, Kinorhynchen und Archianeliden der Arktis. Fauna Arctica, 6 (2).
28. Remane A., 1934. Rotatorien. In Bronn's „Klassen und Ordnungen des Tierreichs”.
29. Schreyer O., 1921. Die Rotatorien der Umgebung von Bern. Int. Rev. ges. Hydrob. u. Hydrogr., 9.
30. Stangenberg M., 1937. Zur Hydrochemie der Tatra-Seen. Verh. I. V. L., 8 (2).
31. Steiner G., 1913. Ein Beitrag zur Kenntnis der Rotatorien und Gastrotrichenfauna der Schweiz. Rev. Suisse Zool., 21 (9) Genève.
32. Steinmann P., 1907/8. Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Ann. biol. lac., 2.
33. Thienemann A., 1926. Hydrobiologische Untersuchungen an den kalten Quellen und Bächen der Halbinsel Jasmund auf Rugen. Arch. f. Hydrobiol., 17.
34. Wierzejski A., 1881. O faunie jezior tatrzańskich. Pam. Tow. Tatr., 6.
35. Wierzejski A., 1882. Materiały do fauny jezior tatrzańskich. Spraw. Kom. Fizjogr. PAU, 16.
36. Wierzejski A., 1883. Zarys fauny jezior tatrzańskich. Pam. Tow. Tatr., 8.
37. Wiszniewski J., 1946. Notes sur le psammon, IV—V. V. Rotifères psammiques des quelques lacs de Tatras. Arch. Hydrob. Ryb. 10 (1/3).
38. Wiszniewski J., 1953. Fauna wrotków Polski i rejonów przyległych. Pol. Arch. Hydrob., 1 (14).
39. Zschokke F., 1900. Die Tierwelt der Gebirgsbäche.

W. Chodorowska

Free-living Nematoda fauna in small pools of the Kampinos Forest

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute Warszawa

Received 20 June 1960

The aim of the investigations carried in the Kampinos Forest was to describe the free-living Nematodes of this area and to examine the species distribution in reference to the character of small periodical pools.

The most thoroughly investigated part of Poland, as far as the Nematodes are concerned, are the Tatra Mountains (Stefański 1923a, 1924, 1933, 1938). From time to time, other parts of Poland were examined, e. g. the environs of Ciechocinek, (Stefański 1925), the lakes of Kujawy Region (Stefański 1923), Śląsk District (Paesler 1939), and some stations in the northern area of Poland (Skwarra 1922). More recently there was a description of Nematoda-fauna of one of the Mazurian District lakes by E. Pieczyńska (1959). Any pieces of information concerning the distribution of nematodes in the central part of Poland, were extremely scarce. Stefański (1922) matodes are concerned, are the Tatra Mountains (Stefański 1923a, materials for the physiological investigation of the nematodes.

Chiefly the Nematoda-fauna of lakes was investigated. That of rivers, springs, etc. was hardly examined at all. Especially, there is very scarce literature, referring to the nematodes of small, astatic water-bodies. Some data may be acquired from works dealing with other habitats. It is known from those works (Paesler 1939, Hirschmann 1952) that small, periodically drying up pools possess their own, peculiar fauna of nematodes.

It was stated during the investigation of the Kampinos Forest, that the Nematoda-fauna is closely connected with the type of pool and all

the characteristics, as trophic relations, position, duration, kind of vegetation, throughflow of water, depth and other physical and chemical factors should be considered.

I want to express my gratitude to Prof. Dr W. Stefański for his kind help and many precious suggestions.

Description of investigated area

Material was collected from the Kampinos Forest, which is situated several kilometers north-west from Warsaw. A characteristic morphological feature of this area are belts of dunes alternated by two belts of marshland (Kaczorowska 1926, Kobendza 1930, J. Kobendza and R. Kobendza 1945 and 1957).

A small section of the Forest was selected for close examination. It is situated near the southern belt of marshland and it includes numerous pools of various type. The section is stretched near the border of the Forest along the highway from Warsaw to Kazuń, between the villages: Łomianki and Palmiry. From the south-west it is bordered by a belt of dunes from Sieraków-village, through Pociecha — to Janówka-village (see the map). Numerous pools, which are in the area of the marshland Łuże, near the village Dąbrowa Leśna, are also taken into consideration.

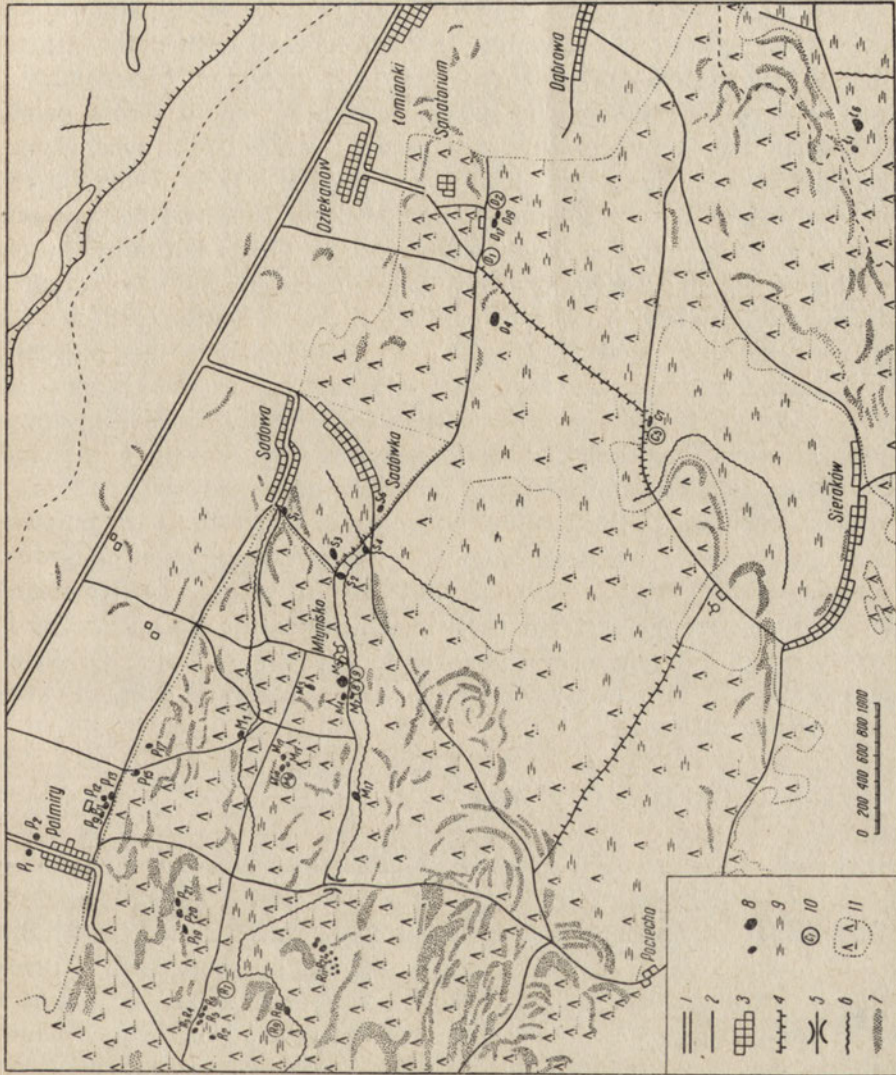
The samples were taken from 56 pools (see the map), chosen from among 105 water-bodies, previously described (Chodorowska and Chodorowski 1958). Both, the periodically drying up pools and those — permanent ones (not drying up) were investigated. Considering their duration-period, two groups of periodical pools may be distinguished: a) ephemeral pools and b) spring-summer ones.

Ephemeral pools

They are of a very short duration and exist no longer than 2.5 months. They do not possess any typical water-plant vegetation, but after drying up, the plants peculiar to the surrounding association develop. If the pool is situated in wood, its bottom is covered with rotting leaves and other plant debris. In the ephemeral pools the sequence of dominances of species is very distinct (Chodorowski 1958).

The following kinds of ephemeral pools were distinguished:

1. Small forest ponds. They are shallow depressions, covered with fallen leaves and plant remains — in autumn, and with snow in winter. In spring they are flooded with water from melting snow and with rain-water. Plant debris provides food for the developing fauna. These pools generally dry up before the full development of the



Small water bodies in Kampinos Forest

- 1 — highway, 2 — road, 3 — village, 4 — dyke, 5 — bridge, 6 — canal, 7 — dune, 8 — small pools, 9 — marsh, 10 — station in flooded depression, 11 — wood

proper plant association of the surrounding area. After receding of their water, scarce vegetation develops there. During the summer the depressions may be filled with water once more, but they dry up shortly afterwards.

2. *Shallow roadside ditches.* They are small and rather shallow basins, with stagnant water. Bottom covered with plant debris, exceptionally with some mud. There is a lack of higher water plants. The yearly development cycle is similar to that of small forest ponds but during summer rains the ditches are rapidly filled with rain-water. It is remaining there for a longer time, as there is a lack of vegetation. In opposite to small forest ponds, some shallow roadside ditches are filled with water in autumn. Their water freezes to the bottom.

3. *Flooded meadows.* They are situated in low-laying parts of meadows; often they are surrounded by forest. They are filled with water from melting snow and with flood-water from the adjacent canals. It happens sometimes, that after receding of the water from the meadows, they are flooded once more with the rain-water flowing down from the adjoining regions. In the flooded meadows, spring fauna and meadow vegetation develop early. It is enhanced by exposure to solar rays and by warming of the shallow water layer above the dark bottom. Spring slight frosts, causing freezing of a thin surface layer of water, produce sometimes anything like a hot-bed in which the luxuriant vegetation develops. Water from these pools gradually disappears, as it finds its way to the canals and the plants intensively imbibe it. After water-recession, the area of such a depression becomes covered with the meadow-vegetation.

Spring-summer pools

They last longer than 3 months. In their development cycle two periods may be distinguished: 1) spring period, with the water fauna resembling that of ephemeral pools, and 2) summer period, with the fauna including some characteristic species of permanent pools (Chodorowski 1958, Chodorowska and Chodorowski 1958). These pools are rather deep, with marshland or water-plants vegetation. They dry up in summer (July-August). After that, on their bottom a layer of wet mud is preserved which is covered with plants or with a deposit of wet peat. To the group of spring-summer pools are included:

4. *Depressions in sedges-bogs.* They are great areas (about several hectares), covered with tufts of reedgrass. Among them there are depressions filled with water. In early spring the whole area

is flooded with water from melting snow and early spring water fauna develops there. In their initial stage the ponds in areas covered with sedges resemble the flooded meadows. In the period of a strong sedges development, the water-level decreases; early spring water fauna perishes and the characteristic fauna of permanent pools appears. Tufts of reedgrass grow up vigorously: they shade the water in depressions among them. Therefore in these shadowy depressions, even if they do last for several months, the growth of algae is strongly hampered. In late autumn, among withered tufts of reedgrass small depressions filled with dry, cracked mud may be seen. These depressions often are flooded once more in autumn and in winter the water is covered with a thin layer of ice, but they do not freeze completely down to the bottom (Shadin 1950).

5. Depressions in peaty areas. In early spring the peaty areas like the ponds among tufts of sedges are completely flooded with water from the melting snow. But as the water hastily recedes, the water-level lowers and small, separate pools are formed in the depressions. They are rather deep (about 1m.), but their surface is only about 2—3 square meters. Their bottom is covered with a thick layer of mud. Often, the water in these pools is staying for about 2—3 months longer, than in the surrounding peaty areas. At the beginning, in early spring, numerous species characteristic of ephemeral pools, occur here. Yet, step by step, the composition of their fauna changes and it becomes like that of spring-summer pools: but some species typical of Sphagnum-habitat occur, too.

6. Water-bodies in canals. Early in spring the canals are filled up with water, flowing rapidly, carrying a lot of plant debris. Slowly, the current ceases to exist, and in the deeper spots of canal-bottom small water-bodies are formed. Their bottoms are covered with a thick deposit of mud. Often, but not always, marsh-vegetation develops in them. When the water-level in the canal increases, the individual water-bodies disappear and the stream carries the fauna away. The pools in the canals are transitory water-bodies between spring-summer pools and permanent ones.

Permanent pools

They are rather big (about 20 square m.) and deep (more than 1 m.) water-bodies with abundant water — and marshland vegetation. Mostly they do not dry up or they dry up but in late autumn, if there was a dry weather during the year, and even then, there is a thick deposit of mud on their bottoms.

The following pools may be included here:

7. The ponds in bomb craters. During World War II there were some battles in the Kampinos Forest. Therefore, a number of bomb craters remained there. Their bottom is below the subsoil water-level, and they are filled with water during the whole year. Their edges are covered with moss and on their bottom a layer of mud is deposited. In summer their water-level decreases but the pool does not dry up completely.

8. Ponds. They are distinct water-bodies: they do not depend on throughflow of water in the canals. Plants as: *Acorus calamus*, *Typha angustifolia*, *Sparganium* and sometimes *Phragmites communis* develop in them in abundance. Their bottom is covered with a thick deposit of mud.

There are some variations in the characteristic features of those pools. They depend on hydrological conditions and other factors (atmospheric ones) (Chodorowski and Chodorowska 1958). All those factors influence significantly on the duration of periodical pools, as well as on their shape, dimensions and depth. Therefore, any dimensions of those pools may be only approximately stated. The quoted data refer to their highest water-level in spring 1955.

The investigated area was divided into the following parts (see the map):

Palmiry (P)

The area comprises the neighbourhood of Palmiry village. The pools are situated in three, rather shallow, elongated depressions. One of them passes through fields; it is deep and contains a considerable number of various pools (P₁—P₈). Another one is stretched on the border of a wood and arable fields. This one is shallower and contains some shallow but spacious water bodies (P₉—P₁₂). Mostly they are overgrown with sedges and other water plants. The third one, comprising a belt of dunes, is in the pinewood. The pools here are small; they are overgrown with *Sphagnum* and other mosses (P₁₃—P₁₈). In the area „Palmiry” (P) the samples were collected from the following pools: P₂, P₉, P₁₁, P₁₂ — ponds; P₁₉, P₂₀, P₂₁ — depressions in peaty area; P₁₅, P₁₇ — shallow ditches; P₁ — depression in sedge-bogs; P₁₃ — water-body in a canal.

Wielkie Rozlewisko (R)

Here the following pools were examined: R₂—R₂₁, except R₈. This name is used to denote a vast (about 45 hectares) area, situated along the canal, by which the water is led from the Marshland Ciechowąż to the main canal, draining the Forest. In the spot where both the canals join together, large areas covered with sedges and meadows are

stretched. A number of various pools are present there. Ponds in bomb craters are included here as they are situated near by, though their characteristic features are dissimilar.

Wielkie Rozlewisko area comprises the following pools: R₁₁₋₂₁ — ponds in bomb craters; R₃, R₄, R₅, R₆, R₉ — depressions in sedge-bogs; R₂ — shallow ditch; R₇ — flooded meadow; R₁₀ — water-body in a canal.

Młynisko (M)

The area included the environs of Młynisko settlement (it is a foresters lodge). A part of it, especially low lying one, is influenced by the canal and so numerous small water-bodies are formed. Beside that, some distinctly shaped depressions surrounded by wood (M₃, M₄, M₅, M₆, M₁₃, M₁₆) and other pools are present, too. The following pools were investigated: M₃, M₄, M₇, M₁₀, M₁₇ — ephemeral pools; M₅, M₈, M₉, M₁₁, M₁₂ — depressions in sedge-bogs; M₁ — pond.

Sadowa (S)

The investigated area includes the environs of Sadowa and Sadówka villages, near the Forest border. The majority of pools occur in meadows or in fields. They are situated near the wood and they are flooded with water from thawing snow and with some water from canals.

The following pools were investigated: S₁, S₄ — water-bodies in canals; S₂ — flooded meadow; S₃, S₆ — ponds.

Ciechowąż (C)

The area comprises Ciechowąż Marshland; it has preserved the primeval features up to the present time, as there was no flowing off of the water. Now, as a canal is built, part of the water from the marshland is led to the main canal of the Forest. In this area of marshes no distinct pools are noted. But they are numerous near it and they are influenced by its water. The following pools were investigated: C₅ — flooded meadow and C₇ — shallow ditch.

Dzieskanów (D)

The area includes the environs of a sanatorium and of the Ecological Station at Dzieskanów Leśny village. The majority of pools are connected with a belt of marshes, covered with reedgrass. Through this belt, the canal leading off the water of Ciechowąż Marshland, runs. The following pools were investigated here: D₁, D₁₇, D₂₀ — depressions in sedge-bogs; D₄ — pond and D₁₉ — water-body in a canal.

Łuże Marshland (Ł)

It is a vast (about 80 hectares) marshland covered with sedges situated between belts of dunes. As it is situated in a depression and

there is a small outflow of water, great masses of water accumulate there. Then, the water covers nearly the whole surface of the marshland, especially in spring when the snow melts. Gradually the water-level decreases and the water is collected in numerous depressions as pools and artificial small ponds (bomb craters). So, many independent pools of various size are formed. Some of them disappear at the end of summer, others remain and in winter they become covered with ice. In the area of Łuże Marshland ponds Ł₃ and Ł₆ were investigated.

Methods

Materials were collected in spring, from 1 May to 15 June 1955.

The samples were taken from 56 ponds (see the map). From each pond one sample has been taken from the deepest spot (average depth about 0.5 m.). In the case of morphologically differentiated pond, some extra samples were collected from other stations, too.

Totally, the material was collected from 73 stations.

In each station, 100 ccm. of mud were taken by scraping off the surface layer of the pond bottom. The samples were immediately, without any fixation, carried to the laboratory. Then from each sample 10 ccm. of mud were taken to a Petri dish and examined under the microscope. All the nematodes were collected and with the help of a thin setting-needle were put into the water on a watch-glass. The nematodes were preserved with 4% formalin. After fixation, the material was placed in water solution of glycerin and it remained there until complete evaporation followed. Microscopic specimens were embedded in pure glycerin and then they were examined in immersion under the microscope, using phase contrast and dark field technics when necessary.

A third of all the specimens were immature; they could not be used for determination. They are not taken into consideration here.

Ecological characteristics of the species

From the collected material 34 species of nematodes have been distinguished. Their list and short ecological characteristics follow:

1. *Diplogaster roszkowskii* Stefański

The species was described by Stefański (1915a) in the river Czarna (the tributary of the Pilica river). It was found in the sample from the river bottom, with plenty of plant detritus. Up to this time it was not found. For the second time it was found there in ponds in the area covered with sedges, near the canal; stations: M₅ and M₉.

2. *Diplogaster rivalis* Leydig

The species widely spread in Europe. It occurs (very often) in small pools, abound in rotting plant detritus. In Poland it was found in a pond in Małopolska County (Tysowski 1914), in the lake Paniewskie and in a small peaty pond near Zakopane (Stefański 1923a and 1938) and near Lubań (Paesler 1939). It was found in the Tajty Lake, Mazurian Lake District (Pieczyńska 1959). In the Kampinos Forest it was found in the station M₄; it is a small pool with plenty of plant debris.

3. *Diplogaster armatus* Hofmanner

It was known in Europe. It occurs in oligotrophic lakes. In Poland it was not found up to this time. In the Kampinos Forest it was found in a pond, the water of which was rather clear in spring. This pond, when the water-level is high, is connected with the canal near by; stations M₁.

4. *Diplogasteroides variabilis* Micoletzky

It was found in Europe, in Bukowina County (Rumania) and in Denmark, but not in Poland (up to this time). It occurs in wet soil and in fresh water. In the Kampinos Forest it was found in station M₁.

5. *Plectus cirratus* Bastian

A cosmopolitan species. It occurs mostly in water and in wet soil; its characteristic features are great abilities of adaptation to various degrees of salinity and to the wide range of temperature. It occurs in warm, mineral springs and in cold, subterranean waters. In Poland it was found many times by Stefański (the River Czarna, environs of Zakopane, The Skólskie Lake, salt waters of Ciechocinek), Tysowski (in the marshes and in a pond in Małopolska region) and by Paesler (in Śląsk County). In the Kampinos Forest it occurs in various stations: in ditches, greater ponds and in depressions in peaty areas (M₁, M₁₄, P₁₅).

6. *Plectus tenuis* Bastian

Widely spread in Europe, Asia and America. It occurs chiefly in fresh water, rarely — in wet soil. In Poland it was found in small peaty ponds in the mountains (Stefański 1938) as well as in great eutrophic lakes in Mazurian District (Pieczyńska 1959) and in Śląsk County (Paesler 1939), both in littoral zone and in tufts of mosses. It does not occur in oligotrophic mountain lakes. In the Kampinos Forest — was found in small pools, ditches and in depressions in peaty areas. Stations: S₁, M₁, R₁₄.

7. *Plectus granulatus* Bastian

A cosmopolitan species. Very common in wet soil and on roots of various kinds of grass. In Poland it was found in the Czarna River

(Stefański 1915b), in the Tajty Lake in Mazurian District (Pieczyńska 1939) and in stagnant water in Śląsk County (Paesler 1939) as well as in wood, in the meadows and in the tufts of mosses, too. In the Kampinos Forest it was found in a ditch covered with grass and flooded with water (R₂).

8. *Plectus parvus* Bastian.

Widely spread in Central Europe. Rather common in fresh water and in wet soil; sometimes — in mineral springs. In Poland it was found only by Paesler (1939) in tufts of moss in Śląsk region. In the Kampinos Forest it occurs in small pools, overgrown with moss (M₁₄) and in some greater ponds, rich in detritus (D₄).

9. *Monhystera paludicola* de Man

A fresh-water species. It occurs very rarely in the wet soil. Widely spread in Europe; it is known in East Africa and in Paraguay. It occurs often in great numbers. In Poland — observed several times by Stefański (1916, 1923b, 1938) and by others as: Skwarra (1922), Paesler (1939, 1941), Pieczyńska (1959). In the Kampinos Forest it was collected from several stations in a considerable numbers (S₁, M₁₀, P₁₂, Ł₃, Ł₆). These are small ponds, muddy, with plenty of detritus.

10. *Monhystera macramphis* Filipiev

The species is rather rare. It was described from the Gulf of Finland. It occurs in great water-bodies. In Poland it was found in lakes of the Tatra Mountains (Stefański 1924). In the Kampinos Forest — found in a pond, surrounded by fields (P₂).

11. *Monhystera vulgaris* de Man.

A cosmopolitan species. It occurs both in water and in moist soil. In Poland it was found in lakes of the Tatra Mountains (Stefański 1924) and in Śląsk region (Paesler 1939). In the Kampinos Forest it was found in ponds, in the area covered with sedges (P₁₅ and Ł₆).

12. *Monhystera filiformis* Bastian

A cosmopolitan species. It occurs in wet soil, in mosses and in fresh water. In Poland it was found in the Tatra Mountains (in lakes and in mosses) where it occurs sometimes in great numbers (Stefański 1923a and 1924), in Śląsk County in small ponds (Paesler 1939). In the Kampinos Forest it was found in a pond in the area covered with sedges (P₁₅).

13. *Monhystera stagnalis* Bastian

Widely spread in Europe. It occurs chiefly in small ponds, avoids cool waters. In Poland it was described by Tysowski (1914) and Stefański (1923b), as occurring in the lakes of Kujawy region,

in Śląsk County (Paesler 1939) and in Mazurian District (Pieczyńska 1959). In the Kampinos Forest it was found in small ponds (P₂ and Ł₆).

14. *Monhystera agilis* de Man

Species known in Europe. It occurs mostly in moist soil, rarely in fresh water. In Poland it was found only by Stefański in the environs of Ciechocinek and in one of the Tatra Mountains lakes. In the Kampinos Forest it was discovered in mud of a small pond, situated in a depression of a flooded area of sedges (P₅).

15. *Monhystera dispar* Bastian

Reported from various parts of Europe, as well as from Tunis and Malay Archipelago; it was found in Kiel Canal, too. It occurs in water and in moist soil. In Poland it was found in the Czarna River, in the Paniewskie Lake and in some lakes of the Tatra Mountains (Stefański 1938). In Śląsk County — noted by Paesler (1939). In the Kampinos Forest it was found in an artificial, muddy pond, near wood (S₆).

16. *Monhystera similis* Bütschli

Reported from Europe, Asia (Mongolia) and from East and South Africa. It occurs chiefly in fresh water. In Poland known to occur in the Czarna River, in some lakes of Kujawy region and in the Tatra Mountains (Stefański 1915b, 1923b, 1938). Reported from Śląsk County (Paesler 1939), too. In the Kampinos Forest this species occurs together with *Monhystera dispar* (S₆).

17. *Prismatolaimus dolichurus* de Man

A cosmopolitan species. The typical species of peat-bogs, but occurring in fresh water, too. In Poland it was found mostly among mosses in the neighbourhood of the Morskie Oko lake (Tatra Mountains) by Stefański (1938). In Śląsk County it occurs in tufts of moss and in running water. In the Kampinos Forest it was found among mosses, in running water (S₄).

18. *Prismatolaimus intermedius* (Bütschli)

A cosmopolitan species. It occurs chiefly in wet soil and in fresh water, containing very small amount of calcium. In Poland it was found in salt waters of Ciechocinek region, in the Male Lake and in two small peaty ponds in the Tatra Mountains (Stefański 1938). In the Śląsk County it was noted by Paesler (1939) in stagnant water and in tufts of moss. In the Kampinos Forest — in a small pool, rich in detritus (M₃).

19. *Tripyla setifera* Bütschli

Known in Europe. It occurs in wet soil, occasionally in fresh water. In Poland — was described as *Tripyla punctata* n.sp. (Stefański

1916) in the Czarna River. In the Kampinos Forest it was found in moist soil in the area of a flooded meadow (R₇).

20. *Tobrilus*¹ *pellucidus* (Bastian)

Rather rare species, known from the area of Europe. It occurs in small ponds, rarely in wet soil. In Poland it was observed exclusively in Śląsk region (Paesler 1939). In the Kampinos Forest it occurs in numerous pools; in separate ponds, in flooded areas of sedges and in the canal (M₁, M₇, P₉, R₁₀, Ł₆).

21. *Tobrilus gracilis* (Bastian)

A cosmopolitan species. One of the commonest species, occurring in the mud of lakes of the „Baltic type”. In Poland it was found many times by Stefański: both in the lakes of the Tatra Mts. and in those of Kujawy region (1923). In Mazurian District it was found in the Tajty Lake (Pieczyńska 1959). It was noted as occurring in Śląsk region, too (Paesler 1939). In the Kampinos Forest it occurs in several stations possessing several features in common. They are small, muddy depressions. They occur generally in the area of a vast, flooded meadow of sedges (M₁₂).

22. *Tobrilus grandipapillatus* (Brakenhoff)

The species occurs in Denmark, Germany, Rumania, Switzerland and in USSR, mostly in rivers, sometimes in great lakes. In Poland it was found in ponds of the Tatra Mountains (Stefański 1938) and in Śląsk County, in shallow water. In the Kampinos Forest it occurs, in slowly flowing water, in flooded areas near ditches and canals (S₂ and M₉).

23. *Tobrilus steineri* (Micoletzky)

Known in the area of Denmark. It occurs in lakes with sandy bottom. In Poland it was not found up to this time. In the Kampinos Forest it occurs in a pool of a „small pond” type (M₁).

24. *Tobrilus allophysis* (Steiner)

The species was known in the area of Denmark, Germany, USSR. It occurs in lakes, rivers and among mosses. In Poland it was found by Stefański (1938) in some lakes of the Tatra Mountains and among mosses, growing on the banks of mountain streams. In the Kampinos Forest it occurs in a great pond near wood (P₁₁).

25. *Mononchus truncatus* Bastian

A cosmopolitan species. Common in wet soil, among mosses and in fresh water, especially in mud which contains a lot of plant detritus. In Poland it is known to occur among mosses in the vicinity of Zakopane, in brackish waters in Ciechocinek, in lakes of the Tatra Mountains (Stefański 1924, 1925, 1938) and in Śląsk County (Paesler 1939),

¹ The old genus name *Trilobus* was changed into *Tobrilus* by J. Andrassy (1959).

where it was found in small pools and among wet mosses. In the Kampinos Forest it occurs, in inundated meadows of reedgrass and in small pools abounding in detritus, as well as in flooded areas along the canal (S₄, M₅, S₁).

26. *Prionchulus muscorum* (Bastian)

One of the earliest described species. It occurs in various parts of Europe and in U.S.A., too. Rather a cosmopolitan species. It was found in marshes and in meadows. It feeds on the microorganisms and on other nematodes. In Poland it was recorded to occur in mosses in the environs of Zakopane (Stefański 1924) and in running water, in Śląsk region. There it occurs in wet soil and among mosses (Paesler 1939). In the Kampinos Forest it was found in one of the greater ponds (M₁).

27. *Mylonchulus brachyuris* (Bütschli)

A cosmopolitan species. It occurs in wet soil and among mosses, rarely in fresh water. In Poland it is known to occur in Śląsk County (Paesler 1939) in tufts of moss, in meadows and in wet soil. In the Kampinos Forest it was found in a flooded area covered with sedges (D₁).

28. *Mylonchulus polonicus* (Stefański)

The species was described by Stefański as occurring in the Czarna River (1915a). For the second time it was found in the Kampinos Forest in mud of a canal with slowly running water (D₁₉).

29. *Dorylaimus stagnalis* Dujardin

A cosmopolitan species. It was found in many stations in Europe, Asia, Africa, North and South America. It occurs mostly in the mud of ponds and lakes. In Poland it was found among mosses in the neighbourhood of Zakopane (Stefański 1924) and in ditches and pools in the environs of Ciechocinek (Stefański 1925). In the Kampinos Forest it occurs nearly in all the stations and it includes 49% of all the nematodespecimens, found in this area (S₄, S₂, S₁, M₁, M_{1a}, M₅, M₁₁, M₁₂, M₁₃, P₂, P₉, P₁₃, P₁₅, P₁₇, P₁₉, P₂₀, P₂₁, C₅, D₁₇, Ł₃).

30. *Dorylaimus obtusicaudatus* Bastian

A cosmopolitan species. Common in soil and among mosses, rarer in fresh water. In Poland it occurs in the Czarna River (Stefański 1915b), in salt waters of Ciechocinek (Stefański 1925) and in some lakes of the Tatra Mountains (Stefański 1938). In the Kampinos Forest it was found in flooded areas covered with sedges (P₁₅).

31. *Dorylaimus bastiani* Bütschli

A cosmopolitan species. It occurs in small pools and in wet soil.

In Poland — known to occur among mosses in the vicinity of Zakopane (Stefański 1924). In the Kampinos Forest it was found in pools with muddy bottom, abundant in detritus (S₄, M₁).

32. *Dorylaimus aculeatus* Cobb

It was found in moist soil, in Jamaica Island. For the second time it was found in the Kampinos Forest, where it occurs in wet, muddy soil in a ditch and in soil, in a wet meadow (S₁, M₁₀).

33. *Dorylaimus intermedius* de Man

A cosmopolitan species. In Poland it occurs among mosses in the neighbourhood of Zakopane (Stefański 1924). In the Kampinos Forest it was found in a small pool, rich in plant detritus (M₇).

34. *Alaimus primitivus* de Man

A cosmopolitan species, occurring chiefly in soil and in fresh water. In Poland it is known to live in a pond near Ruda Maleniecka and in the environs of Ciechocinek as well as in ponds of the Tatra Mountains (Stefański 1916, 1925, 1938). In the Kampinos Forest it was found in mud on the bottom of a pond, which rarely dries up (S₆).

Analysis of the material

The material was collected from 56 pools; in 14 of them none specimen was found. In the rest of the pools, i. e. in 42 ponds, 34 species of free-living nematodes were distinguished. Nearly a half of all the nematodes belong to the species *Dorylaimus stagnalis*. The second dominant is *Monhystera stagnalis*. Other species occur in smaller numbers.

According to the tab. I, three groups of species may be distinguished: 1) dominant species; this group comprises more than a half of the whole material. Here: *Dorylaimus stagnalis* and *Monhystera paludicola* are included. 2) the group of all the species occurring in smaller number. It is possible to distinguish here: the species very numerous, but occurring only in one or two ponds (eg. *Monhystera macramphis* and *Prismatolaimus dolichurus*) and those, occurring in many ponds (eg. *Tobrilus pellucidus* and *Monhystera vulgaris*). The rest of the species is distributed rather equally (in identical numbers).

In the list of species there is a lack of representatives of the genus *Chromadora* Bastian. It is a characteristic feature of shallow, easily warmed basins. This genus occurs in cool, saturated with oxygen water. The characteristic species of small pools are those from the genus *Dorylaimus* Dujardin and *Monhystera* Bastian, especially: *Dorylaimus stagnalis*, *Monhystera paludicola* and *Monhystera vulgaris*. They appear in abundance there.

Table I

Occurrence of Dominant Species

| No. | Name of a species | % of the total number of specimens | % of the total number of water-bodies inhabited by the species |
|-----|----------------------------------|---|---|
| 1 | <i>Dorylaimus stagnalis</i> | 49 | 50 |
| 2 | <i>Monhystera paludicola</i> | 11 | 11.9 |
| 3 | <i>Monhystera macramphis</i> | 3.5 | 2.4 |
| 4 | <i>Tobrilus pellucidus</i> | 3.5 | 16.9 |
| 5 | <i>Plectus cirratus</i> | 3 | 9.5 |
| 6 | <i>Prismatolaimus dolichurus</i> | 3 | 4.9 |
| 7 | <i>Diplogaster roskowskii</i> | 2.5 | 4.9 |
| 8 | <i>Monhystera vulgaris</i> | 2.5 | 9.5 |
| 9 | <i>Mononchus truncatus</i> | 2.5 | 7.1 |
| | the rest, i. e. 25 species | 19.5 | |

Tab. II shows the characteristic species of particular water-basin types². The Nematoda-fauna of periodical pools (which dry up — types: 1—5) is different from that of permanent ones (not drying up). Only 6 species occur in various stations in the both types of pool. The remaining species are connected with a particular type of pool.

19 species (nos. 1—19 in the tab. II) occur in pools which are typically astatic ones and dry up periodically. They include more than a half of the total number of species, which were found in the Kampinos Forest. As some species do not occur in all the periodical pools, it is possible to distinguish several pool-types, characterized by their peculiar groups of species.

So, in small forest ponds (type 1, ponds: M₃, M₄, M₇, M₁₀, M₁₇) there occur only 6 species; from their number: *Prismatolaimus intermedius*, *Diplogaster rivalis* and *Dorylaimus intermedius* were found exclusively in this habitat; *Dorylaimus aculeatus*, *Tobrilus pellucidus* and *Monhystera paludicola* occur in the canals and in permanent pools, too. It is interesting to note, that in small forest ponds does not occur *Dorylaimus stagnalis*, this species was found in all the remaining stations and may be treated as a dominant in this area. In the second group of pools, — "shallow ditches" (type 2; ponds: P₁₅, P₁₇, R₂, C₇) there occur another group of species, namely: *Monhystera agilis*, *Monhystera filiformis*, *Dorylaimus obtusicaudatus* and *Plectus granulosus*. They are not found

² In a similar way Copepoda and Cladocera were compared by Gajl (1924). It allowed him to distinguish astatic water-bodies.

in any other habitat. To the group of "shallow ditches"-nematodes belong the species: *Monhystera vulgaris* and *Plectus cirratus*. They were found in permanent pools, too.

In "flooded meadows" (type 3; ponds: R₇, S₂, C₅) 3 species have been found: *Tripyla setifera*, occurring exclusively in these habitats; *Tobrilus grandipapillatus* and *Dorylaimus stagnalis* found in other ponds, too.

The next group are ponds in the area covered with reedgrass (type 4; ponds: P₁, R₃, R₄, R₅, R₆, R₉, M₅, M₈, M₉, M₁₁, M₁₂, D₁, D₂₀, D₁₇). Here 6 species were found: *Diplogaster roskowskii*, *Mononchus truncatus*, *Mylonchulus brachyuris*, *Tobrilus grandipapillatus*, *Tobrilus gracilis* and *Dorylaimus stagnalis*. The three former species are characteristic of these ponds; *Tobrilus gracilis* does occur in permanent pools and *Tobrilus grandipapillatus* was found in flooded meadows. *Dorylaimus stagnalis* is an ubiquitous species. Though there were numerous stations in the area covered with sedges no more species had been found here, than in other types of seasonal pool.

A distinct group of pools are small depressions in peaty areas (type 5; ponds: P₁₉, P₂₀, P₂₁). In them only one species occurs, i. e. *Dorylaimus stagnalis*. This species occurs in all the types of pool, both periodical ponds and permanent ones.

As it may be seen from the preceding comparison, the particular types of pool differ as far as their fauna of nematodes is concerned. Each kind of pool is characterized by its peculiar group of species.

The second group includes permanent pools. They do not dry up, or dry up rarely. This group comprises pools subject to throughflow of water. Here 22 species occur (lines 14—34 in the tab. II). The majority of them (i. e. 19) was found in typical pools of this group (namely — in the ponds); 10 species (lines 24—34 in the tab. II) were found exclusively in this habitat. To permanent pools group 11 water-bodies in bomb craters are included. The Nematoda-fauna of these pools is not numerous, as some humus compounds are present. 4 species have been found here: *Prismatolaimus dolichurus*, *Plectus cirratus*, *Plectus tenuis* and *Plectus parvus*.

To the permanent pools the water-bodies in canals (type 6) are included. They are transitional between permanent pools and periodical ones and show some similarity, as far as their fauna is concerned, to permanent water-bodies. 8 species were found here. From among them, only *Dorylaimus aculeatus* and *Mylonchulus polonicus* do not occur in other permanent pools.

Summing up, it is easy to see that a group of 13 species (lines 1—13, except No 4 in tab. II) is characteristic of the periodical pools in the

Kampinos Forest. There is another group of 15 species, which is characteristic of permanent pools (lines 20—34 in the tab. II). Only 6 species occur in various stations irrespective of the type of pool. They are: *Dorylaimus stagnalis*, *Monhystera vulgaris*, *Tobrilus gracilis*, *Monhystera paludicola*, *Tobrilus pellucidus* and *Plectus cirratus*. Only *Dorylaimus stagnalis* is an ubiquitous species in the Kampinos Forest. The remaining 5 species occur in various types of pool, but mostly in small ponds, which rarely dry up.

In tab. III the comparison of occurrence of Nematoda species in small pools of the Kampinos Forest with that of small pools in other regions, i. e. in Śląsk County (Paesler 1939) and in the Fränkischer Jura (Hirschmann 1952) is presented. Paesler (1939) has distinguished several types of the habitat. He deals not only with water habitats but with other types of them, too. In the comparison only the fauna of habitats similar to those of the Kampinos Forest are mentioned, i.e. water, moist soil and water-edge.

In the Fränkischer Jura the nematodes living in small ponds were investigated by Hirschmann (1952). He distinguished several types of ponds. In the comparison only those ponds are taken into consideration, that possess some similar features with the pools of the Kampinos Forest. There are 3 such types of pool, as follow:

1) Membach-Typ, pH 7—8. Here small, very shallow pools are included. They mostly dry up in summer and are completely frozen in winter. Some of them are overgrown with *Phragmites* and *Typha*.

2) Oberndorfer-Weiher-Typ, pH 6—7. Small ponds, nearly never drying up. Some basins with sandy bottom, but most of them are muddy and overgrown with water plants. Basin-edges are overgrown with a typical marsh vegetation.

3) Rotweiher-Typ, pH 5—6.5. Ponds situated in wood. Their edges, often sandy ones, are covered with mud and overgrown with vegetation. Their water is brown, transparent, deficient in calcium, but abounding in humus. Mainly *Carex* and *Sphagnum* grow there.

The above comparison allows to understand, which nematode-species occur mostly in small pools. There are 10 species of them: *Plectus cirratus*, *Tobrilus pellucidus*, *Dorylaimus stagnalis*, *Mononchus truncatus*, *Monhystera paludicola*, *M. vulgaris*, *Actinolaimus macrolaimus*, *Monhystera filiformis*, *M. similis* and *Tobrilus gracilis*. They may be treated as typical species occurring in shallow, small ponds in Central Europe. But as the bibliography concerning the free-living nematodes of small, periodical pools is rather scarce, it is not possible to distinguish undoubtedly the characteristic species of this habitat.

Table II

Occurrence of Nematoda-species in particular types of water-body

| No. | Name of a species | 1 ^x | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|-----|------------------------------------|----------------|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | <i>Diplogaster rivalis</i> | + | | | | | | | |
| 2 | <i>Prismatolaimus intermedius</i> | + | | | | | | | |
| 3 | <i>Dorylaimus intermedius</i> | + | | | | | | | |
| 4 | <i>Dorylaimus aculeatus</i> | + | | | | | + | | |
| 5 | <i>Plectus granulatus</i> | | + | | | | | | |
| 6 | <i>Monhystera agilis</i> | | + | | | | | | |
| 7 | <i>Dorylaimus obtusicaudatus</i> | | + | | | | | | |
| 8 | <i>Monhystera filiformis</i> | | + | | | | | | |
| 9 | <i>Tripyla setifera</i> | | | + | | | | | |
| 10 | <i>Tobrilus grandipepilatus</i> | | | + | + | | | | |
| 11 | <i>Mylonchulus brachyuris</i> | | | | + | | | | |
| 12 | <i>Diplogaster rozskowskii</i> | | | | + | | | | |
| 13 | <i>Mononchus truncatus</i> | | | | + | | | | |
| 14 | <i>Dorylaimus stagnalis</i> | | + | + | + | + | + | | + |
| 15 | <i>Monhystera vulgaris</i> | | + | | | | | | + |
| 16 | <i>Tobrilus gracilis</i> | | | | + | | | | + |
| 17 | <i>Monhystera paludicola</i> | + | | | | | + | | + |
| 18 | <i>Tobrilus pellucidus</i> | + | | | | | + | | + |
| 19 | <i>Plectus cirratus</i> | | + | | | | | + | + |
| 20 | <i>Mylonchulus polonicus</i> | | | | | | + | | |
| 21 | <i>Prismatolaimus dolichurus</i> | | | | | | + | + | |
| 22 | <i>Plectus tenuis</i> | | | | | | + | + | + |
| 23 | <i>Dorylaimus bastiani</i> | | | | | | + | | + |
| 24 | <i>Plectus parvus</i> | | | | | | | + | + |
| 25 | <i>Monhystera stagnalis</i> | | | | | | | | + |
| 26 | <i>Diplogaster armatus</i> | | | | | | | | + |
| 27 | <i>Tobrilus steineri</i> | | | | | | | | + |
| 28 | <i>Prionchulus muscorum</i> | | | | | | | | + |
| 29 | <i>Tobrilus allophysis</i> | | | | | | | | + |
| 30 | <i>Diplogasteroides variabilis</i> | | | | | | | | + |
| 31 | <i>Monhystera macramphis</i> | | | | | | | | + |
| 32 | <i>Alaimus primitivus</i> | | | | | | | | + |
| 33 | <i>Monhystera similis</i> | | | | | | | | + |
| 34 | <i>Monhystera dispar</i> | | | | | | | | + |

^x Successive numbers refer to the numbers of water-body types dealt with in the description of station (arranged in the order from the most ephemeral pools to the most permanent ones).

Table III

Occurrence of Nematodes in small pools

| Name of a species | The Kampines Forest | | | Slask County | | | Frankischer Jura | | |
|------------------------------------|---------------------|-----------------|---------------|--------------|----------|-----------|------------------|--------------|-------------|
| | ephemeral pools | permanent pools | running water | water | wet soil | pond-edge | Mem-bach | Obern-dorfer | Roth-Weiher |
| <i>Rhabditis brevispina</i> | | | | + | | | | | |
| <i>Rhabditis cristata</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Rhabditis curvicaudata</i> | | | | + | | | | | |
| <i>Diplogaster armatus</i> | | + | | | | | | | |
| <i>Diplogaster ficator</i> | | | | + | | + | | | |
| <i>Diplogaster rivalis</i> | | | | + | | + | | | |
| <i>Diplogaster roszkowskii</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Diplogasteroides variabilis</i> | | + | | | | | | | |
| <i>Teratocephalus crassidens</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Teratocephalus palustris</i> | | | | | | | | | + |
| <i>Teratocephalus terrestris</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Tylenchus filiformis</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Tylenchus sachsii</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Tylenchorhynchus gracilis</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Plectus cirratus</i> | + | + | + | + | | + | + | + | + |
| <i>Plectus granulatus</i> | + | | | + | | + | | | |
| <i>Plectus parvus</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Plectus tenuis</i> | | + | | | | | | + | + |
| <i>Rhabdolaimus terrestris</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Aphandisimus aquaticus</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Bastiania gracilis</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Monhystera agilis</i> | + | | | | | | | + | |
| <i>Monhystera dispar</i> | | + | | | | + | + | + | |
| <i>Monhystera filiformis</i> | + | | | | | + | + | + | |
| <i>Monhystera macramphix</i> | | + | | | | + | + | + | + |
| <i>Monhystera paludicola</i> | + | + | + | + | | + | + | + | |
| <i>Monhystera similis</i> | | + | | + | | + | + | + | |
| <i>Monhystera stagnalis</i> | | + | | | | + | + | + | |
| <i>Monhystera vulgaris</i> | + | + | | | | + | + | + | + |
| <i>Prismatolaimus dolichurus</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Prismatolaimus intermedius</i> | + | | | + | | | | + | |
| <i>Achromadora dubia</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Achromadora ruricola</i> | | | | | | | + | + | |
| <i>Achromadora terricola</i> | | | | | | | + | + | |
| <i>Ethmolaimus pratensis</i> | | | | | | | + | + | + |
| <i>Ironus ignavus</i> | | | | | | + | | + | |
| <i>Ironus tenuicaudatus</i> | | | | | | + | + | + | + |
| <i>Tripyla affinis</i> | | | | | + | | | | |
| <i>Tripyla papillata</i> | | | | | + | | + | + | + |
| <i>Tripyla setifera</i> | + | | | | | | | | |
| <i>Tobrilus allophysis</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Tobrilus gracilis</i> | + | + | + | | | | + | + | |
| <i>Tobrilus grandipapillatus</i> | + | | | | | + | | + | |
| <i>Tobrilus pellucidus</i> | + | + | + | + | | + | + | + | + |
| <i>Tobrilus steineri</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Mononchus truncatus</i> | + | | + | + | | | + | + | + |
| <i>Prionchulus muscorum</i> | | + | | | | + | | + | |
| <i>Anatonchus tridentatus</i> | | | | | | | | + | |
| <i>Mylonchulus brachyuris</i> | + | | | | | | | + | |
| <i>Mylonchulus polonicus</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Dorylaimus oculatus</i> | + | | + | | | | | + | |
| <i>Dorylaimus agilis</i> | | | | + | | | | + | |
| <i>Dorylaimus bastiani</i> | | + | | | | + | | + | |
| <i>Dorylaimus brachyuris</i> | | | | | + | | | + | |
| <i>Dorylaimus centrocercus</i> | | | | | + | | | + | |
| <i>Dorylaimus hartingii</i> | | | | | + | | | + | |
| <i>Dorylaimus helveticus</i> | | | | | | | + | + | |
| <i>Dorylaimus intermedius</i> | + | | | | | | | + | |
| <i>Dorylaimus filiformis</i> | | | | + | | | | + | |
| <i>Dorylaimus longicaudatus</i> | | | | + | + | | | + | |
| <i>Dorylaimus obtusicaudatus</i> | + | | | | + | | | + | |
| <i>Dorylaimus stagnalis</i> | + | + | + | + | | + | + | + | + |
| <i>Dorylaimus trifidus</i> | | | | | + | | | + | |
| <i>Actinolaimus macrolaimus</i> | | | | + | + | | + | + | + |
| <i>Alaimus primitivus</i> | | + | | | | | | + | |
| <i>Goffartia heteroceris</i> | | | | | | | + | | |

Summary

The material was collected from 56 small pools in the Kampinos Forest, early in spring. All the pools were divided into two groups: periodical pools, which dry up and permanent ones, which do not dry up. From among periodical pools the following types of pool were distinguished: ephemeral (duration up to 2.5 months) and periodical, spring-summer pools (duration longer than 3 months). From among all this small pools eight distinct types of pool have been distinguished and described.

34 species of nematodes have been distinguished. Great differentiation of Nematoda-fauna, depending on the type of pool, was stated. This refers especially to typical periodical pools. The characteristic feature of those pools is an absolute lack of individuals from the genus *Chromadora* Bastian. 49% of all the specimens belong to the species *Dorylaimus stagnalis*, which occurs in most ponds (tab. I). Another dominant is *Monhystera stagnalis* (11%). 10 species of nematodes, which may be treated as characteristic ones of small pools in Central Europe (tab. III) were distinguished.

BIBLIOGRAPHY

1. Andr ssy J., 1959a. Die Mundh hlentypen der Mononchiden und der Schl ssel der Mylonchulus-Arten (Nematoda). Opuscula Zoologica, 3 (1).
2. Andr ssy J., 1959b. Neubenennungen einiger homonymen Nematoden-Gattungen. Nematologica, 4 (3).
3. Chodorowska W., 1959. Nicienie wolnoz yjace drobnych zbiornik w Puszczy Kampinoskiej, Ekologia Polska, seria B, 5 (1).
4. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej (szkiec limnologiczny). Ekologia Polska, seria B, 4 (3).
5. Chodorowski A., 1958. Badania nad zmienno ci  uklad w biocenotycznych w okresowych zbiornikach wodnych Puszczy Kampinoskiej. Ekologia Polska, seria B, 4 (3).
6. Gajl K., 1924.  ber zwei faunistische Typen aus der Umgebung von Warschau auf Grund der Untersuchungen an Phyllozoa und Copepoda (excl. Harpacticidae). Extrait du Bull. Acad. Polon. Sci. et Lettres. S rie B.
7. Hirschmann H., 1952. Die Nematoden der Wassergrenze mittelfr nkischer Gew sser. Zool. Jahr., 81 (4): 313—407.
8. Kaczorowska J., 1926. Studium geograficzne Puszczy Kampinoskiej. Przegl d Geograficzny, 6. Warszawa.
9. Kobendza R., 1930. Stosunki fitosocjologiczne Puszczy Kampinoskiej. Planta Polonica, 2. Tow. Nauk. Warsz.
10. Kobendza J., Kobendza R., 1945. Materiały przyrodnicze do projektu rozplanowania Puszczy Kampinoskiej. Czytelnik. Warszawa.
11. Kobendza J., Kobendza R., 1957. Puszcza Kampinowska jako teren stołeczno-go parku narodowego. Ochrona Przyrody. 24. Krak w.

12. Paesler F., 1939. Faunistisch-ökologische Untersuchungen über freilebende Fadenwürmer Ostdeutschlands. Sitzungsber. der Gesell. Natur. Freunde ausgegeben am 20 Dezember.
13. Paesler F., 1941. Untersuchungen über die freilebenden Nematoden des Bellincher Gebietes. I (mit 5 Abb.). Märkische Tierwelt, 4 (4): 301—321.
14. Pieczyńska E., 1959. Charakter występowania wolnożyjących nicieni (Nematoda) w różnych typach peryfitonu jeziora Tajty. Ekologia Polska, seria A, 7 (12).
15. Skwarra E., 1922. Freilebende Nematoden Ostpreussens. Schriften der phys.-ökonom. Gesell. zu Königsber in Pr.: 107—112.
16. Stefański W., 1915a. Nouvelles espèces de Nématodes provenant de Pologne. Zool. Anz., 45 (8): 346—349, rys. 1—5.
17. Stefański W., 1915b. Przyczynek do znajomości polskiej fauny nicieni (Nematodes) w wolnym stanie żyjących. C. R. Soc. Sci. Varsoviae, Wvdział III; 373—381, rys. 1—3.
18. Stefański W., 1916. Freilebende Nematodes aus Polen. II Bull. Ac. Sci. Cracoviae, Serie B: 173—178, tab. I.
19. Stefański W., 1922. Excrétion chez les Nématodes libres. Discip. Biol. Arch. Soc. Sci. Varsaviensis. 1 (6).
20. Stefański W., 1923a. Nicienie żyjące w mchu okolic Zakopanego. Rozprawy Wydz. Mat. Przyr., 43: 123—131.
21. Stefański W., 1923b. Przyczynek do fauny wolnożyjących nicieni jezior kujawskich. Kosmos, 48: 164—173, rys. 1—2.
22. Stefański W., 1924. Nouvelle contribution à la connaissance de la faune des Nématodes libres des environs de Zakopane. (Massif du Tatra polonais) Bull. Ac. Polon., Serie B: 539—553.
23. Stefański W., 1925. Wolnożyjące nicienie słonych wód Ciechocinka. Sprawozdanie Stacji Hydrobiol. na Wigrach, 1 (4): 10—12.
24. Stefański W., 1933. Nicienie jezior tatrzańskich. Cz. I C.R.S. Sci Varsovia. Wydział IV, 26.
25. Stefański W., 1938. Les Nématodes libres des lacs des Tatra Polonais, leur distribution et systématique. Arch. f. Hydrobiol., 33: 585—687, rys. 1—16, tab. 1—2.
26. Tysowski A., 1914. Wolnożyjące nicienie (Nematodes) zebrane w powiecie sokalskim. Rozpr. i Wiad. Muz. Dzieduszyckich, 1 (1—2).

A. Chodorowski

Niektóre cechy termiczne drobnych zbiorników Puszczy
Kampinoskiej w okresie wiosennymZakład Hydrobiologii Eksperymentalnej Instytutu Biologii Doświadczalnej
im. Nenckiego PAN Warszawa

Otrzymano 30 września 1960

W czasie badań nad sukcesją fauny drobnych zbiorników wodnych¹ Puszczy Kampinoskiej przeprowadzono obserwacje nad termiką i chemizmem 15 zbiorników w okresach wiosennych lat 1958 i 1959. Dotyczyły one przede wszystkim zbiorników okresowych, a zwłaszcza zbiorników efemerycznych, w sensie podanym w poprzednich pracach (Chodorowski 1958c, 1960), gdzie w oparciu o badania następstwa dominacji gatunków wyróżniono dwa typy zbiorników efemerycznych: A — z następstwem dominacji i B — bez następstwa dominacji. Ze względu na charakter otoczenia, pierwsze z nich można by z pewnym uproszczeniem nazwać zbiornikami efemerycznymi leśnymi, drugie — łąkowymi. W pracy niniejszej położono główny nacisk na zbadanie niektórych różnic w termice i chemizmie wód tych dwóch typów zbiorników oraz przeprowadzono porównanie ze zbiornikami okresowymi występującymi na torfowiskach.

Badania hydrochemiczne w niniejszej pracy przeprowadzone były w oparciu o Pracownię Środowiskową Zakładu Hydrobiologii Eksperymentalnej Instytutu Biologii Doświadczalnej².

¹ Pod pojęciem drobnego zbiornika autor rozumie wszelkie płytkie zbiorniki z wodą stojącą, a więc nie tylko małe zagłębienia śródleśne, rowy i niewielkie stawy naturalne, lecz także większe obszary łąk i bagien zalewanych przez wody roztopowe. Głębokość maksymalna badanych w Puszczy Kampinoskiej zbiorników zazwyczaj nie przekraczała 60 cm i tylko w niektórych przypadkach dochodziła do 2 m.

² Autor pragnie podziękować kierownikowi pracowni mgr inż. J. Paschalskiemu za cenne rady i pomoc w czasie wykonywania pracy.

Krótką charakterystyka terenu i badanych zbiorników

Do badań wybrano 15 zbiorników spośród 105 opisanych w pracy Chodorowska, Chodorowski (1958). Badane zbiorniki znajdują się w północno-wschodniej części Puszczy Kampinoskiej (rys. 1), na obszarze drugiego tarasu wiślanego. Taras ten, zwany inaczej wydmo- wym, powstał na terenie najbardziej na wschód wysuniętej części pradoliny warszawsko-berlińskiej w okresie, gdy Wisła, po uzyskaniu połączenia wprost z Morzem Bałtyckim, cofnęła się do obecnego koryta, pozostawiając znaczny obszar piasków. Dzięki ciepłemu i suchemu klimatowi na odsłoniętym piaszczystym tarasie II powstają pod wpływem zachodnich i północno-zachodnich wiatrów liczne wydmy i wały wydmo- we. Cały obszar tarasu wydmowego pokryty został z biegiem czasu lasem sosnowym, a pomiędzy pasami wydm powstały tereny bagienne, zasilane wodami spływającymi z wyższego tarasu i od czasu do czasu wodami powodziowymi Wisły. Obecnie, na terenie tarasu wydmowego, zabezpieczonego przed wodami powodziowymi przez aluwia rzeczne i wały przeciwpowodziowe, obserwuje się dwa równoleżnikowe pasy wydm, leżące na przemian z trzema pasami bagiennymi³.

Badany obszar (rys. 1) posiada bardzo skomplikowaną morfologię. Pasy wydm zatraciły tu swój równoleżnikowy charakter, skręcając ku północy. Pomiedzy poszczególnymi wałami wydmowymi znajdują się liczne zbiorniki w postaci niewielkich zagłębień i większych obszarów bagien lub łąk zalewanych. Środkiem omawianego terenu przebiegają, kierując się ku zachodowi, dwa sztucznie przekopane kanały odwadnia- jące bagno Ciechował i obszary położone obok wsi Sadowa. Wody tych kanałów łączą się w odległości 1 km na południe od wsi Palmiry i są odprowadzane przez całą Puszcę Kampinoską do Bzury.

Poziom wody w badanych zbiornikach uzależniony jest nie tylko bezpośrednio od opadów atmosferycznych, lecz także od poziomu wód gruntowych (zalegających w Puszczy bardzo płytko) oraz stanu wód w kanałach odwadniających. Wszystkie zbiorniki leżące w pobliżu kana- łów są od nich wyraźnie uzależnione i zdarza się, że w zanikających już częściowo zbiornikach poziom wody podnosi się pod wpływem podwyż- szenia stanu wód w kanałach.

Występujące na badanym obszarze zbiorniki można podzielić (Chodorowska, Chodorowski 1958) na kilka grup w zależności od okresu ich trwania i składu faunistycznego. Występują tu trzy zasad- nicze typy zbiorników: efemeryczne, bardzo krótkotrwałe (do 2,5 mie-

³ Bardziej szczegółowe dane o genezie i morfologii Puszczy Kampinoskiej moż- na znaleźć w pracach: Kaczorowska 1926, J. Kobendza i R. Kobendza 1957, Chodorowska, Chodorowski 1958.

siąca, wyjątkowo 3 miesiące); okresowe, wiosenno-letnie (od 2,5 do 5 miesięcy); i stałe, które mogą w pewnych latach tracić wodę, lecz nie wysychają całkowicie. Zbliżony podział zbiorników Puszczy Kampinoskiej wprowadza Paschalski (1959) w oparciu o badania środowiskowe. Większość zbiorników efemerycznych leśnych posiada bardzo wyraźnie zaznaczone układy następstwa dominacji pojedynczych gatunków (Chodorowski 1958a, 1958b, 1958c, 1960). Są to zbiorniki efemeryczne typu A (leśnego). Występujące natomiast na zalewanych wodami roztopowymi łąkach zbiorniki efemeryczne B (łąkowe) nie posiadają wyraźnie zaznaczonych układów następstwa dominacji.

Omawiane w tab. I zbiorniki oznaczone są symbolami, przyjętymi w opracowaniach poprzednich (Chodorowska, Chodorowski 1958, Chodorowska 1959). Zachowano również przyjęty uprzednio podział na rejony.

Obserwacje termiczne

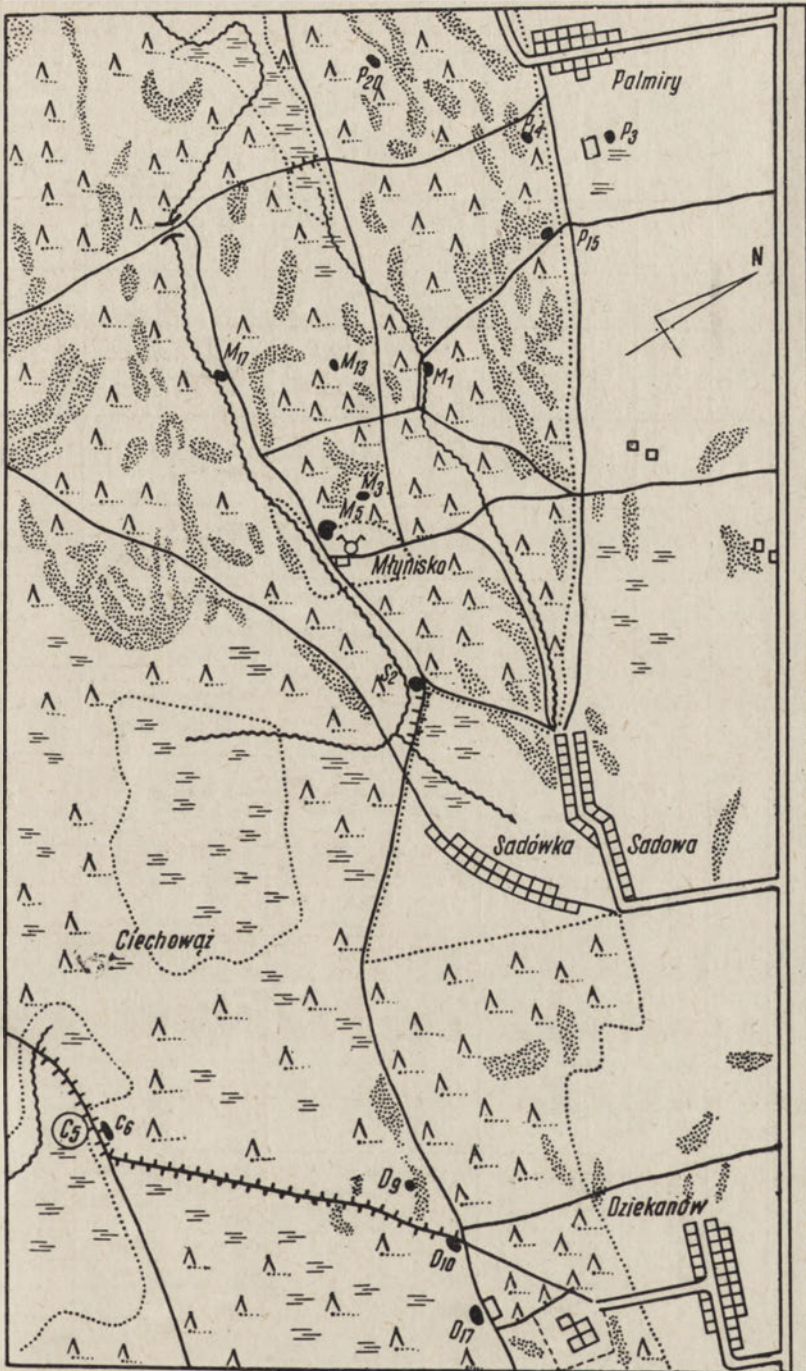
Badaniom termicznym drobnych zbiorników poświęcono liczne prace, m. in. Woronkow i Korsunskij (1910), prowadząc badania w okolicy stacji na Jez. Głębokim (ZSRR), jako jedni z pierwszych stwierdzili, że temperatury w drobnych zbiornikach są znacznie wyższe (do 35°C) niż w zbiornikach dużych. W południe przy silnej operacji słonecznej mogą przewyższać temperatury powietrza. Podobnych obserwacji dokonali Levander (1900) i Bołydriewa (1926). Gesner (1932) stwierdza w drobnych zbiornikach silniejsze wahania termiczne w strefie z roślinnością niż w strefie wolnej wody.

Gieysztor (1934) pierwszy wykonał dokładniejsze badania nad termiką drobnych zbiorników, wykazując, że w niektórych przypadkach tradycyjnie przyjęte założenia o dużej zmienności i astatyczności środowiska drobnych zbiorników są niesłuszne. Wykazał on np., że w ciepłej porze roku wahania średnich miesięcznych temperatur w drobnych zbiornikach są mniejsze niż w sąsiednim Jez. Wigierskim. Badając dobowy cykl termiczny drobnych zbiorników, Gieysztor stwierdził, że temperatury minimalne wody są z reguły znacznie wyższe niż odpowiadające im temperatury minimalne powietrza. Przypuszcza on także, że temperatury maksymalne wody powinny przewyższać w większości przypadków temperatury maksymalne powietrza. Gieysztor wykazuje ponadto istnienie uwarstwienia termicznego w drobnych zbiornikach i badając jego przebieg w cyklu dobowym porównuje go z rokiem termicznym jezior strefy klimatu umiarkowanego. Do podobnych wyników dochodzi w tym samym czasie Weiman (1934), a później Brandt (1935b, 1936, 1937). Termoklina w drobnych zbiornikach wg



Rys. 1. Rozmieszczenie badanych zbiorników w Puszczy Kampinoskiej.

1 — szosa, 2 — droga, 3 — most, 4 — wieś, 5 — grobla, 6 — kanał, 7 — wydma, 8 — drobne zbiorniki, 9 — bagno, 10 — stanowisko na rozlewisku, 11 — las.



Zestawienie badanych

List of Investigated

| Rejon Region | No. | Symbol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | Charakter Characteristics | Otoczenie Environment | Czas trwania w miesiącach Period of duration (months) |
|-----------------|-----|-----------------|--|---|---|---|
| Palmiry | 1 | P ₈ | Toczkowy (Polny) | głęboki rów deep ditch | pole uprawne arable field | 10-12 |
| | 2 | P ₁₄ | Leśny | torfowisko peat-bog | las sosnowy pine wood | 3-4 |
| | 3 | P ₁₅ | Tundrowy | zagłębienie na łące zalewanej depression in flo- oded meadow | polana śródleśna clearing in the forest | 2-2,5 |
| | 4 | P ₂₀ | Podwymie II | zagłębienie na torfowisku depression in the peat-bog | las sosnowy pine wood | 3 |
| Mżynisko | 5 | M ₁ | Trytonowy | zagłębienie w kanale depression in the canal | skraj lasu sosnowego pine wood range | stały permanent |
| | 6 | M ₃ | Euphyllor- podowy | zagłębienie śródleśne depression in the wood | las mieszany mixed forest | 2-2,5 |
| | 7 | M ₅ | Żmijowa Woda | turzycowisko sedges bog | polana śródleśna clearing in the forest | 2-3 |
| | 8 | M ₁₃ | Zagubiory | zagłębienie śródleśne depression in the wood | las sosnowy pine wood | 2 |
| | 9 | M ₁₇ | Przy Tablicy | zagłębienie śródleśne depression in the wood | las olchowy alder forest | 2-2,5 |
| Sadowsa | 10 | S ₂ | Przy Grobli | łąka zalewana flooded meadow | zarośla wierzbowe willow bushes | 1,5-2 |
| Dziekanów | 11 | D ₉ | Żabia Studzienka | zagłębienie depression | polana śródleśna clearing in the forest | 2-2,5 |
| | 12 | D ₁₀ | Okragży | zagłębienie śródleśne depression in the wood | las sosnowy pine wood | 2-2,5 |
| | 13 | D ₁₇ | Przy Stacji | torfowisko peat-bog | las sosnowy pine wood | 3 |
| Ciechowąż | 14 | C ₅ | Sierakowskie łąki | łąka zalewana flooded meadow | łąka meadow | 1,5-2 |
| | 15 | C ₆ | Rów na Cie- chowążu | rów przydrożny roadside ditch | las olchowy alder forest | 1,5-2 |

Tabela I

zbiorników

Water Reservoirs

| Przybliżone rozmiary w m Approximate dimension in meters | Głębokość maksymalna w m Maximal depth in meters | Połączenie z kanałem Connexion with the canal | Rodzaj zbiornika Type of a reservoir |
|--|--|---|---|
| szerokość ¹ breadth | 1 | brak none | przejściowy między stałym a okresowym intermediate between a permanent pool and a periodical one |
| 30 x 10 | 0,3 | brak none | wiosenno-letni (torfowiskowy) spring-summer (peat-bog) |
| 1 x 2 | 0,45 | brak none | efemeryczny (typ pośredni między A i B) ephemeral (intermediate between A and B) |
| 0,5 x 0,5 | 0,8 | brak none | wiosenno-letni (torfowiskowy) spring-summer (peat-bog) |
| 12 x 15 | 1,5 x 2 | bezpośrednie immediate | stały permanent |
| 20 x 2 | 0,45 | brak none | efemeryczny A (leśny) ephemeral A (in the wood) |
| 100 x 50 | 0,45 | brak none | pośredni między efemerycznym B a wiosenno- letnim intermediate between an ephemeral B pool and a spring-summer one |
| 10 x 5 | 0,3 | słabe slight | efemeryczny (pośredni między A i B) ephemeral (intermediate between A and B) |
| 20 x 15 | 0,5 | słabe slight | efemeryczny A (leśny) ephemeral A (in the wood) |
| 30 x 20 | 0,25 | wyraźne distinct | efemeryczny B (łąkowy) ephemeral B (in the meadow) |
| 3 x 1 | 0,5 | brak none | efemeryczny (pośredni między A i B) ephemeral (intermediate between A and B) |
| 10 x 8 | 0,55 | słabe slight | efemeryczny A (leśny) ephemeral A (in the wood) |
| 100 x 10 | 0,3 | brak none | wiosenno-letni (torfowiskowy) spring-summer (peat-bog) |
| 100 ha | 0,4 | wyraźne distinct | efemeryczny B (łąkowy) ephemeral B (in the meadow) |
| szerokość ^{0,75} breadth | 0,6 | brak none | efemeryczny A (leśny) ephemeral A (in the wood) |

Gieysztora wytwarza się w ciągu dnia tak jak w umiarkowanych jeziorach w ciągu okresu letniego. Behrens (1937) dowodzi, że występowanie termokliny można wytłumaczyć jedynie na zasadzie równoważenia się procesów ogrzewania wody przez promieniowanie słoneczne i oziębiania jej przez wypromieniowywanie ciepła. Kuhlman (1959) stwierdza wyraźnie, że charakter uwarstwienia termicznego w drobnym zbiorniku jest inny niż w jeziorze. Uwarstwienie jeziorne wytwarza się przy udziale wiatru, podczas gdy uwarstwienie w drobnych zbiornikach powstaje jedynie pod wpływem nasłonecznienia i wiatr może je tylko zniszczyć.

Paschalski (1959) w doniesieniu z systematycznych prac nad warunkami środowiskowymi drobnych zbiorników analizuje przebieg roku termicznego w kilku zbiornikach Puszczy Kampinoskiej, stwierdzając występowanie typowych dla jezior układów termicznych pod lodem oraz ogrzewającego wpływu dna na przydenną warstwę wody. Omawia on także przebieg zjawisk oziębiania się wód przy obniżkach temperatur powietrza. Dokładniejsze zbadanie termiki drobnego zbiornika wykazało wyraźnie pionowe i poziome zróżnicowania termiczne i rozgraniczenie na górną cieplejszą i dolną chłodniejszą warstwę wody.

Obserwacje termiczne, przeprowadzone w tej pracy, ograniczają się wyłącznie do dwóch zagadnień: różnic termicznych pomiędzy warstwą powierzchniową i przydenną zbiorników oraz zróżnicowań termicznych pomiędzy sąsiednimi zbiornikami leśnymi i łąkowymi. W związku z badaniami faunistycznymi obserwacje prowadzono w odstępach od kilku do kilkunastu dni.

Pomiarów temperatury wody dokonywano przy pomocy decymalnego termometru glebowego o długości 0,5 m, co umożliwiała odczyt zarówno temperatury przy dnie, jak i na powierzchni bez wyjmowania termometru z wody. Pomiarów temperatury wody przy dnie dokonywano zazwyczaj w najgłębszym punkcie zbiornika, z wyjątkiem zbiornika Trytonowego, gdzie mierzono temperatury przydenne bliżej brzegu, na głębokości 40 do 50 cm. Pomiarów temperatury powietrza dokonywano tym samym termometrem tuż nad zbiornikiem, po uprzednim staranym osuszeniu nóżki termometru, zwracając uwagę, by zbiorniczek z rtęcią nie dotykał podłoża. We wszystkich wymienionych pomiarach chroniono rtęć termometru przed bezpośrednim działaniem promieni słonecznych. Pełny wykaz pomiarów termiki podany został w tab. II.

Obj. do tab. II: a — temperatura powietrza nad zbiornikiem — air temperature above the water; p — temperatura wody przy powierzchni — water temperature near the surface; d — temperatura wody przy dnie — water temperature near bottom.

Zestawienie wyników pomiarów termiki badanych zbiorników
The result of thermal measurements of small pools

| No. | Sym- bol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | 1958 | | | | | | | 1959 | | | | | | |
|-----|-----------------|--------------------------------------|------------------------------------|----------------------|---------------------|--------------|----------------------|------|--------|----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|------|
| | | | 10.IV | 16.IV | 23.IV | 28.IV | 7.V | 3.VI | 19.VII | 5.VII | 25.III | 2.IV | 17.IV | 6.V | 20.V | 3.VI |
| 1 | P ₈ | Toczkowy (Leśny) | a 2,7 p 2,8 d 5,1 | 7,4 9,0 8,2 | 8,8 11,0 10,0 | 11,0 9,0 | 17,5 16,6 17,0 | — | — | 11,4 9,1 | 12,2 9,4 6,2 | 19,8 14,2 9,2 | 13,8 15,1 13,5 | 24,4 17,6 17,6 | — | |
| 2 | P ₂₀ | Podwydmie II | a 2,7 p 3,7 | 7,8 8,8 7,0 | 8,2 7,4 | 12,0 10,8 | 21,5 18,0 17,0 | — | — | 9,5 6,9 4,0 | 12,5 7,5 5,9 | 20,0 17,8 7,5 | 16,5 14,8 9,8 | 23,8 22,2 13,8 | 14,8 14,3 12,1 | |
| 3 | P ₁₄ | Leśny | a 2,9 p 3,0 d 5,7 | 7,5 6,9 | 8,4 7,7 | 10,8 10,0 | 21,6 18,9 17,0 | — | — | 9,4 7,9 4,1 | 11,8 7,3 4,8 | 22,0 14,6 11,2 | 15,2 15,4 15,4 | 16,7 21,4 17,8 | 15,2 15,2 | |
| 4 | P ₁₅ | Tundrowy | a 2,9 p 3,0 d 5,7 | 8,7 9,6 8,7 | 10,8 9,1 | 10,9 9,8 | 21,5 17,2 | — | — | 11,0 14,1 11,9 | 12,2 9,4 7,7 | 22,8 18,0 14,4 | 14,7 16,8 14,9 | 26,0 23,6 18,0 | — | |
| 5 | M ₁ | Trytonowy | a 5,1 p 5,0 | 10,4 9,5 9,2 | 11,8 10,0 | 10,3 9,9 | 22,5 20,0 16,8 | 26,0 | 26,0 | 12,9 10,6 9,4 | 13,3 7,5 6,6 | 22,3 17,2 12,6 | 15,6 15,4 13,8 | 26,4 22,1 16,5 | 17,0 15,8 15,3 | |
| 6 | M ₁₃ | Zagubiony | a 8,5 p 7,8 | 12,6 8,5 | 9,1 8,7 | 9,1 8,7 | 21,5 16,5 | — | — | 12,0 11,0 7,2 | 11,7 8,5 6,7 | 21,2 13,5 13,5 | 17,6 13,8 | — | — | |
| 7 | M ₃ | Euphyllopodowy | a 7,7 p 7,3 | 10,3 7,1 | 11,0 9,8 | 8,2 8,0 | 21,2 19,0 16,2 | — | — | 12,0 9,8 8,7 | 12,4 8,3 6,9 | 21,2 17,0 12,0 | 17,8 15,2 13,3 | 26,0 24,1 21,1 | — | |
| 8 | M ₁₇ | Przy Tablicy | a 5,2 p 7,3 d 6,1 | 12,8 9,6 8,8 | 10,6 9,2 | 8,4 8,0 | 24,5 18,1 15,8 | — | — | 11,8 11,1 7,4 | 10,7 8,2 7,0 | 22,0 17,8 14,2 | 17,4 15,4 12,8 | 24,0 21,9 21,9 | — | |
| 9 | M ₅ | Żmijowa Woda | a 5,5 p 6,2 | 14,0 9,0 9,5 | 11,2 10,0 | 9,9 9,9 | 25,0 22,2 19,4 | — | — | 13,7 15,2 10,6 | 10,5 9,6 6,6 | 21,0 20,8 14,4 | 18,4 18,9 18,7 | 25,0 28,9 28,6 | — | |
| 10 | S ₂ | Przy Grobli | a 9,4 p 9,5 | 11,8 10,8 10,5 | 11,0 10,4 | 12,2 12,2 | 22,2 20,0 17,2 | — | — | 12,0 15,1 8,8 | 10,3 9,7 6,6 | 22,0 20,6 13,8 | 13,9 13,0 | — | — | |
| 11 | P ₉ | Zabia Studzienka | a 6,5 p 8,4 d 6,6 | 10,4 10,4 8,2 | — | 11,6 8,1 | — | — | — | 11,4 12,1 11,8 | 9,3 7,6 5,9 | 21,8 15,2 13,8 | 15,3 13,1 10,5 | — | — | |
| 12 | C ₅ | Sierakowskie Łąki | a 8,8 p 13,5 d 10,7 | 12,5 12,5 11,2 | — | 12,6 12,8 | 21,4 22,2 21,4 | — | — | 8,0 14,6 11,9 | 5,0 7,0 7,8 | 18,2 16,8 17,8 | 13,6 16,8 15,4 | 20,0 25,0 22,7 | 15,3 14,5 | |
| 13 | C ₆ | Rów na Ciechowsku | a 6,0 p 8,6 d 5,8 | 9,7 8,9 7,9 | 9,8 8,9 | — | 24,6 24,0 24,0 | — | — | 7,9 8,4 8,0 | 10,4 6,7 6,4 | 19,2 14,8 11,6 | 15,8 12,9 9,7 | 21,8 21,8 19,2 | — | |
| 14 | D ₁₀ | Okręży | a 9,2 p 4,2 | 7,9 8,8 6,4 | — | 10,9 9,9 | 20,4 16,8 16,6 | — | — | 4,6 7,6 7,9 | 8,2 5,7 5,7 | 19,8 12,5 11,8 | 16,0 12,5 11,0 | — | — | |
| 15 | D ₁₇ | Przy Stacji | a 9,2 p 7,3 | 11,5 9,6 9,6 | — | 10,0 10,3 | 20,2 20,0 19,2 | — | — | 7,9 7,1 6,4 | 16,2 11,6 6,4 | 16,2 11,6 14,9 | 16,0 14,9 | — | — | |

Różnice termiczne pomiędzy warstwą powierzchniową i przydenną drobnych zbiorników

W tab. II możemy spotkać dane, świadczące o występowaniu w pewnych okresach inwersji termicznej. Zjawisko to, obserwowane już niejednokrotnie, wymienia dla drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej Paschalski (1959), porównując je do zimowego układu temperatur w jeziorach. Ślady tego rodzaju inwersji termicznej obserwowano 10.IV.1958 w kilku zbiornikach; w niektórych przypadkach, gdy występował jeszcze lód na powierzchni. W innych zbiornikach panowała już wtedy homotermia lub występowało uwarstwienie proste. W roku 1959 w terminie o dwa tygodnie wcześniejszym, bo 25.III nie stwierdzono nawet śladów uwarstwienia zimowego.

Inwersja termiczna występuje z reguły w drobnych zbiornikach w nocy (Gieysztor 1934), a także przy nawrotach zimna zaraz po zejściu lodów (Paschalski 1959). Tego rodzaju zjawiska obserwowano w badanych zbiornikach w godzinach wieczornych przy obniżkach temperatur powietrza (zbiorniki: D₁₀ — 25.III.1959, C₅ — 28.IV.1958 i 2.IV.1959, D₁₇ — 28.IV.1958).

Zdarza się także, że inwersja termiczna (prawdopodobnie krótkotrwała) występuje przy silnej operacji słonecznej w zbiornikach na



Fot. 1. Zbiornik torfowiskowy Podwydmie II (P₂₀) — 10. IV. 1958.



Fot. 2. Zbiornik efemeryczny leśny Okragły (D₁₀) — 10.IV.1958.



Fot. 3. Zbiornik efemeryczny łąkowy Sierakowskie Łąki (C₅) — 25.III.1959.

otwartej przestrzeni, gdy zachodzi silne ogrzewanie się dna (zbiorniki: M₅ — 16.IV.1958, P₈ — 19 i 23.IV.1958).

Zestawiając wszystkie trzy rodzaje obserwowanej inwersji termicznej należy stwierdzić, że pierwszy z nich jest analogiczny do uwarstwienia zimowego dużych zbiorników wodnych i wskazuje na istnienie pewnego podobieństwa roku termicznego drobnego zbiornika do roku termicznego jeziora. W drugim przypadku natomiast mamy do czynienia ze zjawiskiem dobowym, które wykazuje tylko pozorne podobieństwo do uwarstwienia zimowego jezior, a w rzeczywistości jest zjawiskiem analogicznym do tzw. powierzchniowych lub wtórnych termoklin jeziornych (Steinböck 1934, Olszewski 1953, Hutchinson 1957). Biorąc pod uwagę pracę Behrensa (1937) i Kühlmanna (1959) należałoby także przyjąć, że podobieństwo termicznego cyklu dobowego drobnego zbiornika do rocznego cyklu termicznego jeziora (Gieysztor 1934, Weiman 1934, Brandt 1935a, 1936, 1937) jest także tylko pozorne. W rzeczywistości wytwarzanie się uwarstwienia dobowego jest zjawiskiem typowym dla wód płytkich, powstającym jedynie pod wpływem silnego nasłonecznienia bez udziału wiatru. W trzecim przypadku mamy do czynienia ze zjawiskiem bardzo krótkotrwałej inwersji, którą można by porównać do temperatur wiosennych w płytkim litoralu jeziornym, obserwowanych przez Wesenberg-Lunda (1912), Alma (1926), Deksbacha (1935) i innych.

Obserwowane różnice termiczne pomiędzy powierzchnią i dnem drobnego zbiornika przy uwarstwieniu termicznym prostym były bardzo różnorodne, osiągając w wypadku zagłębienia na torfowisku wartości maksymalne 10,3°C (17.IV.1959, zbiornik P₂₀). W zbiornikach efemerycznych typu B (łąkowych) w tym samym czasie obserwowano różnice maksymalne 6,4° i 6,8°. Porównując na przykład te wyniki z danymi dla „rock pools” (zbiorników naskalnych) w terenach podgórskich południowych Indii (Ganapati 1955), trzeba stwierdzić, że obserwowane do tychczas różnice dla klimatu tropikalnego są znacznie niższe, dochodząc zaledwie do 3,8°C w porze południowej. Interesujący jest zresztą fakt, że notowana przez Ganapatiego temperatura maksymalna wody (28,6°) nie jest wyższa niż stwierdzona w drobnych zbiornikach Puszczy Kampinoskiej (28,9°) lub w rejonie Wigier (30,6°C), co mogłoby być jeszcze jedną cechą, wskazującą na podobieństwo drobnych zbiorników do wód tropikalnych (Gieysztor 1934).

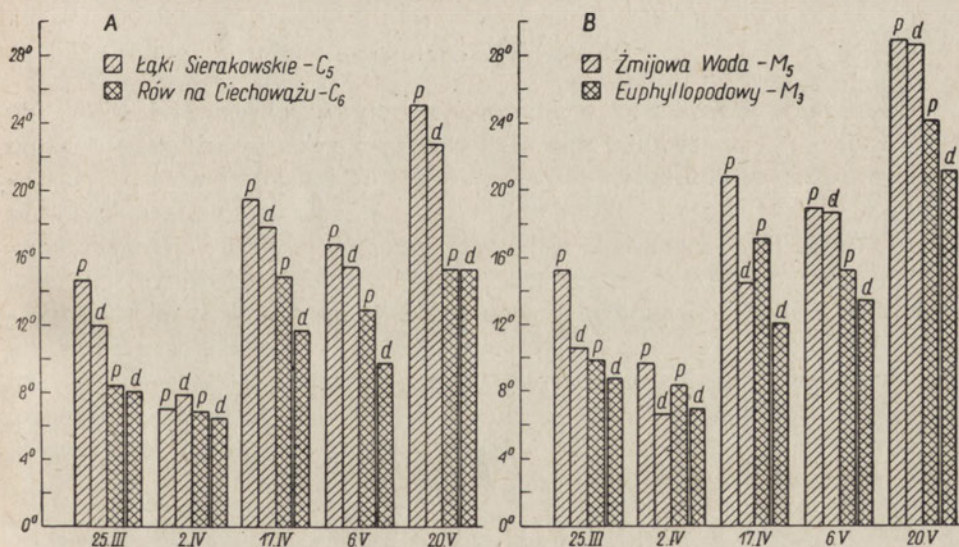
Średnie różnice pomiędzy temperaturą powierzchni i warstwy przydennej badanych zbiorników kształtują się od 0,7° do 3,8°C przy głębokości zazwyczaj nie przekraczającej 0,6 m i są różne dla rozmaitych zbiorników. Zbiorniki efemeryczne A (leśne) wykazują np. średnie różnice termiczne od 1,2° do 1,5°C (średnia ogólna 1,3°C) znacznie

mniejsze niż zbiorniki efemeryczne B (łąkowe) od $1,6^{\circ}$ do $2,5^{\circ}\text{C}$ (średnia ogólna $2,0^{\circ}\text{C}$). Pojawianie się większych różnic termicznych w uwarstwieniach dziennych efemerycznych zbiorników łąkowych może być uznane jako wskaźnik większej ich astatyczności w stosunku do zbiorników leśnych. Gieysztor (1934) stwierdził także mniejsze nieco różnice maksymalne pomiędzy powierzchnią i dnem w zbiorniku zacienionym (Olchowy $3,8^{\circ}\text{C}$), niż w niezacienionym (Lynceusowy $6,0^{\circ}\text{C}$).

Wody zbiorników torfowiskowych wykazują podobne różnice jak zbiorniki efemeryczne typu A, średnio $0,7^{\circ}$ do $1,8^{\circ}\text{C}$ (średnia ogólna $1,2^{\circ}\text{C}$), natomiast w głębszym nieco zbiorniku na torfowisku śródleśnym, Podwydmie II, średnia różnica wynosiła $3,8^{\circ}\text{C}$ (różnica maksymalna $10,3^{\circ}\text{C}$), co można by uznać za typowe dla tego rodzaju zagłębień na torfowiskach (Kisielew 1960).

Zróżnicowania termiczne pomiędzy sąsiednimi zbiornikami

Występowanie różnic termicznych pomiędzy zbiornikami zacienionymi i niezacienionymi jest zjawiskiem powszechnie obserwowanym. Gieysztor (1934) wymienia występowanie wyższych temperatur w porze rannej i południowej w zbiorniku niezacienionym (Lynceusowy) niż



Rys. 2. Porównanie termiki dwóch par zbiorników, łąkowych (kreska) i leśnych (kratka)

p — temperatura powierzchni wody; d — temperatura wody przy dnie.

w zacienionym (Olchowy). Maksymalne obserwowane przez Gieysztorą różnice termiczne na głębokości 5 cm dochodziły do $11,5^{\circ}\text{C}$ w przypadku zbiornika Lynceusowego (temperatura wyższa) i porównywanego z nim zacienionego zbiornika w lesie świerkowym.

Różnice pomiędzy badanymi w Puszczy Kampinoskiej zbiornikami efemerycznymi typu A (leśnego) i typu B (łąkowego) zilustrowano na przykładzie dwóch par zbiorników, położonych w sąsiedztwie. Obserwacje dokonywane były prawie równocześnie (różnica ok. 10 minut) w zbiornikach Zmijowa Woda i Euphyllopodowy w godzinach południowych, a w zbiornikach Łąki Sierakowskie i Rów na Ciechowążu w godzinach południowych lub wieczornych. Z załączonego diagramu (rys. 2) i tab. II wynika, że temperatury zbiorników efemerycznych B (łąkowych) są z reguły wyższe niż mierzone w tym samym czasie temperatury zbiorników efemerycznych A (leśnych). Różnica ta wynosi średnio $4,4^{\circ}\text{C}$, a w obserwowanych przypadkach krańcowych dochodzi do $9,8^{\circ}\text{C}$ (20.V.1959 zbiorniki: Łąki Sierakowskie i Rów na Ciechowążu — temperatury powierzchniowe).

Powwyższe, obserwowane w czasie prostego uwarstwienia dziennego, wysokie temperatury wody w zbiornikach efemerycznych B (łąkowych) mogą wskazywać, podobnie jak i występowanie w nich różnic termicznych pomiędzy powierzchnią a dnem, na większy stopień astatyczności tych zbiorników niż zbiorników efemerycznych A (leśnych).

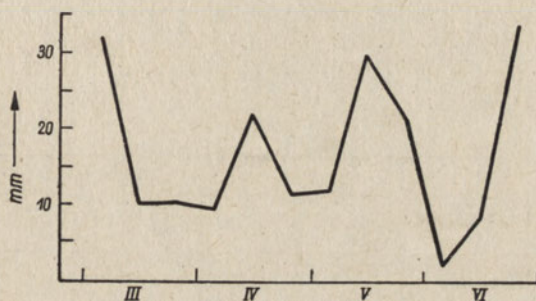
Obserwacje chemiczne

Obserwacje chemiczne wykonywane były w okresie od 16.IV. do 5.VII.1958 r. Czas trwania zbiorników w tym roku był dłuższy o około miesiąc niż przeciętnie w innych latach (Chodorowska, Chodorowski 1958) na skutek obfitych deszczów w miesiącu kwietniu i maju (rys. 3). Obserwacje dotyczyły czterech wybranych czynników, potraktowanych jako wskaźnik zmian chemicznych środowiska wodnego: stężenie jonów wodorowych, węglanowość, przewodnictwo elektrolityczne, utlenialność. W załączonych tab. (III—VI) podane są wszystkie otrzymane wyniki, natomiast w wykresach (rys. 4—7) — wartości średnie arytmetyczne dla zbiorników efemerycznych typu A (leśnego) i typu B (łąkowego) oraz dla jednego rodzaju zbiorników okresowych wiosenno-letnich: zbiorników torfowiskowych.

Stężenie jonów wodorowych

Spśród licznych prac omawiających pH drobnych zbiorników tylko niektóre dotyczą zbiorników nas interesujących. Brandt (1955b), badając zbiorniki leśne, podaje zakres pH od 4,9 do 6,7 stwierdzając

brak wahań dobowych, spowodowany niewystępowaniem roślin i bardzo słabą zdolnością buforową tych zbiorników. G a n a p a t i (1940) obserwował bardzo wysokie (9,3—9,7) pH w drobnych zbiornikach w Madras (Indie) przy zakwitach *Microcystis*. M a s ł o w s k i j (1950), badając zbiorniki przyrzeczne na Ukrainie, obserwował zakres pH od 5,0 do 8,2, stwierdzając spadek pH w miarę wysychania zbiorników okresowych. W zbiornikach stałych natomiast spadek ten nie jest tak wyraźny. H e r b s t (1951) przytacza dane, dotyczące dużej ilości zbiorników w południowym Szlezwiku; dla zbiorników torfowiskowych podaje pH 4,4—5,9, dla innych zbiorników leśnych 5,6—5,8, dla zbiorników polnych 5,2—8,3.



Rys. 3. Opady atmosferyczne wiosną 1958 wg danych Stacji Terenowej Zakładu Ekologii PAN w Dziekanowie Leśnym.

Leloup, van Meel, Jacquemart (1954) podają dla zbiorników stałych w Belgii występowanie pH neutralnego i lekko alkalicznego. Wyliczając pH teoretyczne stwierdzają, że jest ono na ogół wyższe lub równe pH rzeczywistemu, jednak w okresie silnego rozwoju organizmów zdarza się, że pH teoretyczne jest niższe, co wiąże się prawdopodobnie z procesami odwapniania. Jacquemart i Leloup (1958a, 1958b) podają dla łąk zalewanych pH niższe (zakres 6,2—7,1), niż dla zbiorników stałych (pH lekko zasadowe od 7—8). Paschalski (1959), badając zdolności buforowe wód drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej, stwierdza, że zdolności buforowe w zbiornikach leśnych są mniejsze niż w zbiornikach polnych, a w okresie podsychania zbiorników zdolności buforowe zwiększają się zarówno w zbiornikach stałych, jak i okresowych.

Pomiary pH w badanych zbiornikach wykonywane były częściowo przy pomocy pH-metru, częściowo metodą kolorymetryczną (Czensny). Na podstawie wyników własnych (tab. III, rys. 4) możemy stwierdzić, że pH wykazuje nieznaczne tendencje spadkowe w miarę wysychania zbiorników, co obserwował także M a s ł o w s k i j (1950). Zaobserwować

można także wyraźną zależność pH od opadów (por. rys. 3 i 4), zwłaszcza gdy chodzi o zbiorniki efemeryczne. Najwyższe wartości pH występują w okresie opadów maksymalnych, najniższe — przy minimum opadów.

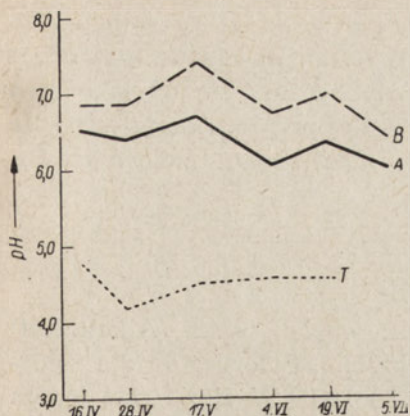
Zbiorniki torfowiskowe wykazują średnie wahania pH od 4,1 do 4,6 (zakres 3,8—5,9). Dosyć wysoka wartość 5,9, obserwowana 16.IV w zbiorniku Podwydmie II, wiąże się prawdopodobnie z obfitymi w tym okresie opadami atmosferycznymi. Podobnie z okresem opadów wiąże się podwyższenie pH w maju i czerwcu. Można przyjąć, że w zbiornikach torfowiskowych, poza okresem działania wód roztopowych i silniejszych deszczów, pH nie przekracza 5. Taką samą górną granicę dla zbiorników torfowiskowych przyjmują Kisieliew (1950) i Skadowski (1955).

Tabela III

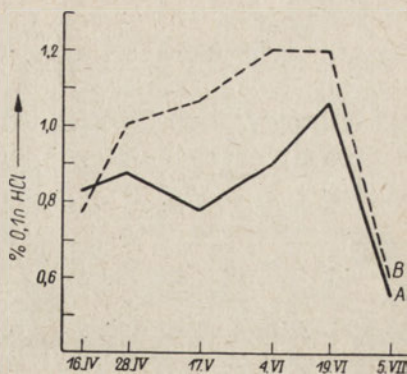
pH

| No. | Symbol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | Data - Date | | | | | |
|-----|-----------------|--------------------------------------|-------------|-------|--------------|--------------|-------|-------|
| | | | 16.IV | 28.IV | 16.V 18.V | 3.VI 4.VI | 19.VI | 5.VII |
| 1 | C ₆ | Rów na Ciechowązu | 7,2 | 6,35 | 6,3 | 6,1 | 6,4 | - |
| 2 | M ₃ | Euphyllopodowy | 7,3 | 6,65 | 7,1 | 6,0 | 6,3 | 5,83 |
| 3 | D ₁₀ | Okrągły | 6,6 | 6,7 | 6,1 | 6,1 | - | - |
| 4 | M ₁₇ | Przy Tablicy | 7,2 | 6,6 | 7,3 | 6,0 | 6,4 | 6,28 |
| 5 | D ₉ | Zabia Studzienka | 5,8 | 5,8 | 5,9 | - | - | - |
| 6 | M ₁₃ | Zagubiony | 5,9 | 5,3 | 6,3 | 5,8 | 6,15 | - |
| 7 | P ₁₅ | Tundrowy | 5,8 | 5,6 | 6,2 | 5,9 | 5,8 | - |
| 8 | C ₅ | Sierakowskie łąki | 6,7 | 6,95 | 7,1 | 7,2 | 7,4 | - |
| 9 | S ₂ | Przy Grobli | 7,3 | 7,5 | 7,4 | 6,7 | - | - |
| 10 | M ₅ | Zmijowa Woda | 6,55 | 6,25 | 7,8 | 6,3 | 6,6 | 6,42 |
| 11 | P ₂₀ | Podwydmie II | 5,9 | 4,4 | 4,7 | 4,8 | 4,55 | - |
| 12 | P ₁₄ | Leśny | 4,4 | 3,8 | 4,1 | 4,3 | 4,4 | - |
| 13 | D ₁₇ | Przy Stacji | 4,2 | 4,2 | 4,6 | 4,7 | 4,8 | - |
| 14 | P ₈ | Toczkowy (Polny) | 6,9 | 6,5 | 7,3 | 6,4 | 6,7 | - |
| 15 | M ₁ | Trytonowy | 7,3 | 6,75 | 7,4 | 6,2 | 6,75 | 6,63 |

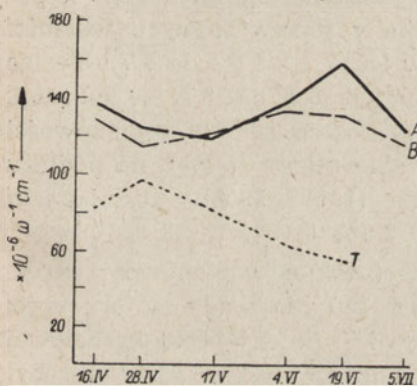
W zbiornikach efemerycznych A (leśnych) obserwujemy średnie wartości pH od 6,0 do 6,7 (zakres 5,6—7,3). Bardzo podobne wartości otrzymał dla zbiorników leśnych Herbst (1951), natomiast zakres zmian obserwowanych przez Brandta (1935b) był nieco niższy. Przebieg krzywej wartości średniej pH dla zbiorników efemerycznych (rys. 4) wykazuje bardzo wyraźną zależność od opadów atmosferycznych. Krzywa ta ma dwa wierzchołki zgodne z wierzchołkami krzywej opadów.



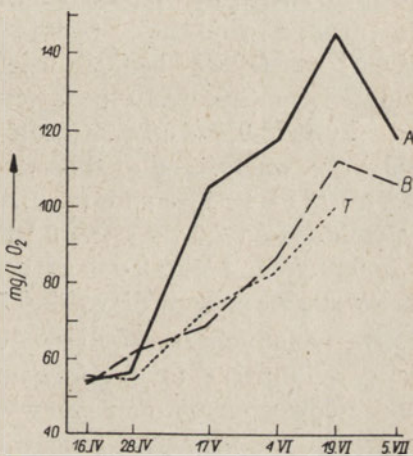
Rys. 4



Rys. 5



Rys. 6



Rys. 7

Rys. 4—7. Średnie wartości pH (rys. 4), węglanowości (rys. 5), przewodnictwa elektrycznego (rys. 6) i utlenialności (rys. 7) w trzech typach badanych zbiorników.

Jest poza tym rzeczą bardzo charakterystyczną dla tego rodzaju zbiorników, że wartości pH we wszystkich zbiornikach tego typu są wyraźnie zbliżone (zbiorniki C₆, M₃, M₁₇, D₁₀ w tab. III).

Zbiorniki efemeryczne B (łąkowe) wykazują średnie wahania pH od 6,4 do 7,4 (zakres 6,2—7,8). Jacquemart i Leloup (1958a i 1958b) w zbiornikach tego typu obserwowali bardzo zbliżone wartości pH (6,2—7,1). Przebieg krzywej średnich wartości pH dla zbiorników

efemerycznych łąkowych (rys. 4) jest prawie zupełnie równoległy do krzywej zbiorników efemerycznych leśnych. Analizując dane w tab. III możemy jednak stwierdzić, że zbiorniki leśne różnią się od łąkowych nie tylko wyższym przeciętnie o jedną jednostkę pH, lecz także znacznie większymi wahaniami w poszczególnych zbiornikach (zbiorniki C₅, S₂, M₅).

Węglanowość

Jednym z pierwszych, którzy badali węglanowość (Alkalinität) w drobnych zbiornikach, był Brandt (1935b). Stwierdza on dla zbiorników leśnych wartości od 0,2 do 2,0‰ 0,1n HCl. W zimie pod lodem wartości te są dosyć wysokie (maksymalne w lutym), na wiosnę w okresie opadów — spadają (minimum marzec — kwiecień). Olszewski (1939) badając chemizm wód Doliny Gąsienicowej w Tatrach (w większości były to drobne zbiorniki) podaje wartości od 0,2 do 0,6‰ 0,1n HCl. Herbst (1951) badając węglanowość (Säurebindungsvermögen) w południowym Szlezewiku podaje; dla zbiorników torfowiskowych wartości od < 0,1 do 0,4‰ 0,1n HCl, dla zbiorników leśnych od 0,4 do 4,7 i bardzo zbliżone wartości dla zbiorników polnych od 0,3 do 5,5. Leloup, van Meel i Jacquemart (1954) podają zakres węglanowości (alcalinité) od 2,0 do 6,4‰ 0,1n HCl⁴, dla zbiorników stałych na podłożu wapiennym. Jacquemart i Leloup (1958a, 1958b) badając łąki zalewane obserwowali wartości od 1,1 do 2,6‰ 0,1n HCl⁴.

W badanych zbiornikach Puszczy Kampinoskiej węglanowość określana była przez miareczkowanie 0,1n HCl 100 cm wody w obecności alkoholowego roztworu czerwieni metylowej i zieleni bromokrezolowej z uwagi na brunatne zabarwienie wód. Zakres obserwowany nie był duży, gdyż najwyższe obserwowane wartości wynosiły 1,6‰ 0,1n HCl (tab. IV) i odpowiadały w przybliżeniu wartościom obserwowanym przez Brandta (1935b). Zakres ten jest na ogół niższy niż w analogicznych zbiornikach badanych przez Herbstą (1951) i znacznie niższy w porównaniu z pracami Leloupa i współpracowników (1954, 1958a, 1958b).

W zbiornikach torfowiskowych obserwowano tylko jednorazowo 0,1‰ 0,1n HCl poza tym węglanowości nie stwierdzono, co jest całkowicie zgodne z panującym tu niskim pH.

W zbiornikach efemerycznych A (leśnych) wartości węglanowości wynoszą średnio 0,55—1,06‰ 0,1n HCl (zakres 0,3—1,6). Przebieg zmian węglanowości dla poszczególnych zbiorników (tab. IV, zbiorniki M₃, M₁₇,

⁴ W oryginale wyniki podane w m val. CO₃/l.

C₆, D₁₀) był bardzo różnorodny, co wiąże się prawdopodobnie z dobowymi zmianami CO₂ w poszczególnych zbiornikach. Przed wysychaniem zbiorników nastąpił dość wyraźny spadek węglanowości (rys. 5).

Tabela IV

Węglanowość
Alkalinity (% 0,1 n HCl)

| No. | Symbol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | Data - Date | | | | | |
|-----|-----------------|--------------------------------------|-------------|-------|--------------|--------------|-------|-------|
| | | | 16.IV | 28.IV | 16.V 18.V | 3.VI 4.VI | 19.VI | 5.VII |
| 1 | C ₆ | Rów na Ciechowążu | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 1,2 | 1,1 | - |
| 2 | M ₃ | Euphyllopodowy | 1,1 | 0,9 | 0,7 | 0,6 | 0,5 | 0,3 |
| 3 | D ₁₀ | Okrągły | 0,4 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | - | - |
| 4 | M ₁₇ | Przy Tablicy | 1,0 | 0,9 | 0,6 | 1,0 | 1,6 | 0,8 |
| 5 | D ₉ | Zabia Studzienka | 0,2 | 0,2 | 0,1 | - | - | - |
| 6 | M ₁₃ | Zagubióry | 0,2 | 0,2 | 0,5 | 0,6 | 1,4 | - |
| 7 | P ₁₅ | Tundrowy | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | - |
| 8 | C ₅ | Sierakowskie Łąki | 0,7 | 0,8 | 0,9 | 1,2 | 1,6 | - |
| 9 | S ₂ | Przy Grobli | 1,0 | 1,0 | 1,4 | 1,5 | - | - |
| 10 | M ₅ | Zmijowa Woda | 0,6 | 1,2 | 0,9 | 0,9 | 0,8 | 0,6 |
| 11 | P ₂₀ | Podwydmie II | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | - |
| 12 | P ₁₄ | Leśny | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - |
| 13 | D ₁₇ | Przy Stacji | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | - |
| 14 | P ₈ | Toczkowy (Polny) | 0,6 | 0,7 | 1,1 | 1,4 | 1,4 | - |
| 15 | M ₁ | Trytonowy | 1,0 | 0,9 | 1,3 | 1,4 | 1,6 | 0,8 |

Średnie wartości węglanowości dla zbiorników efemerycznych typu B (łąkowych) wynoszą od 0,6 do 1,2% 0,1n HCl (zakres 0,6—1,6) są więc nieznacznie wyższe niż w zbiornikach efemerycznych typu A (leśnego). Spowodowane jest to zapewne wyższym pH w zbiornikach łąkowych (rys. 4), co pociąga za sobą występowanie większych ilości dwuwęglanów w układzie równowagi: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$, a tym samym wyższe wartości węglanowości (Schütte i Elsworth 1954, Hutchinson 1957). W zbiornikach efemerycznych łąkowych zaobserwowano, analogiczny jak w zbiornikach efemerycznych leśnych, spadek węglanowości przed wyschnięciem zbiornika.

Przewodnictwo elektrolityczne

Przewodnictwo wody (odwrotność oporności) zależne jest od ilości rozpuszczonych w niej elektrolitów i może być traktowane jako wskaźnik mineralizacji ogólnej (Worobjew 1955). Badań nad przewodnictwem

wody w drobnych zbiornikach było dotychczas bardzo niewiele. Leloup, van Meel, Jacquemart (1954) stwierdzili wahania przewodnictwa w drobnych zbiornikach (stałych) nie tylko roczne, lecz także i dobowe. Największe przewodnictwo dobowe stwierdzili rano, najmniejsze o 6 po poł., tj. zaraz po maksimum intensywności fotosyntezy w zbiorniku. Wiąże się to, zdaniem tych autorów, z odbieraniem przy fotosyntezie jonów Ca i Mg lub wytrącaniem ich z roztworu przy absorpcji CO₂ przez roślinność. Zakres stwierdzonego przez Leloupa i współpracowników przewodnictwa wahał się od 284 do 818 · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹. Dla łąk zalewanych wartości te były nieco mniejsze, tj. od 216 do 517 · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹ (Jacquemart i Leloup 1958b). Chodorowska, Chodorowski (1959, 1960) w drobnych zbiornikach jaskiń tatrzańskich stwierdzili wartości przewodnictwa znacznie niższe (84 do 134 · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹).

Przewodnictwo wody badanych zbiorników Puszczy Kampinoskiej mierzone było konduktometrycznie przy temp. 18°C. Stwierdzony zakres przewodnictwa wahał się od 29 do 22° · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹ (tab. V). Są to wartości bardzo niskie, w porównaniu z wynikami Leloupa i współpracowników. Pamiętać jednak należy, że badali oni zbiorniki na podłożu wapiennym, co z pewnością wpłynęło na zwiększenie wartości przewodnictwa. W badanych zbiornikach Puszczy Kampinoskiej nie stwierdzono bezpośredniej zależności przewodnictwa od opadów atmosferycznych ani też spodziewanego wyraźnego wzrostu przewodnictwa wody (a tym samym zwiększenia mineralizacji — Worobjew 1955) w miarę wysychania zbiorników.

W zbiornikach torfowiskowych stwierdzono przewodnictwo bardzo niskie, średnio od 55 do 96 · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹ (zakres 29—149). Niskie przewodnictwo w tych zbiornikach związane jest z ogólnym brakiem elektrolitów w kwaśnych wodach torfowych. Na wykresie (rys. 6) daje się zauważyć początkowo lekki wzrost średniej wartości przewodnictwa dla wszystkich zbiorników torfowiskowych, związany, być może, z wpływem wód roztopowych bogatszych w elektrolity niż wody torfowe, a następnie lekki spadek.

W zbiornikach łąkowych średnie przewodnictwo wynosiło od 115 do 133 · 10⁻⁶ ω⁻¹ cm⁻¹ (zakres 110—145). Przewodnictwo jest tutaj znacznie niższe niż obserwowane przez Jacquemarta i Leloupa (1958a, 1958b). W zbiornikach łąkowych Puszczy Kampinoskiej obserwacje dotyczyły najprawdopodobniej najniższych wartości dobowych, gdyż próby ze zbiorników (M₅, S₂, C₅) pobierane były zazwyczaj w godzinach południowych, a więc w okresie najintensywniejszej fotosyntezy lub zaraz po nim. Różnice wartości przewodnictwa, zarówno w obrębie poszczególnych zbiorników (M₅, S₂, C₅), jak i pomiędzy nimi, są minimalne.

Tabela V

Przewodnictwo
Conductivity

| No. | Symbol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | Data - Date | | | | | 5.VII |
|-----|-----------------|--------------------------------------|-------------|--------|--------------|--------------|--------|--------|
| | | | 16.IV | 28.IV | 16.V 18.V | 3.VI 4.VI | 19.VI | |
| 1 | C ₆ | Rów na Ciepłowążu | 149,8 | 143,5 | 140,76 | 115,9 | 156,48 | - |
| 2 | M ₃ | Euphyllopodowy | 141,15 | 111,61 | 112,58 | 115,24 | 103,65 | 84,8 |
| 3 | D ₁₀ | Okragły | 115,8 | 133,93 | 118,43 | 126,12 | - | - |
| 4 | M ₁₇ | Przy Tablicy | 141,74 | 111,61 | 106,2 | 196,05 | 219,95 | 162,93 |
| 5 | D ₉ | Zabia Studzienka | 98,4 | 62,12 | 66,75 | - | - | - |
| 6 | M ₁₃ | Zegubiony | 278,2 | 111,61 | 162,42 | 137,85 | 207,73 | - |
| 7 | P ₁₅ | Tundrowy | 82,0 | 73,05 | 71,92 | 65,95 | 60,44 | - |
| 8 | C ₃ | Sierakowskie Łąki | 116,74 | 100,45 | 111,99 | 129,74 | 129,5 | - |
| 9 | S ₂ | Przy Grobli | 130,6 | 114,8 | 119,71 | 145,13 | - | - |
| 10 | M ₅ | Zmijowa Woda | 140,57 | 121,76 | 132,98 | 127,09 | 133,52 | 116,59 |
| 11 | P ₂₀ | Podwydmie II | 52,32 | 50,0 | 48,36 | 32,91 | 28,69 | - |
| 12 | P ₁₄ | Leśny | 84,96 | 148,81 | 130,17 | 115,24 | 110,21 | - |
| 13 | D ₁₇ | Przy Stacji | 110,24 | 91,32 | 54,66 | 45,37 | 28,76 | - |
| 14 | P ₈ | Toczkowy (Polny) | 130,9 | 125,56 | 172,88 | 179,42 | 163,64 | - |
| 15 | M ₁ | Prytonowy | 140,57 | 133,93 | 146,42 | 162,17 | 155,8 | 133,83 |

Wszystkie pozycje $\times 10^{-6}$ w $\omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$ - All the items $\times 10^{-6}$ in $\omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$.

W zbiornikach efemerycznych typu A (leśnych) obserwowano średnie wartości przewodnictwa od 119 do $159 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (zakres 106—220). Być może, że nieco wyższe wartości przewodnictwa, niż w zbiornikach efemerycznych typu łąkowego, związane są ze znikomą rolą w tych zbiornikach procesów fotosyntezy na skutek ubóstwa roślinności (Leloup i współpracownicy 1954).

W zbiornikach stałych, zarówno leśnych (M₁), jak i polnych (P₈), przewodnictwo jest wyższe niż w zbiornikach efemerycznych (tab. V).

Utlenialność

Brandt (1935b), badając utlenialność leśnych, drobnych zbiorników, podkreśla allochtoniczne pochodzenie materii organicznej w tych zbiornikach (opadłe liście). Obserwowany przez niego zakres utlenialności wynosił od 100 do 900 mg/l O₂. W cyklu rocznym obserwował minimum wczesną wiosną, a maksimum w lecie. Olszewski (1939), badając drobne zbiorniki tatrzańskie, podaje utlenialność od 1,8 do 32 mg/l O₂ stwierdzając wartości minimalne wczesną wiosną i późną jesienią w okresie tajania śniegów i silnych opadów oraz najwyższe wartości na przełomie sierpnia i września w okresie niższych letnich stanów wody.

Masłowski (1950), badając drobne zbiorniki terenów przyrzecznych na Ukrainie, stwierdza zakres utlenialności od 27 do 96 mg/l O₂, przy tym ilości materii organicznej są różne na poszczególnych tarasach rzecznych.

W badanych zbiornikach Puszczy Kampinoskiej utlenialność określała była przy pomocy KMnO₄ w środowisku kwaśnym (próba 10-minutowa). Zakres wartości wynosił od 25,6 do 176 mg/l O₂ (tab. VI), przy czym obserwuje się wyraźny wzrost utlenialności w miarę podsychnania zbiorników. Średnie wartości utlenialności dla wszystkich badanych zbiorników na początku wiosny są prawie identyczne i dopiero później następuje słabszy lub silniejszy wzrost.

Tabela VI

Utlenialność
Organic Matter (mg/l O₂)

| No. | Sym- bol | Nazwa zbiornika Name of reservoir | Data - Date | | | | | |
|-----|-----------------|--------------------------------------|-------------|-------|--------------|--------------|-------|-------|
| | | | 16.IV | 28.IV | 16.V 18.V | 3.VI 4.VI | 19.VI | 5.VII |
| 1 | C ₆ | Rów na Ciechowązu | 73,6 | 60,8 | 76,8 | 131,2 | 140,8 | - |
| 2 | M ₃ | Euphyllopodowy | 48,0 | 51,2 | 92,8 | 128,0 | 124,8 | 99,2 |
| 3 | D ₁₀ | Okragły | 41,6 | 51,2 | 100,8 | 83,2 | - | - |
| 4 | M ₁₇ | Przy Tablicy | 54,4 | 60,8 | 147,2 | 128,0 | 176,0 | 137,6 |
| 5 | D ₉ | Zabia Studzienka | 73,6 | 64,0 | 108,8 | - | - | - |
| 6 | M ₁₃ | Zagubiory | 44,8 | 25,6 | 96,0 | 140,8 | 156,8 | - |
| 7 | P ₁₅ | Tundrowy | 57,6 | 64,0 | 73,6 | 112,0 | 105,6 | - |
| 8 | C ₅ | Sierakowskie łąki | 41,6 | 44,8 | 57,6 | 124,8 | 64,4 | - |
| 9 | S ₂ | Przy Grobli | 51,2 | 38,4 | 57,6 | 57,6 | - | - |
| 10 | M ₅ | Zmijowa Woda | 67,2 | 70,4 | 89,6 | 80,0 | 160,0 | 105,6 |
| 11 | P ₂₀ | Podwydmie II | 38,4 | 38,4 | 51,2 | 92,8 | 115,2 | - |
| 12 | P ₁₄ | Leśny | 73,6 | 73,6 | 83,2 | 73,6 | 102,4 | - |
| 13 | D ₁₇ | Przy Stacji | 54,4 | 51,2 | 73,6 | - | 83,2 | - |
| 14 | P ₈ | Toczkowy (Polny) | 38,4 | 44,8 | 54,4 | 70,4 | 60,8 | - |
| 15 | M ₁ | Trytonowy | 54,1 | 48,0 | 65,6 | 73,6 | 73,6 | 92,8 |

W zbiornikach efemerycznych typu A (leśnego) obserwowano naj-
silniejszy wzrost średnich wartości utlenialności (rys. 7), dochodzący
do 146 mg/l O₂ (wartość maks. 176 mg/l O₂ 19.VI w zbiorniku M₁₇).
Zjawisko to jest zupełnie zrozumiałe ze względu na udział allochtonicz-
nych substancji organicznych z opadłych liści, uruchamianych w miarę
rozdrabniania przez zwierzęta i rozkładu przez bakterie. Drugim po-
ważnym czynnikiem wpływającym na wzrost utlenialności jest duże
zagęszczenie organizmów występujących w tym typie zbiorników
(Chodorowski 1958 i 1960).

W zbiornikach efemerycznych typu B (łąkowego) utlenialność wzrasta znacznie słabiej, zwłaszcza w pierwszym okresie rozwoju zbiorników (rys. 7); wartości średnie dochodzą do 112 mg/l O₂.

W tego rodzaju zbiornikach substancje allochtoniczne odgrywają już znacznie mniejszą rolę, materia organiczna odkładana jest rokrocznie w miarę gromadzenia się szczątków organicznych.

W zbiornikach torfowiskowych przebieg krzywej średnich wartości utlenialności (rys. 7) jest zbliżony do krzywej zbiorników efemerycznych łąkowych, jej zakres jest jednak nieco mniejszy (od 100 mg/l O₂). Najniższą utlenialność mają zbiorniki stałe (do 92,8 mg/l O₂).

Zestawienie wyników

Przeprowadzone badania drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej dały podstawę do ściślejszego określenia pod względem termicznym i chemicznym niektórych uprzednio wyróżnionych (Chodorowska, Chodorowski 1958, Chodorowski 1958c, 1960) typów zbiorników okresowych.

Typowe zbiorniki efemeryczne A (niewielkie zagłębienia śródleśne) różnią się od typowych zbiorników efemerycznych B (łąki zalewane) szeregiem istotnych właściwości termicznych i chemicznych (tab. VII). Różnice temperatur pomiędzy powierzchnią i dnem w czasie uwarstwienia prostego (dziennego) w dobowym cyklu zbiornika są większe w zbiornikach efemerycznych łąkowych (średnio 2,0°C) niż w zbiornikach efemerycznych leśnych (średnio 1,3°C). Również maksymalne temperatury powierzchniowe obserwowane w zbiornikach efemerycznych łąkowych są wyższe (do 28,9°C) niż w leśnych (do 24,1°C). Powierzchniowe temperatury wody są przeciętnie wyższe o 4,4°C w zbiornikach efemerycznych łąkowych niż w zbiornikach efemerycznych leśnych (rys. 2). W wypadku silnego nasłonecznienia różnice maksymalne mogą dochodzić do 9,8°C (tab. II). Wartości pH i związanej z nim węglanowości są wyższe w zbiornikach efemerycznych łąkowych (rys. 4 i 5, tab. VII) niż w zbiornikach leśnych, co może wskazywać na silniejszą w pierwszym przypadku rolę procesów fotosyntezy. Wartości przewodnictwa elektrolitycznego (rys. 6, tab. VII) są nieco niższe w zbiornikach łąkowych (średnio $115-133 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$) niż w leśnych (średnio $119-159 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$). Wzrost ilości materii organicznej (utlenialności) jest znacznie szybszy i wyraźniejszy w zbiornikach efemerycznych leśnych niż w zbiornikach efemerycznych łąkowych (rys. 7, tab. VII) ze względu na dużą ilość allochtonicznych substancji organicznych (opadłe liście).

Badane zbiorniki torfowiskowe zbliżone są pod względem termicznym do zbiorników efemerycznych leśnych (podobieństwo mikroklimatyczne),

natomiast chemicznie stanowią grupę całkowicie odmienną. Występuje tu bardzo niskie pH (średnio 4,1 do 4,6), w związku z czym nie stwierdzono występowania węglanów (rys. 4 i 5, tab. VII). Przewodnictwo (rys. 6, tab. VII) jest bardzo niskie (średnio $55-96 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$) ze względu na niewielką ilość elektrolitów. Wzrost utlenialności wody (rys. 7, tab. VII) w zbiornikach torfowiskowych nie jest tak silny (do 115,2 mg/l O_2) jak w zbiornikach efemerycznych.

Tabela VII

Porównanie niektórych cech termicznych i chemicznych trzech typów zbiorników okresowych Puszczy Kampinoskiej
Some thermic and chemical properties of the three types of temporary pools in the Kampinos Forest - a comparison

| Cechy termiczne i chemiczne Thermic and chemical properties | Zbiorniki efemeryczne Ephemeral pools | | Zbiorniki wiosenno-letnie torfowiskowe Spring-summer pools in peatbogs |
|--|--|------------------------------|--|
| | A leśne in the wood | B łąkowe in the meadow | |
| Różnice termiczne pomiędzy powierzchnią a dnem zbiornika: Thermic difference between the surface of a reservoir and the bottom: średnie - mean values maksymalne - maximal values | 1,3°C 5,0°C | 2,0°C 6,8°C | 1,2°C 3,8°C |
| Różnice termiczne pomiędzy zbiornikami: Thermic differences between the reservoirs: średnie - mean values maksymalne - maximal values | 4,4°C 9,8°C | | - - |
| Obserwowane temperatury maksymalne przy powierzchni wody Maximal temperatures observed near the water-surface | 24,1°C | 28,9°C | 22,2°C |
| pH zakres - range wartości średnie - mean values | 5,6-7,3 6,0-6,7 | 6,2-7,8 6,4-7,4 | 3,8-5,9 4,1-4,6 |
| Węglanowość $\% \text{ O,1nHCl}$ Alkalinity zakres - range wartości średnie - mean values | 0,3-1,6 0,5-1,1 | 0,6-1,6 0,6-1,2 | 0,1 - |
| Przewodnictwo (18°C) $\times 10^{-6} \text{ }^{-1} \text{ cm}^{-1}$ Conductivity zakres - range wartości średnie - mean values | 106-220 019-159 | 110-145 115-133 | 29-149 55-96 |
| Utlenialność mg/l O_2 Organic matter zakres - range wartości średnie - mean values | 42-176 54-146 | 39-160 53-112 | 39-115 55-100 |

* Dotyczy temperatur powierzchniowych wody dwóch par zbiorników efemerycznych (A i B), leżących obok siebie: $C_5 - C_6$ i $M_5 - M_3$ (por. rys. 2).

It refers to water-surface temperature in two ephemeral pools (A and B), each of them is situated near the other: $C_5 - C_6$ i $M_5 - M_3$ (cf. Fig. 2).

W badanych zbiornikach stwierdzono w okresie wiosennym występowanie odwróconych układów termicznych trojakiiego pochodzenia. Występowały tu: ślady zimowego układu termicznego, inwersja termiczna na skutek obniżania się temperatury powietrza i silnego wypromieniowywania ciepła przez wodę (zazwyczaj w porze wieczornej) oraz bardzo nietrwała inwersja termiczna spowodowana ogrzewaniem się warstw dennych w czasie silnego nasłonecznienia.

Omówione w tej pracy typy zbiorników efemerycznych można scharakteryzować także stopniem zmienności poszczególnych omawianych cech. Najbardziej zmienne cechy termiczne i chemiczne obserwowano w zbiornikach efemerycznych łąkowych (największe wahania termiczne, największa zmienność pH i węglanowości). Mniejszą zmienność w zakresie termiki i badanych cech chemicznych wykazują zbiorniki efemeryczne leśne, na skutek większej izolacji od zmiennych warunków klimatycznych. Zgodnie z wprowadzonym przez Gajla (1924) pojęciem astatyczności moglibyśmy, opierając się na niektórych cechach środowiska, przypisać zbiornikom efemerycznym B (łąkowym) największy stopień astatyczności wśród badanych zbiorników.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Alm G., 1926. Notitzen über Uferwassertemperaturen der Seen im Frühling. Arch. f. Hydrob., 17: 501—506.
2. Behrens H., 1937. Temperatur-und Sauerstoffuntersuchungen in Tümpel und Brunnen. Arch. f. Hydrob., 31: 145—162.
3. Bołdyriewa N. W., 1926. Zur Untersuchung des Lebens der Wiesensümpfe des Oka-überschwemmungsgebietes. Arbeiten d. Biol. Oka-Stat. 4: 125—160.
4. Brandt A., von., 1935a. Über der heutigen Stand der hydrographischen Kleingewässerforschung und ihre Bedeutung für die Limnologie. Forsch-und Fortschr., 11: 20—21.
5. Brandt A., von, 1935b. Hydrographische Untersuchungen am kleinen Waldgewässern unter besonderer Berücksichtigung der jahreszeitlichen Schwankungen. Ber. Westpr. Bot. Zool. Ver., 57: 61—154.
6. Brandt A., von. 1936. Temperaturschwankungen in kleinen Waldgewässern Arch. f. Hydrobiol., 30: 132—141.
7. Brandt A., von, 1937. Das thermische Kleingewässerjahr. Bioklimat. Beiblätter, 4: 32—34.
8. Chodorowska W., 1959. Nicienie wolnożyjące drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej. Ekologia Polska, ser. B, 5: 35—37.
9. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej (szkie limnologiczny). Ekologia Polska, ser. B, 4: 203—223.
10. Chodorowska W., Chodorowski A., 1959. Kilka danych o warunkach środowiskowych zbiorników wodnych w jaskiniach tatrzańskich (Biospeologica Polonica I). Speleologia, 1: 39—85.
11. Chodorowska W., Chodorowski A., 1960. Études physico-chimiques sur les eaux des cavernes dans les montagnes des Tatras. Verh. int. Ver. Limnol. 14.

12. Chodorowski A., 1958a. Wpływ wysychania zbiorników okresowych na tempo rozwoju larw komarów z rodzaju *Aedes*. *Ekologia Polska*, ser. B, 4: 35—39.
13. Chodorowski A., 1958b. Wpływ wysychania zbiorników okresowych na stosunek drapieżnik — ofiara. *Ekologia Polska*, ser. B, 4: 41—44.
14. Chodorowski A., 1958c. Badania nad zmiennością układów biocenotycznych w okresowych zbiornikach wodnych Puszczy Kampinoskiej. *Ekologia Polska*, ser. B, 4: 237—241.
15. Chodorowski A., 1960. Recherches sur la dynamique des espèces dominantes dans les eaux périodiques. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 14.
16. Deksbach N. K., 1935. Uferwassertemperaturen der Seen und Teiche und ihre Bedeutung für die Wasserfauna und-flora. *Arch. f. Hydrobiol.*, 28.
17. Gajl K., 1924. Über zwei faunistische Typen aus der Umgebung von Warschau auf Grund von Untersuchungen an *Phyllozoa* und *Copepoda* (excl. *Harpacticidae*). *Bull. de l'Acad. Pol. des Sc. et des Let. Cl. d. Sc. Math. et Nat.*, Ser. B: 13—55.
18. Ganapati S. V., 1940. The ecology of a temple tank containing a permanent bloom of *Microcystis aeruginosa* Kutz. *Hanfr. — il. Bom. Nat. Hist. Soc.*, 42: 65—77.
19. Ganapati S. V., 1955. Diurnal variations in Dissolved gases and some of the important dissolved substances of biological significance in three temporary Rock Pools in the stream bed at Mettur Dam. *Hydrobiologia*, 12: 285—303.
20. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. *Arch. Hydr. i Ryb.* 8: 75—148.
21. Gessner F., 1932. Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer in ihrer Beziehung zur Pflanzen-assimilation. *Arch. f. Hydrobiol.*, 24: 590—602.
22. Herbst H. V., 1951. Ökologische Untersuchungen über die Crustaceenfauna sudschleswigscher Kleingewässer mit besonderer Berücksichtigung der Copepoden. *Arch. f. Hydrobiol.*, 45: 413—542.
23. Hutchinson G. E., 1957. *A Treatise on Limnology*. New York.
24. Jacquemart S., Leloup E., 1958a. *Ecologie d'une prairie merecageuse*. *Mem. Inst. roy. Sc. nat. Belg.*, 140: 1—69.
25. Jacquemart S., Leloup E., 1958b. *Ecologie d'une mare oligotrophe et des biotopes contigus*. *Mem. Ins. roy. Sc. Nat. Belg.*, 144: 1—50.
26. Kaczorowska I., 1926. Studium geograficzne Puszczy Kampinoskiej. *Przegl. Geogr.*, 6: 45—91.
27. Kobendza I., Kobendza R., 1957. Puszcza Kampinowska jako teren stołecznego parku narodowego. *Ochrona Przyrody*, 24.
28. Kisieliew I. A., 1950. Żyżń w bolotach i bolotnyje otłożeniya. Żyżń priesnych wod SSSR, 3: 623—682. Moskwa—Leningrad.
29. Kühlmann D., 1959. Thermodynamische Untersuchungen an Kleingewässern verschiedener landschaftlicher Exposition. *Materiały z XIV Międzynarodowego Kongresu Limnologicznego*. Wiedeń.
30. Leloup L., van Mel L., Jacquemart S., 1954. *Recherches hydrobiologiques sur trois mares d'eau douce des environs de Liège*. *Mem. Inst. roy. Sc. nat. Belg.*, 131: 1—145.
31. Levander K. M., 1900. Zur Kenntnis des Lebens in den stehenden Kleingewässern auf den Skäreninseln. *Acta pro Fauna et Flora Fenniae*, 18: 1—107.
32. Masłowski A. D., 1950. Danyje k charakteristykje pieresychajuszczich wodojemow. *Trudy Naucz. isslied. Inst. Biol. Charkow Gos. Uniw.*, 14/15: 234—240.
33. Olszewski P., 1939. Kilka danych o chemizmie wód w okolicy Hali Gąsienicowej. *Spraw. Kom. Fizjogr. PAU*, 72: 501—530.

34. Olszewski P., 1953. The Thermal Conditions of Mountain Lakes. Bull. de l'Acad. Pol. des Sc. et Lett., Cl. d. Sc. Math. et Nat., ser. A: 239—290.
35. Paschalski J., 1959. Obserwacje warunków środowiskowych drobnych zbiorników wodnych okolic Warszawy. Ekologia Polska, ser. A, 7: 1—20.
36. Schütte K. H., Elsworth J. F., 1954. The significance of large pH fluctuations observed in some South African vleis. I. Ecol., 42.
37. Skadowski S. N., 1955. Ekologiczeskaja fizjologija wodnych organizmow. Moskwa.
38. Steinböck O., 1934. Zur Frage der Sprungschicht in Hochgebirgseen. Arch. f. Hydrobiol., 27.
39. Weiman R., 1934. Hydrobiologische und Hydrographische Untersuchungen an zwei teichartigen Gewässern. Beihefte zum Bot. Zentrablatt, 51: 397—476.
40. Wesenberg-Lund C., 1912. Über einige eigentümliche Temperaturverhältnisse in der Litoralregion der Baltischenseen und deren Bedeutung. Int. Rev. d. Ges. Hydrobiol., 5.
41. Worobjew N. I., 1955. Primienienije mietodiki izmierienija elektroprowodnosti k opriedeleniju obszczej mineralizacji wod. Sowriemiennyje mietodv chemiczeskogo analiza prirodnoj wody, p. 62—71. Moskwa.
42. Woronkow N. W., Korsunskij D. K., 1910. K biologii mielkich wodjomow. Trudy Gidr. st. na Głub. Oz., 3: 201—212.

А Ходоровски

Некоторые термические и химические черты мелких водоемов Кампинской Пуши в весеннем периоде

Резюме

Автор исследовал термические и химические разницы между отмеченными раньше (Ходоровска, Ходоровски 1958) типами временных водоемов.

На территории Пуши Кампинской выступают 3 основные типы водоемов: эфемерные, очень кратковременные (до 2,5 месяца, в исключительных случаях до 3 месяцев); временные, весенне-летние (от 2,5 до 5 месяцев); постоянные, которые могут терять воду в некоторые годы, но которые не высыхают полностью. Среди эфемерных можно отличить лесные водоемы (тип А), обладающие очень отчетливыми системами последовательности доминантов (Ходоровски 1958, 1960), и луговые, лишенные этих систем (тип В). Среди весенне-летних водоемов исследовались, главным образом, водоемы сфагновых болот. В общем наблюдения проводились в 15 водоемах (табл. I, рис. I).

В исследованных водоемах выступают термические разницы между поверхностью а придонным слоем воды (табл. II). Максимальная разница температуры воды выступила 17. IV. 1959 г. в водоеме P₂₀ и равнялась

10,3 °C. Средние разницы колебались между 0,7 и 3,8 °C. Наблюдались тоже три вида термической инверсии:

- 1) Зимняя инверсия, соответствующая озерной инверсии,
- 2) ранне-весенняя ночная инверсия (имеет она тоже место при рецидивах холодов после таяния льда) и
- 3) кратковременная инверсия во время сильного солнечного облучения, когда имеет место сильное нагревание дна.

Химические наблюдения касались четырех факторов: концентрации водородных ионов, концентрации карбонатов (карбонатность), электропроводности воды и содержания органических веществ (окисляемость) — табл. III—VI, рис. 4—7.

Концентрация водородных ионов (табл. III) проявляет незначительную тенденцию к понижению по мере высыхания водоемов и явную зависимость от атмосферных осадков (рис. 3 и 4). Предел полученных величин для карбонатности был небольшим: от 0 до 1,6‰ 0,1 N HCl. Полученные величины для электропроводности были очень низкими и колебались от 29 до $220 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ см}^{-1}$ (табл. V, рис. 6). Не найдено непосредственной зависимости электропроводности воды от количества атмосферных осадков с одной стороны и степенью высыхания водоема с другой. Величины окисляемости колебались от 25,6 до 176 мг/л O₂, при чем наблюдается отчетливое увеличение уровня окисляемости по мере высыхания водоемов.

Типичные эфемерные водоемы типа А (небольшие средилесные впадины) отличаются от типичных эфемерных водоемов типа В (заливные луга) рядом существенных термических и химических свойств (табл. VIII). Разницы температур между поверхностью а дном во время прямой стратификации (дневной) в суточном цикле водоема больше в эфемерных луговых водоемах (в среднем 2,0 °C), чем в эфемерных водоемах лесных (в среднем 1,3 °C).

Максимальные поверхностные температуры являются также высшими в луговых (до 28,9 °C), чем в лесных эфемерных водоемах (до 24,1 °C). Поверхностные температуры воды в среднем на 4,4 °C выше в луговых эфемерных водоемах, чем в лесных (рис. 2). В случае сильного солнечного облучения максимальные разницы могут дойти до 9,8 °C (табл. II). Величины рН и связанная с ними карбонатность выше в луговых эфемерных водоемах, чем в водоемах лесных, что, быть может, указывает на большую роль в водоемах типа В процессов фотосинтеза. Величины электропроводности несколько ниже в луговых водоемах (в среднем $115\text{—}133 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ см}^{-1}$) чем в лесных ($119\text{—}159 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ см}^{-1}$). Увеличение окисляемости наступает значительно быстрее и более отчетливо в лесных эфемерных водоемах (рис. 7, табл. VII) вследствие большого количества аллохтонных органических веществ (опавшие листья).

Исследованные водоемы сфагновых болот, похожие термически на лесные эфемерные водоемы (микrokлиматическое сходство), но с химической точки зрения составляют совершенно отличную группу. Характерные здесь низкие величины рН (в среднем от 4,1 до 6,4), в связи с чем не обнаружено присутствия карбонатов (рис. 4 и 5, табл. VII). Величина электропроводности очень низкая (в среднем $55-96 \cdot 10^{-6} \text{ } \omega^{-1} \text{ см}^{-1}$) вследствие небольшого содержания электролитов. Увеличение окисляемости воды рис. 7, табл. VII не так большое (до 115,2 мг/л O_2) как в случае эфемерных водоемов.

Рассматриваемые в настоящей работе типы эфемерных водоемов могут также характеризоваться степенью изменчивости отдельных исследованных здесь признаков. Наибольшая термическая и химическая изменчивость наблюдалась в луговых эфемерных водоемах (самые большие термические колебания, наибольшая изменчивость карбонатности). Меньшую изменчивость по отношению к исследуемым свойствам обнаруживают лесные эфемерные водоемы вследствие большой изоляции от изменчивых климатических условий. Согласно (Гайл 1924) понятию астатичности можно было бы, основываясь на некоторых свойствах среды, приписать эфемерным водоемам В (луговым) наибольшую по сравнению с другими исследованными водоемами степень астатичности.

Список рисунков

- Рис. 1. Размещение исследуемых водоемов в Пуши Кампиноской
Рис. 2. Сравнение термики двух пар водоемов луговых (косая штриховка) и лесных (клетка); Р — поверхностная температура, Д — температура воды у дна
Рис. 3. Атмосферные осадки весной 1958 г. по данным Полевой Станции Отделения Экологии Польской Академии Наук в Дзеканове Лесным
Рис. 4—7. Средние величины рН (рис. 4), карбонатности (рис. 5), электропроводности (рис. 6) и окисляемости (рис. 7), в трех типах исследуемых водоемов. А — эфемерные водоемы А (лесные), В — эфемерные водоемы В (луговые), Т. — сфагновые водоемы
Фот. 1. Сфагновый водоем Подвыдме II (Р 20) — 10.IV.1958 г.; фот. А. Ходоровски
Фот. 2. Эфемерный лесной водоем Окронглы (Д 10) — 10.IV.1958 г.; фот. А. Ходоровски
Фот. 3. Эфемерный луговой водоем Сераковские Лонки (С 5) — 25.III.1959 г.; фот. А. Ходоровски

A. Chodorowski

Some chemical and thermal properties of the small pools in the Kampinos Forest in the spring-time

Summary

In the Kampinos Forest there are water-bodies of the three types 1) ephemeral pools, of a very short duration (up to 2.5 months), 2) periodical, spring-summer pools (they exist 2.5 months up to 5 months) and 3) permanent ones (tab. I, fig 1). From among ephemeral pools two types of water-bodies may be distinguished: pools in the wood (type A), and the pools in the meadows (type B). From among periodical pools, spring-summer water-bodies, chiefly the pools in peat-bogs were investigated.

Distinct thermal differences (max. $10,3^{\circ}\text{C}$) between the surface-layer and the bottom-strata of water were observed (tab. II) Mean values were 0.7 to 3.8°C . Three types of the thermal inversion have been observed 1) winter inversion, analogous to that occurring in lakes, 2) prevernal, nocturnal inversion (it appears, too, when the winter colds return, after thawing) and 3) a short inversion caused by the intense insolation, when the bottom warms up.

The following chemical properties have been examined: hydrogen ion concentration (pH), alkalinity, conductivity and the amount of organic matter (tab. III—VI, fig. 4—7). The hydrogen ion concentration (tab. III) slightly falls, as the water-bodies dry up. It distinctly depends on the rainfall (cf. figs. 3 and 4).

The range of alkalinity (tab. V, fig 6) is narrow: $0-1.6\%$ 0.1n HCl. The value of conductivity (tab. V, fig. 6) is very low (from 29 to $220 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{cm}^{-1}$). Neither immediate dependence of conductivity on the rainfall has been discovered, nor any conductivity increase, when the water-bodies dried up. The amount of organic matter (tab. VI, fig. 7) was $25.6-176 \text{mg/l O}_2$. This value increased as the pool dried up.

The typical ephemeral pools of the type A (small depressions in the woody area) differ from the typical ephemeral pools of the type B (flooded meadows) in numerous important thermal and chemical properties (tab. VII). The differences of temperature between the surface-layer and the bottom-strata in direct stratification in diurnal cycle of a pool are greater in the case of the ephemeral pools in the meadows (the mean value -2.0°C) than in the case of the ephemeral pools in the wood (the mean value -1.3°C). The maximal temperatures near the water surface are higher (up to 28.9°C) in the pools of the type B than in the pools of the type A (up to 24.1°C). On the average, the

temperature of the surface water-layer is higher (about 4.4°C.) in the pools of typ B than in the pools of the type A. In the case of a great insolation, the Maximal differences may reach 9.8°C. (tab. II). The value of pH and that of alkalinity are higher in the ephemeral pools situated in the meadow (fig. 4—5 tab. VII) than in the pools in the wood. Probably it is caused (in the former case) by an intensification of the hptosynthetic processes. Conductivity (fig. 6, tab. VII) is slightly lower in the pools, situated in the meadows (the mean values $115-133 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$) than in the pools in the wood (mean values $119-159 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$). The increase of organic matter is more rapid and distinct in the ephemeral pools in the wood, than in those situated in the meadows (fig. 7, tab. VII), as the large quantities of fallen leaves are present there.

The pools in peat-bogs are similar, as far as their thermal properties are concerned, to the ephemeral pools in the wood (microclimatic similitude), but their chemical properties are different. Their pH is very low (mean values 4.1 to 4.6). Conductivity is very low, too (mean values: 55 to $96 \cdot 10^{-6} \omega^{-1} \text{ cm}^{-1}$) as a small amount of electrolyts is there. The increase of organic matter (fig. 7, tab. VII) in the pools in the peat-bogs is slower (up to 115.2 mg/l O₂) than in other ophemeral pools.

The described ephemeral water-bodies may be characterized by an instability (or astatic character, after Gajl 1924) of their particular properties. The most variable are the thermal and chemical properties, as observed in the ephemeral pools in the meadows (the greatest changes of temperature, of hydrogen ion concentration and of alkalinity). Less variable (as far as their thermal and chemical properties are concerned) are the ephemeral pools in the wood, as they are more isolated from the influences of climatic factors.

List of figures

Fig. 1. Distribution of investigated water reservoirs in the Kampinos Forest

Fig. 2. Temperature of two types of the ephemeral pools — a comparison. Dark columns — pools in the wood; clear columns — pools in the meadow; p — water temperature near the surface; d — water temperature near the bottom

Fig. 3. Rainfall in the Kampinos Forest (spring 1958)

Fig. 4—7. Mean values of pH (fig. 4), alkalinity (fig. 5), conductivity (fig. 6) and organic matter (fig. 7) in the three types of investigated water reservoirs. A — ephemeral pools A (in the wood); B — ephemeral pools B (in the meadow); T — pools in the peat-bogs

Phot. 1. Pool in peat-bog

Phot. 2. Ephemeral pool in the wood

Phot. 3. Ephemeral pool in the meadow

E. Fischer

Próba charakterystyki mikrobiologicznej jednego z drobnych zbiorników okolic Warszawy w okresie zimowym

Zakład Hydrobiologii Instytutu Biologii Doświadczalnej im. M. Nenckiego
Warszawa

Otrzymano 30 września 1960

Wstęp

Badania mikrobiologiczne dążące do scharakteryzowania zbiorników wodnych wciąż jeszcze napotykają duże trudności, spowodowane brakiem ścisłych i jednocześnie dostępnych w naszych laboratoriach metod. W przeciwieństwie do licznych prac dotyczących mikroorganizmów chorobotwórczych występujących w naszych wodach, flora bakteryjna autotroficzna i saprofityczna jest mało poznana. Nieliczne prace traktują przeważnie o zagęszczeniu i rozmieszczeniu bakterii w wodzie albo o poszczególnych grupach bakterii (Efron 1938, Paluch 1958, Stangenberg 1951, 1958).

Rola wodnych bakterii w życiu organizmów roślinnych, wzajemny ich stosunek do flory i fauny wodnej, jej znaczenie ekonomiczne od dawna były przedmiotem zainteresowań biologów. Badano związek między liczebnością bakterii i planktonem (Gran 1933, Waksman i in. 1933, Henrici 1938), zależności rozwoju bakterii heterotroficznych od wydzielania do wody rozpuszczonych przez fitoplankton substancji (Pütter 1926), współżycie bakterii wodnych z okrzemkami, polegające na produkcji przez bakterie związków azotowych, fosforanów, dwutlenku węgla i in. (Waksman i in. 1937). Znaczenie związku między fauną różnych wód — mórz i jezior — z populacją bakteryjną były opracowywane przez Baiera (1935), Waksmana i in. (1937). Zo Bell i Landon (1937), Fox i Coe (1943) badali odżywianie się mięczaków morskich bakteriami.

Interesujące zagadnienie antagonistycznego oddziaływania pokrew-

nych mikroorganizmów, progresywnego zmniejszania się gatunków bakterii spotykanych w wodzie badań Zo Bell i Anderson (1936), Waksman i Hotchkiss (1937), a Taylor (1940, 1942) dowiódł w swych pracach na jez. Windermere zależności występowania w wodach naturalnych dużych ilości gatunków bakterii od stopnia zagęszczenia populacji bakteryjnej.

Prace z tych zakresów oraz olbrzymie materiały nagromadzone z fizjologii drobnoustrojów (Stephenson 1949, Anderson 1948, Fry 1955, Fry i Peel J. L. 1954) umożliwiały dalsze prace z zakresu mikrobiologii wodnej. Uwaga badaczy została skierowana na procesy przemian bakteryjnych w środowisku wodnym (Kuzniecowa 1952).

Najnowsze metody z zastosowaniem pierwiastków promieniotwórczych i filtrów membranowych umożliwiły obliczanie intensywności procesów syntezujących białko bakteryjne, tym samym tworzenie się biomasy bakteryjnej w wodach zbiorników (Harris 1957, Kuzniecowa 1952, 1955, Nielson, Steeman 1952, Sorokin 1955, 1957, Windberg, Keller 1960), jak również obliczania stopnia wyjadania bakterii przez zooplankton (Iwanow 1955, Rodina 1949, Żadin 1950, Nowożyłowa 1957).

Celem naszej pracy jest uzyskanie ogólnego obrazu flory bakteryjnej w badanym zbiorniku oraz poznanie kierunku i natężenia następujących procesów, przebiegających równocześnie i ściśle wzajemnie od siebie zależnych:

1. intensywności przebiegu chemosyntezy bakteryjnej obliczanej na podstawie zużytego w tych procesach węgla,
2. szybkości powstawania biomasy bakteryjnej w wodzie,
3. ubytku bakterii w wodzie spowodowanego wyjadaniem bakterii przez zooplankton,
4. obecności w zbiorniku niektórych grup fizjologicznych bakterii i liczebności tych grup.

Ażeby uzyskać dane ilościowe wpływu, jaki mogą mieć obserwowane grupy bakterii na środowisko wodne, wykonywano dodatkowe doświadczenia. Oznaczano intensywność przebiegu określonych procesów chemicznych powstających pod wpływem bakterii:

1. rozkładu białka zwierzęcego,
2. utleniania soli amonowych,
3. utleniania azotynów,
4. redukcji azotanów,
5. asymilacji azotu atmosferycznego,
6. mineralizowania fosforu organicznego,
7. rozpuszczania fosforanów,
8. rozkładu celulozy.

Dodatkowo kontrolowano intensywność fotosyntezy jako wskaźnika rozwoju glonów, jednego ze składników pożywienia zooplanktonu (Gusiewa 1951, Gauld 1951). Jako czas badań wybrano koniec okresu zimowego, gdyż spodziewano się wtedy względnej stabilizacji stosunków mikrobiologicznych dzięki nagromadzeniu zapasów substancji organicznych i nieorganicznych w czasie zimowej stagnacji. Badania prowadzono na jednym ze zbiorników wodnych okolic Warszawy, położonych w pobliżu lasu, w sąsiedztwie łąki i pola uprawnego. W zbiorniku tym w poprzednich latach były badane warunki fizyko-chemiczne (Pascalski 1958) oraz skład phytoplanktonu (Wysocka 1958). Jest to zagłębienie o szerokości ok. 10, długości 35 m i głębokości ponad 2 m. Przeziębna głębokość wody wynosi od 95 do 180 cm. Dno zbiornika jest przeważnie muliste, miejscami piaszczyste.

W częściach zamulonych warstwy denne układają się w przybliżeniu następująco:

półpłynny detritus — warstwa grubości ok. 3 cm,

detritus z drobnoziarnistym piaskiem — warstwa grubości ok. 5 cm,

jasny drobnoziarnisty piasek — warstwa grubości ok. 4—5 cm,

gruboziarnisty żwir — warstwa sięgająca dalej w głąb.

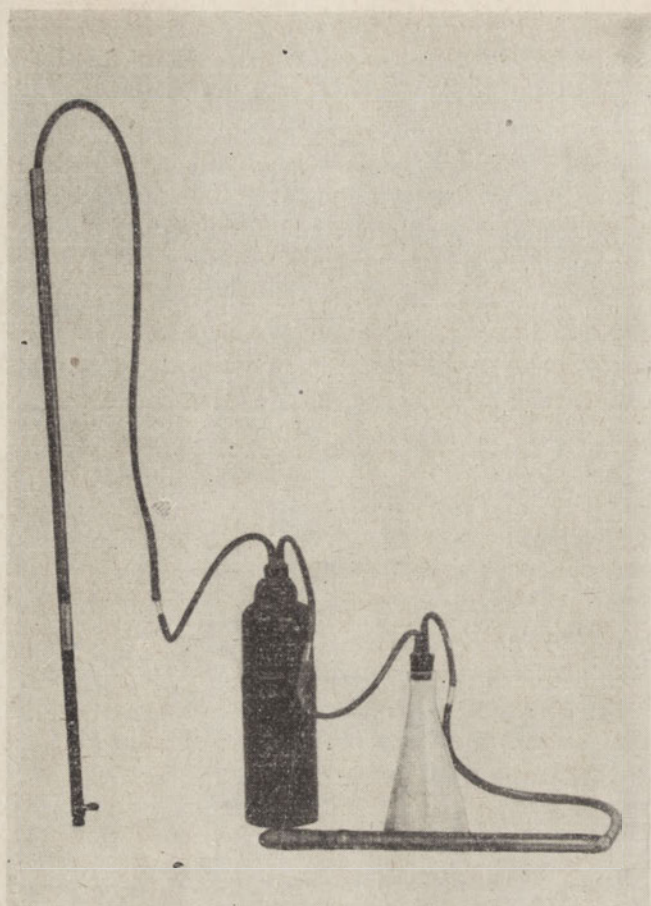
W lecie dno zbiornika pokrywała przeważnie łąnowo występująca moczarka kanadyjska (ok. 50% powierzchni lustra wody), przy brzegu rzadkie zarośla jeżogłówek (*Spartanium*). W roślinności wynurzonej przeważa pałka wodna oraz *Equisetum limosum*.

Materiał i metody

Próby z toni wodnej i mułu były pobierane w tygodniowych odstępach czasu w okresie od stycznia do kwietnia 1960 r. Próby pobierano przeważnie spod lodu. Wodę czerpano z dwóch poziomów, 35 cm od dolnej krawędzi pokrywy lodowej albo od lustra wody i 6—8 cm od dna. Muł zbierany był z warstwy półpłynnej w ilości 40—50 ml.

Jednocześnie z pobieraniem większości prób kontrolowano warunki fizyko-chemiczne panujące w wodzie: temperaturę wody w obydwu horyzontach, pH, zawartość tlenu, dwutlenku węgla, jonów wapnia, fosforanów, siarczanów, soli amonowych, azotynów i azotanów oraz węglanowość i BZT-1.

Wobec niewielkiej głębokości wody w zbiorniku (w omawianym okresie stan wody był wyjątkowo niski — od dna do dolnej powierzchni lodu 65 cm, grubość pokrywy lodowej w styczniu, lutym — 30 cm) wodę pobierano przy pomocy rurki gumowej, zakończonej rurką szklaną, zgiętą pod kątem prostym. Rurka była umieszczona w osłonie winidrowej i połączona z zestawem ssąco-tłoczącym (rys. 1). Wylot szklanej



Rys. 1. Zestaw aparatury używanej do pobierania wody.

urki zamknięty był kapturkiem gumowym, połączonym z żyłką nylonową, przy pomocy której, po wprowadzeniu rurki na właściwy poziom, odsłaniano otwór. Przed pobraniem każdej próby cały zestaw uprzednio sterylizowano w pracowni.

Muł pobierano posługując się metalową sondą, posiadającą długość 35 cm i średnicę otworu 3,5 cm.

Wszystkie manipulacje łączące się z czerpaniem ze zbiornika materiału do badań wykonywano na pomoście dochodzącym prawie do środkowej części zbiornika. Unikano w ten sposób niepożądanych zakłóceń przy ruchach wody.

Intensywność przebiegu chemosyntezy bakteryjnej oraz fotosyntezy badano na podstawie ilości asymilowanego przez organizmy izotopu węgla — C^{14} (Kuzniecowa 1955). Do butelek ze szlifowanym kor-

kiem, kalibrowanych, o wiadomej pojemności (ok. 120 ml) przetaczano bezpośrednio ze zbiornika wodę i dodawano do niej roztwór $\text{Na}_2\text{C}^{14}\text{O}_3$ w stosunku 1:100. Aktywność 1 ml dodawanego roztworu wynosiła 120 700 imp/min. Takich butelek przygotowywano cztery — dwie z nich, przeznaczone do kontroli przebiegu chemosyntezy, były ze szkła ciemnego, a dwie, w których obserwowano intensywność fotosyntezy — z jasnego. Wszystkie butelki w czasie napełniania wodą były w osłonach z czarnego dermatoidu, nie przepuszczającego promieni świetlnych. Doświadczenia wykazały, że nawet bardzo krótki czas działania promieni świetlnych na wodę zawierającą organizmy żywe i roztwór C^{14} zniekształca prawidłowość wyników (Kuzniecowa 1955). Po dodaniu roztworu radioaktywnego wszystkie butelki opuszczano do wody do tego samego poziomu, skąd była czerpana woda. Butelki ze szkła ciemnego pozostawiano w osłonach, natomiast ze szkła jasnego były pozbawiane osłon w chwili zanurzenia ich do wody.

Jednocześnie przygotowywano próbę kontrolną dla danego doświadczenia. Woda ze zbiornika po dodaniu radioaktywnego roztworu w tym samym stosunku co w doświadczeniu, była od razu filtrowana w ilości 10 ml przez filtr membranowy nr 4, posiadający pory nie przepuszczające bakterii. Wszystkie węglany usuwano z sącza przy pomocy traktowania go 1n HCl i wtedy pomiar aktywności filtru wskazywał, czy w butelkach doświadczalnych nie było na początku doświadczenia radioaktywnych substancji organicznych.

Butelki zostawiano w zbiorniku na przeciąg trzech dni. Trzydobowy czas ekspozycji wybrano z uwagi na niską temperaturę wody w okresie badań i osłabione procesy życiowe organizmów wodnych. Po upływie tego czasu bezpośrednio po wyjęciu butelek z wody do każdej z nich dolewano 1 ml formaliny w celu zatrzymania procesów życiowych organizmów znajdujących się w wodzie. Dalsze manipulacje wykonywano w pracowni. Wodę sączono przez filtry membranowe nr 4 i po wysuszeniu układano na bibułę filtracyjną nasyconą 1n HCl. Zabieg ten stosowano w celu uwolnienia z osadu nieorganicznych związków, zawierających C^{14} . Po paru minutach (ok. 10 min) filtry przemywano, układając je na bibule zmoczonej wodą destylowaną. Po parokrotnym przemyciu filtry suszono i przeliczano aktywność osadu na liczniku produkcji polskiej. Uzyskane impulsy pochodziły z aktywnego węgla, przyswojonego przez mikroorganizmy w okresie ekspozycji doświadczenia. Ilość asymilowanego przez organizmy C^{14} obliczano na podstawie następującego rozumowania:

Przyjmujemy, że zawartość węgla w roztworze doświadczalnym wynosi R mg/l, a aktywność tego roztworu A imp/min. Ilość węgla C^{14} , która przeszła drogą asymilacji do komórek bakteryjnych i znajduje się na

filtrze w osadzie, wynosi r mg. Aktywność tego osadu oznaczono jako a imp/min. Z zależności $R : A = r : a$ wynika, że

$$r = \frac{R \text{ mg/l} \cdot a \text{ imp/min}}{A \text{ imp/min}}$$

Przy czasie ekspozycji t (w naszym przypadku w dobach) ilość węgla asymilowanego przez organizmy w ciągu jednej doby będzie t razy mniejsza.

Wartość ogólną R w roztworze doświadczalnym oznaczano z węglanowości tego roztworu, oznaczonej wobec metyloranżu (Just 1955).

Na podstawie liczb wyrażających asymilację węgla przez drobnoustroje w trakcie chemosyntezy, obliczano wagę powstałej w tym procesie masy bakteryjnej (Sorokin 1958). Zgodnie z doświadczeniami Sorokina produkcja 15 mg biomasy bakteryjnej wymaga asymilacji 1 mg węgla.

Szybkość rozmnażania się komórek bakteryjnych obserwowano, biorąc pod uwagę ogólne powiększanie się liczby bakterii.

Wobec dużych różnic w szybkości podziału poszczególnych gatunków bakterii w wodzie możliwe było jedynie obserwowanie ogólnego wzrostu ich liczby. Jako wskaźnik tego wzrostu przyjęto okres, w którym ogólna liczba bakterii ulega podwojeniu.

Do wyjąłowanej butelki nalewano 800 ml wody ze zbiornika przesączonej przez filtr membranowy, tzw. przygotowawczy, produkcji ZSRR. Ten rodzaj filtrów stosowany jest (Kuzniecowa 1955, Iwanow 1955) do oddzielania z badanej wody komórek zoo- i phytoplanktonu. W ten sposób uzyskiwano w butelce wodę pozbawioną planktonu, zawierającą jedynie bakterie. 10 ml tej wody przesączano przez filtr nr 5 (Iwanow 1955) w celu obliczenia ilości bakterii przypadającej na 1 ml wody przeznaczonej do doświadczenia. Pozostałą w butelce wodę przechowywano w ciągu 24 godzin w takich samych warunkach termicznych, jakie panowały w zbiorniku. Po upływie tego czasu ponownie filtrowano 10 ml wody doświadczalnej, uzyskując na filtrze komórki bakteryjne znajdujące się w wodzie po zakończeniu doświadczenia. Każdy filtr natychmiast po przesączeniu wody kładziono do zamkniętego naczynia na krążku bibuły zwilżonej 4% formaliną. W ten sposób hamowano procesy życiowe bakterii znajdujących się w osadzie na filtrze. Następnie sączki barwiono 5% roztworem erytrozyny w 5% wodzie karbolowej (Sorokin 1954). Na krążek bibuły nasycony tym roztworem układano filtry, pozostawiając je na przeciąg 24 godzin w barwniku. Po upływie tego czasu odbarwiano je, układając na bibule zmoczonej wodą destylowaną, zmieniając wielokrotnie bibułę, aż do chwili, kiedy filtr osiągnął barwę bladą różową. Zbytne odbarwienie

filtru jest niepożądane, ponieważ daje niewyraźny obraz mikroskopowy. Z wysuszonego filtru wycinano skrawki o pow. ok. 1 cm², umieszczano je na szkiełku podstawowym, kładziono na nie kroplę olejku imersyjnego i przykrywano szkiełkiem nakrywkowym nr 0. Tak przygotowany preparat przeglądano pod mikroskopem z siatką w okularze o wiadomej płaszczyźnie. Na każdym filtrze przeliczano komórki bakteryjne na 100 polach. Znając płaszczyznę filtru z osadem, płaszczyznę siatki w okularze, obliczano ilość mikroorganizmów przypadającą na 1 ml wody sączonej (R a z u m o w 1932).

Czas potrzebny do podwojenia komórek bakteryjnych (T) obliczano na podstawie wzoru Razumowa:

$$T = \frac{t \log 2}{\log N - \log n}$$

gdzie t oznacza czas ekspozycji doświadczenia, n liczbę bakterii w jednostce objętości wody na początku doświadczenia i N liczbę bakterii w końcu doświadczenia.

Dane ilościowe dotyczące stopnia wyjadania bakterii przez zooplankton uzyskiwano metodą stosowaną przez K u z n i e c o w a (na podstawie osobistych konsultacji) i I w a n o w a (1955). Pobierano ze zbiornika 800 ml wody do butelki. 10 ml tej wody przesączano przez filtr nr 4, zatrzymujący w osadzie mikroorganizmy. Butelkę pozostawiano na przeciąg 24 godzin w temperaturze takiej samej, jaką miała woda w zbiorniku. Po tym czasie ponownie przesączano przez taki sam filtr 10 ml wody. Filtry z osadem, tak jak w poprzednim doświadczeniu, traktowano formaliną, barwiono i przeliczano zatrzymane na nich komórki bakterii. Uzyskane liczby na początku i końcu doświadczenia pozwalały obliczyć, ile bakterii z każdego ml wody zostało wyjedzone przez plankton.

Przyjęto, że liczba początkowa bakterii w 1 ml wody wynosiła n komórek, końcowa zaś N. Czas podwajania się liczby komórek, znany z doświadczenia poprzedniego, wynosił T godzin. Po t godzinach ekspozycji doświadczenia ilość bakterii, przy teoretycznym założeniu, że nie ubywa ich, wynosi

$$n + \frac{nt}{T}$$

Jednak zooplankton żywiący się bakteriami w ilości nam nieznanej, x komórek na godzinę, zniszczy w ciągu trwania doświadczenia xt bakterii. Ilość mikroorganizmów, którą znajdujemy w 1 ml wody w końcu doświadczenia, wynosi:

$$N = n + \frac{nt}{T} - xt.$$

Z tego wzoru obliczano ilość bakterii wyjedzonych przez inne organizmy w ciągu godziny:

$$x = \frac{n - N}{t} + \frac{n}{T}$$

Hodowle bakterii charakteryzujących się wspólnymi cechami fizjologicznymi uzyskiwano na pożywkach wybiórczych. W tej części pracy materiałem do badań była woda ze zbiornika, jak również i wierzchnia warstwa osadu dennego.

Hodowle służyły dwóm celom:

1. Określeniu liczebności bakterii należących do danej grupy fizjologicznej,
2. Skontrolowaniu, czy bakterie należące do tych grup są w stanie przeprowadzić przemiany chemiczne w środowisku, a jeżeli tak, to w jakim stopniu.

Dla określenia liczebności bakterii posługiwano się pożywkami płynnymi bądź zestalonymi (Fischer 1960). Szczególnie dużo uwagi i starań poświęcono hodowlom mikroorganizmów autotroficznych. Metoda Winogradskiego (1950) zalecająca pożywki mineralne zestalone żelazem krzemionkowym wydawała się niedogodna dla posiewów seryjnych. Przygotowanie żelu nazbyt jest uzależnione od czystości szkła wodnego i z tego powodu często daje niepożądane wyniki.

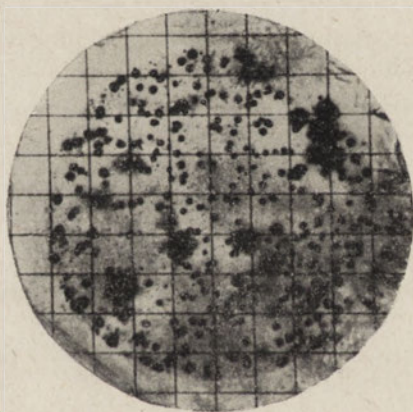
Podłoża mineralne zestalone agarem, stosowane przez Fiodcowa (1952) nie zapewniają całkowitej pewności uzyskania czystych hodowli.

Zastosowano w tym przypadku opartą na własnym doświadczeniu metodę hodowli na płynnych pożywkach mineralnych, odpowiadających wymogom życiowym danych grup fizjologicznych bakterii.

Badany materiał rozcieńczano roztworem fizjologicznym. Równomierne rozmieszczenie mikroorganizmów w płynie uzyskiwano przez dokładne wymieszanie materiału w ciągu 10 min na wytrząsarce. Ze stężeń, które wydawały się, na podstawie wstępnej oceny, najbardziej stosowne do posiewów, filtrowano 10 ml roztworu przez filtr membranowy nr 5. Filtr uprzednio znakowano ołówkiem na krawędzi i sterylizowano przez pasteryzację. Po ukończeniu filtrowania sącdek zdejmowano w warunkach aseptycznych i umieszczano go w płytce Petriego na wyjątkowym krążku gąbki syntetycznej, nasyconym odpowiednim roztworem mineralnym. W celu zapobieżenia znacznym zmianom stężenia soli zawartych w roztworze odżywczym dobierano dobrze dopasowane obydwie części płytki Petriego oraz na dnie płytki pozostawiano parę mililitrów pożywki. Płytkę z gąbką i sączkiem pozostawiano na przeciąg inkubacji



Rys. 2. Filtr membranowy przygotowany do hodowli na płynnych pożywkach mineralnych.



Rys. 3. Hodowla bakterii denitryfikacyjnych uzyskana na pożywce mineralnej (wielkość naturalna, barwione erytrozyną).

w temp. 22°C. Dzięki przenikaniu pożywki przez filtr, na powierzchni filtru uzyskiwano dobrze rozwinięte kolonie bakteryjne. Na filtrach hodowano: bakterie utleniające sole amonowe, utleniające azotyny, redukujące azotany, redukujące siarczany, siarczyny i tiosiarczyny. Czas

inkubacji stosowano indywidualnie dla poszczególnych grup. Dla wzrostu denitryfikatorów 2—3 dni, nitryfikatorów obydwu grup 8—9 dni, bakterii redukujących siarczany, siarczyny i tiosiarczany 5—7 dni. Filtr z rozwiniętą hodowlą układano na bibułę nasyoną 5% roztworem erytrozyny w 5% wodzie karbolowej. W ciągu 24 godzin dyfundujący przez filtr barwnik zabarwiał kolonie bakteryjne na jaskrawoczerwony kolor. Po tym czasie filtry odbarwiano układając je parokrotnie na bibułę zmoczoną wodą destylowaną. Kolonie, dzięki doskonale związanej przez żywe komórki erytrozynie, nie odbarwiała się. Wyszuszone filtry można przechowywać w torebkach kartonowych z okienkiem wielkości powierzchni roboczej, dysponując dowolnie czasem obliczania kolonii.

Warto wspomnieć, że kolonie bakteryjne przed barwieniem można dogodnie zdejmować eż w celu uzyskania indywidualnych hodowli, przeglądów mikroskopowych, identyfikacji itd.

Kultury bakterii rozkładających białko zwierzęce uzyskiwano na bulionie zestalonym żelatyną, w stężeniu 15—20%. Występowanie siarkowodoru, amoniaku i indolu w procesie rozkładu białka obserwowano w hodowlach na pożywkach bulionowych. Mikroorganizmy rozpuszczające fosforany i mineralizujące fosfor organiczny hodowano na pożywkach agarowych zalecanych przez Fiodorowa (1952). W pierwszym przypadku był to agar odżywczy, zawierający kredę i organiczne połączenie fosforu (lecycynę), w drugim pożywka agarowa z wyciągiem glebowym, 2% glukozy oraz niewielką ilością $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Obydwie te grupy fizjologiczne bakterii rozpoznawano dzięki prześwietleniom podłoża wokół kolonii, spowodowanym przez wytwarzanie kwasu.

Hodowle mające na celu określenie intensywności procesów chemicznych, wywołanych przez bakterie w badanym środowisku, były dokonywane na pożywkach płynnych wybiórczych, zapewniających rozwój tylko danej grupy fizjologicznej. Skład ich jest następujący (Fiodorow 1952):

1) Dla bakterii utleniających sole amonowe:

| | % |
|------------------------------|------|
| $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ | 0,2 |
| K_2HPO_4 | 0,1 |
| MgSO_4 | 0,05 |
| NaCl | 0,2 |
| FeSO_4 | 0,04 |
| CaCO_3 | 0,5 |

2) Dla bakterii utleniających azotyny:

| | % |
|--|------|
| NaNO ₂ | 0,1 |
| Na ₂ CO ₃ (bezwodny) | 0,1 |
| NaCl | 0,05 |
| K ₂ HPO ₄ | 0,05 |
| MgSO ₄ | 0,05 |
| FeSO ₄ | 0,04 |

3) Dla bakterii denitryfikujących:

| | g |
|---------------------------------|------------|
| Sól Seignetta | 20,0 |
| KNO ₃ | 2,0 |
| K ₂ HPO ₄ | 0,5 |
| MgSO ₄ | 0,2 |
| Woda destylowana | 1000,0 ml. |

4) Dla bakterii redukujących siarczany:

| | g |
|---------------------------------|-----------|
| Sól Seignetta | 5,0 |
| Asparagina | 2,0 |
| MgSO ₄ | 1,0—2,0 |
| K ₂ HPO ₄ | 1,0 |
| FeSO ₄ | ślady |
| Woda destylowana | 1000,0 ml |

5) Dla bakterii redukujących siarczyny i tiosiarczyny:

| | g |
|---|-----------|
| Mleczan sodu | 5,0 |
| asparagina | 1,0 |
| K ₂ HPO ₄ | 1,0 |
| Na ₂ S ₂ O ₃ | 0,5 |
| Woda destylowana | 1000,0 ml |

Hodowli na wymienionych pożywkach dokonywano w kolbach miarowych. Denitryfikatory hodowano w naczyniach przystosowanych do zbierania gazu.

Do 50 ml pożywki, zawierającej określoną przez miareczkowanie ilość związku utlenianego albo zredukowanego w trakcie procesów życiowych danej grupy fizjologicznej bakterii, dodawano 50 ml badanego materiału. Kontrolę stanowiła ta sama ilość pożywki z dodatkiem 50 ml wody ze zbiornika pozbawionej mikroorganizmów dzięki sączeniu przez filtr piankowy G-5. Naczynia wstawiano do ciepłarki, utrzymującej temperaturę 22°. Czas ekspozycji doświadczenia ustalono na 30 dni. Po

tym okresie przeprowadzano ponownie analizy ilościowe płynu doświadczalnego. Uwzględniając skład chemiczny wody wziętej ze zbiornika do doświadczeń obliczano ilość nowo powstałego związku chemicznego.

W celu stwierdzenia stopnia intensywności rozkładu celulozy przez mikroorganizmy ustawiono w wodzie zbiornika na przeciąg trzech tygodni palik drewniany, do którego przywiązano pęczki włókien lnianych na trzech pionach — 10, 20 i 40 cm od dna. Włókna były wyjąłowione i ściśle zważone. Po upływie czasu ekspozycji mierzono ubytek wagi w każdym pęczku włókien.

Wyniki

Rezultaty uzyskane z obliczeń ilości przyswajanego przez bakterie węgla C^{14} w okresie badań są przedstawione w tab. I i na rys. 4.

W pierwszych doświadczeniach osad zatrzymany na filtrze membranowym nie wykazywał żadnej aktywności. W doświadczeniach następnych uwidacznia się nieznaczna aktywność osadu, wynikająca z powolnego wzrostu w tym okresie ilości asymilowanego przez mikroorganizmy węgla (tab. I). Wartości te utrzymują się w przeciągu czterech tygodni na zbliżonym poziomie. Skok krzywej następuje 16 marca, kiedy zanotowano 0,0135 mg C asymilowanego przez bakterie zawarte w litrze wody. W następnych próbach krzywa ulega obniżeniu, ale tylko w stosunku do próby pobranej 16 marca.

Tabela I

Dobowa asymilacja węgla w procesie chemosyntezy w litrze wody (Cmg/l)
oraz masa bakterii produkowanych w tym procesie (mg)

| Data | 28.I.1960 | 9.II | 16.II | 23.II | 2.III | 9.III | 16.III | 23.III | 30.III | 6.IV |
|-------|-----------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|---------|
| Cmg/l | 0 | 0,000731 | 0,00227 | 0,00263 | 0,00293 | 0,00204 | 0,01351 | 0,0072 | 0,0051 | 0,00396 |
| ml/l | 0 | 0,010965 | 0,03405 | 0,03945 | 0,04395 | 0,03060 | 0,20265 | 0,1080 | 0,0765 | 0,05940 |

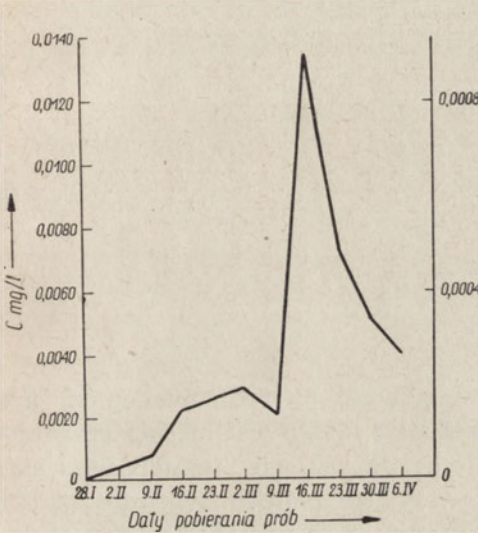
Na tab. I i rys. 4 obok liczb ilustrujących ilości przyswojonego przez drobnoustroje węgla podano wagę świeżej masy bakteryjnej powstałej w tym procesie. Przyjęto, że w trakcie asymilacji przez drobnoustroje 1 mg węgla powstaje 15 mg masy bakteryjnej (Sorokin 1958).

Intensywność asymilacji węgla w procesach fotosyntezy jest ilustrowana na rys. 5. W pierwszych doświadczeniach wyniki z obliczeń radioaktywności sączków są identyczne jak przy chemosyntezie. Dopiero 2 marca krzywa fotosyntezy zaczyna podnosić się i uzyskuje swoje

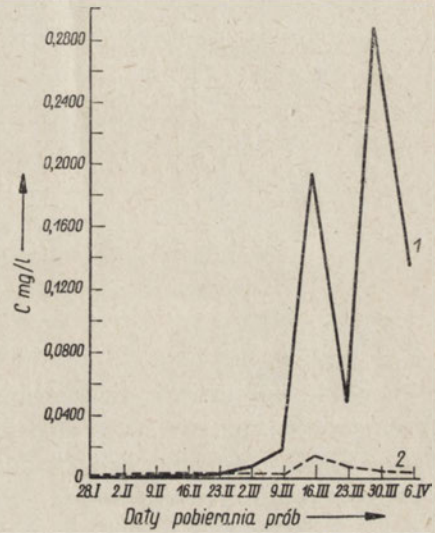
szczyty: 16.III, kiedy zanotowano brak śniegu na tafli lodu, i 30.III, w czasie, kiedy pokrywa lodowa była już w dużym stopniu roztopiona.

Dobowa ilość asymilowanego węgla w procesie fotosyntezy przez organizmy zawarte w 1 litrze wody jest w połowie marca 14-krotnie wyższa od ilości węgla zużytego w procesie chemosyntezy, a w końcu marca 56-krotnie.

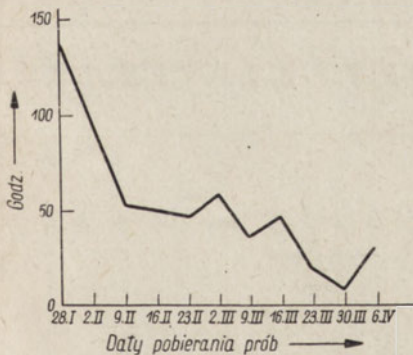
Wyniki z obliczeń szybkości tworzenia się komórek bakteryjnych (tab. II, rys. 6) potwierdzają związek, jaki istnieje między ilością



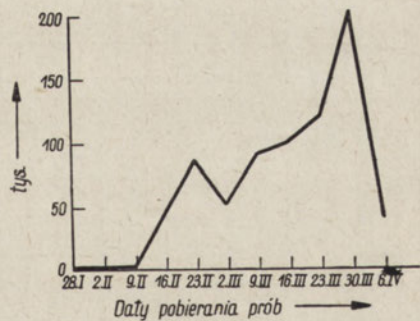
Rys. 4. Dobowa asymilacja węgla w procesie chemosyntezy w litrze wody (Cmg/l) oraz masa bakterii produkowanych w tym procesie (mg).



Rys. 5. Dobowa asymilacja węgla w procesie chemosyntezy (1) i fotosyntezy (2) w wodzie (Cmg/l).



Rys. 6. Czas potrzebny do podwojenia liczby bakterii w wodzie.



Rys. 7. Liczba bakterii wyjadanych przez zooplankton z mililitra wody w ciągu godziny.

przyswajanego przez organizmy węgla i rytmem podziału komórek. Do połowy marca czas potrzebny do podwojenia się liczby komórek bakteryjnych w wodzie zamyka się w ilości 136—36 godzin. W końcu marca komórki mnożą się szybciej — liczba ich podwaja się po 9,5 godzin.

Tabela II

Czas potrzebny do podwojenia liczby bakterii w wodzie

| Data pobrania próby | Liczba bakterii w 1 ml wody (w tys.) | | Ilość godz |
|---------------------|--------------------------------------|----------------------|------------|
| | początek doświadczenia | koniec doświadczenia | |
| 28.I.1960 | 1153 | 1477 | 136 |
| 9.II | 1325 | 1829 | 53 |
| 23.II | 1104 | 1566 | 47 |
| 2.III | 1166 | 1539 | 59 |
| 9.III | 1111 | 1739 | 36 |
| 16.III | 1504 | 2183 | 47 |
| 23.III | 1331 | 1539 | 20 |
| 30.III | 639 | 1228 | 9,5 |
| 6.IV | 428 | 735 | 31 |

Ubytek bakterii, spowodowany w głównej mierze wyjadaniem ich przez zooplankton, w styczniu i na początku lutego jest niespostrzegalny (tab. III). Po 24 godzinach ekspozycji liczba bakterii nie zmniejsza się, lecz odwrotnie, jest większa. Począwszy od piątego tygodnia badań ilości wyjadanych komórek bakteryjnych systematycznie wzrastają, a w początku kwietnia, po zejściu pokrywy lodowej ze zbiornika, następuje nagły spadek (rys. 7).

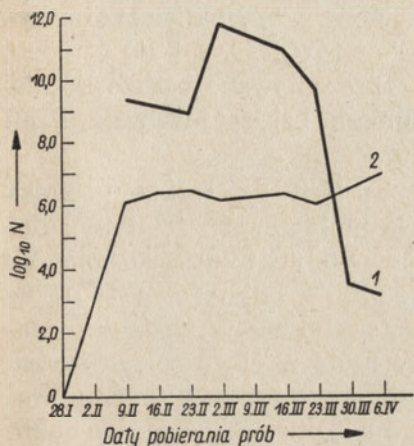
Tabela III

Liczba bakterii wyjadanych przez zooplankton z 1 ml wody (w tys.)

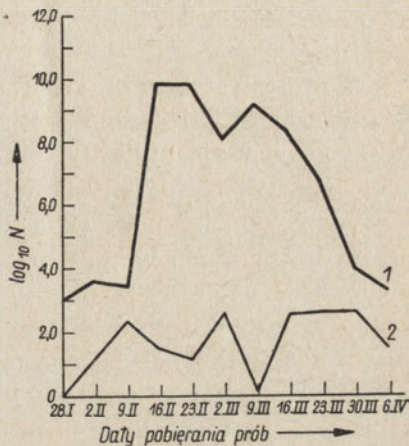
| Data pobrania próby | Liczba bakterii w 1 ml wody (w tys.) | | Ilość godz potrzebna do podwojenia liczby komórek bakt. | Ilość bakt. w tys./ml wyjadana przez zooplankton |
|---------------------|--------------------------------------|----------------------|---|--|
| | początek doświadczenia | koniec doświadczenia | | |
| 28.I.1960 | 1967 | 2346 | 135 | 0 |
| 9.II | 1822 | 2112 | 53 | 0 |
| 23.II | 2871 | 2247 | 47 | 87 |
| 2.III | 2008 | 1587 | 59 | 51,5 |
| 9.III | 2525 | 2036 | 36 | 90,5 |
| 16.III | 2968 | 2106 | 47 | 100,3 |
| 23.III | 1608 | 640 | 20 | 120 |
| 30.III | 1732 | 1256 | 9,5 | 202,1 |
| 6.IV | 945 | 718 | 31 | 40 |

Wyniki dotyczące liczebności bakterii w różnych grupach fizjologicznych, zasiedlających wodę i powierzchniową warstwę mułu badanego zbiornika, są przedstawione na rys. 8—11. Krzywe odpowiadają logarytmom liczb wyrażających zagęszczenie bakterii w 1 ml wody bądź mułu.

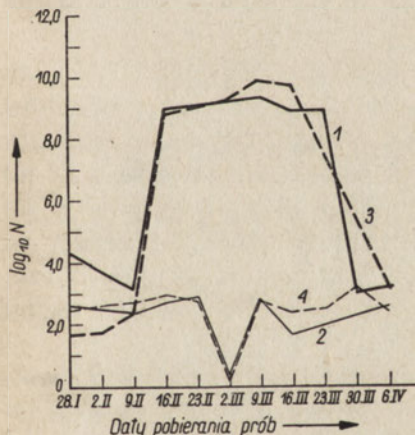
W wodzie najliczniej reprezentowana jest grupa bakterii heterotroficznych wyhodowanych na żelatynie. Rząd tych liczb zamyka się prze-



Rys. 8. Liczba bakterii wyhodowanych na żelatynie z mułu przydennego (1) i z wody (2).

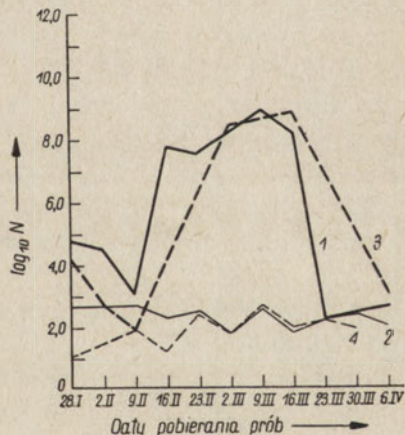


Rys. 9. Liczba bakterii denitryfikujących wyhodowana z mułu przydennego (1) i z wody (2).



Rys. 10. Liczba bakterii nityfikujących wyhodowana z mułu (1 i 3) przydennego i z wody (2 i 4).

1 i 2 — bakterie utleniające NH_4 , 3 i 4 — utleniające NO_2



Rys. 11. Liczba bakterii redukujących siarczany (1 i 2), siarczyny i tiosiarczyny (3 i 4), wyhodowanych z mułu przydennego (1 i 2) i z wody (2 i 4).

ważnie w milionach komórek bakteryjnych, przypadających na 1 ml wody. Natomiast pozostałe obserwowane grupy fizjologiczne, mianowicie: grupa denitryfikatorów, nitryfikatorów utleniających sole amonowe i azotyny oraz grupa bakterii redukujących siarczany, siarczyny i tiosiarczany występuje w wodzie w ilościach nie przekraczających tysięcy komórek w mililitrze wody. Liczby te w okresie badania ulegają częstym wahaniom. Porównanie wykresów wykazuje najmniejsze wahania krzywej liczebności bakterii heterotroficznych (rys. 8) i największe krzywych liczebności nitryfikatorów i denitryfikatorów (rys. 9 i 10).

W mule wszelkie omawiane grupy są reprezentowane bardzo licznie. W okresie największego zagęszczenia komórek bakteryjnych na 1 ml mułu przypadają miliardy mikroorganizmów.

Zdolność namnożonych w kulturach bakterii do rozkładu białka zwierzęcego, zaobserwowana na podstawie upłynniania żelatyny, ilustrują następujące wyniki. 9.II stwierdzono w 1 ml wody 290 komórek proteolitycznych, 16.II — 550 komórek, 23.II — tylko 15, a 16.III — 1540. W pozostałych próbach bakterie proteolityczne w wodzie występowały w pojedynczych egzemplarzach. W mule w ciągu całego okresu badań stwierdzono jedynie pojedynczo występujące mikroorganizmy proteolityczne. Amoniak, jako produkt rozkładu białka, notowano w bulionowych kulturach bakterii z wody dwukrotnie, z mułu pięciokrotnie, siarkowódór trzykrotnie z wody i jedenastokrotnie z mułu, indol z wody — jednokrotnie, z mułu trzykrotnie.

Bakterii rozpuszczających fosforany nie wykryto. Bakterie mineralizujące fosfor wystąpiły tylko jeden raz w styczniu — 47 komórek w 1 ml wody.

Kultury mające na celu wykazanie stopnia intensywności przemian chemicznych w środowisku, w procesach utleniania i redukcji związków azotowych nie zawsze dawały pozytywne wyniki. Uzyskane rezultaty przedstawione są w tab. IV. Wynika z nich, że bakterie zawarte w 50 ml wody pobranej ze zbiornika są zdolne utleniać NH_4 na NO_2 — w tej reakcji azot amonowy przechodzi w azot azotynowy w ilościach od 0,015 mg/ml do 0,093 mg/ml. W przypadku utleniania azotynów, azot azotynowy był utleniany na azot azotanowy w ilościach od 0,08 mg/ml do 0,22 mg/ml.

Redukcja azotanów była tylko raz notowana jako zupełna do wolnego azotu (6.IV). W innych przypadkach proces odbywał się częściowo. Analizy wykazywały albo częściową redukcję azotanu do azotynów i soli amonowych, albo częściowo do soli amonowych i wolnego azotu.

Na pożywce bezazotowej, drogą asymilacji przez bakterie azotu atmosferycznego, przybywało w kulturach azotu organicznego w ilości od 0,002 mg/ml do 0,23 mg/ml.

Tabela IV

wyniki analiz chemicznych w kulturach bakterii na pożywkach wybiórczych po 30 dniach ekspozycji

| Data | Bakterie z 1 ml wody | | | | | | Bakterie z 1 ml mużu | | | | | | | | | |
|----------------|---|-----------------------|---|-----------------------|---|-----------------------|--------------------------|----------------|---|-----------------------|---|-----------------------|---|-----------------------|--------------------------|---------------|
| | utleniły $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ | | utleniły $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ | | zredukowały $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}$ | | asymilowały azot atm. | | utleniły $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ | | utleniły $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ | | zredukowały $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}$ | | asymilowały azot atm. | |
| | mg N NO_2 | mg N NO_3 | mg N NO_2 | mg N NO_3 | mg N NO_2 | mg N NH_4 | mg N ogól. | N ₂ | mg N NO_2 | mg N NO_3 | mg N NO_2 | mg N NO_3 | mg N NO_2 | mg N NH_4 | N ₂ | mg N ogól. |
| 2. III 1960 | 0,0934 | 0 | -- | -- | -- | 0,238 | -- | 7,91 | 8,7 | -- | -- | -- | -- | -- | 1,4 | |
| 9. III | 0,0528 | 0,22 | -- | -- | -- | 0,182 | -- | 5,41 | -- | -- | -- | -- | -- | -- | 1,05 | |
| 16. III | 0,538 | 0,04 | 0 | 0,0792 | + | 0,0266 | + | 1,44 | 3,0 | 0 | 0,17 | 0 | 0,17 | * | 1,33 | |
| 23. III | 0,0154 | 0,06 | 2,4 | 0,022 | - | -- | - | 1,44 | 6,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | ++ | 1,12 | |
| 30. III | 0 | 0,04 | 0 | 0,014 | + | 0,0028 | + | 0,51 | 5,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | ++ | 0,91 | |
| 6. IV | 0,0154 | 0,08 | 0 | 0 | ++ | 0,0322 | ++ | 0,69 | 4,0 | 0 | 0 | 0 | 0 | ++ | -- | |

Objaśnienie znaków:

-- nie wykonano analizy,

+ w naczyniu hodowlanym wytwarzał się azot w ilości ok. 0,5 ml,

++ azot wytwarzał się w ilości większej niż 0,5 ml,

- brak azotu.

Mikroorganizmy pochodzące z mułu wykazywały większą aktywność w omawianych procesach aniżeli organizmy pochodzące z wody. Jak widać z tab. IV, analizy chemiczne wykazywały, że bakterie zawarte w 1 ml mułu wzbogacały środowisko w ciągu 30 dni o azot azotynowy w ilości od 0,51 mg/ml do 7,9 mg/ml, w azot azotanowy w ilości od 3 mg/ml do 8,7 mg/ml i w azot organiczny od 0,91 mg/ml do 1,4 mg/ml. Redukcja azotanów przebiegała przeważnie całkowicie do azotu wolnego.

Rozkład celulozy wystąpił na wszystkich trzech poziomach wody, wykazując w ciągu trzech tygodni 5,7% ubytku wagi.

Profesorowi dr J. Świdierskiemu składam serdeczne podziękowanie za udostępnienie mi korzystania z pracowni izotopowej przy Katedrze Chemii Organicznej UW.

Dyskusja

Jako okres naszych badań wybrano zakończenie zimy i początek przedwiośnia. Spodziewano się zastać w zbiorniku w tym czasie nagromadzenie, na skutek stagnacji zimowej, różnorodnych, ale charakterystycznych dla zbiornika substancji. Obfitość zapasów pokarmowych winna sprzyjać rozwojowi flory bakteryjnej zasiedlającej zbiornik. W czasie pokrycia zbiornika lodem ograniczone są możliwości zawleczenia obcej danemu środowisku mikroflory, przebywającej tam czasowo, ale niekiedy w dużej ilości, przez co rzeczywisty obraz mikrobiologiczny zbiornika jest zniekształcony. Warunki względnej stabilizacji sprzyjają licznemu rozwojowi komórek w poszczególnych grupach fizjologicznych przy równoczesnym zawężeniu różnorodności tych grup (Taylor 1942) i ograniczona ilość gatunków ułatwia ocenę wyników. Ponadto oczekiwano w okresie wczesnowiosennym, w nawiązaniu do poprzedniej pracy (Fischer 1960), wystąpienia oscylacji w rozwoju różnych grup mikroorganizmów, wynikającej na skutek wiosennej cyrkulacji i idących za tym przemieszczeń stężenia surowców potrzebnych do syntezy białek.

Przewidywania zostały w dużym stopniu potwierdzone faktami.

Podczas badań zaobserwowano trzy charakterystyczne momenty w zmianach obrazu mikrobiologicznego.

Okres pierwszy, trwający do 16.III, kiedy zbiornik posiadał grubą pokrywę lodową (30 cm), okres drugi — do 30.III, w którym notowano stopniowe topnienie tafli i występowanie wody na powierzchnię lodu, oraz trzeci — zupełne zniknięcie lodu (6.IV).

Tym trzema sytuacjom towarzyszą powiązane ze sobą zmiany, zarówno w stosunkach fizyko-chemicznych wody, jak i w procesach mikrobiologicznych.

Okres pierwszy charakteryzuje się nagromadzeniem w wodzie związ-

ków zawierających pierwiastki konieczne dla konstrukcji białka bakteryjnego, jak fosfor, azot, węgiel, siarka (tab. V). Fosfor, który stanowi często 50% wagi popiołu masy bakteryjnej, występuje w zbiorniku w tym czasie w ilościach osiagających 1,2 mg fosforanów w 1 l wody. Przeważnie w wodach słodkich wartość fosforu wynosi przeciętnie 0,05 mg/l, a 1 mg fosforanów wprowadzony do 1 m³ wody morskiej wywołuje znaczne powiększenie się planktonu (Allee, Emerson, Park i in. 1950).

Ilości związków azotowych układają się również w przeciętnych dla wód słodkich stężeniach i stosunkach (Sverdrup, Johnson, Fleming 1942) — w momencie natężenia koncentracji stosunek fosforanów do azotanów wynosi 11, a ilości amoniaku, jak zwykle w okresie stagnacji zimowej, osiagają maksymalne cyfry (4,5 i 3,9 mg/l w porównaniu do miesięcy IV, VIII, kiedy liczby te wynoszą w badanym zbiorniku 0,08 mg/l).

W tym okresie o stosunkowo ustalonych warunkach środowiskowych obserwujemy najliczniejsze skupienia mikroorganizmów. Bakterie heterotroficzne rozszczepiające łańcuchy białka martwych szczątków roślinnych i zwierzęcych osiagają swoje maksima tak w mule przydennym, jak i w wodzie (rys. 8).

Sytuacja zmienia się od momentu stopnienia lodu. Już 23.III, kiedy woda zaczyna występować na pokrywą lodową, rozpoczyna się przemieszczanie rozpuszczonych w wodzie substancji chemicznych, zaciera się stopniowo ich uwarstwienie (tab. V) — wtedy liczba heterotrofów w mule spada. W wodzie natomiast, w tym okresie, prawdopodobnie na skutek ruchów wody i unoszenia drobnych cząsteczek mułu, bakterie heterotroficzne występują w większym zagęszczeniu. Grupę bakterii denitryfikujących ilustrują krzywe, wprawdzie o nieco innym przebiegu, ale posiadające charakterystyczny spadek od chwili topnienia lodu (rys. 9).

Porównanie rysunków 8 i 9 nasuwa pewne uwagi. Grupa denitryfikatorów, poza tym że w wodzie reprezentowana jest mniej licznie niż bakterie wyhodowane na żelatynie, charakteryzuje się ostrymi i częstymi wahaniem. Fakt ten jest w pełni uzasadniony. Źródła węgla dla białka obydwu grup są takie same, natomiast denitryfikatory czerpią swą energię z procesów redukcji związków azotowych nieorganicznych. Zatem rozwój ich wymaga bardziej skomplikowanych warunków zależnych od wielu czynników. Najważniejszy jest dostatek azotanów, które mogą mieć różne źródła powstawania.

Interesujące jest porównanie niektórych danych z wykresów przedstawiających krzywe bakterii denitryfikujących (rys. 9) i nitryfikujących (rys. 10). Mianowicie w paru przypadkach szczyt krzywej bakterii nitryfikujących poprzedza szczyt denitryfikatorów. Szczyt krzywej (rys. 9)

bakterii pochodzących z wody 2.III poprzedza szczyt 23.II na rys. 10. Szczyt na rys. 9 z 16.III jest poprzedzany szczytem 9.III na rys. 10. Zmniejszenie się w wodzie ilości bakterii dynitryfikujących 9.III (rys. 9) poprzedzone jest małą liczebnością bakterii nitryfikujących 2.III (rys. 10).

W tych przypadkach potwierdza się fakt, że bakterie nitryfikujące dzięki utlenianiu związków azotowych przygotowują materiał energetyczny dla denitryfikatorów.

Wszystkie wykresy przedstawiające liczby bakterii znajdujących się w wodzie i mule badanego zbiornika (rys. 8, 9, 10 i 11) wykazują na duże różnice między przebiegiem krzywych odnoszących się do liczb bakterii pochodzących z wody z przebiegiem krzywych odnoszących się do liczb bakterii pochodzących z mułu. Na tych ostatnich uwidacznia się wyraźny spadek w okresie topnienia i całkowitego zejścia pokrywy lodu ze zbiornika (23.III i późniejsze daty pobierania prób), czego nie obserwujemy na wykresach dotyczących zagęszczenia bakterii w wodzie. Krzywe ilustrujące liczby bakterii pochodzące z wody, poza tym że wykazują o wiele mniejsze zagęszczenie mikroorganizmów w wodzie niż w mule, charakteryzują się częstymi wahaniami poziomu w przeciwieństwie do krzywych odnoszących się do bakterii z mułu. Wyjątek stanowi wykres heterotrofów (rys. 8), gdzie krzywa biegnie w większości punktów na stosunkowo jednakowym poziomie. Przy tym liczebność heterotrofów w wodzie jest tysiącrotnie wyższa aniżeli liczebność autotrofów (porównanie rys. 8 z 10 i 11). Bakterie denitryfikujące, stanowiące grupę fakultatywnych heterotrofów, wykazały na rys. 9 przebieg krzywej podobny do przebiegu krzywej autotrofów. Powyższe obserwacje pozwalają sądzić, że środowisko wodne, w przeciwieństwie do środowiska mułu, jest dla bakterii autotroficznym przypadkowym miejscem zasiedlenia.

Spadek zagęszczenia ilości bakterii nitryfikujących w okresie topnienia lodu (rys. 10) znalazł odzwierciedlenie w eksperymencie kontrolującym stopień intensywności przebiegu nitryfikacji (tab. IV).

W okresie kiedy liczba bakterii nitryfikujących w mule utrzymuje się na wysokim poziomie, analizy chemiczne materiału doświadczalnego wykazują wydatne wzbogacenie środowiska w naczyniach doświadczalnych w azot azotynowy (7,91 mg/ml) i azot azotanowy (8,7 mg/ml). W próbie z 16.III poprzedzającej spadek liczby bakterii nitryfikujących, stopień intensywności procesu utleniania związków azotowych ulega zmniejszeniu (rys. 10 i tab. IV). Nasuwa się przypuszczenie, że zjawisko osłabienia funkcji biologicznych bakterii jest w tym przypadku przyczynowo związane z późniejszym gwałtownym obniżeniem się liczebności organizmów nitryfikujących. Jednak, które z tych zjawisk było przyczyną, a które skutkiem, rozstrzygnąć w tym miejscu nie można.

Tabela V

warunki fizyko-chemiczne wody w zbiorniku

| Data | Por- ziona | t° wody | pH | O ₂ mg/l | EZT mg/l | CO ₂ mg/l | Ca mg/l | wg | PO ₄ mg/l | SO ₄ mg/l | NH ₄ mg/l | NO ₂ mg/l | NO ₃ mg/l | H ₂ S | Zagłi- wał- ność |
|---------------|---------------|------------|-----|------------------------|-------------|-------------------------|------------|------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------|------------------------|
| 2.III 1960 | I | 2° | 6,7 | nie | nie | 2,45 | 44,0 | 1,6 | 0,6 | 27,56 | 1,2 | 0,004 | 0,1 | obecny | 5,30 godz |
| | II | 2° | 6,7 | wykryto | wykryto | 2,80 | 94,0 | 4,0 | 1,0 | 23,86 | 4,5 | 0,002 | 0,06 | | |
| 9.III | I | 1,4° | 6,2 | nie | nie | 4,7 | 90,5 | 8,0 | 1,6 | 15,63 | 3,9 | 0,015 | 0,14 | obecny | 20,40 godz |
| | II | 3,9° | 6,4 | wykryto | wykryto | 3,8 | 83,0 | 7,4 | 1,2 | 15,63 | 2,6 | 0,03 | 0,4 | | |
| 16.III | I | 1° | 6,3 | nie | nie | 4,61 | 51,6 | 4,5 | 0,4 | 19,3 | 1,36 | 0,01 | 0,14 | obecny | 21,00 godz |
| | II | 3,2° | 6,3 | wykryto | wykryto | 4,70 | 84,2 | 7,8 | 0,6 | 11,1 | 2,54 | 0,03 | 0,1 | | |
| 23.III | I | 4,4° | 7,2 | 4,8 nie | 0,8 nie | 1,84 | 25,8 | 1,85 | 0,1 | 18,1 | 0,16 | 0,068 | 0,06 | obecny | 189,00 godz |
| | II | 4,8° | 6,5 | wykryto | wykryto | 3,50 | 79,3 | 7,4 | 0,6 | 7,8 | 2,85 | 0,015 | 0,1 | | |
| 30.III | I | 9,4° | 7,5 | 8,5 | 6,6 | 1,20 | 37,5 | 2,45 | ślady | 25,5 | 0,16 | 0,002 | 0,02 | brak | 145,00 godz |
| | II | 7,2° | 7,5 | 5,4 | 2,1 | 1,20 | 36,0 | 2,4 | | 23,04 | 0,16 | 0,002 | 0,02 | | 813,00 |
| 6.IV | I | 4,8° | 7,7 | 10,7 | 9,8 | 1,02 | 38,5 | 2,4 | ślady | 30,0 | 0,08 | nie wykryto | 0,06 | brak | |
| | II | 5,1° | 7,5 | 9,5 | 8,8 | 1,25 | 39,0 | 4,45 | 0,1 | 31,5 | 0,08 | 0,001 | 0,06 | | |

Zagłiwalność - czas odbarwienia się błękitu metylenowego w wodzie zbiornika.

Wyniki ostatniej próby w naszym cyklu badań są nawiązaniem do nieregularności wiosennej występowania bakterii w zbiornikach obserwowanej w poprzedniej naszej pracy. Zmniejszenie stopnia intensywności chemosyntezy dobowej (rys. 4) towarzyszy zwiększeniu się liczby godzin potrzebnych do podwojenia liczby bakterii (tab. II i rys. 6) i jednocześnie konsekwentnemu obniżeniu ogólnej liczby komórek bakteryjnych (tab. III). Doświadczenia eksponowane z ostatniej próby wykazały również zmniejszenie stopnia wyjadania bakterii przez zooplankton.

Wydaje się, że warunkami sprzyjającymi tym zjawiskom są wiosenne ostre zmiany temperatury. Próba poprzednia pobierana 30.III przy padała po porodniowym okresie zwiększonej temperatury i intensywnego nasłonecznienia (szczyt krzywej fotosyntezy, rys. 5). 30.III temperatura wody wynosiła 9,4° i 7,2° (tab. V), natomiast 6.IV notowano temperaturę 4,8° i 5,1° C.

Analiza liczb wyrażających zagęszczenie bakterii w wodzie, a uzyskanych w kulturach na różnych pożywkach, oraz porównanie tych liczb z wynikami bezpośrednich obliczeń bakterii na filtrach membranowych rzuca światło na stopień ścisłości zastosowanych obliczeń (tab. VI).

Tabela VI

Liczba bakterii w tys./ml obliczona na filtrze i metodą hodowli na pożywkach

| Kategoria bakterii | Data | 2.III | 16.III | 23.III |
|--|------|---------|---------|---------|
| Heterotroficzne wyhodowane na żelatynie | | 1450000 | 2550000 | 1200000 |
| Nitryfikujące (I faza) | | --- | 44 | --- |
| Nitryfikujące (II faza) | | --- | 200 | 284 |
| Denitryfikujące | | 350 | 329 | 390 |
| Redukujące siarczany | | 53 | 63 | 232 |
| Redukujące siarczyny i tiosiarczany | | 61 | 84 | 96 |
| Suma bakterii wyhodowanych | | 1450464 | 2550720 | 1201002 |
| Ilość bakterii uzyskanych z bezpośredniego liczenia | | 2008000 | 2968000 | 1608000 |
| Różnica między wynikami uzyskanymi z hodowli a w bezpośrednim liczeniu | | 557536 | 417280 | 406998 |

Rozpatrywano podane poniżej wyniki pochodzące z trzech prób: z 2, 16 i 23.III. Przy wyborze dat kierowano się uzyskanymi w tych dniach wynikami na największej ilości pożywek.

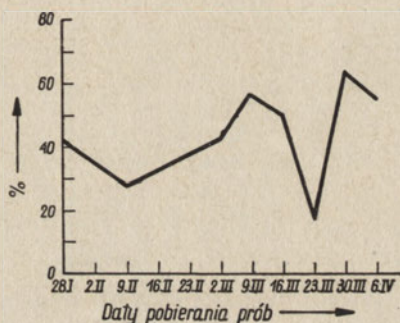
Przytoczone dane wykazują różnice między wynikami obliczeń metodą hodowlaną a wynikami bezpośredniego liczenia. Większa liczba bakterii uzyskana z obliczeń na filtrach świadczy o tym, że ilość rodzajów

zastosowanych pożywek była niepełna. Pewna ilość bakterii, dla których nie było właściwych warunków hodowlanych została nie ujawniona.

Ponadto widoczne jest, że bakterie nie wyhodowane występują w wodzie w różnym stopniu zagęszczenia, zależnie od warunków istniejących w środowisku wodnym. W naszym przypadku różnica wynosiła 27^o/_o, 14^o/_o i 25^o/_o liczby wykazanej na filtrach.

Przedstawiona analiza wykazuje, że metody hodowlane stosowane do ilościowych badań flory bakteryjnej zasiedlającej wodę zbiorników, mają duże braki.

Dodatkowego omówienia wymaga metoda obliczania wskaźnika tempa rozwoju bakterii w wodzie zbiornika, mianowicie czasu potrzebnego do podwojenia liczby bakterii. Przesączanie wody przez filtr przygotowaw-



Rys. 12. Ubytek bakterii w czasie sączenia przez filtry membranowe (% ogólnej liczby bakterii).

czy, w celu zatrzymania na sączku wszystkich organizmów poza bakteriami, nie osiąga w pełni celu. Na sączku zatrzymuje się razem z obcymi organizmami pewna ilość bakterii. Wyniki z obliczeń ubytku bakterii są wykazane na rys. 12.

Jak wynika z wykresu, wielkości te ulegają nieregularnym zmianom. Porównanie rys. 12 z 5, który ilustruje stopień intensywności procesu fotosyntezy w wodzie, wykazuje zbieżność, jaka występuje między rozwojem glonów w wodzie zbiornika a ilością zatrzymywanych na filtrze bakterii (próba z 9.III i następne). Niezależnie jednak od zatrzymywania mikroorganizmów na sączkach membranowych przez glony,

inne cząsteczki zawiesin w wodzie mają tu również swój wpływ. Dowodem tego są wyniki obliczeń w próbach wody pobranych w pierwszych doświadczeniach.

Nie wiemy, jak wielki z tego powodu powstaje błąd w obliczaniu szybkości podziału komórek bakteryjnych. Wydaje się, że przyjęta metoda wymaga dalszych opracowań z uwzględnieniem wpływu glonów na szybkość podziału komórek bakteryjnych (Woroszyłowa, Dianowa 1937), jak również wpływu zagęszczenia bakterii w wodzie na intensywność ich rozwoju.

Streszczenie wyników

Badania mikrobiologiczne wody i mułu drobnego zbiornika w okolicy Warszawy, dokonane w okresie zimowym, pozwoliły stwierdzić:

1. Flora bakteryjna zasiedlająca wodę badanego zbiornika przeżywa w czasie stagnacji zimowej okres powolnych przemian życiowych. Mimo dużego zagęszczenia bakterii (tab. II — rubryka „początek doświadczenia”) dobowe przyswajanie węgla C^{14} w procesie chemosyntezy jest nieznaczne (rys. 4), jak również tempo rozmnażania się bakterii jest powolne (tab. II). W okresie wczesnowiosennym ogólna ilość bakterii spada, natomiast zwiększa się tempo podziału komórek bakteryjnych oraz intensywność przyswajania węgla w procesie chemosyntezy.

2. Liczebność bakterii nitryfikujących, denitryfikujących, redukujących siarczany, siarczyny i tiosiarczany w wodzie jest w przybliżeniu tysiąckrotnie niższa aniżeli liczebność bakterii heterotroficznych wyhodowanych na żelatynie i w przeciwieństwie do tych ostatnich ulega częstym wahaniom (porównanie rys. 8 z 9, 10).

3. W mule, w czasie trwania pokrywy lodowej na zbiorniku, grupy bakterii nitryfikujących, denitryfikujących, redukujących siarczany, siarczyny i tiosiarczany oraz bakterii heterotroficznych wyhodowanych na żelatynie występują licznie. Zagęszczenie bakterii należących do wymienionych grup zmniejsza się w mule z chwilą topnienia lodu na zbiorniku (rys. 8—11).

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Allee W. C., Emerson A. E., Park O., Park T., Schmit K. P., 1950. Principles of Animal Ecology. Philadelphia, London.
2. Anderson C. G., 1948. An Introduction to Bacteriological Chemistry. Edinburg.
3. Baier C. R., 1935. Studien zur Hydrobacteriologie stehender Biennengewässer. Arch. f. Hydrobiol., 29; 183—264.

4. Cviic U., 1955. On the ecological relation of sea bacteria and plankton. Inter. Congr. Microbiol. Proc. Sixth., 7; 366—367.
5. Efron D., 1938. Rozmieszczenie pionowe bakterii w jeziorze Wigry. Arch. Hydrobiol. i Ryb. Suwalki.
6. Fiodorow M., 1952. Ćwiczenia praktyczne z mikrobiologii. PWRIL. Warszawa.
7. Fischer E., 1960. Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy. Pol. Arch. Hydrobiol., 7. Warszawa.
8. Fox D. L., Coe W. R., 1943. Biology of the California seamussel (*Mytilus Californianus*). II. Nutrition, metabolism, growth and calcium deposition. Jour. Exper. Zool., 93; 205—249.
9. Fry B. A., Peel J. L., 1954. Autotrophic microorganisms. Fourth Symposium of the Society for General Microbiology held at the Institution of Electrical Engineers. London, April, 1954. Cambridge.
10. Fry B. A., 1955. The nitrogen metabolism of microorganisms. London.
11. Gauld D. P., 1951. The grazing rate of planctonic Copepod. Jour. of the Marine Biol. Assoc., 29 (3).
12. Gran H. H., 1933. Studies on the biology and chemistry of the Gulf of Maine, II. Distribution of phytoplankton in August 1932. Biol. Bull., 64; 159—182.
13. Gusiewa K. A., 1951. Wzaimootnoszenija fitoplanktona i saprofitnych bakterii w wodojomie. Tr. probl. i temat. sow. A N SSRR Wyp. I. Probl. Gidrob. wnutr. wod, s. 34—38.
14. Harris E., 1957. Radiophosphorus metabolism in zooplankton and macroorganisms. Can. J. Zool. 35: 769—782.
15. Henderson L. J., 1914. The functions of an Environment. Science, 39: 524—527, 1:117.
16. Henrici A. T., 1938. Studies of fresh water bacteria. IV. Seasonal fluctuations of lake bacteria in relation to plancton production. Jour. Bact., 35: 129—139.
17. Iwanow M. W., 1955. Metod opredieleniya produkcji bakterialnoj biomasy w wodoe. Mikrobiologija, 24 (1): 79—89.
18. Iwanow M. W., 1954. Opredieleniye wremieni gienieracji wodnych bakterii w rybchozie delty reki Wolgi. Tr. Inst. Mikrobiologii AN ZSRR. Wyp. 3: 213—220.
19. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. PZWL. Warszawa, s. 95—102.
20. Kuzniecowa S. I., 1952. Rol mikroorganizmow w krugoworocie wieszczestw w ozierach. Izd. AN ZSRR. Moskwa.
21. Kuzniecowa S. I., 1955. Ispolzowanije radioaktiwnoj uglekisloty C¹⁴ dla opredieleniya sravnitelnoj wielicziny fotosintieza i chimosintieza w radie ozier razlicznych tipow. Izotopy w mikrobiologii. Izd. AN. SSRR. Moskwa.
22. Lowe C. W., 1936. Observations on some Pacific Diatoms as the Food of Copepods and Fishes. J. Biol. Board Canada, 3: 12—19.
23. Nielsen Steeman E., 1952. The use of radioactive carbon C¹⁴ for measurement organic production in sea. J. Con. Expl. Mer., 18: 117.
24. Nowożyłowa M. I., 1957. Wremia gienieracji bakterii produkcja bakterialnoj biomasy w wodzie Rybinskawo wodochraniliszczu. Mikrobiologia, 26 (2); 202—209.
25. Paluch J., 1958. Charakterystyka fizjologiczna i morfologiczna niektórych grup bakterii wyizolowanych z wody zbiornika w Goczałkowicach. IV. Zjazd Hydrobiologów Polskich w Krakowie, wrzesień 1958.
26. Paschalski J., 1958. Obserwacje warunków środowiskowych drobnych zbiorników wodnych okolic Warszawy. Donies. tymczas. Ekologia Polska.
27. Pütter A., 1926. Atmung und Assimilation im Canarenstrom. Arch. f. Hydrobiol., 17: 597—627.

28. Razumow A. S., 1932. Priamoj metod uczeta baktierij w wodie. Srawnienije ego s metodom Kocha. *Mikrobiologia*, 1 (2): 131—146.
29. Rodina A. G., 1949. Bakterii kak piszczu wodnych žiwotnych. *Priroda*, 10: 23—26.
30. Rodina A. G., 1954. Baktierii w produktiwnosti kamienistoj litorali oziera Bajkał. Tr. probl. i tiemat. sowieszcz. AN SSRR Wyp. II. Probl. Hidrob. wnutr. wod, s. 172—201.
31. Rodina A. G., 1958. Mikroorganizmy i powyszenije ryboproduktiwnosti prudow. *Izd. AN SSRR*, s. 169.
32. Sorokin J. I. 1958. Rol chemosinteza w produkcji organiczeskowo wieszczestwa w wodochraniliszczach. III. Produktiwnost chemosinteza w letnij pieriod. *Mikrobiologia*, 27 (3): 357—365.
33. Sorokin J. I., 1954. Kombinirowannaja okraska słabo krasjaszczychsia baktierii. Tr. Bioł. St. Borok im N.D. Morozowa. AN SSRR, 2.
34. Sorokin J. I., 1955. O baktierialnom chemosintezie w ilowych ołoženijach. *Mikrobiologija*, 24. (4): 393—399.
35. Sorokin J. I., 1957. Rol chemosinteza w produkcji organiczeskowo wieszczestwa w wodojemach. Podlednyj chemosintez w wodie. *Mikrobiologija*, 22, (6): 736—744.
36. Stangenberga M., 1951. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczania rzeki Wieprz. *Wiad. Służby Hydrol. i Meteor.*, 2.
37. Stangenberga M., 1958. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczania wód rzeki Niemna. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 4.
38. Stephenson M., 1949. *Bacterial metabolism*. Wyd. 3. London.
39. Sverdrup H. U., Johnson M. W., Fleming R. H., 1942. *The Oceans. Their Physics, Chemistry and General Biology*. New York, Prentice-Hall.
40. Taylor C. B., 1940. Bacteriology of fresh water. I. Distribution of bacteria in English lakes. *Jour. Hyg.*, 40: 616—640.
41. Taylor C. B., 1942. Bacteriology of fresh water. III. The types of bacteria present in lakes and streams and their relationship to the bacterial flora of soil. *Jour. Hyg.*, 42: 284—306.
42. Waksman S. A., Stokes J. L. and Butler Margaret R., 1937. Relation of bacteria to diatoms in sea water. *Jour. Mar. Biol. Assoc.*, 22: 359—373.
43. Waksman S. A., Hotchkiss Margaret, 1937. Viability of bacteria in sea water. *Jour. Bact.*, 33: 389—400.
44. Waksman S. A., Carey Cornelia L., Keuszer H. W., 1933. Marine bacteria and their rôle in the cycle of life in the sea. I. Decomposition of marine plant and animal residues by bacteria. *Biol. Bull.*, 65: 57—72.
45. Winberg G. G., Kaller 1960. Sprawitielnyje issledowanija pierwicznejj produkcji radioaktiwnym radiouglerodnym i kislorodnymi metodami. *Dokł. AN SSRR*, 130 (2): 446—449.
46. Winberg G. G., 1960. Pierwicznaja produkcja wodojemow. *Izd. ANB SSR*. Minsk.
47. Winogradski S., 1953. *Mikrobiologia gleby*. PWRiL. Warszawa.
48. Wysocka-Bujalska H., 1958. Wstępne obserwacje peryfitonu drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej. *Doniesienia. Ref. IV. Zjazd Hydrobiologów Polskich*.
49. Zo Bell C. E. and Anderson D. R., 1936. Observation on the multiplication of bacteria in different volumes of stored sea water and the influence of oxygen tension and solid surfaces. *Biol. Bull.*, 71: 324—342.

50. Zo Bell C. E., 1946. Marine microbiology a monograph on hydrobacteriology. Waitham, Mass. USA.
51. Zo Bell C. E. and Landon A., 1937. Bacterial nutrition of the California mussel. Proc. Soc. Exper. Biol. Med., 36: 600—607.
52. Zadin W. I., 1950. Biologiczeskaja produktiwnost wodoemow. Żyzń presnych wod. SSSR. T. III. Izd. AN SSSR.
53. Żukowa A., 1954. Znaczenije mikroorganizmow w pitanii kormowych bez-pozwonocnych Azowskiego moria. Inform. sbornik wsiesojuznowo, naucz. isled. inst. morsk. rybn. choz. i okieanogr., 1: 19—24.
54. Żukowa A., 1957. Znaczenije mikroorganizmow dla kormowej bazy ryb. Wopr., Icht. 9: 152—168.

Е. Фишер

Проба микробиологической характеристики одного из мелких водоемов окрестностей Варшавы в зимнее время

Резюме

Микробиологические исследования воды и ила мелкого водоема окрестностей Варшавы дали возможность констатировать следующее:

1. Бактерийная флора, заселяющая воду исследуемого водоема, переживает во время зимнего застоя период медленных жизненных процессов. Несмотря на большую концентрацию бактерий (табл. II, графа „начало опыта“), суточное усваивание углерода C^{14} в процессе химосинтеза незначительно (рис. 4). Темп размножения бактерий тоже небольшой. В раннем весеннем периоде общее количество бактерий уменьшается при одновременном увеличении скорости деления бактериальных клеток и интенсивности усваивания углерода в процессе химосинтеза.

2. В зимнее время количество бактерий нитрифицирующих, денитрифицирующих, восстанавливающих сульфаты, сульфиты и гипосульфиты является приблизительно в 1000 раз меньше в воде чем количество гетеротрофных бактерий, выращиваемых на желатине и, в отличие от последних, подвергается частым колебаниям (сравнение рис. 8 с рис. 9, 10 и 11).

3. В иле во время существования ледяного покрова на водоеме группы нитрифицирующих, денитрифицирующих, восстанавливающих сульфаты, сульфиты и гипосульфиты бактерий, а также гетеротрофных бактерий, выращиваемых на желатине, выступают в большом количестве. С началом таяния ледяного покрова концентрация в иле принадлежащих к выше перечисленным группам бактерий уменьшается.

Список рисунков

- Рис. 1. Состав аппаратуры для побирания воды
 Рис. 2. Мембранный фильтр для культуры на жидких минеральных питательных средах
 Рис. 3. Культура денитрифицирующих бактерий, полученная на минеральной питательной среде (натуральной величины, крашенная эритрозином)
 Рис. 4. Суточная ассимиляция углерода (C^{14}) в процессе хемосинтеза в литре воды ($мг\ C/л$) и масса бактерий продуцированных при этом процессе ($мг$)
 Рис. 5. Суточная ассимиляция углерода (C^{14}) в процессе химо и фотосинтеза в воде ($мг\ C/л$)
 Рис. 6. Время необходимое для 2-кратного увеличения количества бактерий в воде
 Рис. 7. Количество бактерий, употребляемых зоопланктоном в течение часа в одном миллилитре воды
 Рис. 8. Количество бактерий, выращиваемых на желатине из придонного ила и из воды
 Рис. 9. Количество денитрифицирующих бактерий, выращиваемых из придонного ила и из воды
 Рис. 10. Количество нитрифицирующих бактерий, выращиваемых из придонного ила и из воды
 Рис. 11. Количество бактерий, выращиваемых из придонного ила и воды редуцирующих сульфаты, сульфиты и гипосульфиты
 Рис. 12. Убыль бактерий во время фильтрации через мембранный фильтр (% общего количества бактерий)

E. Fischer

**Attempt of the microbiological characteristic of a small pond
 in Warsaw environs in winter season**

Summary

Microbiological studies of water and mud of a small pond in Warsaw environs executed in summer season led to the following statements:

1. In the pond studied, the season of winter stagnation is a period of slow vital changes of the bacterial flora. In spite of a considerable density of bacteria (tab. II, column „beginning of the experiment”), the 24 hours assimilation of carbon C^{14} in the chemosynthesis process is insignificant (fig. IV), and the multiplication rate of bacteria is low (tab. II). In early spring, the general number of bacteria falls, but the rate of the bacterial cell divisions increases as well as the intensity of the carbon assimilation in chemosynthesis.

2. The number of the nitrifying and denitrifying bacteria as well as of those reducing sulphates, sulphites and thiosulphates is approximately 1000-fold lower than the number of the heterotrophic bacteria cultivated on gelatine, and in contrast to the latter, undergoes frequent fluctuations (compare fig. 8 with 9, 10, 11).

3. In mud, as long as the ice covering the pond persists, groups of nitrifying, denitrifying and sulphates, sulphides and thiosulphates reducing bacteria, as well as the heterotrophic bacteria cultivated on gelatine, occur in considerable number. The density of bacteria belonging to the groups mentioned above, diminishes in mud when thawing of the ice in the pond sets in (fig. 8—11).

List of figures

- Fig. 1. Device used for sampling water
- Fig. 2. Membrane filter prepared for the cultures on liquid mineral nutrients
- Fig. 3. Culture of denitrifying bacteria obtained on mineral nutrient (natural size, eosin stain)
- Fig. 4. 24 hours assimilation of carbon (C^{14}) in the process of chemosynthesis in 1 L of water (C mg/l) and the mass of bacteria produced in this process (mg)
- Fig. 5. 24 hours assimilation of carbon (C^{14}) in the process of chemosynthesis and photosynthesis in water (C mg/l)
- Fig. 6. Time required for doubling the number of bacteria in water
- Fig. 7. Number of bacteria consumed by the zooplankton from 1 ml of water in 24 hours
- Fig. 8. Number of bacteria from the bottom mud and from water, grown on gelatine
- Fig. 9. Number of denitrifying bacteria grown from bottom mud and from water
- Fig. 10. Number of nitrifying bacteria grown from bottom mud and from water
- Fig. 11. Number of bacteria reducing sulphates, sulphites and thiosulphates grown from bottom mud and from water
- Fig. 12. Loss of bacteria in the course of filtration through the membrane filters (% of the general number of bacteria).

B. Czeczuga

Intensywność rozmnażania się i produkcja bakterii Jezior Rajgrodzkich w okresie letnim

Zakład Biologii Akademii Medycznej w Białymstoku¹

Otrzymano 20 września 1960

Wstęp

Badając produktywność Jezior Rajgrodzkich nie można pominąć udziału bakterii. Bakterie występują nie tylko jako reducenty substancji organicznej, lecz są pokarmem innych organizmów. Toteż badanie dynamiki bakterii w poszczególnych zbiornikach wody ma duże znaczenie.

Żeby obliczyć produkcję bakterii, należy poznać intensywność rozmnażania się ich, tj. taki odcinek czasu, w którym ilość komórek bakterii w określonej objętości wody zwiększa się dwukrotnie. W czasie gdy ilość bakterii zwiększa się w wyniku rozmnażania, część ich zjadana jest przez występujący tam zooplankton. Toteż obliczając produkcję bakterii należy zbadać ilość bakterii wyjadanych przez zooplankton w określonym czasie.

Mało jest prac omawiających tempo rozmnażania się bakterii w poszczególnych zbiornikach wodnych. Do takich zaliczyć należy prace Krissa i Rukinowej 1954, Ijerusalimskiego 1954, Krissa i Markianowicza 1934 oraz Razumowa 1948, Iwanowa 1954, 1955, Nowożyłowej 1957 i Bielackiej 1958. Metoda Krissa i wsp. 1954, 1955 polega na obliczaniu ilości bakterii osiadłych na płytkach szklanych zanurzonych w wodzie zbiornika na określony czas. Brakiem tej metody jest jednak to, że nie pozwala ona uchwycić ilości bakterii wyjadanych przez zooplankton, według zaś Winberga i Jarowicynej (1954) zaledwie około 13% bakterii znajdujących się w wodzie osiada na płytkach szklanych. Metoda opra-

¹ Praca była subwencionowana przez Komitet Hydrobiologiczny PAN.

cowana przez R a z u m o w a (1948) i I w a n o w a (1955) (izolacja wody w buteleczkach) bardziej dokładnie pozwala ująć tempo rozmnażania się bakterii w zbiorniku wodnym, pomimo że i ona może wywołać zastrzeżenia ze względu na izolację wody w buteleczkach.

Materiał i metodyka

Badania wstępne przeprowadziłem w okresie letnim (sierpień) na Jez. Rajgrodzkich, różniących się między sobą pod względem troficznym (C z c z u g a 1959, 1960).

Jez. Białe zbliżone do typu jezior oligotroficznych, Rajgrodzkie i Dręstwo należą do mezotroficznych, Jez. Krzywe — eutroficzne, Jez. Ślepe należy do typu dystroficznego. Jez. Dręstwo jest nieco bogatsze pod względem troficzności od Jez. Rajgrodzkiego. Dla stwierdzenia intensywności rozmnażania się bakterii zastosowałem metodę opracowaną przez R a z u m o w a (1948) i I w a n o w a (1955). Próbkę wody pobrana przy pomocy batometru Ruttnera z głębokości 1 m była sączona przez westerylizowany sączonek membranowy No 0 w celu oddzielenia zooplanktonu. Przesączoną wodą napełniałem wysterylizowane buteleczki z przytartym korkiem o objętości 260 ml. Specjalną uwagę zwróciłem na jednakową pojemność używanych buteleczek, by zapobiec zjawiskom obserwowanym przez Z o B e l l i A n d e r s o n a (1936), według których w mniejszych buteleczkach bakterie rozmnażają się intensywniej. Buteleczki opuszczano na tę samą głębokość jeziora, z jakiej była pobierana próbka wody. Na początku doświadczenia i w końcu oznaczałem ilość bakterii w buteleczkach metodą bezpośrednich przeliczeń na sączkach membranowych No 3² (R a z u m o w 1932). Bakterie na sączkach membranowych barwiłem 5% roztworem erytrozyny w 5% roztworze fenolu. Obliczenia przeprowadziłem pod imersją przy 900-krotnym powiększeniu. Doświadczenia trwały od 8 do 19,5 godz. Intensywność rozmnażania się bakterii obliczałem według wzoru R a z u m o w a (1948):

$$g = \frac{t \lg 2}{\lg B - \lg b},$$

w którym

g — oznacza czas podwojenia się liczby bakterii w godz,

t — czas trwania doświadczenia w godz,

B — ilość bakterii (w 1 ml wody w tys.) w końcu doświadczenia,

b — ilość bakterii na początku doświadczenia.

² Uprzejmie dziękuję Panu Profesorowi Dr G. G. Winbergowi i Jego pracownikom za łaskawe odstąpienie sączków membranowych.

W obliczaniu bakterii na sączkach, zakładałem, że wszystkie zabarwione bakterie są żywe.

Równocześnie obliczałem produkcję bakterii w ciągu doby. W czasie obliczeń intensywności rozmnażania się bakterii w ustawionych butelkach z sączoną wodą do butelek o równej objętości nalewałem wodę nie sączoną z jeziora i ustawiałem na głębokości jeziora, z której była brana woda. Pozwoliło to obliczyć ilość bakterii spożywanych przez zooplankton.

Produkcję bakterii w ciągu doby obliczałem według wzoru Iwanaowa (1955):

$$P = \left(\frac{b}{g} + \frac{b - B}{t} \right) \cdot 24,$$

w którym

P — oznacza produkcję bakterii w ciągu doby,

b — ilość bakterii na początku doświadczenia,

B — ilość bakterii w końcu doświadczenia w wodzie nie sączonej,

g — czas podwojenia ilości bakterii w godz.,

t — czas trwania doświadczenia w godz.

W tymże miejscu pobierałem próbki wody do oznaczania ilości chlorofilu metodą Winberga i Siwko (1953), co pozwoliło sądzić o dynamice fitoplanktonu.

Wyniki badań

Jezioro Białe

Intensywność rozmnażania się bakterii w tym jeziorze badałem 26.VIII. Woda w jeziorze była spokojna, przezroczystość (krążek Secchi) sięgała 5 m. Buteleczyki były ustawione na środku jeziora. Z tab. I wynika, że w ciągu 15,5-godzinnej ekspozycji i przy temperaturze wody 23°C, czas podwojenia się ilości bakterii w górnej warstwie epilimnionu wahał się w granicach od 81,4 do 121,5 godzin (przeciętnie 97,6 godz). Produkcja bakterii w ciągu doby waha się od 120 tys. do 410,4 tys. w 1 ml wody (przeciętnie 237,0 tys. w 1 ml wody). Stosunek produkcji do biomasy (tzw. dobowy współczynnik P/B) przeciętnie wynosi 0,25, czyli w ciągu doby powstaje jedna czwarta początkowej ilości bakterii.

Jezioro Rajgrodzkie

W celu stwierdzenia intensywności rozmnażania się bakterii w Jez. Rajgrodzkim ustawiłem doświadczenia na środku jeziora (27.VIII przy silnym wietrze). Temperatura wody wynosiła 22°C, przezroczystość

jeziora — 3 m, przeciętna zawartość chlorofilu 0,023 mg/l. Czas trwania doświadczenia 19,5 godz.

Jak wynika z tab. II, czas podwojenia się bakterii wahał się od 45 do 62 godzin (przeciętnie 50,9 godz). Produkcja bakterii wahała się w granicach od 401 tys. do 1326,8 tys. w 1 ml w ciągu doby (przeciętnie 789,1 tys. w 1 ml wody).

Współczynnik dobowy P/B wynosi przeciętnie 0,58.

Tabela I

Intensywność rozmnażania i produkcja bakterii 28.VIII.1959 w Jeziorze Białym
Intensity of multiplication and production of bacteria at 28.VIII.1959 in Białe Lake

| Temperatura wody w °C Temperature of water in °C | Czas trwania doświadczenia w godz. Duration of experiment in hrs | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) The quantity of bacteria ml of water (in thousands) | | | Czas podwojenia się liczby bakterii w godz. Time of doubling of bacteria number in hrs | Dobowa produkcja /ilość komórek w 1 ml wody w tys. Diurnal production the number of cells in ml water (in thousands) | Dobowy współczynnik Diurnal coefficient P/B |
|---|---|--|--|--|---|---|--|
| | | początek doświadczenia at the beginning of the experiment | koniec doświadczenia at the end of the experiment | | | | |
| | | | woda sączona przez sącze nr 0 water filtered through filter No. 0 | woda nie sączona non-filtered water | | | |
| 23,0 | 15,5 | 1000,8 | 1142,0 | 926,3 | 81,4 | 410,2 | 0,41 |
| 22,5 | 15,5 | 836,0 | 942,0 | 863,5 | 90,0 | 180,4 | 0,21 |
| 23,0 | 15,5 | 887,0 | 969,5 | 922,4 | 121,5 | 120,0 | 0,14 |
| | | | | | 97,6 | 236,8 | 0,25 |

Tabela II

Intensywność rozmnażania i produkcja bakterii 27.VIII.1959 w Jeziorze Rajgrodzkim
Intensity of multiplication and production of bacteria at 27.VIII.1959 in Rajgrodzkie Lake

| Temperatura wody w °C Temperature of water in °C | Czas trwania doświadczenia w godz. Duration of experiment in hrs | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) The quantity of bacteria ml of water (in thousands) | | | Czas podwojenia się liczby bakterii w godz. Time of doubling of bacteria number in hrs | Dobowa produkcja (ilość komórek w 1 ml wody w tys.) Diurnal production the number of cells in ml (in water) (in thousands) | Dobowy współczynnik Diurnal coefficient P/B |
|---|---|--|--|--|---|---|--|
| | | początek doświadczenia at the beginning of the experiment | koniec doświadczenia at the end of the experiment | | | | |
| | | | woda sączona przez sącze nr 0 water filtered through filter No. 0 | woda nie sączona non-filtered water | | | |
| 22,0 | 19,5 | 1220,6 | 1640,6 | 1220,7 | 45,7 | 640,6 | 0,52 |
| 21,8 | 19,5 | 1338,4 | 1665,0 | 1433,8 | 62,0 | 401,0 | 0,30 |
| 22,0 | 19,5 | 1436,5 | 1942,8 | 981,3 | 45,0 | 1326,8 | 0,92 |
| | | | | | 50,9 | 789,1 | 0,58 |

Jezioro Dręstwo

Buteleczki ustawiono 26.VIII (w tym dniu była fala) oraz 27.VIII.1959 (fala większa). W pierwszym dniu doświadczenia temperatura wody wynosiła 24°C. Ilość chlorofilu nie przekraczała 0,009 mg/l wody. Czas podwojenia się bakterii w jeziorze podano w tab. III.

Tabela III

Intensywność rozmnażania i produkcja bakterii w Jeziorze Dręstwo
Intensity of multiplication and production of bacteria in Dręstwo Lake

| Data Date | Temperatura wody w °C Temperature of water in °C | Czas trwania doświadczenia w godz Duration of experiment in hrs | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) The quantity of bacteria ml of water (in thousands) | | | Czas pod- wojenia się bak- terii w godz Time of doubling of bacte- ria num- ber in hrs | Dobowa produ- kcja (ilość komórek w 1 ml wody w tys.) Diurnal pro- duction the number of cells in ml water (in thousands) | Dobowy współ- czynnik P/B Diurnal coef- ficient P/B |
|-----------------|---|---|--|---|---|---|--|---|
| | | | początek doświadczenia at the be- ginning of experiment | koniec doświadczenia at the end of the experiment | | | | |
| | | | | woda są- czona przez sączek nr 0 water filtered through filter No. 0 | woda nie sączona non-fil- tered water | | | |
| 26.VIII 1959 | 24 | 10 | 577,7 | 1197,0 | 1087,0 | 9,2 | 238,5 | 0,41 |
| | 24 | 10 | 573,0 | 1645,0 | 864,0 | 6,6 | 1385,0 | 2,42 |
| | 24 | 10 | 687,0 | 1837,0 | 824,0 | 7,0 | 2026,5 | 2,95 |
| 27.VIII 1959 | 22 | 12 | 1177,0 | 2583,0 | 1154,0 | 10,6 | 2710,5 | 2,30 |
| | 22 | 12 | 1010,0 | 3042,0 | 1064,0 | 7,5 | 3124,0 | 3,10 |
| | 22 | 12 | 1123,0 | 2834,0 | 1197,0 | 9,0 | 2846,8 | 2,53 |
| | | | | | | 8,3 | 2055,2 | 2,28 |

26.VIII czas podwojenia bakterii wahał się od 6,6 do 9,5 godz, natomiast w 27.VIII intensywność rozmnażania się bakterii zmniejszyła się i wynosiła 7,5—10,6 godz. Przeciętny wskaźnik wynosi 8,3 godz. Dobowa produkcja bakterii wahała się od 238,5 tys. w 1 ml do 3134 tys. Dobowy współczynnik P/B wahał się w granicach 0,41—3,10, przeciętnie — 2,28 (tab. III).

Jezioro Krzywe

Jezioro eutroficzne, zawierające znaczne ilości fitoplanktonu (zwłaszcza sinic). Ilość chlorofilu w tym okresie wahała się od 0,150 do 0,192 mg/l. Czas podwojenia się bakterii (tab. IV) przy temperaturze wody 23°C i 15,5-godzinnej ekspozycji wahał się w granicach 25,0—40,8 godz (przeciętnie 34,6 godz).

Tabela IV

Intensywność rozmnażania i produkcja bakterii 28.VIII.1959 w Jeziorze Krzywym
Intensity of multiplication and production of bacteria at 28.VIII.1959 in Krzywe Lake

| Temperatura wody w °C Temperature of water in °C | Czas trwania doświadczenia w godz. Duration of experiment in hrs | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) The quantity of bacteria ml of water (in thousands) | | | Czas podwojenia się bakterii w godz. Time of doubling of bacteria number in hrs | Dobowa produkcja / ilość komórek w 1 ml wody w tys. Diurnal production the number of cells in ml water (in thousands). | Dobowy współczynnik P/B Diurnal coefficient P/B |
|---|---|--|---|--|--|---|--|
| | | początek doświadczenia at the beginning of the experiment | koniec doświadczenia at the end of the experiment | | | | |
| | | | woda sączona przez sączek nr 0 water filtered through filter No. 0 | woda nie sączona non-filtered water | | | |
| 23,0 | 15,5 | 2190,2 | 3372,0 | 2249,0 | 25,0 | 2011 | 0,91 |
| 22,0 | 15,5 | 2209,8 | 2934,0 | 1891,5 | 39,0 | 1852 | 0,82 |
| 23,0 | 15,5 | 2159,0 | 2808,0 | 2088,0 | 40,8 | 1380 | 0,64 |
| | | | | | 34,9 | 1748 | 0,79 |

Dobowa produkcja zmienia się od 1380 do 2011 tys. ml wody w ciągu doby, przeciętnie 1748 tys., przeciętny dobowy współczynnik P/B wynosi 0,79.

Jezioro Ślepe

Jest to typowe dystroficzne jezioro, którego niecka z roku na rok się zmniejsza. Woda w jeziorze zawiera znaczne ilości związków humusowych. Doświadczenia ustawiono 26.VIII na środku jeziora. Temperatura wody w tym dniu wynosiła 24°C. W czasie 8-godzinnej ekspozycji buteleczek czas podwojenia się bakterii wahał się od 3,5 godz do 7,3. Przeciętnie wynosi 5,9 godz (tab. V).

Tabela V

Intensywność rozmnażania się bakterii 28.VIII.1959 w Jeziorze Ślepym
Intensity of bacteria multiplication at 28.VIII.1959 in Slep Lake

| Temperatura wody w °C Temperature of water | Czas trwania doświadczenia w godz. Duration of the experiment in hrs | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) | | Czas podwojenia się bakterii w godz. Time of doubling of bacteria number in hrs |
|---|---|---|---|--|
| | | początek doświadczenia at the beginning of the experiment | koniec doświadczenia At the end of the experiment | |
| 23,0 | 8 | 172,7 | 816,0 | 3,5 |
| 22,5 | 8 | 375,0 | 832,0 | 6,9 |
| 23,0 | 8 | 482,8 | 1030,4 | 7,3 |
| | | | | 5,9 |

Omówienie wyników badań

Jak wynika z otrzymanych danych, intensywność rozmnażania się bakterii w badanych jeziorach jest różna. W Jez. Białym, zbliżonym do jezior oligotroficznym, czas podwojenia się bakterii wynosi przeciętnie 97,6 godz. Warto wspomnieć, że w ultraoligotroficznym jez. Bajkał (I w a n o w 1955) czas podwojenia się bakterii wynosi 218 godz.

Natomiast w Jez. Rajgrodzkim, bogatszym troficznie od Jez. Białego, wskaźnik ten wynosi 50,9 godz, a w jez. Dręstwo — bogatszym od poprzednich ilość bakterii zwiększa się w ciągu doby trzykrotnie. Co prawda w okresie badań w jez. Dręstwo stwierdzono tylko 0,009 mg/l chlorofilu. Należy to tłumaczyć tym, że był to okres obumierania glonów występujących przedtem w dużej ilości, co stworzyło dogodne warunki rozmnażaniu się bakterii. W sierpniu lat poprzednich (C z e c z u g a 1958) ilość chlorofilu sięgała 0,039 mg/l.

Zupełnie odmiennie przebiegają procesy te w eutroficznym Jez. Krzywym. Mimo dużej troficzności jeziora (ilość chlorofilu w tym okresie sięgała 0,180 mg/l) intensywność rozmnażania się bakterii jest mniejsza niżeli w mezotroficznym jez. Dręstwo. Być może, ma to związek z tym, że w Jez. Krzywym główną komponentą fitoplanktonu są sinice, wpływające według niektórych autorów (R a z u m o w 1948, G u s i e w a 1951, N o w o ż y ł o w a 1957, M a n u j ł o w a 1959) hamująco na intensywność rozmnażania się bakterii.

Najintensywniej rozmnażają się bakterie w dystroficznym Jez. Ślepym, w którym czas podwojenia się bakterii wynosi 5,9 godz. Z otrzymanych danych wynika, że intensywność rozmnażania się bakterii jest jak gdyby uzależniona od troficzności jeziora. Wyjątek stanowią jeziora: Krzywe i Ślepe. W Jez. Ślepym pomimo ubóstwa fitoplanktonu rozmnażanie bakterii występuje najintensywniej. Powyższe tłumaczyć można tym, że Jez. Ślepe jako typ jeziora dystroficznego zawiera dużo substancji organicznej, która stwarza warunki dla intensywnej odnowy bakterii. Być może, również bogactwo związków humusowych w tym jeziorze sprzyja rozmnażaniu się bakterii. Obserwacje Krissa i Markianowicza (1959) wskazują na to, że związki humusowe zbiorników wodnych mogą służyć jako pożywienie dla bakterii. I w a n o w (1955) i N o w o ż y ł o w a (1957) uważają, że intensywność rozmnażania się bakterii uzależniona jest od ilości rozpuszczonej w zbiorniku wodnym substancji organicznej, natomiast temperatura nie jest decydującym czynnikiem. Tą ostatnią opinię podzielają Kriss i Markianowicz (1954).

Pomiędzy ilością komórek bakterii w wodzie w tym okresie a ilością fitoplanktonu istnieje zależność, co można stwierdzić na przykładzie

Jez. Rajgrodzkich (tab. VI). W miarę zwiększania się ilości chlorofilu ilość bakterii również się zwiększa (nie biorę pod uwagę bakterii pobieranych przez zooplankton). W Jez. Ślepy, którego woda zawiera najmniej chlorofilu (0,006 mg/l), ilość bakterii w 1 ml wody jest również najmniejsza w porównaniu z innymi jeziorami (350,1 tys./ml wody), natomiast w Jez. Krzywym, zawierającym największą ilość chlorofilu (0,180 mg/l), ilość bakterii w chwili pobierania próbek była największa (2189,7 tys./ml wody). (Ilość bakterii dla Jez. Dręstwo wziąłem 26.VIII, kiedy jezioro stosunkowo było spokojne. Natomiast 27.VII (silny wiatr) ilość bakterii zwiększyła się dwukrotnie, co jest prawdopodobne w związku ze zmętnieniem wody).

Tabela VI

Ilość bakterii oraz chlorofilu w powierzchniowej warstwie wody
Jezior Rajgrodzkich (sierpień)

The number of bacteria and chlorophyll content in the surface layer
of Rajgrodzkie Lakes (August)

| Nazwa jeziora Name of the lake | Ilość bakterii w 1 ml wody (w tys.) Number of bacteria ml of water (in thousands) | Ilość chlorofilu (w mg/l) Chlorophyll content (in mg/l) |
|-----------------------------------|--|--|
| Ślepe | 350,1 | 0,006 |
| Dręstwo | 612,6 | 0,009 |
| Białe | 907,9 | 0,010 |
| Rajgrodzkie | 1331,8 | 0,034 |
| Krzywe | 2189,7 | 0,180 |

Streszczenie

Autor badał intensywność rozmnażania się bakterii w Jez. Rajgrodzkich należących do różnych typów troficznych. Jednocześnie obliczał produkcję bakterii w górnej warstwie wymienionych jezior. Do badań zastosował autor metodę Razumowa (1948) i Iwanowa (1955). Ilość bakterii obliczano według metody Razumowa (1932) stosując sączki membranowe No 3. Z tegoż miejsca pobierano próbki wody do oznaczania ilości chlorofilu, co pozwoliło sądzić o dynamice fitoplanktonu.

1. Jez. Białe zbliżone jest do typu jezior oligotroficznych — intensywność rozmnażania się bakterii jest bardzo mała. Okres czasu, w którym ilość bakterii podwaja się, wynosi 97,6 godz (tab. I). Przyrost bakterii w ciągu doby wynosi 25%.

2. Jez. Rajgrodzkie mezotroficzne — czas podwajania się bakterii na powierzchni jeziora 27.VIII.1959 wynosił 50,9 godz (tab. II), w ciągu doby przyrasta 58% stanu początkowego.

3. Jez. Dręstwo — mezotroficzne, nieco bogatsze pod względem troficzności w porównaniu z Jez. Rajgrodzkim. Czas podwojenia się bakterii na powierzchni jeziora 26—27.VIII wynosił 8,3 godz, natomiast w ciągu doby produkcja bakterii równała się 228% stanu bakterii (tab. III).

4. Jez. Krzywe — eutroficzne, bogate w fitoplankton, szczególnie gatunki sinic. 28.VIII w powierzchniowych warstwach wody czas podwojenia się bakterii wynosił 34,6 godz (tab. IV), dobowy przyrost bakterii wyniósł zaledwie 79%. Taka mała intensywność rozmnażania się bakterii w bogatym pod względem troficzności Jez. Krzywym jest, być może, wywołana obecnością dużej ilości sinic, hamujących rozmnażanie bakterii.

5. Jez. Ślepe — dystroficzne, woda zawiera duże ilości związków humusowych. Intensywność rozmnażania się bakterii jest największa, czas podwojenia się bakterii wynosił w 25.VIII 5,9 godz (tab. V).

6. Czas podwojenia się bakterii nie wiąże się ściśle z ilością fitoplanktonu w danych jeziorach. Natomiast istnieje zależność pomiędzy ilością fitoplanktonu a ilością bakterii w wodzie. Małej ilości fitoplanktonu odpowiada mała ilość bakterii i na odwrót, dużej ilości fitoplanktonu odpowiada duża ilość bakterii (tab. VI).

PISMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bielackaja J. S., 1958. Wremia gienieracji i utilizacja energii wodnymi bakteriami. Naucz. Dokl. Wyższej Szkoły Biolog. Nauki, 2: 147—151.
2. Czeczuga B., 1958. Badania ilości chlorofilu w fitoplanktonie Jezior Rajgrodzkich. Acta Soc. Bot. Pol., 27 (4): 541—561.
3. Czeczuga B. 1959. Produkcja pierwotna jezior Rajgrodzkich I. Jezioro Białe, Rajgrodzkie i Krzywe. Acta Soc. Bot. Pol., 28 (3): 555—578.
4. Czeczuga B. 1960. Produkcja pierwotna Jezior Rajgrodzkich II. Jezioro Dręstwo o Ślepe. Acta Hydrobiologia, 2 (2): 143—152.
5. Gusiewa K. A., 1951. Wzaimootnoszenija fitoplanktona i saprofitnych bakterii w wodojomie Tr. probl. i temat. sowiesz. ZIN, wyp. I. Probl gidrob. wnutr. wod.: 34—38.
6. Ijerusalimskij N. D., 1954. Wyčislenije skorosti rosta wodnych mikroorganizmow na stiołkach obrastanija. Mikrobiologija, 23 (5): 561—570.
7. Iwanow W., 1954. Opredielenije wremieni gienieracji wodnych bakterii w rybchozie delty reki Wołgi. Tr. Inst. Mikrobiologii ON SSSR, 3: 213—220.
8. Iwanow M. W., 1955. Mietet opredielienija produkcji baktieralnoj massy w wodojomie. Mikrobiologija, 24 (1): 79—89.
9. Kriss A. i Rukina E., 1954. Biomassa mikroorganizmow i skorost ich rozmnoženija w okieaniczeskich głubinach. Żur. Obszcz. Bioł., 13 (5): 346—362.
10. Kriss i Markianowicz E., 1954. Nabludienija za skorostiu razmnoženija mikrorganizmow w morskich wodoiomach Mikrobiologija, 23 (5): 551—560.

11. Kriss A. i Markianowicz A., 1959. Ob ispolzowanii wodnogo gumusa w morie mikroorganizmami. *Mikrobiologija*, 28 (3): 399—406.
12. Manujłowa E. F., 1959. Wlijanije sinie — zielonych wodoroslej na razwitiye zooplanktona. *Biul. MOIP. Ser. biolog.*, 64 (1): 155—156.
13. Nowożyłowa M. I., 1957. Wremija gienieracji bakterij, produkcja baktieralnoj biomassy we wodie Rybińskiego wodochraniliszcza. *Mikrobiologija*, 26 (2): 202—209.
14. Razumow A. S., 1932. Priamoj mietod uctiota bakterij w wodie. Srawnienije jego s mietodom Kocha. *Mikrobiologija*, 1 (2): 131—146.
15. Razumow A. S., 1948. Wzaimootnoszenija mieжду saprofitnymi baktieriami i planktonom w wodojomach. *Wopr. Sanit. Baktieriol.*: 30—43.
16. Winberg G. G. i Siwko N., 1953. Opriedielenije sodierzaniya chlorofilla w planktonie — *Izw. Akad. Nauk. BSSR*, 3: 61—74.
17. Winberg G. G. i Jarowicyna L. I., 1945. Razmnoženije bakterij i pogłoszczenije kisloroda w wodie. *Mikrobiologija*, 15 (6): 499—508.
18. Zo Bell C. E. and Anderson D. Q. 1936. Observations on the multiplication of bacteria in different volumes of stored sea water and the influence of oxygen tension and solid surfaces. *Biol. Bull.*, 71: 324—342.

Б. Чечуга

Интенсивность размножения и продукция бактерий Райгородских Озер в летний период

Резюме

Изучалась интенсивность размножения бактерий в Райгородских Озерах принадлежащих к различным типам. Одновременно изучалась продукция бактерий в верхнем слое вод этих озер. Использовалась методика применяемая Разумовым (1948) и Ивановым (1955). Количество бактерий определялось по методике Разумова (1932) используя мембранные Фильтры № 3. С этого же места брались пробы воды для определения количества хлорофилла, что позволило судить о динамике фитопланктона.

1. Озеро Бялэ приближается к типу олиготрофных озер. Интенсивность размножения бактерий здесь очень низка, время генерации равнялось 97,6 часа (табл. I). Прирост бактерий в течение суток равнялся 25% исходного уровня.

2. Озеро Райгородское — мезотрофного типа. На поверхности озера время генерации бактерий равнялось 27 августа 1959 года 50,9 часа (табл. II), за сутки прирастало 58% исходного уровня бактерий.

3. Озеро Дрэнство — мезотрофного типа, несколько более обильное чем Райгородское Озеро. Время генерации бактерий на поверхности озера 26—27 августа 1959 года равнялось 8,3 часа так, что за сутки продукция бактерий равна 228% исходного уровня (табл. III).

4. Озеро Кшивэ — эвтрофного типа, богатое фитопланктоном, особенно сине-зелеными водорослями. Время генерации бактерий равнялось 28 августа 1959 года в верхних слоях воды 34,6 часа (табл. IV), суточный прирост бактерий — 79%. Столь низкая интенсивность размножения бактерий в обильном в отношении трофности озере вызвана, возможно, наличием большого количества сине-зеленых водорослей, тормозящих размножение бактерий.

5. Озеро Сьлепэ — дистрофного типа, вода содержит значительные количества гумуса. Интенсивность размножения бактерий здесь самая высокая, время генерации 25 августа равнялось 5,9 часа (табл. V).

6. Время генерации бактерий не связано в рассматриваемых озерах с количеством фитопланктона. Выступает, однако, зависимость между количеством фитопланктона и количеством бактерий в воде. Малому количеству фитопланктона соответствует малое количество бактерий, значительному количеству фитопланктона соответствует большое количество бактерий (табл. VI).

B. Czeczuga

Intensity of multiplication and production of bacteria in Rajgradzkie Lakes in summer

Summary

Intensity of multiplication of bacteria in Rajgradzkie Lakes of different trophic types was studied and the bacteria mass in the upper layer of these lakes was estimated, by the method of Razumow (1948) and Iwanov (1955). Bacteria were counted according to Razumow (1932) using membrane filters No 3. The chlorophyll content was determined simultaneously to estimate the dynamics of phytoplankton.

1. Białe Lake resembles the oligotrophic lakes. The intensity of multiplication is low. Bacteria mass being doubled in 97,6 hrs. (tab. I). The daily increase of bacteria amounts to 25%.

2. Rajgradzkie Lake is a mesotrophic one, the number of bacteria doubled on the 27th of August 1959 in 50.9 hrs. (tab. II); the daily increase being 58%.

3. Dręstwo Lake is mesotrophic, somewhat richer in phytoplankton than Rajgradzkie Lake. Bacterial population at the surface of the lake doubled on the 26/27 of August in 8.3 hrs. the diurnal increase amounting to 228% (tab. III).

4. Krzywe Lake is a eutrophic one, rich in phytoplankton, especially *Cyanophyceae* are abundant. On the 28th of August the doubling time of the bacteria population was 34.6 hrs. (tab. IV). The diurnal increase of bacteria was as small as 79⁰/₀. Such a low intensity of bacteria multiplication in trophically rich Krzywe Lake is probably due to a large quantity of *Cyanophyceae* inhibiting the multiplication of bacteria.

5. Ślepe Lake is dystrophic. The water contains large quantities of humus compounds. The intensity of bacteria multiplication is the greatest. The bacteria population doubled on the 25th of August in 5.9 hrs. (tab. V).

6. The time of doubling of bacteria population is not strictly related to the quantity of phytoplankton in the lakes; there is, however, some positive correlation between the quantities of phytoplankton and bacteria in water (tab. VI).

R. Z. Klekowski

Gas compression in the lungs of desiccating snails *Coretus corneus* L. and *Limnaea stagnalis* (L.)

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute, Warszawa

Received 29 September 1960

During the experiments dealing with the respiration of desiccating snails *Coretus corneus* L. (Klekowski — in print) a phenomenon of cyclic increase of gas pressure in the vessels of Warburg respirometer has been observed.

In this paper, the respiration measurement data in the first days, after removing the snails *Coretus corneus* L. and *Limnaea stagnalis* (L.) from their water medium, are presented. Periodical gas pressure changes are especially taken into consideration¹.

Materials and methods

In this experiment the snails *C. corneus* were used. They were collected from a small pond P₁₂ named „Podleśny”, situated in the Kampinos Forest. Limnological characteristics of small ponds in the Kampinos Forest is described by Chodorowska, Chodorowski (1958) and Paschalski (1959). When collected, the snails were kept in an aquarium, at room temperature. During 2 months before the experiment the water temperature in the aquarium has been constant (20°C).

The snails *Limnaea stagnalis* have been kept also in constant temperature (20°C). They were the direct progeny of the snails, collected from the previously mentioned pond.

¹ The author is indebted to Mrs. A. Lopatowska for her most helpful technical assistance.

The snails fed on specially prepared food², raw carrot and dried lettuce.

The measurements of respiration were done in Warburg respirometer. The capacity of the respirometer vessels was about 65—70 ml. When measuring respiration in the waterless medium, a small vessel with 3 gr of dry, granulated KOH was placed in the respirometer vessel. It was covered with thin, silk bolting cloth (fig. 1). Relative air humidity, initially about 10% near the surface of the layer of KOH, increased during the experiment as the layer of potassium hydroxide became wetted by the water, which evaporated from the animal. But the relative air humidity in the vessel did not exceed 30%. The medium inside the vessel possessed strong desiccating properties. The humidity conditions were similar to those, existing near the ground in a dry climat (Geiger 1959). Temperature during all the measurings was 20°C.

Before an experiment the snails were kept singly for 2—3 days without any food supply in 1 l flasks, which were immersed in the aquarium water of constant temperature (20°). The water in flasks was changed every day. During this period the snails excrete all the excreta from their alimentary tract.

Before putting the snails into the respirometer, the outsides of their shells were dried by wrapping them in the filter paper and so they were kept about 1 hour at the room temperature and in normal, room humidity. Weighing was repeated every 24 hours, when the air in the respirometer vessels was renewed. When the experiment was completed, the shells were weighed as well as the snail bodies, immediately after killing and when dried up at the temperature 80°C.

The manometer deviations were recorded every 5 minutes; near the end of experiment — every 10 minutes. The results are shown as the changes of gas volume in cubic mms in the vessels (temperature 0°C. and 760 mm. Hg).

Lung capacity was defined by measuring the gas volume, contained in the lung. The snails were put in water, under the funnel, which was turned with its narrow bottom part up (fig. 2). This part was covered with a test-tube, filled with water. The test-tube was provided with a scale. When irritating the snail by pricking and pressing its foot by means of a blunt, small rod, the animal retracted its body into the shell. Simultaneously it expelled the gas from its lung. This oper-

² Dried and ground in a ball-mill: lettuce, hen egg yolk, calf liver, water-fleas, snail shells, and mineral CaCO₃; mixed when warm with 15% gelatin solution and with 1% agar-agar solution and some meat extract. The semi-liquid mass was poured on the glass-plate and dried up.

ation does not hurt the snails. *L. stagnalis* (Precht 1939), which expel the whole amount of air from the lungs even when only slightly irritated. On the other hand, *C. corneus* when irritated retracts its foot, but it expels the air from its lung only in the case when drastically

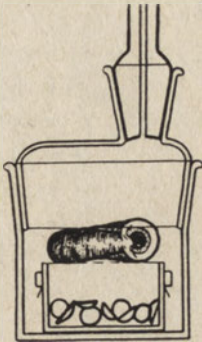


Fig. 1. The vessel of Warburg respirometer with desiccating snail; a small vessel inside contains 3 gr of dry KOH.

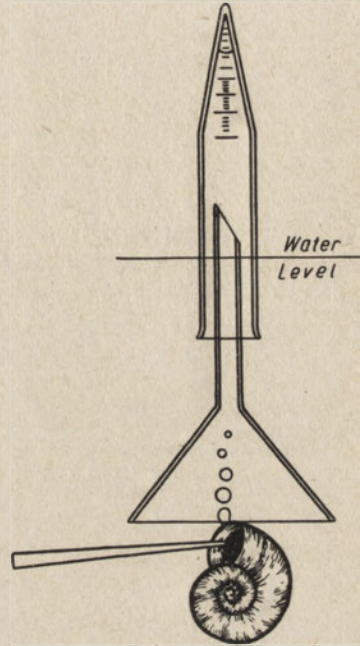


Fig. 2. Device for measuring of the gas volume, contained in the lung.

irritated and then excreting some red body fluids, too. Initial capacity of the lung cavity in normal water conditions was estimated on the basis of measurements of some animals, subject to no further investigations as those snails might be anyway damaged. The final capacity was measured in the examined animals.

As the control experiment, the lung capacity measurements of the snails in the pool have been taken, too.

Results

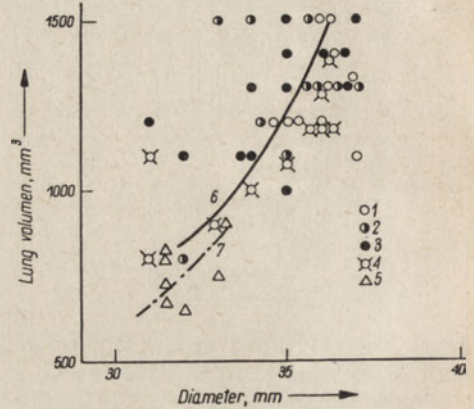
Coretus corneus L.

Lung capacity. 44 measurements in 4 series have been done; 3 series (33 measurements) refer to the snails which were kept in aquarium for some time (3, 6, 15 days). The measurements of the series 4th were carried in the pool (temperature 17°C.). Data are presented in tab. I and in fig. 3. It may be seen that the lung capacity increases according to the size of the snails. All the 3 series of measurements

taken in the aquarium, present complete equality of their mean values. They show the considerable stability of gas volume in the snail lung in water conditions. A slight decrease of a mean value in the case of a pool (the water temperature of the pool was about 3°C. lower) seems to be of no importance at all. In 3 series, the snails abilities to rise to the surface were observed, too. The snails, that rise to the

Fig. 3. Lungs volume of snails *Corretus corneus* L. in relation to animal size; numerical datas — in Tables I & II

Day of measuring in water conditions: 1 — 2, IV; 2 — 5, IV; 3 — 15, IV; 4 — 21, IV (measured directly in the pond). 5 — measured after 30 hours of desiccation. Approximative resultants: 6 — in water; 7 — after 30 hours of desiccation



surface when removed from the substratum (as their specific gravity was less than 1) were treated as over-compensated. Under-compensated were the snails, which after removed from the substratum, sank to the bottom (their specific gravity was greater than 1). Over-compensated snails are those that crawl on the walls of an aquarium near the water surface or on the surface film.

After 30 hours of desiccation, the actual gas volume, contained in the lung, diminishes as compared with the average gas volume in the animals of similar size and in normal water conditions (tab. II, column No 6; fig. 3).

Oxygen uptake. 7 snails were subject to the experiment of desiccation during 2 days. Tab. II, columns No 11, 12 and figs. 4 & 5 present a part of results: the 1st period of 8 hours (fig. 4) and the 2nd period, beginning on the next day i. e. 24 hours later (fig. 5). Average oxygen uptake per hour of particular animal was calculated on the analysis of a total fall of curve (figs. 4, 5) representing changes of gas volume in the respirometer vessels. The decrease is presented in the diagram by means of short straight lines, crossing the rising curves. The decline angle of those straight lines was established basing on approximate estimation of those curves during the whole period of experiment (together with those parts of them which are not presented

Table I

Lungs volume of snails *Coretus corneus* , in normal water conditions

| Day of sampling | Day of measuring | Animal No. | Size (diam.-mm) | Lungs volume (mm ³) | Depth of plunging x) (cm) | Floating ability | |
|--|------------------|------------|-----------------|---------------------------------|---------------------------|------------------|--|
| March 30, 1960 | April 2, 1960 | 1 | 36 | 1500 | | | |
| | | 2 | 35 | 1200 | | | |
| | | 3 | 35 | 1200 | | | |
| | | 4 | 35 | 1200 | | | |
| | | 5 | 36 | 1500 | | | |
| | | 6 | 37 | 1300 | | | |
| | | 7 | 36 | 1300 | | | |
| | | 8 | 36 | 1300 | | | |
| | | 9 | 36 | 1200 | | | |
| | | 10 | 37 | 1100 | | | |
| | Average volume | | | 1290 | | | |
| | April 5, 1960 | 11 | 36 | 1500 | 0 | + | |
| | | 12 | 36 | 1300 | 0 | + | |
| | | 13 | 36 | 1300 | 0 | + | |
| | | 14 | 33 | 1500 | 5 | - | |
| | | 15 | 36 | 1300 | 5 | - | |
| | | 16 | 32 | 800 | 25 | - | |
| | | 17 | 35 | 1200 | 25 | - | |
| | | 18 | 34 | 1500 | 25 | - | |
| | | 19 | 37 | 1200 | 25 | - | |
| | | 20 | 35 | 1100 | 25 | - | |
| | Average volume | | | 1270 | | | |
| | April 15, 1960 | 21 | 34 | 1300 | 0 | + | |
| | | 22 | 36 | 1300 | 0 | + | |
| | | 23 | 36 | 1400 | 0 | + | |
| | | 24 | 36 | 1400 | 0 | + | |
| | | 25 | 35 | 1000 | 0 | + | |
| | | 26 | 37 | 1500 | 25 | - | |
| | | 27 | 34 | 1100 | 25 | + | |
| | | 28 | 35 | 1500 | 25 | + | |
| | | 29 | 35 | 1400 | 25 | - | |
| | | 30 | 34 | 1100 | 25 | - | |
| | | 31 | 32 | 1100 | 25 | - | |
| 32 | | 35 | 1300 | 25 | - | | |
| 33 | | 31 | 1200 | 25 | + | | |
| Average volume | | | 1270 | | | | |
| Measured directly in the pond April 21, 1960 | 34 | 36 | 1300 | 0 | + | | |
| | 35 | 33 | 900 | 3 | - | | |
| | 36 | 31 | 1100 | 3 | - | | |
| | 37 | 40 | 1300 | 3 | - | | |
| | 38 | 34 | 1000 | 5 | + | | |
| | 39 | 36 | 1200 | 15 | - | | |
| | 40 | 35 | 1100 | 15 | - | | |
| | 41 | 36 | 1200 | 15 | - | | |
| | 42 | 36 | 1200 | 15 | - | | |
| | 43 | 31 | 800 | 15 | - | | |
| | 44 | 36 | 1400 | 20 | - | | |
| | Average volume | | | 1140 | | | |

Remaining 11 snails at 25 cm depth: - ;

x) Maximal depth in aquarium: 25 cm.

in the diagrams). Oxygen uptake slightly decreases on the 2nd day of desiccation but it is smaller than in the former experiments (Klekowski — in print).

Gas compression. As may be seen in figs. 4 & 5 the volume (or the pressure) of gas in the respirometer vessels, in which the snails were kept, nearly in all cases (except snail No 5), were subject to dramatic periodical changes. A gradual volume decrease was followed by a volume increase which took place rather rapidly (during 0.5 —

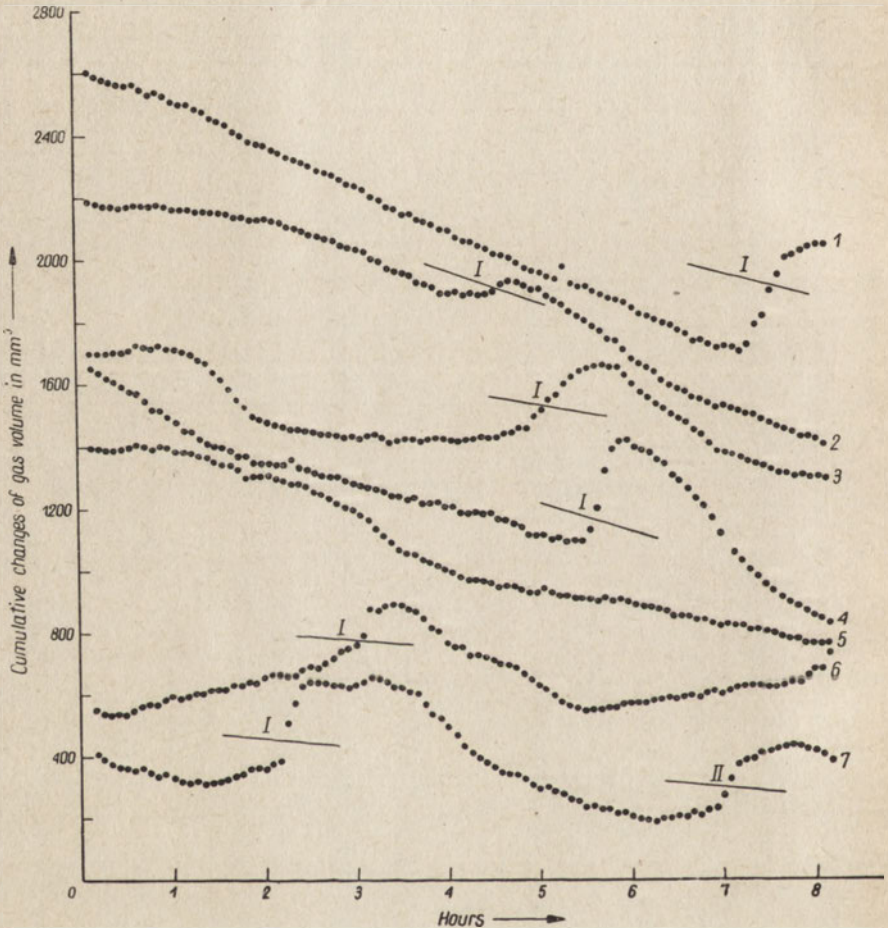


Fig. 4. Changes of gas volume in the vessels of Warburg respirometer with desiccating snails *Coretus corneus* L. Recording at five-minute intervals. First day of desiccation.

1-7 - animal no. I-II - burst no. Short straight lines - average oxygen uptake. Numerical data - in Table II.

1 hour). After maximal volume increase, a decrease followed, a rapid-one at the beginning, further on-slower, while the whole curve falls too (the real oxygen decrease). When the gas volume in the vessel decreased, the snail retracted its body, and hid it deep in its shell, so that a fourth of its last whorl remained empty. The rim of its mantle became swollen, forming a plug-like device between the shell and the retracted foot, something like a stopper. The observations during the first minutes of increase of gas volume in the vessels showed that in this moment the snails protrude their bodies from the shells, filling up the empty space in the last whorl and finally protruding their feet outside. During the period of the greatest volume increase near the

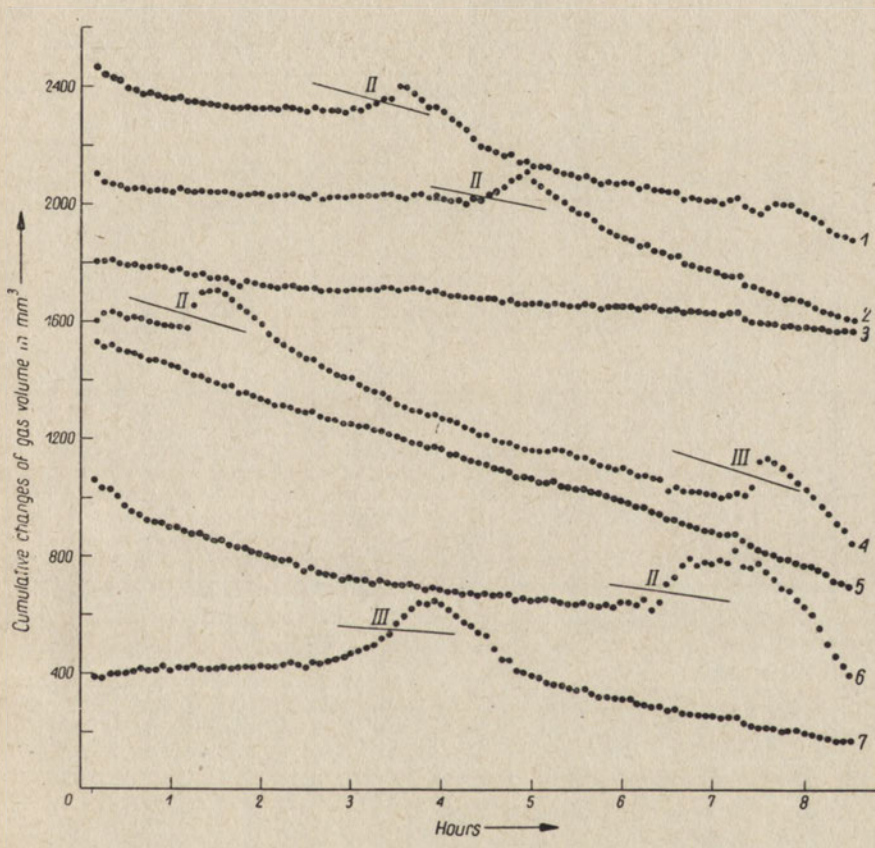


Fig. 5. Changes of gas volume in the vessels of Warburg respirometer with desiccating snails *Coretus corneus* L. Recording at five-minute intervals. Second day of desiccation.

1-7 -animal no. II-III -burst no. Short straight lines -average oxygen uptake; numerical datas -in Table II.

topmost point of the „hump” on the curve (figs 4 & 5), a pneumostome opens. Together with the decrease of gas volume in the vessel, the retraction of the body occurs.

Supposing (on the basis of the preceding observations) that the decrease of gas volume in respirometer vessels are caused by the contraction of muscles encircling the mantle lung cavity, together with the retraction of the foot into the shell, when desiccating, the changes of lung volume and the increase of gas pressure in lung, were calculated. The results are presented in tab. II. The method of calculation is diagrammatically shown in fig. 7.

Table II

Gas compression in the lungs of desiccating snails *Coretus corneus* L. and O₂ uptake

| Animal No. | Size (diameter -mm) | Average live weight (calculated from diagram of live weight) | Burst No. (in Fig 4 & 5) | Burst volume (mm ³) | Lungs volume (mm ³) | | | Maximal gas pressure in lungs (Atm.) | ΔP Over-pressure (Atm.) | Average rate of O ₂ consumpt. (calculated on the curves in Fig. 4 & 5) | |
|------------|---------------------|--|--------------------------|---------------------------------|--|---------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|---|----------------------------------|
| | | | | | After 30 hours of desiccation (measured) | After maximal dilation (hypothetical) | After contraction (calculated) | | | mm ³ /animal/hour | mm ³ /gm live wt/hour |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| 1 | 36 | 4.9 | I | 400 | | 800 | 400 | 2.00 | 1.00 | 80 | 17 |
| | | 4.3 | II | 140 | 500 | 700 | 560 | 1.25 | 0.25 | 75 | 17 |
| 2 | 33 | 4.8 | I | 65 | | 800 | 735 | 1.09 | 0.09 | 105 | 22 |
| | | 4.2 | II | 150 | 650 | 700 | 550 | 1.27 | 0.27 | 60 | 14 |
| 3 | 33 | 2.6 | I | 330 | 450 | 800 | 470 | 1.70 | 0.70 | 55 | 21 |
| 4 | 33 | 4.6 | I | 370 | | 800 | 430 | 1.86 | 0.86 | 100 | 22 |
| | | 4.2 | II | 160 | 350 | 700 | 540 | 1.30 | 0.30 | 85 | 20 |
| | | 4.2 | III | 180 | | 700 | 520 | 1.35 | 0.35 | 85 | 20 |
| 5 | 36 | 4.9 | | | 800 | | | | | 90 | 18 |
| 6 | 34 | 5.1 | I | 420 | | 800 | 380 | 2.10 | 1.10 | 35 | 7 |
| | | 4.6 | II | 255 | 300 | 800 | 545 | 1.47 | 0.47 | 40 | 9 |
| 7 | 33 | 4.2 | I | 395 | | 800 | 405 | 1.98 | 0.98 | 35 | 8 |
| | | 4.2 | II | 295 | 600 | 800 | 505 | 1.58 | 0.58 | 35 | 8 |
| | | 3.6 | III | 250 | | 700 | 450 | 1.56 | 0.56 | 20 | 6 |

An increase of gas amount in the vessel during the „burst” is equal to the difference (V) between: (B) — the lowest point on the curve and (E) — the highest point on this curve. During the burst an uptake of oxygen occurred, the burst volume diminishes for an amount of oxygen (v) that was taken up by a snail during the burst. Therefore the total

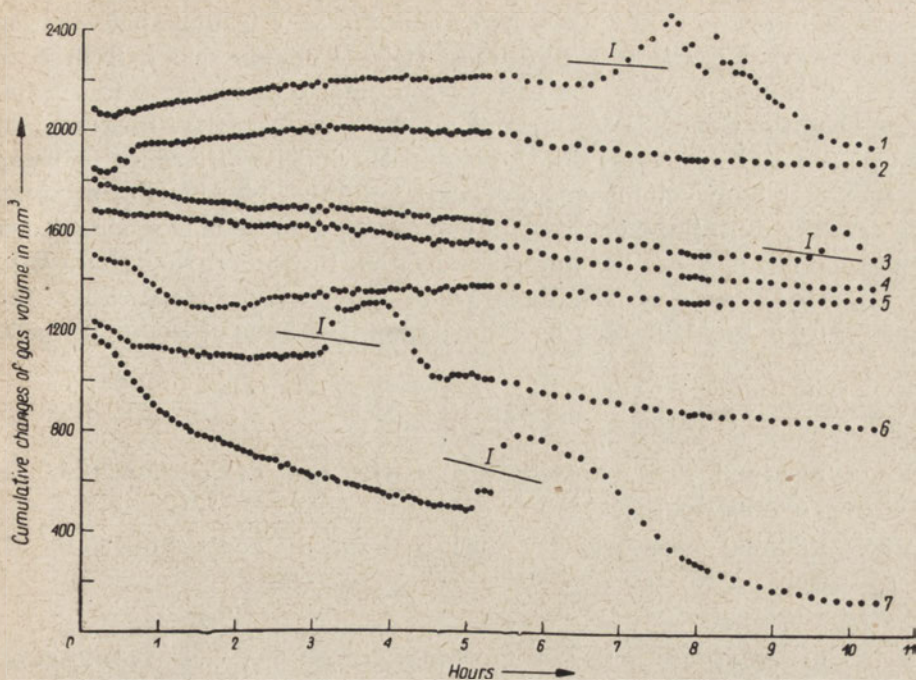


Fig. 6. Changes of gas volume in the vessels of Warburg respirometer with desiccating snails *Limnaea stagnalis* (L.). Recording at five (or-ten)-minute intervals. First day of desiccation.

1-7 -animal no. I -burst no. Short straight lines -average oxygen uptake; numerical datas -in Table IV.

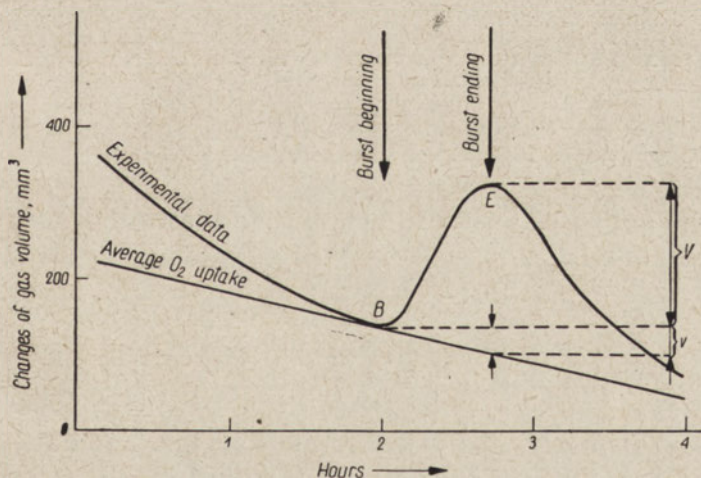


Fig. 7. Schematic diagram of gas volume changes in the vessel of Warburg respirometer with desiccating snail.

V -increase of gas amount in the vessel during the burst. v -oxygen volume that was taken up during the burst.

volume of burst = $V + v$ (tab. II, column No 5). The hypothetical lung volume when it is filled to its utmost (tab. II column No 7, item E in the fig. 7) is computed on the basis of a normal lung capacity in normal water conditions (tab. I, fig. 3) and on the lung capacity, measured at the end of an experiment (tab. II, column No 6). The difference between the maximal lung volume and its burst volume, indicates the minimal lung capacity during the contraction when the pneumostome is closed and an internal gas pressure in lung increases (tab. II, column No 8, item B in the fig. 7). Changes in gas pressure in lung, taking place when the temperature is constant, may be estimated on the basis of Boyle-Mariotte Law:

$$P_1 \cdot V_1 = P_2 \cdot V_2,$$

when

V_1 — maximal lung capacity during the body expansion (tab. II, column No 7),

V_2 — minimal lung capacity during the body contraction (tab. II, column No 8),

$P_1 \approx 1 \text{ Atm}$,

P_2 = maximal gas pressure in lung during the body contraction (tab. II, column No 9),

P_2 is defined basing on the previously mentioned formula, as

$$P_2 = \frac{P_1 \cdot V_1}{V_2}.$$

Because $P_1 \approx 1 \text{ Atm}$, so

$$P_2 \approx \frac{1 \cdot V_1}{V_2} \approx \frac{V_1}{V_2}.$$

Therefore the gas overpressure in lung during contraction: ΔP (tab. II, column No 10) in relation to the atmospheric pressure, has the value

$$P = P_2 - P_1 \approx \frac{V_1}{V_2} - 1.$$

As may be seen from the above formula in the first days of desiccation of *C. corneus* the gas overpressure in lung during body contraction often exceeds 0.5 Atm and sometimes even 1 Atm. During the later days, the values diminish. The burst volume decreases in the second day of desiccation, too.

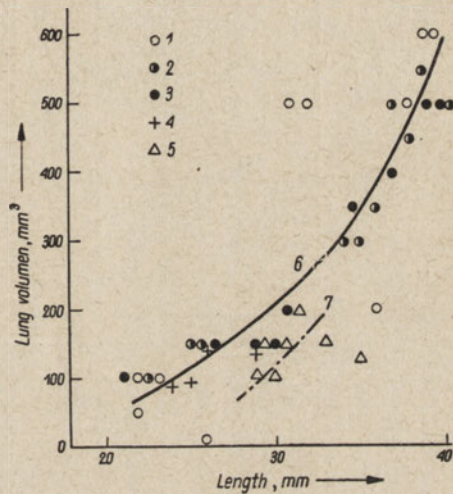
Limnaea stagnalis (L.)³

Lung capacity. 30 measurements in 3 series, at various dates, have been taken. The animals were kept in the aquarium. The results are presented in the tab. III and fig. 8. As in the case of *C. corneus*, the lung capacity is proportional to the size of an animal. Desiccation lasting for 30 hours produces a decrease of actual lung capacity; over-compensation occurs in the case of individuals near the water surface.

Oxygen uptake. The measurements of oxygen uptake of 7 specimens during 2 days were taken into consideration. A part of results is presented in tab. IV (columns No 11 & 12) and fig. 6. Oxygen uptake

Fig. 8. Lungs volume of snails *Limnaea stagnalis* (L.) in relation to animal size; numerical datas -in Tables III & IV.

Day of measurig in water conditions:
 1 - 1, IV; 2 - 2, IV; 3 - 20, V. -
 4 - after Precht 1939 (in water cond.);
 5 - measured after 30 howrs of desiccation; Approximative resultants; 6 -
 in water; 7 - after 30 hours of desiccation.



is greater here, than in the case of *C. corneus*. It is due to the differences in size and to specific properties of the species (F ü s s e r, K r ü g e r 1951).

Gas compression. The curves showing the changes of gas volume in respirometer vessel (fig. 6) resemble those of *C. corneus* (figs. 4 & 5). In four individuals (No 1, 3, 6, 7) rapid changes of pressure may be seen. They may be explained as a cyclic gas compressions in lung. As in the case of *C. corneus*, a similar dependence of gas pressure in the vessels on the behaviour of snails was observed. These phenomena may be, to some extend, experimentally induced. When leaning the vessel, a snail with a retracted body was turned with its aperture up. This fact induced the animal to active efforts of changing its position

³ For estimating and presenting the results, the same methods as in the case of *C. corneus*, were employed.

by protrusion of its foot from the shell. This extension and protrusion of its body was accompanied by a considerable increase of gas pressure in the vessel.

Further leaning of the vessel down, caused the animal to move the aperture of its shell down; the foot was retracted into the shell. At the same time the manometer showed the decrease of gas pressure in the vessel.

Table III

Lungs volume of snails *Limnaea stagnalis* (L.) in normal water conditions

| Day of measuring | Animal No. | Size (length-mm) | Lungs volume (mm ³) | Depth of plunging x) (cm) | Floating ability |
|------------------|------------|------------------|---------------------------------|---------------------------|------------------|
| April 1, 1960 | 1 | 39 | 600 | 0 | |
| | 2 | 38 | 500 | 0 | |
| | 3 | 32 | 500 | 0 | |
| | 4 | 31 | 500 | 0 | |
| | 5 | 26 | 10 | 0 | |
| | 6 | 23 | 100 | 0 | |
| | 7 | 22 | 100 | 0 | |
| | 8 | 39 | 600 | 30 | |
| | 9 | 22 | 50 | 30 | |
| | 10 | 36 | 200 | 65 | |
| April 2, 1960 | 11 | 40 | 500 | 0 | |
| | 12 | 39 | 550 | 0 | |
| | 13 | 38 | 450 | 0 | |
| | 14 | 37 | 500 | 0 | |
| | 15 | 36 | 350 | 0 | |
| | 16 | 34 | 300 | 0 | |
| | 17 | 26 | 150 | 0 | |
| | 18 | 26 | 150 | 0 | |
| | 19 | 22 | 100 | 0 | |
| | 20 | 35 | 300 | 30 | |
| May 20, 1960 | 21 | 22 | 100 | 0 | + |
| | 22 | 29 | 150 | 0 | + |
| | 23 | 40 | 700 | 2 | + |
| | 24 | 30 | 150 | 5 | - |
| | 25 | 40 | 500 | 5 | - |
| | 26 | 37 | 400 | 15 | - |
| | 27 | 35 | 350 | 15 | - |
| | 28 | 39 | 500 | 65 | - |
| | 29 | 31 | 200 | 65 | - |
| | 30 | 27 | 150 | 65 | - |

x) Maximal depth in aquarium: 65 cm.

The data are presented in tab. IV. They cause some doubt as to the suitability of the method of measuring the gas pressure changes as used in the case of *C. corneus* for the experiments with *L. stagnalis*. The burst volume (column No 5) is so great, that there are two cases (the snails No 1 & 6) in which it is much greater than the hypothetical maximal lung capacity, estimated on the basis of the curve in fig. 8. In two other snails (No 3 & 7) the calculated over-pressure (1.66; 5.36 Atm) seems to be improbable one.

Table IV

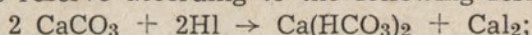
Gas compression in the lungs of desiccating snails *Limnaea stagnalis* (L.) and O₂ uptake

| Animal No. | Size (length mm) | Average live weight (calculated from diagram of live weight) | Burst No. (in Fig. 6) | Burst volume (mm ³) | Lungs volume (mm ³) | | | Maximal gas pressure in lungs (Atm.) | ΔP Over-pressure (Atm.) | Average rate of O ₂ consumpt. (calculated on the curves in Fig. 6) | |
|------------|------------------|--|-----------------------|---------------------------------|--|---|--------------------------------|--------------------------------------|-------------------------|---|-----------------------------------|
| | | | | | After 30 hours of desiccation (measured) | After maximal dilatation (hypothetical) | After contraction (calculated) | | | mm ³ /animal/hour | mm ³ /gm live wt./hour |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| 1 | 33 | 1.20 | I | 270 | 150 | 250 | | | | 25 | 21 |
| 2 | 30 | 0.75 | | | 150 | 200 | | | | 15 | 20 |
| 3 | 30 | 0.95 | I | 125 | 150 | 200 | (75) | (2.66) | (1.66) | 35 | 15 |
| 4 | 31 | 1.25 | | | 200 | 250 | | | | 25 | 20 |
| 5 | 29 | 0.75 | | | 100 | 200 | | | | 10 | 13 |
| 6 | 30 | 0.90 | I | 205 | 100 | 200 | | | | 40 | 44 |
| 7 | 35 | 1.55 | I | 295 | 150 | 350 | (55) | (6.36) | (5.36) | 75 | 43 |

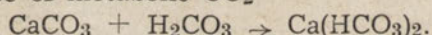
The divergencies observed might be explained by stating a hypothesis, that the snails are able — in waterless conditions — to fill their lungs with greater amount of air than they do, when normally staying in water. It might be analogous to the phenomenon occurring in mammals and known as „reserve lung volume” which may be filled with air when a forcible inspiration occurs, when the ventilation conditions grow worse (in a man-normal breath volume \approx 500 ccm; reserve volume \approx 1600 ccm). It might be supposed that the snails in waterless environment respond to deficiency in respiration conditions by an increase of a useful lung capacity, as it was stated, that in an initial phase of desiccation they need an increased oxygen amount (Füsser, Krüger 1951). Precht (1939) stated that in the case of *L. stagnalis*, an increase of gas volume which is taken into the lung occurs, when the snails stayed in water in which the oxygen content diminished. He stated, too that when the snails were devoid of possibilities of air renewal for six hours, they increased the amount of intake of air about

60% when afterwards they were allowed to take the air in. These results were confirmed by Precht in his later experiments (1948). The increase (in our estimation) of „maximal lung capacity” about 60% (tab. IV, column No 7) introduces an approximation of the overpressure in lung of *L. stagnalis* to the value of that in the lung of *C. corneus*.

Another hypothesis explaining the volume increase of a burst is based on experiments concerning the insects by Punt, Parser, Kuchlein (1957). According to them, carbon dioxide is stored in the body fluid not only as dissolved gaseous CO₂, but also it is bound in some buffer system. As the oxygen debt in tissues becomes greater, because of an insufficient oxygen diffusion through the skin of a snail, retracted into its shell, the amount of acid metabolites in the body fluids increases. The metabolites transgressing the buffer abilities of body fluids, would cause the change of CO₂ in bound phase into free CO₂ diffusing into the lung. This might, in turn, cause the increase of gas pressure in lung, leading to the burst. The volume of such a burst may surpass a normal lung volume, as CO₂ released is not immediately absorbed by KOH, and this gaseous form of CO₂ might cause an additional pressure increase in the respirometer vessel. But some data acquired by Dugal (1939) seem to lessen the probability of this hypothesis. He stated that several species of clam being in waterless conditions show a considerable increase of Σ CO₂ (reaching 150 vol. of CO₂ on 100 volumes of fluid) in mantle cavity fluid and in coelomic fluid. He explained this fact by a reaction of lactic acid (Hl) and of shell carbonates reserve according to the following formula



similarly in the case of metabolic CO₂



In the above reactions CaCO₃ is acquired from the clam shells. In our experiments, as there is a reserve of CaCO₃ in snail shells and there is probably an excess of acid metabolites (chiefly-lactic acid) we can assume that CO₂ bound in body fluids may pass in free phase when there is an ample supply of gaseous oxygen. This happens when the pneumostome is opened during the burst.

Both the hypotheses do not sufficiently explain the contradiction which appeared when experimenting with *L. stagnalis*.

Discussion

The changes of pressure observed in respirometer vessels suggest at first that they are caused by a cyclic gas release by a snail into an external medium. The facts of release of other gases, not only CO₂, by

animals, were recorded many times (Harnisch 1953, 1958, 1959 a, b; Krüger 1955). Especially in conditions hampering the normal course of respiration, when the temperature increased and the partial pressure of oxygen extremely decreased, some *Oligochaeta* and *Chironomidae* larvae periodically release the gas identified as oxygen (Harnisch 1953, 1958, 1959 a, b), as nitrogen or even argon (Krüger 1955). Harnisch supposed the phenomena described are of great biological importance („endoxybiotische Atmung"). Krüger on the contrary thought, they are absorbed and released in simple physical reactions. But greater analogy is presented in periodical rhythmical uptake of oxygen and release of carbon dioxide by insects (Buck, Keister 1955; Schneiderman, Williams 1955; Punt, Parser, Kuchlein 1957). The authors explain these phenomena as some biochemical reactions, caused by cyclic increase of CO₂ concentration in body fluids, changes of acidity (pH) or by gas diffusion changes. The data quoted in the present work, especially observations referring to snail behaviour, seem to verify the statement that the changes of pressure in respirometer vessels are not produced by gas release but they are caused by a gas compression in the lung of desiccating snails. This gas compression is probably due to contractions of lung cavity walls, with some help of contraction of the columellar muscle (*musculus columellaris*) which retracts the foot into the shell. The foot, at the same time, acts as a stopper closing the shell aperture, and a piston, too.

A similar phenomenon of a gas pressure increase in the respirometer was observed by Füsser and Krüger (1951) previously. When making other experiments with the same species of snail, they did not pay any greater attention to this discovery. But they tried to explain it as a periodical gas release and they dismissed the hypothesis of a lung cavity contraction. But Alsterberg (1930) had denied any possibility of gas compression in the lung of *Limnaea* snails, basing on a simple experiment. Brand, McMahon and Nolan (1957) supposed that: „The lung of a contracted snail is probably largely compressed and it is problematical whether it plays a large role in the gaseous exchange".

As our experiments pointed out, an overpressure in snail lung may reach a considerably high value, e. g. in *C. corneus* it exceeds 0.5 Atm. The importance of this fact is twofold. The gas compression in lung may be a factor facilitating oxygen diffusion from the lung cavity into the blood. It enables the animal to fulfill the increased oxygen demand (Füsser, Krüger 1951) in the initial waterless phase, before passing into estivation, when the oxygen consumption considerably

decreases (von Brand, McMahon, Nolan 1957; Klekowski—in print). High degree of oxygen utilization from the lung air allows the animal to diminish the frequency of gas-exchange in lung during desiccation and to reduce the water losses. Analogous fact of a periodical respiration of the insect pupae was pointed out by Buck and Keister (1955).

Yet it seems that these physiological consequences of the gas compression in snail lung are not so important as the main, ecological functions of this adaptation, viz. the hydrostatic functions.

Often it was supposed that the lung of pulmonate snail, beside being the respiratory organ, has the function of a hydrostatic organ, too, and it was observed, that the snails are able to rise to the surface freely without crawling on the solid substratum. Brockmeier (1896) observed that the snails, e. g. *Aplexa hypnorum*, easily rise to the surface in shallow, over warmed water-bodies. The ability to over-compensation, i. e. to the reduction of specific gravity below 1.0 is due, according to Brockmeier, to the lung cavity extension and to rarefaction the air in the lung. Ingenious and simple experiments performed by Alsterberg (1930) with *Limnaea stagnalis*, *L. ovata*, *Galba truncatula* and *Coretus corneus* verified the statement, that the most snails can rise to the surface from the depth of several centimeters to the water surface. Alsterberg supposes that the specific gravity of these snails is permanently smaller than that of water, but the phenomenon of rapid changes of specific gravity by rarefaction of gas in the lung, does not occur here (as it was supposed by Brockmeier 1896). Wesenberg-Lund (1939) puts forward a hypothesis, that in summer the snails of the family *Limnaeidae* may use their lung cavity as a hydrostatic organ; the pressure changes are caused by contraction of mantle muscles. Precht (1939) confirms the observations that *Basommatophora* are able to perform the free flotation movements and they can rise to the surface, without crawling on any solid substratum. In his experiments the reaction of snails on pressure changes was very distinct. In the later work (Precht, Otto 1948) the function of a lung as a hydrostatic organ, in the case of three species of *Limnaea*, was confirmed.

We suppose that our data enable us to define approximately the depth from which the snail can rise from the bottom to the surface, only with the help of lung, as a hydrostatic organ. The snails do not possess any organs of locomotion, enabling them, as is the case with water insects, fish or water mammals, to change actively the depth of diving, so overcoming hydrostatic powers, caused by their actual over-or

under-compensation. The snails do not possess any mechanical device (if the statement of Brockmeier 1896, as inadequately experimentally proved, is excluded), enabling them to preserve in their lungs the lower pressure than that in the surrounding air-or water-medium.

Therefore the pulmonate snails, crawling, e.g. on some plants down into the water, behave similarly to the opened Cartesian diver (fig. 9A). In the diver, when opened downwards, the upper part of a vessel

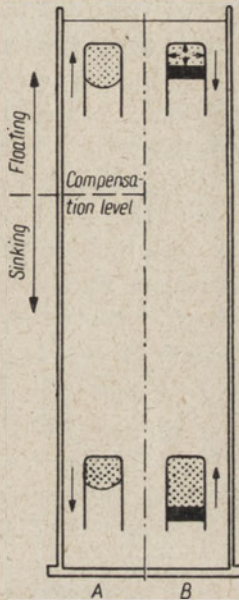


Fig. 9. Scheme of behaviour of snail (B), compared with Cartesian diver (A).

(we treat it as a model of a snail lung) is filled with gas. The amount of gas is so calculated that the diver is over-compensated (specific gravity < 1) and it floats near the water-surface. When we begin to submerge our diver, by pushing it in accordance with the direction of gravity, in the case of a snail it is the active crawling down on the substratum, the gas volume diminishes because of the increase (proportionally to the depth) of hydrostatic pressure. Diver displacement and its withstand against the force pushing it down, simultaneously diminishes, but its specific gravity increases. At last the Cartesian diver (i.e. the snail) reaches such a depth, where its specific gravity = 1; on this „compensation level” it is suspended freely in the water. When the diver (= the snail) transgresses down this level, it inevitably

sinks down. This fact is accompanied by a permanent decrease of gas volume inside the diver (= in the lung of a snail) and by an increase of its specific gravity. The interpretation above excludes any possibility of free surfacing by the snails, which are mostly under-compensated, when near the bottom (see tab. I & III; cf. Precht and Otto 1948).

If the snails are able — as our measurements show it — to compress the air in their lungs, so the pattern of their behaviour is presented in fig. 9B.

The snail, during the process of ventilation near the water-surface, can take such an amount of air into its lung as to reduce its specific gravity much below 1. Then it is over-compensated (see. tab. I, No 11—13 21—25, 34; tab. III, No 21, 22). When going down on the solid substratum, very often as the snail is not yet in a great depth, a contraction of lung cavity walls occurs. It causes an increase of specific gravity above 1, therefore it is a case of an under-compensation (see tab. I, No 14, 15, 35—37; tab. III, No 24—27). The fact of a release of air by the snails, when crawling down, has never been observed as yet. Under-compensation is one of the factors, enabling the snail to get down in the water medium. The snails, when near the bottom, are mostly under-compensated (see tab. I & III), but some of them — over-compensated (see tab. I, No 27, 28, 33), probably begin to rise to the surface then.

As it may be deduced from the above facts, the snail (the diver in the fig. 9B, too), when trying to reach any degree of compensation (under-or over-compensation) near the bottom, should be provided with such an amount of air for the sake of its compression to the value somewhat higher than that of hydrostatic pressure near the bottom, as it enabled the animal to achieve an under-compensation near the surface and, simultaneously, there should be such an amount of compressed air as to enable the snail — after decompression — to reach over-compensation (the specific gravity < 1) near the bottom. It means, the snails, when going down to the bottom and being under-compensated when still near the surface, have the gas-pressure in the lungs at least equal to the hydrostatic pressure near the bottom as only this fact would enable them to reach over-compensation there by means of a lung decompression. The fact of decrease of gas volume in the snail lung, when the animal is diving, because of the oxygen consumption, may verify the above statement. When the snail is in water environment, carbon dioxide does not accumulate in the lung, but it swiftly diffuses to the water (Precht 1939).

Therefore the overpressure in lung of the snail *C. corneus* (tab. II, column No 10) is 0.5—1.0 Atm and it would allow the animal to surface

from the depth 5—10 meters. But the biotops in which the snail lives are not so deep. It may be expected that the gas compression — in producing of which a considerable body contraction took part, too — in the lung of desiccating snail, was higher than in normal water condition. The air compression during desiccation processes might probably influence respiration and water retention.

In order to estimate the overpressure value in the lung of the snail *C. corneus* (0.5—1.0 Atm) and for comparison, some experiments with men have been made. The man blew the air into mercury manometer as forcibly as he could afford to. In this case the pressure was produced chiefly by the effort of mouth cavity walls⁴. Several measurements of 6 individuals (3♂♂, 3♀♀) give the following mean values: ♂♂ — 0.25 Atm, ♀♀ — 0.10 Atm. The overpressure in the lung of *C. corneus* snails is several times as high as that in the lungs of a human being, in spite of his maximal effort.

The ability to use the lung as a hydrostatic organ is limited to the grown-up individuals. The young snails have the lungs filled with water (Precht 1936) or their function is that of a „physical lung”, i.e. the gas bubbles contained in them are in contact (through the opened pneumostome) with the water medium, surrounding the animals (Precht, Otto 1950).

There is a distant analogy, in probable utilization of compressed air and its hydrostatic pressure, between the ventilation processes in snails and the breathing processes of whales. These animals when respiring, emit pillars of water steam, which may be seen from a long distance. It may be seen in warm regions, too. The sound of expiration, heard from a long distance, informs us that the expiration occurred under a high gas pressure. Probably in the case of whales, which are the animals diving to the depth of several hundred meters, a similar hydrostatic mechanism is present, enabling them to compress the air in their lungs and helping them to change their depth of submersion.

Conclusions

1. The snails *Coretus corneus* L. and *Limnaea stagnalis* (L.) in initial phase of staying in waterless environment, in low relative air humidity, possess the ability of a cyclic gas compression in their lung cavities. An overpressure in *C. corneus* reaches 0.5—1.0 Atm.

⁴ My hearty thanks to my colleagues for participation in the experiment.

2. The gas compression in the lung cavity is caused by a contraction of a mantle cavity walls, accompanied by the contraction of the columellar muscle, which retracts the foot into the shell.

3. Gas compression probably increases (in waterless conditions) the utilization-degree of oxygen from the lung air. Gas compression diminishes the frequency of lung ventilation and consequently considerably prevents in such a way a loss of water.

4. In water-medium, the gas compression in lung may explain the mechanism of well-known abilities of pulmonate snails to change freely the specific body weight enabling the animal to sink to the bottom or to rise to the surface.

5. Lung volume of the snails, when in water-medium and in air, as well as the uptake of oxygen when desiccating, has been measured.

BIBLIOGRAPHY

1. Alsterberg G., 1930. Wichtige Züge in der Biologie der Süßwassergastropoden. Gleerupska Univ.-Bokh. Lund.
2. Brand von T., McMahon P., Nolan M. O., 1957. Physiological observations on starvation and desiccation of the snail *Australorbis glabratus*. Biol. Bull., 113 (1): 89—102.
3. Brockmeier H., 1896. Beiträge zur Biologie unserer Süßwassermollusken. Forschungsber. Biol. St. Plön, 4: 248—262.
4. Buck J., Keister M., 1955. Cyclic CO₂ release in diapausing *Agapema* pupae. Biol. Bull., 109 (1): 144—163.
5. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Small pools in the Kampinos Forest (limnological sketch). Ekol. Pol. Ser. B, 4 (3): 203—223.
6. Dugal L. P., 1939. The use of calcareous shell to buffer the product of anaerobic glycolysis in *Venus mercenaria*. J. Cell. Comp. Physiol., 13 (2): 235—251.
7. Füsser H., Krüger F., 1951. Vergleichende Versuche zur Atmungsphysiologie von *Planorbis corneus* und *Limnaea stagnalis* (Gastropoda Pulmonata). Z. Vgl. Physiol., 33 (1): 14—52.
8. Geiger R., 1957. The climate near the ground. Harvard Univ. Press, Cambridge, Massachusetts.
9. Harnisch O., 1953. Gas-Emission im Körper von Tieren. Naturwiss., 40 (6): 192—196.
10. Harnisch O., 1958. Elektrochemische Messungen am O₂-Gehalt von Lösungen mit *Tubifex* und *Chironomus*-Larven unter sehr geringem O₂-Partialdruck. Zool. Jb. Phys., 67 (3): 293—310.
11. Harnisch O., 1959. Der O₂ Verbrauch einiger Chironomiden-Larven bei erhöhter Temperatur. Mit einem Anhang über *Tubifex* bei 28 und 35°C. Zool. Jb. Phys., 68 (3): 375—394.
12. Harnisch O., 1959. Erhöhte Temperatur (28°C) und Atmung bei den Larven von *Chironomus plumosus* und *Psectrotanypus varius* nebst einer Übersicht über die Gestaltung von Q₁₀ bei einigen Insektenlarven des Süßwassers. Biol. Zentralbl., 78 (2): 315—323.

13. Klekowski R. Z., in print. Die Resistenz gegen Austrocknung bei einigen Wirbellosen aus astatischen Gewässern. Verh. Int. Ver. Limnol., 14.
14. Krüger F., 1955. Über Gasaufnahme und-abgabe bei *Tubifex*. Zool. Anz., 18 (Suppl.): 460—463.
15. Paschalski J., 1959. Observations of environment conditions in small ponds in the Warsaw district. Ekol. Pol. Ser. A, 7 (1): 1—20.
16. Precht H., 1936. Der Beginn der Luftatmung bei Planorbiden und deren Abhängigkeit von äusseren Faktoren. Zool. Anz., 115 (5/6): 113—125.
17. Precht H., 1939. Die Lungenatmung der Süswasserpulmonaten (zugleich ein Beitrag zur Temperaturabhängigkeit der Atmung). Z. Vgl. Physiol., 26: 696—739.
18. Precht H., Otto E., 1948. Hat die Lunge der Süswasserpulmonaten hydrostatische Bedeutung? Verh. Deutsch. Zool. in Kiel, 60: 381—387.
19. Precht H., Otto E., 1950. Über die Atmung einiger Süswasserpulmonaten und ihre Temperaturabhängigkeit. N. Erg. Probl. Zool. (Klatt-Festschr.): 761—777.
20. Punt A., Parser W. J., Kuchlein J., 1957. Oxygen uptake in Insects with cyclic CO₂ release. Biol. Bull., 112 (1): 108—119.
21. Schneidermann H. A., Williams C. M., 1955. An experimental analysis of the discontinuous respiration of the *Cecropia* silkworm. Biol. Bull., 109 (1): 123—143.
22. Wesenberg-Lund C., 1939. Biologie der Süswassertiere, Wirbellose Tiere. Springer. Wien.

R. Z. Klekowski

Survival of *Planorbis planorbis* (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute, Warszawa

Received 1 October 1960.

It was stated previously (Klekowski 1959) that the snails *Planorbis planorbis* show the increase of resistance to desiccation during the last phase of drying up of a pool, inhabited by them. One may suppose that during this period, before the complete drying up of a pool, some changes in the osmotic pressure of this medium occur. They are caused by concentration increase of dissolved substances.

In order to explain the importance of these supposed changes to the phenomenon of the snail resistance, in the present experiments, the snails were influenced by diluted sea-water and afterwards — desiccated. It was expected that the increase of osmotic pressure in the environment would influence the snail, in a similar way as the natural increase of the concentration of substance dissolved in the water of a periodical pool, just before its drying up. It was supposed, too, that an increase of medium-concentration might be one of the causes of the resistance-increase of the snails to the following desiccation.

Therefore, the resistance of the snails *Planorbis planorbis* (L.), as well as that of the other snails living in the same ponds, to the various sea-water concentrations have been investigated.

The field observations had dealt with the density of the snail population before the seasonal pool dried up.

The author wishes to express his appreciation to Prof. Dr. M. Bogucki for stimulating discussions of the topic and constructive criticism of the manuscript.

Material and methods

The snails were collected on 18th and 19th May, 1959, from small periodical water-bodies near Pruszków-town (in the vicinity of Warsaw). They are situated in the meadow, near the Utrata River, on a flooded stretch of land. They dry up in the end of May or in June. The snails were caught in a pool (dimensions about 12×8 meters, the depth about 0.7 m., the bottom covered with a thick deposit of mud, no water-plants) and in an adjoining ditch about 0.3 m. deep, overgrown with meadow-plants, sedges preponderant. Tab. I shows the data referring to some environmental conditions in the pond and in ditch, in the time when the materials were collected.

Tabl.

Environment conditions in the biotope of the snails (18.V.1959; 1959)

| Kind of biotope | Air temp. °C | Water temp. °C | O ₂ mg/l | BOD ₅ mg/l | Org. Matt. mg/l | Cl ⁻ mg/l | NH ₄ ⁺ mg/l | NO ₂ ⁻ mg/l | NO ₃ ⁻ mg/l | PO ₄ ³⁻ mg/l | Co-lour Pt° | Alka-limit. mval/l | Ca ⁺⁺ mg/l | Mg ⁺⁺ mg/l | pH |
|-----------------|--------------|----------------|---------------------|-----------------------|-----------------|----------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-------------|--------------------|-----------------------|-----------------------|-----|
| Pool | 15.8 | 18.2 | 6.3 | 5.8 | 16.0 | 5.0 | 0.3 | - | 0.14 | 0.1 | 45 | 2.95 | 5.0 | 5.5 | 7.5 |
| Ditch | | 18.2 | 7.3 | 6.7 | 12.8 | 5.0 | 0.25 | - | 0.14 | 0.1 | 40 | 2.95 | 5.6 | 1.9 | 7.5 |

The snails were caught with a net of thin bolting cloth. They were brought to the laboratory in a tin, the water in which was aerated. The snails were kept in the aerated aquarium for 72 hours, no food was supplied to them.

The animals were distributed into 15 portions, of equal volume each. Each portion contained about 240—300 specimens of *Planorbis planorbis* and some individuals belonging to the other snail-species, too. Particular portions were put into vessels. Each of them contained about 2 liters of water of the various salinity-degrees: 0—2—4—6—8‰ (tab. IV). The water in the experimental vessels was constantly aerated. After 32 hours, it was substituted with the water of the same salinities. The temperature in the room in which the experiment was made, was about 18—23°C. The experiment was carried in 3 series. Each series differs from the other, as far as the time of keeping the snails in saline-water is concerned.

When the time of their staying in water was over, the snails belonging to the particular series were drained on a net, made of bolting cloth. From each vessel, a sample of 24—68 snails *Planorbis planorbis* was taken, together with some snails of other accompanying species. The samples were placed into well-aerated tap-water, previously

conditioned in the aquarium. In 24—36 hours the individuals were classified and counted.

The rest of the snails, destined for desiccation experiments, were transferred, without any rinsing, to the moist sand on the bottom of the aquaria (dimensions: 70×50 cm., height: 30 cm.). The layer of sand was 5 cm. thick. An identical wetness of sand was achieved in various aquaria in such a way, that in a definite amount of sand 5 liters of water were added, the sand was mixed with water and it was spread on the bottom, in a smooth layer of an equal thickness. The surface of sandy bottom was divided into 6 parts of equal size, by means of glass-plates, stuck into the sand. Inside of each section was covered with filter-paper. The particular squares were occupied by the snails from particular vessels, in which they had been kept in water of various degree of salinity. The snails of each experimental series were put into separate aquaria and spread in one, loose layer. One square in each aquarium was left unoccupied. It was used for sampling the sand to estimate its rate of desiccation. By weighing the fresh samples and the desiccated ones, the water content in the samples of sand (of the volume 10 ccm.) was measured. The results (fig. 1) show, that the desiccation processes were parallel in all the 3 series. The surface of the sand was dry in 30 days, the layers near the bottom — in 50 days.

The samples of desiccating snails (average number of the *Planorbis planorbis* — about 40 individuals and some specimens belonging to other species) taken after various periods of desiccation, were placed in tap-water, conditioned previously in an aquarium. In 3 days the snails were caught, classified and counted (dead and living individuals).

In the preliminary experiments, carried in order to estimate the resistance-limits of the snails to the sea-water, it was stated that the mortality rate of the snails *Planorbis planorbis* rapidly increases, in the salinity range 6—8‰.

Totally about 10 500 snails have been used for the experiments. Artificial sea-water (chlorinity 19‰, salinity 34,33‰) was prepared according to Hale (1958):

| | | | |
|-------------------|----------|---------------------------------|---------|
| NaCl | 23.991 g | Na ₂ SO ₄ | 4.012 g |
| KCl | 0.742 g | NaHCO ₃ | 0.197 g |
| CaCl ₂ | 1.135 g | NaBr | 0.085 g |
| MgCl ₂ | 5.102 g | H ₃ BO ₃ | 0.027 g |

SrCl₂ — 0.011 g was omitted. The reagents of the purity-degree „pure for analysis” were used. The salts were dissolved in distilled water, the solution were completed to the 1 l volume.

In order to prepare the solutions of various degrees of salinity, artificial sea-water of the salinity 34.33‰ was diluted with the tap-water, previously conditioned for 2 days in an aquarium. The reason for usage of tap-water was, that the solution acquired in such a way is more similar, as far as its ion-composition is concerned, to the natural brackish water, than the solution with the distilled water. Especially, it is essential to the maintenance of the high level of alkalinity (Ca-content) in order to preserve the osmotic resistance of

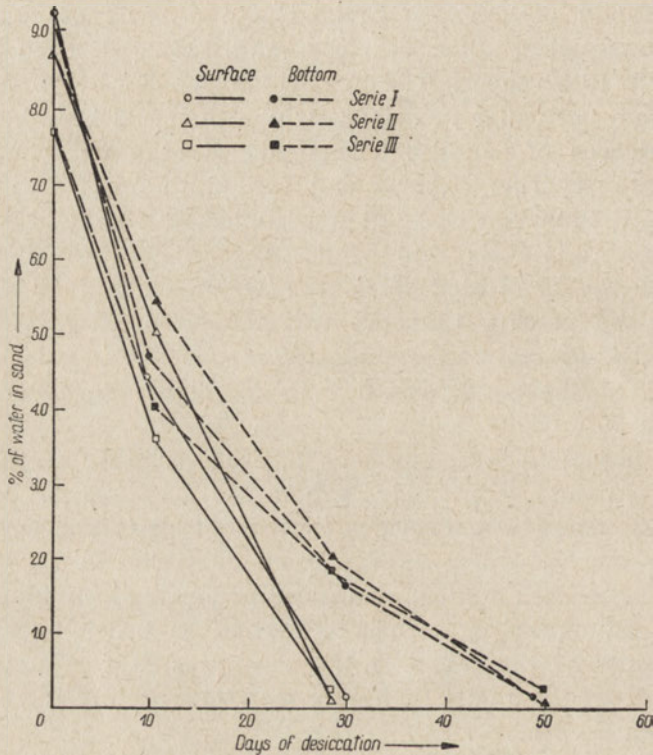


Fig. 1. Changes in water-content of a sand-layer on the bottom of an aquarium during desiccation.

protoplasm (Schlieper, Kowalski 1956, Schlieper 1958). Tab. II shows the changes of alkalinity-level in solution used in the experiment, in comparison to the amount of carbonates, in the normal biotope of the snails. The alkalinity-level decreases as the salinity increases in successive solutions, but it is still higher than in the undiluted artificial sea-water.

In order to learn the density-degree of the snail population in the



Fig. 2. Quantitative sampling of snails. The frame encloses the area of 0,25 m².

period preceding the complete drying up of an ephemeral pond, some quantitative samplings were made in a shallow ditch (about 10 cm. deep) overgrown with sedges; the ditch is situated in the nearest vicinity of the previously described ponds. The samplings were made on the 8th of June, 1959; 2 o'clock p.m.; air-temperature — 27.2°C; temperature of water near the surface 25.5°C; water-temperature near the bottom (in the depth of 10 cm.) — 18.9°C.

Table II

Alkalinity of diluted sea-water used in the experiments
and of the water in snails-biotope

| Kind of examined waters | S ‰ | Alkalinity μval/l |
|--|-------|----------------------|
| Biotope of the snails | - | 2.95 |
| Conditioned tap-water | - | 2.80 |
| Artificial sea-water diluted with the tap-water | 2 | 2.80 |
| | 4 | 2.80 |
| | 6 | 2.75 |
| | 8 | 2.65 |
| Undiluted artificial sea-water | 34.33 | 2.20 |

For samplings, a frame of plastics („winidur”)¹ was made. Its height — 50 cm.; enclosed surface — 0.25 m². When the frame was placed in the pond, its lower part was stuck in the bottom. The plants from the enclosure were removed and the snails from it were caught with the aid of a net (fig. 2).

Results

Field observations

The following species of snails² have been found in the investigated ponds: 1. *Radix ovata* (Drap.), 2. *Galba palustris* (Müll.), 3. *Physa fontinalis* (L.), 4. *Aplexa hypnorum* (L.), 5. *Planorbis planorbis* (L.), 6. *Coretus corneus* (L.), 7. *Anisus leucostoma* (Mill.), 8. *Anisus (Spiralina) vortex* (L.), 9. *Anisus (Spiralina) vorticulus* (Trosch.), 10. *Anisus (Bathyomphalus) contortus* (L.), 11. *Segmentina nitida* (Müll.), 12. *Valvata (Tropidina) pulchella* (Stud.), 13. *Viviparus contectus* (Mill.), 14. *Bithynia tentaculata* (L.), 15. *Bithynia leachi* (Shepp.).

From among the snails from the list, 9 species have been found in the small ponds in the neighbourhood of Mikołajki: *Galba palustris*, *Aplexa hypnorum*, *Planorbis planorbis*, *Coretus corneus*, *Anisus (B.) contortus*, *Segmentina nitida*, *Valvata (T.) pulchella*, *Viviparus contectus*, *Bithynia tentaculata* (Klimowicz 1959).

The water-bodies, which have been investigated, are an excellent biotope for the development of snails in great numbers. Quantitative

¹ In order to facilitate the transportation, the particular parts of the frame were screwed together; the frame was set up in the place of sampling.

² According to the classification by Zhadin (1952).

sampling confirms the observations, that the snails populate the ponds in dense crowds; the snails are especially numerous in the period preceding the complete drying up of a pond (Klekowski 1959). In tab. III the results of sampling of a shallow water-basin, being just in the phase of a rapid drying up, are presented.

Table III

Number of snails per 1 sqm. in a small pool (depth 10 cm.)
in the final period of its desiccation (8.VI.1959)

| No. | Species | Number of individuals | |
|-----|---|--|---|
| | | sampling on the area 0.25 m ² | occurring in the area of 1 m ² |
| 1 | <i>Radix ovata</i> | 3 | 12 |
| 2 | <i>Galba palustris</i> | 21 | 84 |
| 3 | <i>Aplexa hypnorum</i> | 2 | 8 |
| 4 | <i>Planorbis planorbis</i> | 435 | 1740 |
| 5 | <i>Coretus corneus</i> | 245 | 980 |
| 6 | <i>Anisus leucostoma</i> | 9 | 36 |
| 7 | <i>Anisus vorticulus</i> | 70 | 280 |
| 8 | <i>Anisus (Bethyomphalus) contortus</i> | 98 | 392 |
| 9 | <i>Segmentina nitida</i> | 6 | 24 |
| 10 | <i>Valvata (Tropidina) pulchella</i> | 15 | 60 |
| 11 | <i>Viviparus contectus</i> | 1 | 4 |
| 12 | <i>Bithynia tentaculata</i> | 11 | 44 |

Survival of the snails *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water

The results of experiments are shown in tab. IV & V and in fig. 3—6. In the experiment with a wide range of concentrations: 0—8‰ S (tab. IV, fig. 3 & 4) the survival of snails was about 100% in 200 hours in the salinity up to 4‰ inclusively; when the salinity was 6‰, an insignificant mortality-rate occurred, not higher than 15%. The salinity of 8‰ caused a high mortality-rate, in 32 hours the number of living snails decreased to 70% of their initial number; but in 103 hours all the snails were dead.

When the experiment was repeated in the critical ranges of salinity 6,5—8,0‰ (tab. V, fig. 5 & 6) the survival of snails decreased below 50% in 49 hours; when they were kept in such a salinity for a longer period of time, the number of living animals rapidly diminished. There

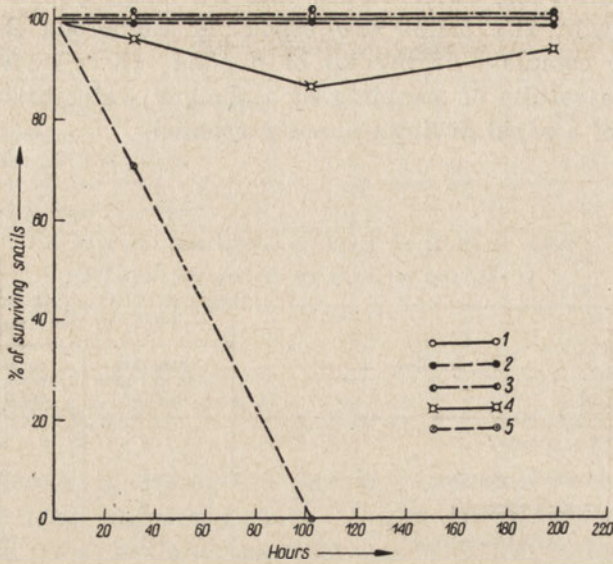


Fig. 3. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water. Dependence of survival-rate on elapse of time.

Salinity degree: 1—0‰ (control), 2—2‰, 3—4‰, 4—6‰, 5—8‰.

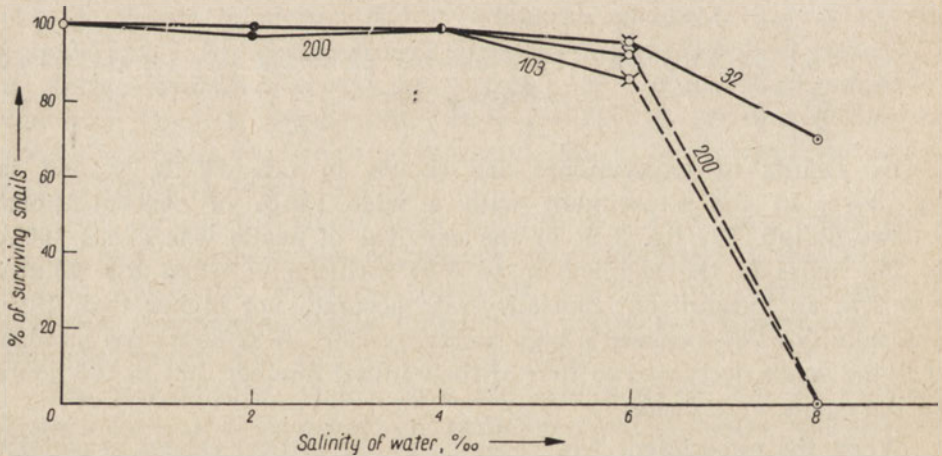


Fig. 4. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water. Dependence of survival-rate on salinity degree.

Time of staying in salt water: 32 — 103 — 200 hours.

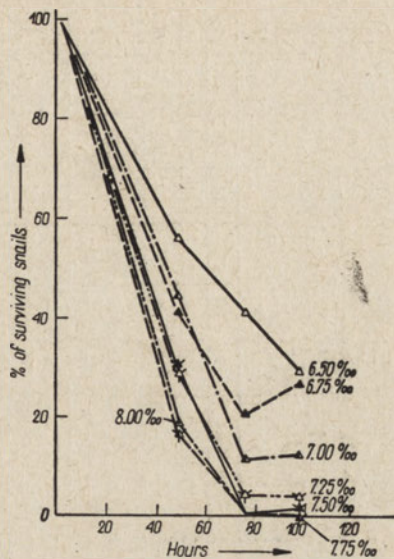


Fig. 5. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water. Dependence of survival-rate on elapse of time.

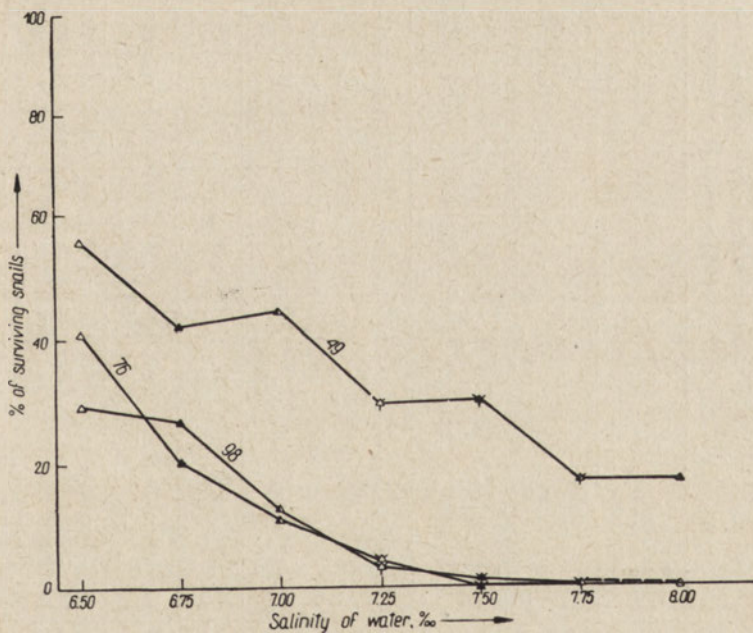


Fig. 6. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water. Dependence of survival-rate on salinity degree.

Time of staying in salt water: 49 — 76 — 98 hours.

Table IV

Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water (S = 0-8‰.) and during the following desiccation. Sampling on the 18th, May, 1959

| Series | Time of staying in salt water (hours) | Ser-lying in salt water (%) | Removed immediately from salt-water to fresh-water | | Desiccating after staying in salt water | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------|---------------------------------------|-----------------------------|--|--|---|----------------------------------|--|-----------------------------|----------------------------------|--|-----------------------------|----------------------------------|--|-----------------------------|----------------------------------|--|-----------------------------|------|------|----|----|----|-----|-----|----|-----|----|-----|
| | | | Num-ber of ani-mals in a sam-ple | after removing to fresh water num-ber of ani-mals in a sam-ple | Time of desic-cation (days) | Num-ber of ani-mals in a sam-ple | after removing to fresh water num-ber of ani-mals in a sam-ple | Time of desic-cation (days) | Num-ber of ani-mals in a sam-ple | after removing to fresh water num-ber of ani-mals in a sam-ple | Time of desic-cation (days) | Num-ber of ani-mals in a sam-ple | after removing to fresh water num-ber of ani-mals in a sam-ple | Time of desic-cation (days) | Num-ber of ani-mals in a sam-ple | after removing to fresh water num-ber of ani-mals in a sam-ple | Time of desic-cation (days) | | | | | | | | | | | |
| I | 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 | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 40 | 40 | 39 |
| | 32 | 4 | 45 | 45 | 100 | 10 | 40 | 40 | 38 | 95 | 30 | 40 | 39 | 97.5 | 50 | 40 | 26 | 65 | 87 | 40 | 2 | 4 | 20 | 4 | 5 | 186 | 2 | 1.1 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 103 | 6 | 67 | 58 | 86.6 | 96 | 39 | 28 | 72 | 40 | 16 | 40 | 2 | 5 | 0 | 40 | 2 | 5 | 0 | 42 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 136 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | III | 200 | 4 | 85 | 100 | 11 | 40 | 36 | 90 | 100 | 29 | 41 | 31 | 75.5 | 50 | 40 | 21 | 52.5 | 87 | 40 | 2 | 5 | 101 | 98 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 200 | | 4 | 85 | 100 | 93.8 | 11 | 40 | 36 | 90 | 100 | 29 | 41 | 31 | 75.5 | 50 | 40 | 21 | 52.5 | 87 | 40 | 2 | 5 | 101 | 98 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 200 | | 6 | 65 | 61 | 93.8 | 11 | 41 | 18 | 44 | 44 | 5 | 40 | 3 | 7.5 | 50 | 40 | 9 | 22 | 63.5 | 87 | 40 | 0 | 0 | 101 | 99 | 0 | 0 | 0 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

is a regularity in the course of the curves; it suggests the direct dependence of the increase of mortality rate on the degree of salinity and on the elapse of time.

The behaviour of snails in the concentrations $\leq 4\text{‰}$ S is similar to that of the snails kept in fresh water (control test). The animals actively crawl on the walls of a vessel or below the surface-film protruding their body from the shell. In the concentration — 6‰ S the majority of snails remain retracted (observation after 14 hours of their staying in salt water); after 36 hours the normal behaviour was restored. In the concentrations $6\text{--}8\text{‰}$ S their behaviour completely changes; in still higher concentrations smaller and smaller number of snails protrude their bodies from the shells. In the concentration 8‰ S only some snails protrude the parts of their bodies; but this fact might be an evidence of pre-mortal weakening of the retracting muscles.

Table V

Survival of *Planorbis planorbis* (L.) in diluted sea-water
(S = 6.5 - 8.0 ‰). Sampling on the 29.V.1959

| Series | Time of staying in salt water (hours) | Salinity ‰ | Number of animals in a sample | After removing to fresh water | |
|--------|---------------------------------------|------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------|
| | | | | number of living | % of living |
| I | 49 | 6.50 | 381 | 213 | 55.9 |
| | | 6.75 | 354 | 149 | 42.1 |
| | | 7.00 | 377 | 169 | 44.8 |
| | | 7.25 | 319 | 95 | 29.8 |
| | | 7.50 | 368 | 112 | 30.4 |
| | | 7.75 | 373 | 64 | 17.2 |
| | | 8.00 | 364 | 65 | 17.8 |
| II | 76 | 6.50 | 368 | 151 | 41.1 |
| | | 6.75 | 345 | 71 | 20.6 |
| | | 7.00 | 348 | 40 | 11.5 |
| | | 7.25 | 379 | 16 | 4.2 |
| | | 7.50 | 350 | 1 | 0.3 |
| | | 7.75 | 344 | 2 | 0.6 |
| | | 8.00 | 382 | 0 | 0 |
| III | 98 | 6.50 | 341 | 100 | 29.3 |
| | | 6.75 | 335 | 95 | 26.8 |
| | | 7.00 | 304 | 39 | 12.8 |
| | | 7.25 | 359 | 14 | 3.9 |
| | | 7.50 | 370 | 4 | 1.1 |
| | | 7.75 | 354 | 2 | 0.6 |
| | | 8.00 | 357 | 0 | 0 |

Survival of other snail-species in diluted sea-water

The results of experiments are presented in tab. VI A, B. The number of specimens used was not stable. In the experiments with wide ranges of salinity (tab. VI A) the number of individuals, belonging to various species, usually does not exceed 10. In the experiments with the range of salinity: 6.5—8.0‰ (tab. VI B), the number of snails of the species: *Anisus leucostoma*, *Anisus (B.) contortus*, *Segmentina nitida* and *Bithynia tentaculata* was 20—50 individuals of each species in the sample. In both the experiments the species occurring sporadically, are excluded.

Table VI A

Survival of snails in diluted sea-water. Salinity: 0-8 ‰

| Species | Time of staying in salt water (hours) | Salinity (‰) | | | | | Remarks |
|---|---------------------------------------|--------------|-----|-----|------|------|---|
| | | 0 | 2 | 4 | 6 | 8 | |
| <i>Planorbis planorbis</i> | 32 | 100 | 100 | 100 | 96 | 70.3 | % of living |
| | 103 | 100 | 100 | 100 | 86.6 | 0 | |
| | 200 | 100 | 98 | 100 | 93.8 | | |
| <i>Galba palustris</i> | 32 | + | | + | + | - | A small number of specimens in a sample |
| | 103 | + | + | + | + | + | |
| | 200 | + | + | + | + | | |
| <i>Anisus leucostoma</i> | 32 | | | + | + | - | |
| | 103 | + | + | + | + | - | |
| | 200 | + | + | + | + | | |
| <i>Anisus (Bathyomphalus) contortus</i> | 32 | + | + | + | + | - | |
| | 103 | | + | + | - | - | |
| | 200 | + | + | + | - | | |
| <i>Segmentina nitida</i> | 32 | + | + | + | + | - | |
| | 103 | + | | | + | - | |
| | 200 | | + | + | + | | |

+ Surviving. - Dead. □ A lack of data.

When comparing the survival of the snails *Planorbis planorbis* with that of other species, it may be seen, that from the list of species, occurring more often, only *Bithynia tentaculata* is characterized by a high percentage of surviving specimens in more saline solutions. In preliminary experiments, *Bithynia tentaculata* was the only species some individuals of which survived, when kept in undiluted sea-water (34.33‰ S) during the period of 30 hours. The critical decrease of

survival of the snails *Segmentina nitida*, in the period of 100 hours, is observed in the salinity range: 7.0—7.5‰, but the salinity 6.5‰ already diminishes their survival-rate considerably. A similar decrease was observed in the case of both the species of *Anisus*; it might be expected that the critical salinity for the investigated population of the two species was 6‰. From among the number of species, rarely occurring, the highest survival-rate was observed in the case of *Galba palustris* and *Valvata* (T.) *pulchella* (tab. VI B).

Table VI B

Survival of snails in diluted sea-water. Salinity: 6.5 - 8.0 ‰

| Species | Time of staying in salt water (hours) | Salinity (‰) | | | | | | | Remarks |
|--|---------------------------------------|--------------|------|------|------|------|------|------|-------------|
| | | 6.50 | 6.75 | 7.00 | 7.25 | 7.50 | 7.75 | 8.00 | |
| <i>Planorbis planorbis</i> | 49 | 55.9 | 42.1 | 44.8 | 29.8 | 30.4 | 17.2 | 17.8 | % of living |
| | 76 | 41.1 | 20.6 | 11.5 | 4.2 | 0.3 | 0.6 | 0 | |
| | 98 | 29.3 | 26.8 | 12.8 | 3.9 | 1.1 | 0.6 | 0 | |
| <i>Anisus leucostoma</i> | 49 | 32 | 38 | 37 | 13 | 19 | 10 | 15 | |
| | 76 | 42 | 11 | 11 | 0 | 0 | 3 | 0 | |
| | 98 | 22 | 17 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Anisus</i> (<i>Bathymphalus</i>) <i>contortus</i> | 49 | 27 | 1 | 5 | 1.5 | 2 | 0 | 0 | |
| | 76 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| | 98 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Segmentina nitida</i> | 49 | 71 | 58 | 26 | 12 | 3 | 0 | 0 | |
| | 76 | 74 | 26 | 27 | 10 | 3 | 0 | 0 | |
| | 98 | 62 | 54 | 26 | 7 | 0 | 1 | 0 | |
| <i>Bithynia tentaculata</i> | 49 | 96 | 81 | 95 | 74 | 80 | 78 | 84 | |
| | 76 | 93 | 65 | 71 | 67 | 61 | 75 | 55 | |
| | 98 | 71 | 77 | 75 | 72 | 63 | 47 | 36 | |
| <i>Galba palustris</i> | 49 | + | + | + | + | + | + | + | |
| | 76 | + | + | + | + | + | + | + | |
| | 98 | + | + | + | + | + | + | - | |
| <i>Aplexa hypnorum</i> | 49 | + | + | + | - | - | - | - | |
| | 76 | + | + | - | + | - | - | - | |
| | 98 | + | + | - | + | - | - | - | |
| <i>Coretus corneus</i> | 49 | + | + | + | + | + | - | - | |
| | 76 | + | + | + | + | - | - | - | |
| | 98 | + | + | + | + | - | - | + | |
| <i>Anisus</i> (<i>Spiralina</i>) <i>vortex</i> | 49 | - | - | - | - | - | - | - | |
| | 76 | - | - | - | - | - | - | - | |
| | 98 | - | - | - | - | - | - | - | |
| <i>Valvata</i> (<i>Tropidina</i>) <i>pulchella</i> | 49 | - | + | - | - | - | - | + | |
| | 76 | - | + | - | - | - | + | + | |
| | 98 | - | + | - | - | + | + | + | |

+ Surviving. - Dead. □ A lack of data.

Survival of desiccating snails *Planorbis planorbis* (L.)

The results are presented in tab. IV and in figs. 7—14. The control experiments, in which the snails were subject to desiccation, but they were not kept in salt water previously (fig. 7), verify the statement (Klekowski 1959) that the peculiarity of the species is the high degree of resistance to desiccation. A greater part of the population (60—80%) survive the period of 50 days; the survival of some indivi-

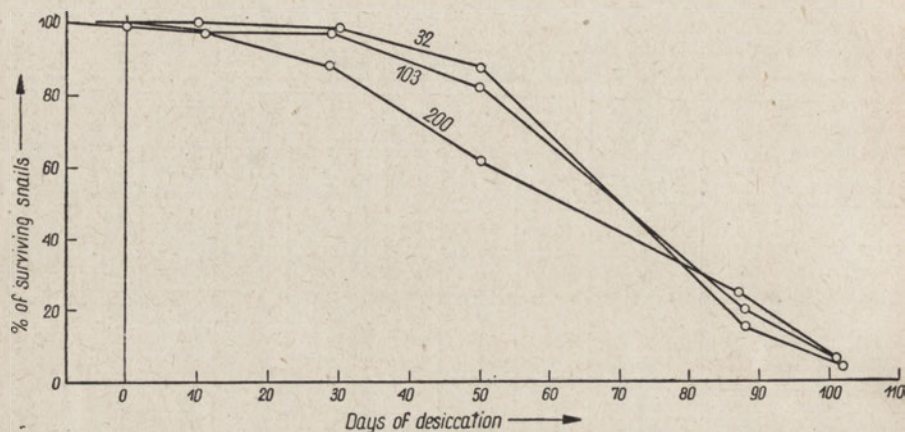


Fig. 7. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Time of staying in water: 32 — 103 — 200 hours. Salinity: 0‰ (control).

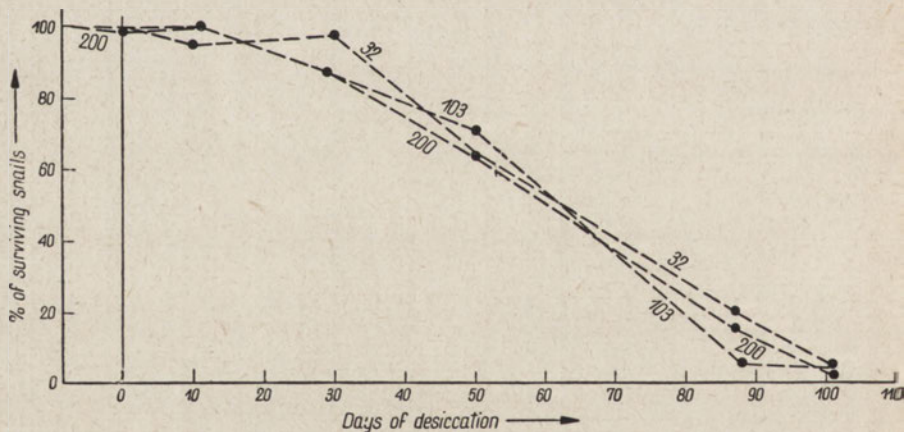


Fig. 8. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Time of staying in salt water: 32 — 103 — 200 hours. Salinity: 2‰.

duals exceeds 100 days. The shape of the survival-curves is very similar to the analogous curves plotted for the snails collected at the beginning of a rapid desiccation period of a pond (Klękowski 1959; fig. 7, curves No 1 & 2). It follows from the preceding, that the snails used in the present experiment, had not possessed yet the increased resistance to desiccation, which was observed immediately before drying up of a pond. In the control series of snails, which were staying in fresh water during the pre-desiccation phase, a slight decrease of resistance

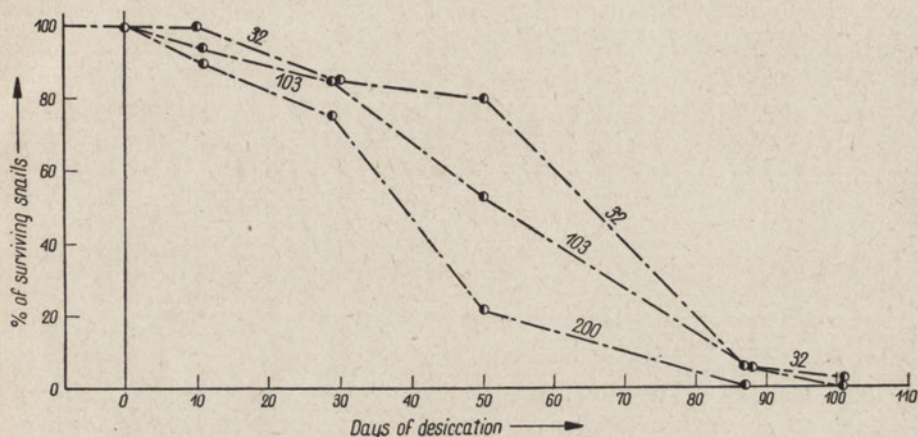


Fig. 9. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Time of staying in salt water: 32 — 103 — 200 hours. Salinity: 4‰.

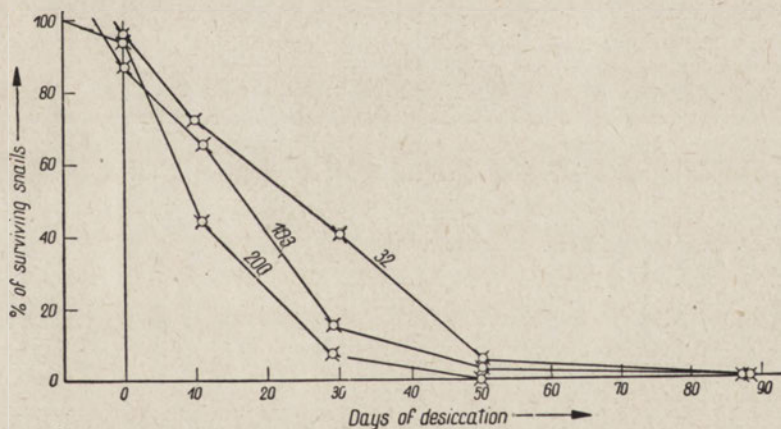


Fig. 10. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Time of staying in salt water: 32 — 103 — 200 hours. Salinity: 6‰.

in waterless conditions afterwards, was observed. A lack of food-supply was probably one of the factors, contributing to their decrease of resistance in waterless conditions. The decrease of survival-rate of animals staying for 200 hours in fresh water (fig. 7), in comparison with the series staying there for a shorter period of time (32—103 hours) occurs only

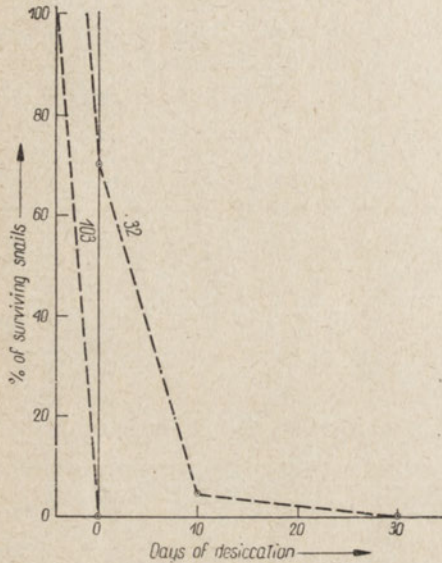


Fig. 11. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Time of staying in salt water: 32 — 103
— 200 hours. Salinity: 8‰.

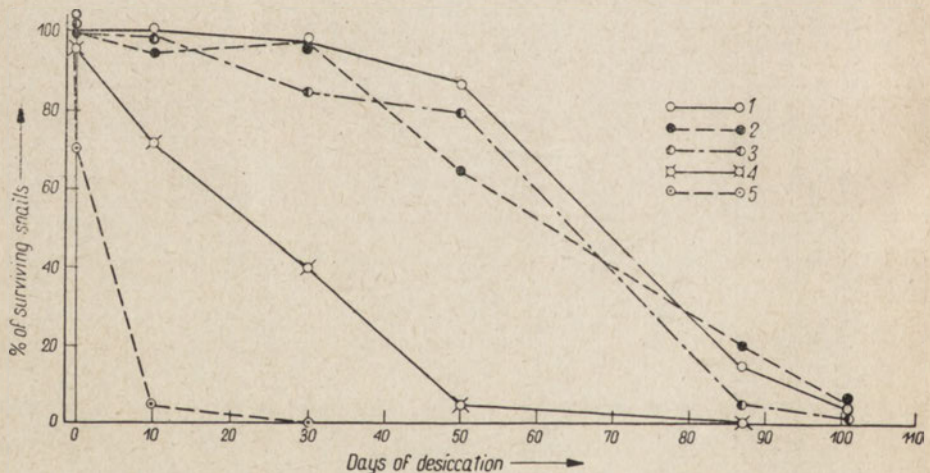


Fig. 12. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Series I; Time of staying in salt water: 32 hours, Salinity degree: 1—0‰ (control), 2—2‰, 3—4‰, 4—6‰, 5—8‰.

in the middle of the desiccation period; but it does not influence the survival of the whole population.

Salt water employed in the experiment unfavourably influences the survival of snails during desiccation later on. Figs. 8—11 present

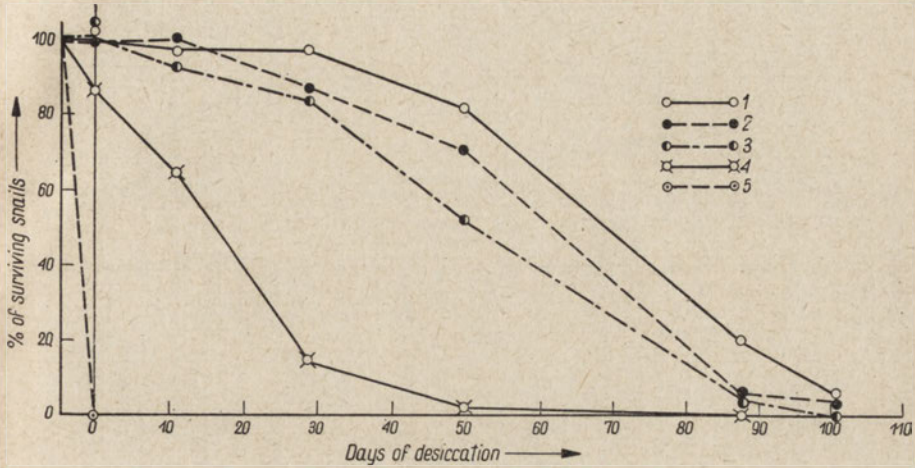


Fig. 13. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Series II; Time of staying in salt water: 103 hours. Salinity degree: 1—0‰ (control), 2—2‰, 3—4‰, 4—6‰, 5—8‰.

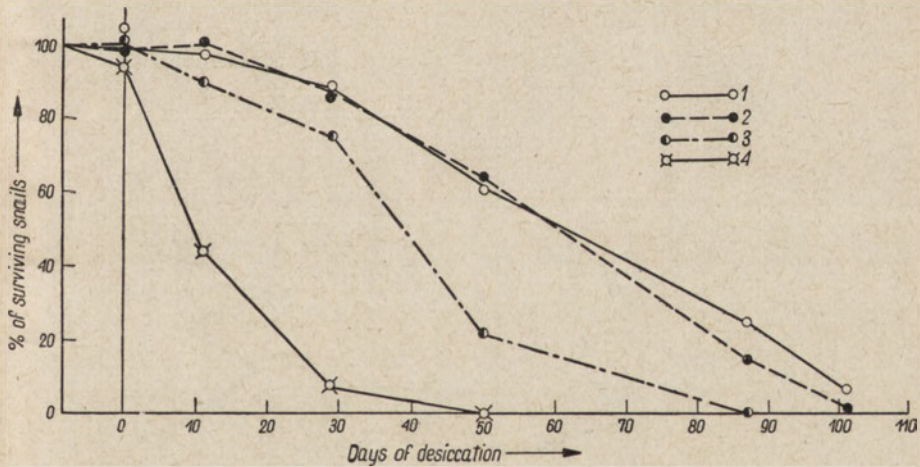
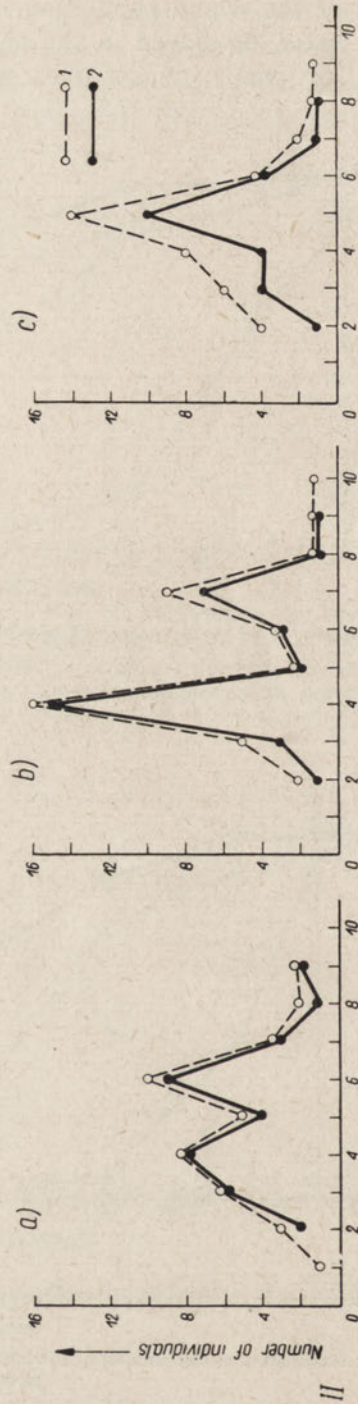
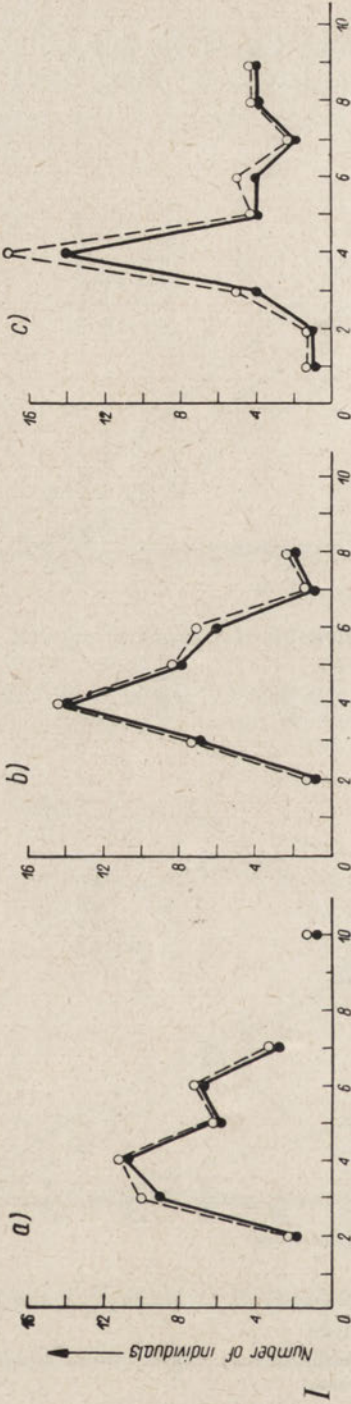


Fig. 14 Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.) formerly staying in diluted sea-water.

Series III; Time of staying in salt water: 200 hours. Salinity degree: 1—0‰ (control), 2—2‰, 3—4‰, 4—6‰.



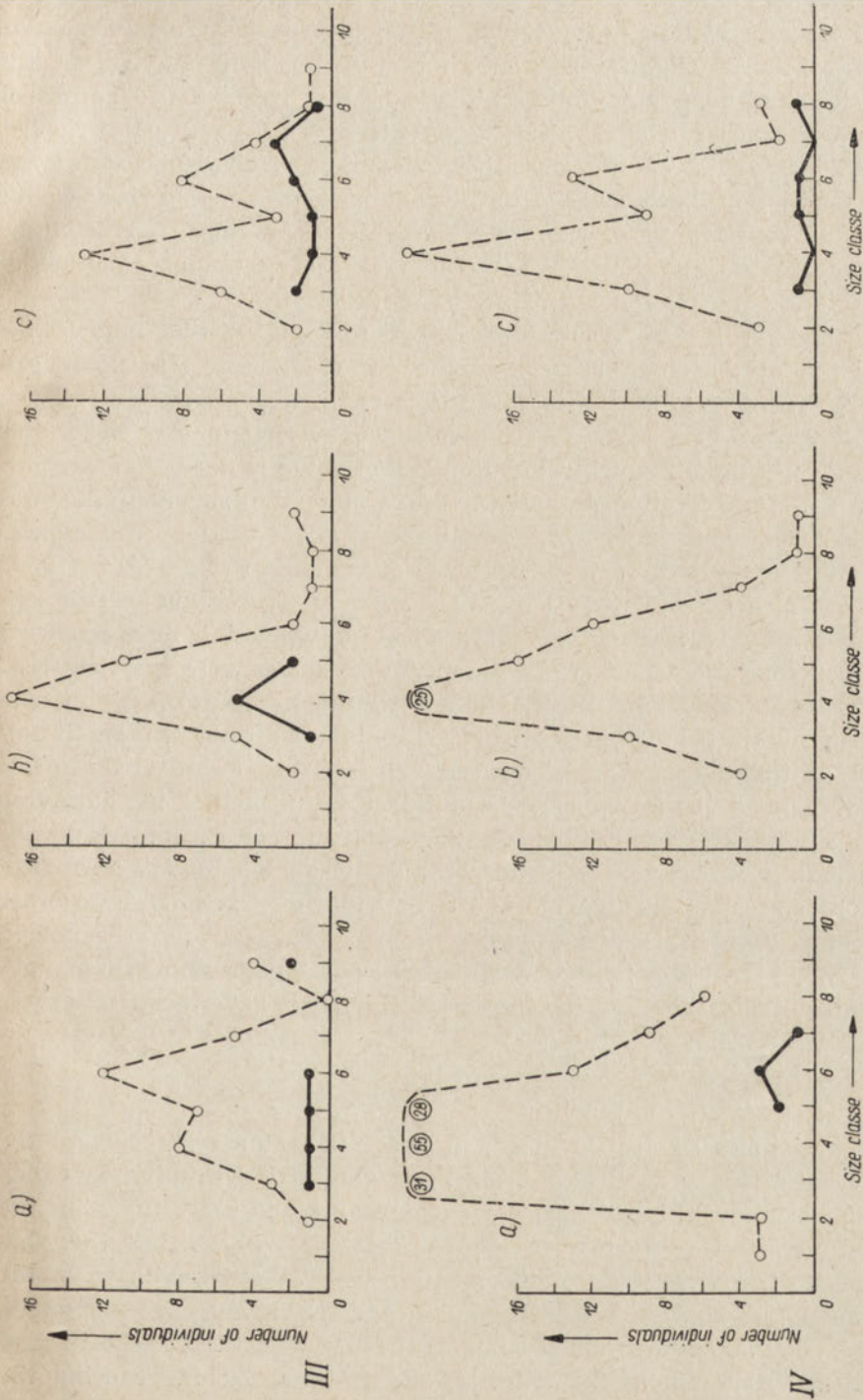


Fig. 15. Survival of desiccating *Planorbis planorbis* (L.). Contingency table for size-classes.

Time of desiccation (days): Series I: a-30, b-29, c-29. Series II: a-50, b-50, c-50. Series III: a-87, b-87, c-87. Series IV: a-101, b-101, c-101.

1 — The whole of the sample. 2 — living snails.

the dependence of survival-rate on the salinity degree. The salinity 2‰ (fig. 8) already causes the survival-rate to decrease in comparison to the control series (fig. 7). The length of time of their staying in salt water does not play any important role in this case — the course of the curve is similar. The salinities 4—8‰ (figs. 9—11) cause the regular and rapid increase of the mortality-rate; the survival-period of the whole population becomes shorter. The shape of the survival-curves changes as the salinity of the water increases. The upper parts of the curves straighten and lower. This points to the particular increase of mortality-rate during the initial period of desiccation.

The comparison of results, presented in figs. 12—14, shows the dependence of the snail-survival on the period of their staying in salt water. An increase of mortality-rate in the critical concentration interval ($4‰ \leq S \text{ crit.} < 6‰$) occurs. After prolonged staying in salt water (for 200 hours — fig. 14) the critical concentration value is near 4‰ S.

When the desiccation-period was over and the survival-rate was computed, the snail-dimensions, of all the animals used in the experiment, were measured. It was expected, according to Precht (1939), that there is a dependence of the resistance to desiccation on the size of a snail. Fig. 15 presents the data acquired when the measurements of the control series snails were taken. Those snails were kept in fresh water before desiccation. In the diagrams, the numbers of living and dead individuals belonging to various size-classes are shown. As it follows from the diagrams, the survival-rate in the present experiment does not depend on the size of the animals. Contingency of the surviving part of a sample is proportional to the total number of animals in the corresponding size-class. It means, the snails belonging to the most numerous size-class survive more often, than those belonging to other size-classes. Analogous diagrams have been prepared for the series, treated with sea-water before desiccation. When comparing them with the control series snails, no essential differences have been observed.

Discussion

The resistance of fresh-water and brackish-water organisms to the salinity variations as well as the limiting value of the salinity, in which the animals may still live, are very changeable and are subject to the regional variations (Remane 1959). Tab. VII, presenting the data referring to the occurrence of the snail species which were used in the experiment, in coastal brackish-waters and in inland saline waters, confirms the above-mentioned statement, as far as those species are concerned. From among the external and internal factors, causing the

Table VII

Limits of salinity in natural biotopes of the snails and surviving capacity
of snails in experimental conditions

| Species | Maximal salinity (‰) | | |
|---|---|--|---|
| | recorded in natural biotopes of the snails | surviving in experiments | |
| | | previous data | data recorded in our experiments |
| <i>Galba palustris</i> | 4.8 - K 5 - S1 5.3 - G 6 - B 7.02 - L 8 - J ₂ , J ₃ , Se | | < 8 ~ 100 hrs |
| <i>Aplexa hypnorum</i> | | | < 7.25 ~ 100 hrs |
| <i>Planorbis planorbis</i> | 0.5-1 - J ₃ 3 - S1 4.8 - K 4.8-5.3 - G 4.92 - L 4-5 - J ₂ 8 - Se | 6 - J ₁ x) 5.56 - 5 months } G xx) 6.7 - 3 months } | < 8 ~ 50 hrs > 200 hrs |
| <i>Coretus corneus</i> | 0.5-1 - J ₃ 2 - J ₂ 3 - Se, S1 4.8 - K | 10 - a few days } J ₁ x) 5 - a little longer } | < 7.25 ~ 100 hrs |
| <i>Anisus leucostoma</i> | 0.5-1(2) - J ₃ | | < 6 > 200 hrs < 6.75 ~ 100 hrs < 8 ~ 50 hrs |
| <i>Anisus (Spiralina) vortex</i> | 1.7 - K 3 - J ₂ 5 - Se 5.37 - L | | (< 6) |
| <i>Anisus (Bathymophalus) con- tortus</i> | 0.5-1 - J ₃ 3 - J ₂ 3.3 - K 5 - Se, S1 7.02 - L | | < 4 > 200 hrs < 6.50 ~ 50 hrs < 6 ~ 30 hrs |
| <i>Segmentina nitida</i> | 2 - Se 3 - J ₂ | | < 6 > 200 hrs < 7.00-7.25 ~ 100 hrs |
| <i>Valvata (Tropidina) pulchella</i> | 2-3 - J ₂ | | < 8 > 100 hrs |
| <i>Eithynis tentaculata</i> | 0.5-1 - J ₃ 4.8 - K 7.05 - L, S1 6-7 (to 8.68) - J ₂ 10 - Se 12 - J ₃ | 10 - a few days } J ₁ x) 8 - a little longer } | < 8 > 100 hrs |

B - Boettger 1950

G - Gresens 1928

J₁ - Jaeckel 1925J₂ - Jaeckel 1950J₃ - Jaeckel 1960

K - Klimowicz 1958

L - Lindberg 1948

Se - Schermer 1938

S1 - Schlesch 1938

x) NaCl solutions in tap-water.

xx) Artificial sea-water.

various reactions of an organism of the same species on the degree of salinity, as postulated by Remane (1959), one of the most important, especially in the case of fresh-water snails, is the internal ecotypic (biotypic) difference between populations in various isolated water-bodies. Gresens (1928) stated the morphological differences between the populations of *Planorbis planorbis*, living in brackish-water biotopes of various degree of salinity. There are some differences as far as the ability to resist desiccation (Shkorbatow 1950, 1953, Klekowski 1959), metabolism (Olivier, v. Brandt, Mehlman 1953, Newton, v. Brandt 1955) and parasite infectiveness (Files 1851) are concerned.

The snails used in the experiments have been collected from a small pond, drying up every year. Remane (1958, p. 68) supposes, the animals living in small drying up ponds, possess some kind of „praeadaptation” to inhabiting the brackish-water bodies, as they immediately before drying up of a pool, are subject to a considerable concentration of substances dissolved in water. But in the case of our experiment the snails were not so resistant to salinity increase as those from brackish-waters (tab. VII) which were observed and used in former experiments (Gresens 1928). Though snails *Planorbis planorbis* have been found chiefly in water of the salinity below 6‰ and this concentration was highest for the fairly great survival rate, yet the snails collected from the brackish water-bodies can live for 3 months in the salinity 6.7‰ (Gresens 1928). But in our experiment a similar salinity caused the mortality-rate to increase up to 50% (already in 50 hours). Schermer (1938) found the snails *Planorbis planorbis* in small ponds of the salinity reaching periodically even 8‰. In our experiments the snails *Anisus (B.) contortus* have survived in the concentration 6.5‰ S for about 50 hours, but in some natural habitats they were found even in water of salinity 7.02‰ (Lindberg 1948).

The survival-ability of the species: *Coretus corneus*, *Anisus leucostoma*, *Segmentina nitida* and *Valvata (T.) pulchella* exceeds the limits of the salinity of these natural habitats of the above-mentioned species, but no conclusions referring to the ecological resistance can be drawn, as the experiments were of a short duration.

The results, obtained from the experiments dealing with the survival of desiccating *Planorbis planorbis* do not confirm the hypothesis of the advantageous influence of the osmotic pressure increase when administered before the desiccation period, on the survival-rate in waterless environment. All the concentrations of diluted artificial sea-water (2—4—6—8‰ S) when applied, decrease the survival-rate of desiccating *Planorbis planorbis*, collected from the small, fresh-water

periodical pool. It is especially interesting, that the harmful influence of saltwater on the resistance to following desiccation is already distinct in concentrations 2—4—6‰ S, although this salinity is well endured by the snails of the same population. The injurious influences of these concentrations reveal later on, when the snails desiccate. The snails when returned to fresh-water, did not show any perceptible signs of diminishing of their survival-rate. A direct dependence of the survival-rate of desiccating snails on the time of staying in saltwater (fig. 9—11) confirms the thesis of harmful influence of salinity on the snails.

Conclusions

1. In small temporary pond before its drying up, the density of the snails population may be very great. In the population of the *Planorbis planorbis* it may reach 1740 individuals per square meter (tab. III).
2. The snails collected from a small fresh water temporary pond show a smaller resistance to diluted sea-water than the snails of the same species living in the brackish waters (tab. VII).
3. The *Planorbis planorbis* after staying in diluted sea-water before their desiccation, show a decrease of the survival-rate afterwards, when situated in waterless environment (tab. IV, fig. 7—14).

BIBLIOGRAPHY

1. Boettger C., 1950. Ein Beitrag zur Frage des Ertragens von Brackwasser durch Molluskenpopulationen. *Hydrobiologia*, 2 (4): 360—379.
2. Files V. S., 1951. A study of the vector-parasite relationships in *Schistosoma mansoni*. *Parasitology*, 41: 264—269.
3. Gresens J., 1928. Versuche über die Widerstandsfähigkeit einiger Süßwassertiere gegenüber Salzlösungen. *Z. Morph. Ökol. Tiere*, 12 (3/4): 706—800.
4. Hale L. J., 1958. *Biological laboratory data*. Methuen, London.
5. Jaeckel S., 1925. Die Molluskenfauna der Sperenberger Salzgewässer. *Z. Morph. Ökol. Tiere*, 3 (1): 81—149.
6. Jaeckel S., 1950. Die Mollusken der Schlei. *Arch. Hydrobiol.*, 44 (2): 214—270.
7. Jaeckel S., 1960. Zur Molluskenfauna der Binnensalzstellen von Bad Oldesloe. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.*, 30: 39—46.
8. Klekowski R., 1959. Survival of desiccating molluscs *Planorbis planorbis* (L.) in dependence on some environmental conditions. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 5 (18) (2): 71—89.
9. Klimowicz H., 1958. The molluscs of Vistula Lagoon and the dependence of their distribution on the water salinity. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 5 (18) (1): 3—123.
10. Klimowicz H., 1959. Tentative classification of small water bodies on the basis of differentiation of the molluscan fauna. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 6 (19): 85—103.
11. Lindberg H., 1948. Zur Kenntnis der Insektenfauna im Brackwasser des Baltischen Meeres. *Comment. Biol., Helsingf.*, 10 (9): 1—206.

12. Newton W. L., v. Brandt T., 1955 Comparative physiological studies on two geographical strains of *Australorbis glabratus*. *Exp. Parasit.*, 4 (3): 244—255.
13. Olivier L., v. Brandt T., Mehlman B., 1953. The influence of lack of oxygen on *Schistosoma mansoni* cercariae and on infected *Australorbis glabratus*. *Exp. Parasit.*, 2 (3): 258—270.
14. Precht H., 1939. Die Resistenz gegen Austrocknung bei Planorbiden. *Zool. Anz.*, 128: 124—135.
15. Remane A., 1958. Ökologie des Brackwassers. *Binnengewässer*, 22 (1): 1—216.
16. Remane A., 1959. Regionale Verschiedenheiten der Lebewesen gegenüber dem Salzgehalt und ihre Bedeutung für die Brackwasser-Einteilung. *Arch. Oceanogr. Limnol.*, 11 (Suppl.). *Sym. class. brackish waters. Venezia (1959)*: 35—46.
17. Schermer E., 1938. Süßwassermollusken im Brackwasser am der Ostseeküste der Nordmark. *Heimat.*, Kiel, 48, (1): 21—25.
18. Schlesch H., 1938. Bemerkungen über die Verbreitung der Süßwasser- und Meeresmollusken im östlichen Ostseegebiete. *Ann. Soc. Nat. Univ. Tartu*, 43 (1/2): 37—64.
19. Schlieper C., Kowalski R., 1956. Über den Einfluss des Mediums auf die thermische und osmotische Resistenz des Kiemengewebes der Miesmuschel *Mytilus edulis* L. *Kieler Meeresforsch.*, 12 (1): 37—45.
20. Schlieper C., 1958. Physiologie des Brackwassers. *Binnengewässer*, 22 (2): 217—330.
21. Shkorbatov Iu. L., 1950. Vliianie uslovii sredy na fiziologicheskie osobennosti blizkikh form presnovodnykh molliuskov., *C. R. Acad. Sci. URSS*, 70 (6): 1061—1063.
22. Shkorbatov G. L., 1953. Ekologo-fiziologicheskie osobennosti i usloviia sushchestvovaniia blizkikh form presnovodnykh zhivotnykh. *Zool. Zhurn.*, 32 (5): 793—803.
23. Zhadin W. I., 1952. Molluski presnykh i solonowatykh wod SSSR. Moskva—Leningrad.

