

P. 509
POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO

788

18-5

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom VII (XX)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1960


<http://rcin.org.pl>

Treść poprzedniego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. VI (XIX)

N. Botnariuc, V. Cure	
Les associations de Chironomides (larves) du Delta du Danube et l'evolution geomorphologique du delta	9
A. Chodorowski	
Ecological differentiation of Turbellarians in Harsz Lake	33
H. Wysocka	
Note sur le lieu de multiplication de quelques <i>Diatomées</i> d'eau courante	75
H. Klimowicz	
Tentative classification of small water bodies on the basis of differentiation of the molluscan fauna	85
E. Styczyńska—Jurewicz	
Expansion of cercariae of <i>Diplostomum spathaceum</i> Rud. in the littoral zone of the lake	105
J. Paschalski	
Attempt of using plastic mass for hydrobiological apparatus	117
J. Paschalski	
Food of <i>Cottus poecilopus</i> Heckel	125
A. Kosicka, S. Kosicki	
A floral sketch of Skonał lake done by diving method	133
B. Czczuga	
The content of chlorophyll in the bottom deposits of the Rajgrodzkie lakes in the postglacial period	155
S. Feliksiak	
<i>Valvata (Borysthenia) naticina</i> Menke and <i>Lythoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer) in the food of roach <i>Rutilus rutilus</i> (Linne) from Vistula near Toruń	173
M. Gieysztor	
On a continuous series of lakes	175
E. Fischer	
The bacteria of two water reservoirs in Tatra Caves	189

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

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

ERRATA

Str.	Wiersz od dołu	Jest	Powinno być
129	11	$K_0 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} + 14K_0$	$14K_0$

Polskie Archiwum Hydrobiologii, t. VII (XX)

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ им. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ VII (XX)

ВАРШАВА 1960

POLISH ACADEMY OF SCIENCES
NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formerly

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

Vol. VII (XX)

WARSAW 1960

<http://rcin.org.pl>

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

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

Tom VII (XX)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1960

<http://rcin.org.pl>

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitet Redakcyjny

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

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

Copyright by Państwowe Wydawnictwo Naukowe — Warszawa 1960

Wyd. pierwsze. Nakład 750 + 150 egz. Ark. wyd. 14,75. Ark. druk. 12,25. Papier druk. sat. 70 g. V kl. 70 × 100/16. Przekazano do składu w marcu 1960. Druk ukończono we wrześniu 1960. Zam. nr 1635/A. C-70. Cena zł 45.—

Zakłady Graficzne „Dom Słowa Polskiego” Warszawa

TREŚĆ – СОДЕРЖАНИЕ – CONTENTS

J. Wiktor	Zarys warunków biologicznych Zalewu Szczecińskiego	7
S. Bernatowicz, J. Radziej	Badania ilościowe flory naczyniowej Jeziora Dobskiego	29
B. Czczuga	Zmiany płodności niektórych przedstawicieli zooplanktonu. I. <i>Crustacea</i> jezior Rajgrodzkich	61
R. Czczuga	Zawartość hemoglobiny u larw <i>Tendipes f. l. plumosus</i> L. (<i>Tendipedidae</i>), w Jeziorze Rajgrodzkim w poszczególnych porach roku	93
E. Fischer	Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy	103
Z. Fischer	The influence of some changes of environment on the de- velopment of <i>Daphnia magna</i> Straus and the larvae of the Dragon-fly <i>Lestes Nympha</i> Sel	125
M. Wierzbicka	<i>Cyclops bohater</i> Koźm. dans le nouveau biotope	143
A. Dowgiałło, E. Fischer	Chemical and microbiological identification of the violet water-colouring agent in a pool of Puszcza Kampinowska	159
M. Gieysztor	On the thermal conditions of the littoral zone of lakes	171
Я. Виктор	Биологические условия Щецинского Залива	7
С. Бернатович, И. Радзей	Количественные исследования над сосудистой раститель- ностью Добского Озера	29
Б. Чечуга	Изменения в плодovitости некоторых представителей зоо- планктона. I. <i>Crustacea</i> Райгородских озер	61
Б. Чечуга	Содержание гемоглобина у личинок <i>Tendipes f.l. plumosus</i> L. (<i>Tendipedidae</i>) в Райгородском Озере в разные времена года	93
Е. Фишер	Бактериальный обмен некоторых азото-соединений мелких водоемов окрестностей Варшавы	103
С. Фишер	Влияние некоторых изменений среды на развитие <i>Daphnia</i> <i>magna</i> Straus и личинки <i>Lestes nympha</i> Sel	125

М. Вержбицка		
	<i>Cyclops bohater</i> Koźm. в новом биотопе	143
А. Довгиалло, Е. Фишер		
	Идентификация химическими и микробиологическими методами фиолетовой окраски воды в пруде	159
М. Гейштор		
	Термические условия в литторали озера	171
J. Wiktor		
	Outline of biological conditions of the Szczecin Lagoon's waters	7
S. Bernatowicz, J. Radziej		
	Quantitative studies on the vascular flora of Lake Dobskie	29
B. Czeczuga		
	Changes in fertility of some representatives of the zooplankton. I. <i>Crustacea</i> from the Rajgrodzkie lakes . .	61
B. Czeczuga		
	The haemoglobin content in larvae of <i>Tendipes f. l. plumosus</i> L. (<i>Tendipedidae</i>) in Lake Rajgrodzkie	93
E. Fischer		
	Some types of bacterial metabolism of nitrogen compounds in small bodies of water in the Warsaw district	103
Z. Fischer		
	The influence of some changes of environment on the development of <i>Daphnia magna</i> Straus and the larvae of the Dragon-fly <i>Lestes nympha</i> Sel.	125
M. Wierzbicka		
	<i>Cyclops bohater</i> Koźm. dans le nouveau biotope	143
A. Dowgiałło, E. Fischer		
	Chemical and microbiological identification of the violet water-colouring agent in a pool of Puszcza Kampinoska	159
M. Gieysztor		
	On the thermal conditions of the littoral zone of lakes . .	171

J. Wiktor

Zarys warunków biologicznych Zalewu Szczecińskiego

Otrzymano 17 stycznia 1959

Wstęp

W dotychczasowych publikacjach dotyczących Zalewu Szczecińskiego brak opracowań obejmujących ogólny zarys warunków życia, które się różnią zarówno od warunków życia w jeziorach śródlądowych, jak i od warunków życia w Bałtyku. Praca Neuhausa (1933) nie spełnia tego zadania, gdyż oparta jest jedynie na bardzo fragmentarycznych i krótko trwających obserwacjach. W okresie przedwojennym ukazało się ponadto szereg prac dotyczących bądź poszczególnych grup zwierząt, jak praca Hensena (1887—91) o planktonie i Neubaura (1927) o mięczakach, bądź też opracowania o charakterze ichtiologiczno-rybackim (Neuhaus 1931, 33, 34, 36), Neubaur (1926), Henking (1923), Zimdars (1941).

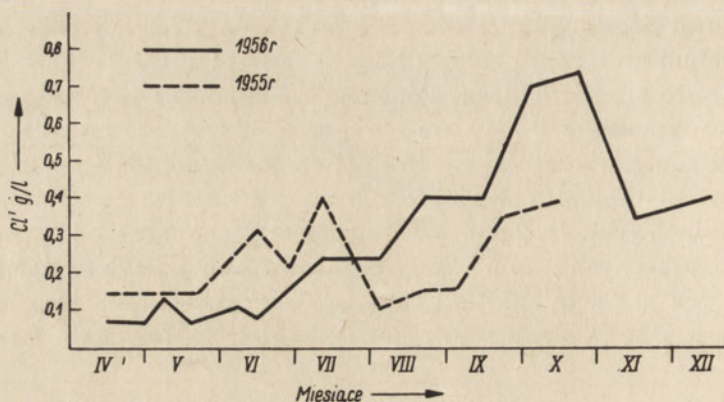
Od roku 1949 do chwili obecnej systematyczne biologiczne i ichtiologiczne badania Zalewu Szczecińskiego prowadzone są przez Oddział Morskiego Instytutu Rybackiego w Świnoujściu. Część zebranych w tym czasie materiałów została opracowana i opublikowana w pracach dotyczących poszczególnych zagadnień (patrz wykaz literatury), część znajduje się w formie częściowo lub całkowicie opracowanych materiałów. Za udostępnienie tych ostatnich składam Kolegom A. Pęczalskiej, D. Zembrzuskiej, K. Wiktorowej i Cz. Żukowskiemu, pracownikom Oddziału MIR w Świnoujściu serdeczne podziękowanie.

Opracowanie niniejsze nie wyczerpuje zagadnienia, jest ono jedynie próbą uogólnienia najbardziej charakterystycznych cech tego mało znanego ogółowi biologów zbiornika słonawowodnego.

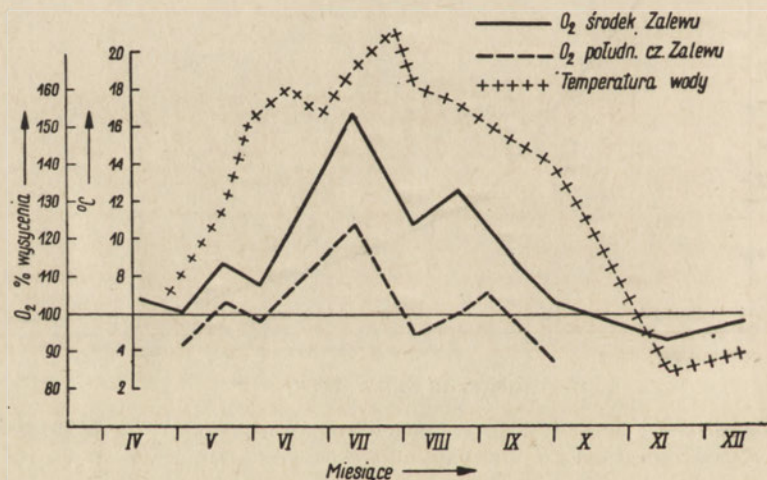
Hydrologiczna charakterystyka Zalewu Szczecińskiego

Zalew Szczeciński powstał w trakcie procesów akumulacji osadów dennych wokół dyluwialnych jąder, stanowiących trzon obecnych wysp: Wolin i Uznam. Proces ten trwający od okresu litorynowego trwa do dzisiaj. W obec-

i przebiegają równoległe ze zmianami temperatury powietrza. Wahania te przebiegają prawie równocześnie we wszystkich warstwach wody, tak że różnice temperatur pomiędzy powierzchnią a dnem są bardzo małe lub brak ich zupełnie i rzadko osiągają wartość 1°C.



Rys. 3. Zmiany zawartości Cl w wodzie środkowej części zalewu w ciągu lat 1955 i 1956 (wg Wiktorowej i Zembrzuskiej)

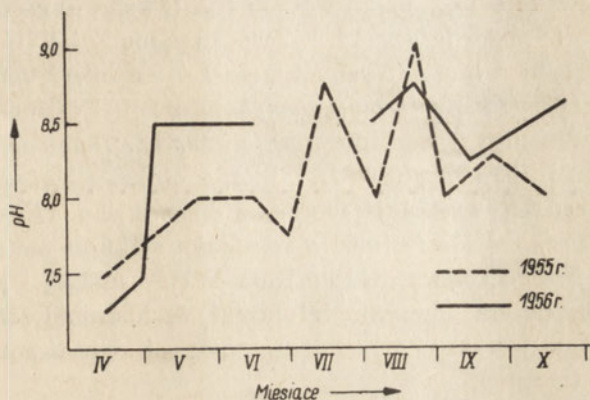


Rys. 4. Procent wysycenia tlenem wód środkowej i południowej części Zalewu Szczecińskiego oraz temperatura wody w ciągu roku 1956 (wg Wiktorowej i Zembrzuskiej)

W zależności od warunków klimatycznych w maju i w czerwcu następuje szybko postępujące ocieplenie się wód, które osiągają swe maksimum termiczne przeważnie w lipcu (rys. 4). Temperatura wód na poziomie 20°C lub nawet nieco wyższa utrzymuje się w ciągu lipca i sierpnia z nieznacznymi

jedynie wahaniami, po czym od września następuje stały i szybki spadek temperatury. W ciągu zimy wody zalewu mają temperaturę bliską 0°C.

W ciągu całego roku we wszystkich warstwach wody panują dobre warunki tlenowe, nie niższe jak 80% wysycenia. Najwyższe wysycenie tlenem



Rys. 5. pH wody środkowej części zalewu w różnych okresach lat 1955 i 1956 (wg W i k t o r o w e j)

obserwuje się w miesiącach letnich, kiedy woda wykazuje z reguły wysycenie przekraczające 100%, a dochodzące często nawet do 200% wysycenia, co wiąże się z bogatym rozwojem fitoplanktonu. Interesujący jest fakt niższego znacznie wysycenia tlenem wód południowej części zalewu w okolicach ujścia Odry. Związane jest to zapewne z większą niż na zalewie właściwym ilością martwych i słabo zmineralizowanych substancji organicznych w wodzie Odry oraz z mniej bogatym rozwojem fitoplanktonu (W i k t o r K., Z e m b r z u s k a D. 1959).

Równoległe z sezonowymi zmianami termicznymi i tlenowymi zmienia się również pH wody od wartości nieco niższej niż 8 w miesiącach zimowych do wartości zbliżonej do 9 w miesiącach letnich. Pozostaje to w związku z absorpcją CO₂ przez organizmy roślinne, rozwijające się bogato w lecie (rys. 5).

Zawartość fosforanów, azotanów, azotynów i innych chemicznych właściwości wód zalewu nie została dotychczas dostatecznie poznana.

Roślinność wyższa

Brzegi zalewu, a szczególnie liczne płytkie zatoki porośnięte są bogatymi zespołami roślinności wyższej. Podobnie jak w większości zbiorników słodkowodnych występują na zalewie trzy typy zespołów roślinnych; zespół

roślinności wynurzanej, zespół roślinności o liściach pływających oraz roślinność podwodna. Poszczególne typy roślinności nie tworzą jednak na ogół regularnych pasów, jak ma to miejsce najczęściej na jeziorach, lecz poszczególne zespoły tworzą nieregularne mozaikowato rozsiiane kępy.

Zespół wynurzony tworzą w zasadniczej swej masie: trzcina pospolita (*Phragmites communis* Tr.), pałka wąskolistna (*Typha angustifolia* L.) oraz sitowie jeziorne (*Scirpus lacustris* L.). Zespół roślinności o liściach pływających tworzą: grzybień biały (*Nymphaea alba* L.), grązel (*Nuphar luteum* L.) oraz grzybieńczyk (*Limnanthemum nympheoides* L.). Roślinność podwodna to najczęściej rdestnice (*Potamogeton perfoliatus* L., *Potamogeton lucens* L., *P. filiformis* L. i *Ceratophyllum L. sp*) oraz osoka aloesowata (*Stratiotes aloides* L.). Rzadziej występuje moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis* Rich.). Największe zarośla roślinne o szerokości kilkuset metrów występują na północnym brzegu zalewu oraz na Roztoce Odrzańskiej i jeziorze Dąbie. Najsilniej narażone na uderzenie fal brzegi wschodnie i zachodnie mają, nie licząc osłoniętych zatok, roślinność ubogą i ograniczoną jedynie do wąskiego pasa trzcin.

Fitoplankton¹

Skład fitoplanktonu ma charakter typowo słodkowodny na prawie całym obszarze (Z e m b r z u s k a D. w druku). Jedynie w kanałach łączących zalew z Bałtykiem występują niekiedy gatunki bałtyckie, dostające się tutaj z wlewami wód bałtyckich. Są to najczęściej *Chaetoceros densus* Cl. oraz *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. W fitoplanktonie zalewu właściwego stwierdzono występowanie 186 form (gatunki i odmiany). Spośród trzech najliczniej reprezentowanych grup glonów, a mianowicie: zielenic, okrzemek i sinic, na szczególną uwagę zasługują dwie ostatnie ze względu na masowy rozwój gatunków wywołujących w pewnych okresach sezonu wegetacyjnego intensywne kwitnienie (rys. 6). W okresie wiosennego szybkiego wzrostu temperatury wody pojawia się zakwit okrzemek, wśród których dominują *Stephanodiscus subsalsus* (A. Cl. Hast.), *Diatoma elongatum* (Lyngb.) Ag., *Asterionella formosa* (Hoss) et *gracillima* (Hanbzsch.) Herib. oraz *Melosira granulata* (Ehr. Rolfs) i *M. varians* (Ag.).

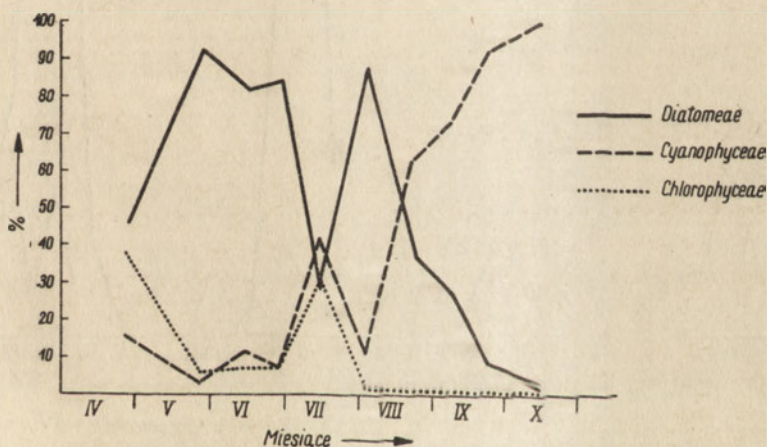
Okres najwyższych temperatur wody w lipcu charakteryzuje spadek ilości planktonu roślinnego. Drugie maksimum rozwojowe fitoplanktonu sieciowego osiąga swój szczyt ponownie we wrześniu przy rozpoczynającym się spadku temperatury wody. Zakwit ten wywołują jednak już sinice, a głównie *Aphanisomenon flos aquae* (L.) oraz *Microcistis aeruginosa* (Kütz)

¹ Pełna lista oznaczonych gatunków oraz sezonowość ich pojawów znajduje się w pracy D. Z e m b r z u s k i e j (w druku).

Elenk. Zielenice, jakkolwiek reprezentowane są przez znaczną liczbę gatunków, w mniejszym stopniu odbijają się na sezonowym charakterze masy fitoplanktonu ze względu na to, że należące tu gatunki nie tworzą nigdy silnych zakwitów. Najczęściej spotykane w tej grupie są gatunki: *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb, *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh, *P. duplex* (Meyen) oraz *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Rolfs, *Coelastrum microporsum* (Naep), *Actinastrum Hantschii* (Lageph).

Najwyższą biomasę planktonu roślinnego tworzą w okresie jesiennym omawiane już sinice, natomiast wiosenny zakwit okrzemek daje mniejszy przyrost masy. W poszczególnych latach, zależnie od warunków klimatycznych, obserwowano różnice w nasileniu zakwitów i przyrosty masy planktonu.

W związku z małą głębokością zalewu i dobrym przemieszaniem się wód brak jest wyraźnego rozwarstwienia pionowego fitoplanktonu. Od ogólnego obrazu dynamiki rozwoju fitoplanktonu odbiegają wody przy ujściu Odry, które są o wiele uboższe pod względem ogólnej ilości fitoplanktonu w stosun-

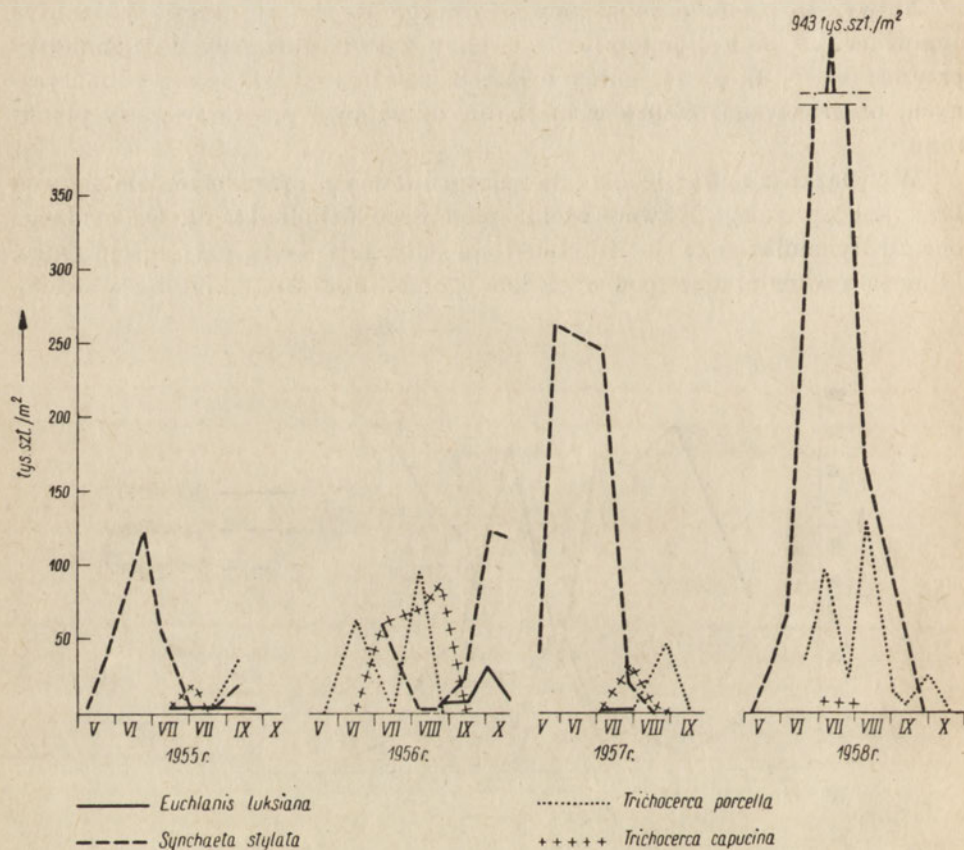


Rys. 6. Procent osobników okrzemek, sinic i zielenic w planktonie roślinnym Zalewu Szczecińskiego w różnych okresach roku 1955 (wg Z e m b r z u s k i e j)

ku do reszty zalewu, poza tym zaobserwowano tam również inne ustosunkowanie ilościowe gatunków, wyrażające się małym udziałem *Diatoma elongatum* (Lyngh) Ag i *Asterionella formosa* (Hoss) oraz brakiem zakwitów sinic, a szczególnie ubogim ilościowo występowaniem *Aphanizomenon flos aquae* (L.). W okresie letnim natomiast rozwijają się tu liczniej *Melosira granulata* (Ehr. Rolf.) i *M. varians* (Ag).

Zooplankton²

Podobnie jak w przypadku fitoplanktonu, ogólny charakter zooplanktonu sieciowego jest słodkowodny (Wiktor K. 1957, Wiktor K. 1959). Jedynym dotychczas stwierdzonym gatunkiem słonawowodnym jest występująca na obszarze całego zalewu, lecz nieliczna, *Eurytemora affinis* Poppe.



Rys. 7. Liczebność pod 1 m² powierzchni zalewu osobników 4 gatunków wrotków w latach 1955—1958. Okres pojawu jak i liczebność osobników tych gatunków są bardzo nieregularne (wg materiałów Wiktorowej)

Cały obszar Zalewu w odpowiadających sobie okresach roku charakteryzuje się jednolitością ilościową, jak również jednolitością składu gatunkowego i wzajemnego ustosunkowania ilościowego gatunków. Od tego ogół-

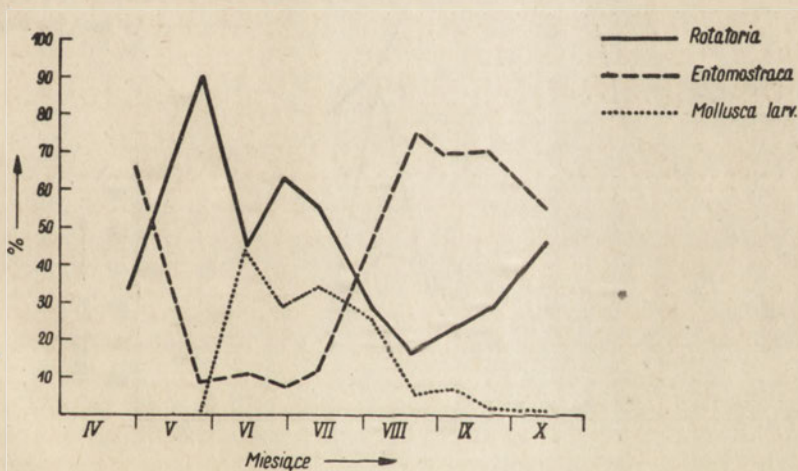
² Pełna lista oznaczonych gatunków oraz sezonowość ich pojawu znajduje się w pracach K. Wiktorowej. Prace MIR (1957, 1959).

nego obszaru wyłączyć należy obszar przyujściowy. Spotyka się tu sporadycznie w okresie silniejszych wlewów wód bałtyckich nieliczne elementy bałtyckie, jak *Evadne nordmani* Loven, *Synchaeta baltica* Ehrbg, *Podon polyphemoides* Leuck., *Aurelia aurita* L., *Pleurobrachia pileus* Müll. Obszar ten jest na ogół uboższy w liczbę organizmów planktonowych i ilość gatunków, szczególnie w okresie wlewów.

W ogólnym obrazie zooplanktonu Zalewu właściwego charakterystyczna jest znaczna liczebność organizmów przy małej liczbie gatunków. Jest to cecha znana i charakterystyczna dla zbiorników przyujściowych (R e t o w s k i 1929, C h a r i n 1957).

W zooplanktonie zalewu wyróżniono 38 gatunków wrotków i 30 gatunków skorupiaków. Wśród wrotków dominują ilościowo gatunki typowe dla lekko zasolonych zbiorników przyujściowych. Gatunki te w odpowiednich okresach roku pojawiają się na zalewie masowo. Są to: *Polyarthra trigla* Ehrbg, *Keratella quadrata* Müller, *K. cochlearis* Gosse, *K. tecta* Gosse. Liczba egzemplarzy *K. tecta* Gosse dochodzi do 1 200 000 sztuk pod powierzchnią 1 m² (rys. 7).

Poza omówionymi gatunkami, które pojawiają się corocznie masowo, istnieją jeszcze gatunki, których masowe pojawy nie są tak stałe. W niektó-



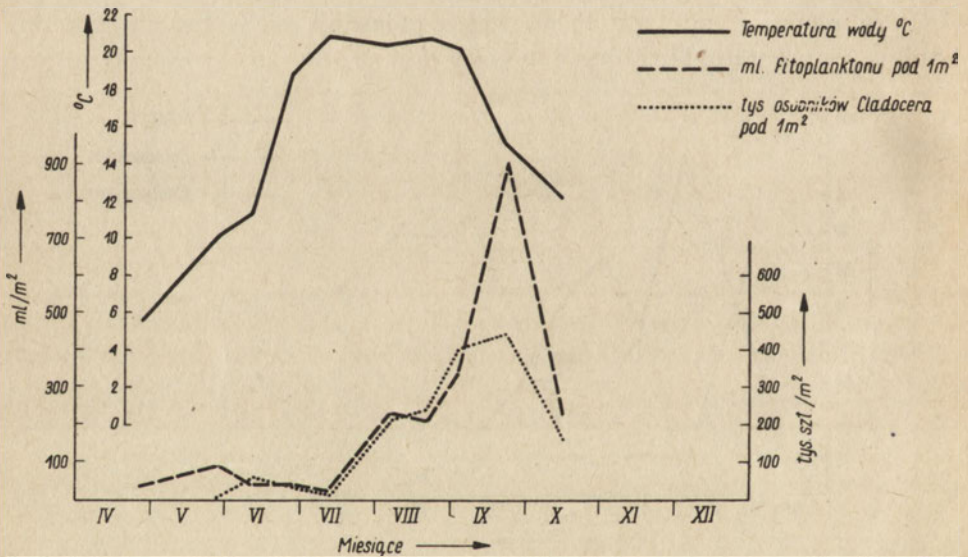
Rys. 8. Procent osobników planktonowych wrotków, skorupiaków i mięczaków w planctonie Zalewu Szczecińskiego w różnych okresach roku 1955 (wg W i k t o r o w e j

rych latach nie pojawiają się one wcale lub w bardzo ograniczonej ilości osobników, w innych zaś masowo. Są to: *Euchlanis luksiana* Hauer, *Synchaeta stylata* (Wierzejski), *Trichocerca porcellus* (Gosse), *Trichocerca capucina* (Wierzejski et Zacharias). (Nie opublikowane dotychczas materiały K. W i k t o r o w e j). Ta nieregularność pojawów związana jest przypuszczalnie z małą stabilnością hydrologiczną zalewu.

Okres najsilniejszego rozwoju wrotków przypada dla większości gatunków na wiosnę i w jesieni. W tych okresach mają swe maksimum *Polyarthra trigla* Ehrbg, *Keratella quadrata* Müller i *K. cochlearis* Gosse. Gatunki wrotków charakterystyczne dla okresu letniego nie rozwijają się zwykle tak licznie. Wyjątek stanowi tutaj *Keratella tecta* Gosse, której masowy pojaw przypada na początek lata i *Synchaeta stylata* Wierzejski, która, jak wspomniano, nie tworzy corocznie masowych pojawów. Ogólnie w zooplanktonie wrotki przeważają nad skorupiakami. Jedynie w okresie zimowym i wczesnowiosennym w skład zooplanktonu wchodzi prawie wyłącznie skorupiaki, głównie *Copepoda* w różnych stadiach rozwoju. Plankton tego okresu jest liczebnie bardzo ubogi.

Natężenie rozwoju *Copepoda* ma miejsce w lipcu i w sierpniu. Najliczniej reprezentowane gatunki to *Cyclops leuckarti* Claus, *C. oithonoides* Sars, *C. strenuus* Fischer (rys. 8).

Cladocera mają w ciągu roku dwa okresy natężenia rozwoju: mniej liczny w czerwcu i znacznie obfitszy w drugiej połowie sierpnia i we wrześniu.



Rys. 9. Liczebność wioślarek (pod 1 m²), objętość fitoplanktonu (wilgotna objętość po 1 m²) oraz temperatura wody w roku 1955 (rys. kombinowany wg Wiktorowej i Zembruskiej)

Późnoletnie maksimum rozwoju zbiega się w czasie z szybkim spadkiem temperatury wody i wzrostem biomasy fitoplanktonu. Czerwcowy pojaw tworzy głównie *Daphne cucullata* Sars, natomiast pojaw późnoletni przede wszystkim *Bosmina coregoni* Baird, *Chydorus sphaericus* Mull. i *Daphne hyalina* Leydig. Obfitość późnoletniego pojawu wydaje się być związana

z zakwitami sinic (rys. 9), gdyż w latach, gdy zakwit był uboższy, *Cladocera* występowały mniej licznie (nie opublikowane materiały K. Wiktorowej).

Poza omówionymi dwoma grupami zooplanktonu w okresie letnim licznie są reprezentowane w planktonie larwy mięczaków, głównie *Dreissensia polymorpha* (Pall.).

Odrębną grupę w planktonie zalewu stanowi *Neomysis vulgaris* (Thompson). Gatunek ten występuje bardzo licznie od wiosny do jesieni, rozwijając w tym okresie kilka pokoleń. Najliczniej występuje w północnych częściach zalewu.

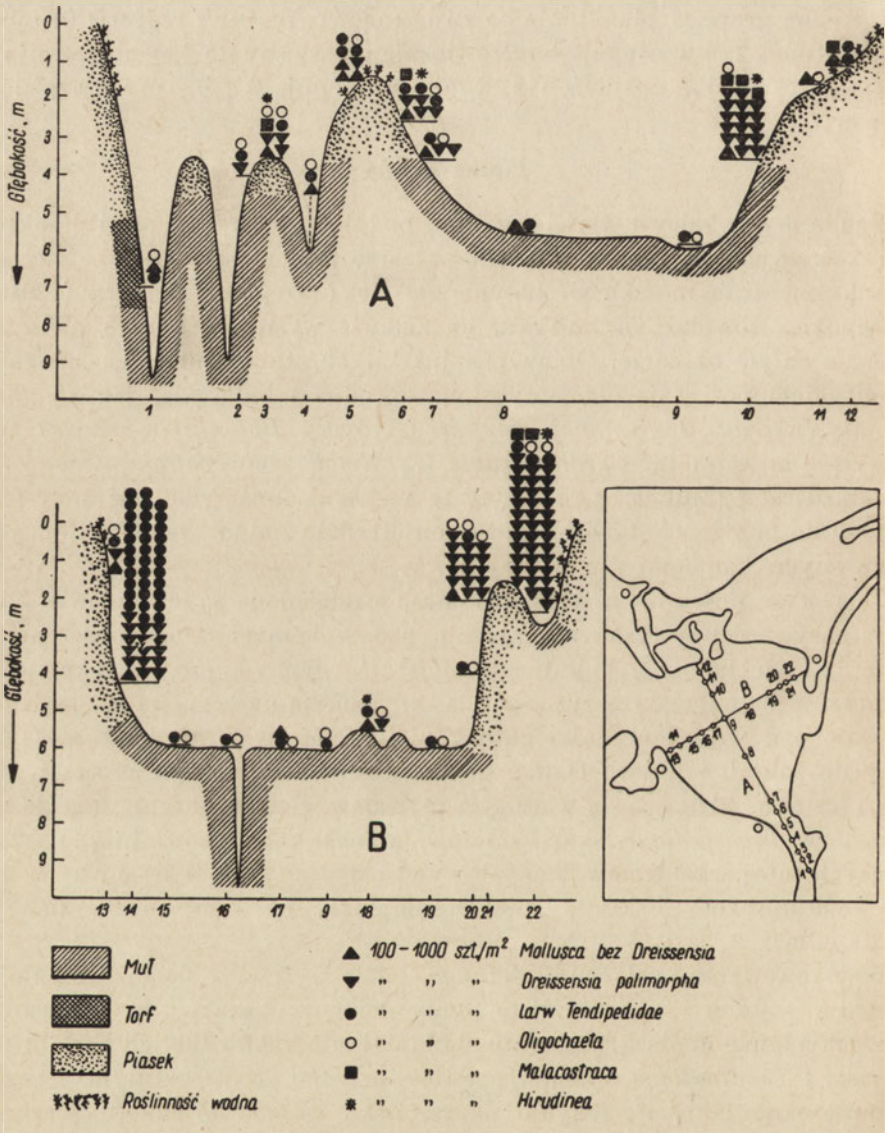
Fauna denna

Fauna denna zalewu właściwego ma, podobnie jak roślinność i plankton, charakter typowo słodkowodny. Na obszarze tym nie stwierdzono żadnego gatunku wyraźnie morskiego. Jedynie gatunek *Corrophium volutator* (Pallas), występujący również na Bałtyku, na zalewie występuje bardzo nielicznie i nie na całym obszarze. Omawiane już kilkakrotnie kanały łączące zalew z Bałtykiem posiadają elementy słonawowodne i bałtyckie, jak *Cyathura carinata* (Kröyer), *Heterotanais oerstedti* (Kröyer), *Balanus improvisus* Darwin, *Mya arenaria* L., *Cardium edule* L., *Embloetonia pallida* Alder i *Nereis diversicolor* (Müller). Organizmy te wykazują dużą zdolność przystosowania do bardzo częstych i o dużej amplitudzie zmian zasolenia, lecz poza omawianymi kanałami nie występują.

Bogactwo ilościowe, a także biomasa uzależnione są na zalewie ściśle od intensywności procesów akumulacji osadów dennych. Uogólniając należy stwierdzić, że tereny o najintensywniejszym czynnym procesie akumulacji odznaczają się największą żyznością, a tym samym najbogatszą fauną denną, zarówno pod względem ilości gatunków, jak też liczby osobników. Ujście Odry do zalewu i jezioro Dąbie, gdzie odbywa się pierwszy proces wytrącania sestonu, odznacza się większym niż zalew właściwy bogactwem ilościowym larw *Tendipedidae*, skąposzczetów, a także mięczaków. Liczba występujących tutaj organizmów dennych wynosi według J. Wiktora (w druku) średnio około 1000 do 2000 egzemplarzy na 1 m², a biosama 100 do 200 g/m².

Środkowe tereny zalewu właściwego, gdzie wytrącają się już drobniejsze elementy sestonu i gdzie muliste osady denne wykazują pewną zawartość H₂S, mają faunę uboższą, obserwuje się mniej mięczaków lub ich brak, a *Oligochaeta* i *Tendipedidae* występują w ilościach 100 do 500 sztuk/m² i tworzą biomasę około 20 g/m². Jedynie naprzeciwko wejścia do kanału, łączącego zalew z Bałtykiem, na obszarze, gdzie następuje w czasie wlewów najintensywniejszy proces mieszania się wód słonych z bardziej wysłodzonymi, obserwuje się większą liczebność fauny dennej (500 do 1000 szt./m²).

Od tego obrazu głębszych, mulistych obszarów zalewu odbijają jaskrawo liczne mielizny piaszczyste, a raczej ich stoki. Procesy akumulacji, w wyniku których te mielizny powstały i stale narastają, zapewniają wyjątkową żyzność tych obszarów, a załamujące się na stokach fale powodują ustawiczne mieszanie się osadów i dobre ich przewietrzanie. Gatunkiem nadającym



Rys. 10. Zagęszczenie na 1 m² dna i skład zoobentosu w zależności od głębokości i charakteru dna. Profile dna A i B oraz miejsca pobranych prób patrz mapka (wg Wiktorowej)

specyficzny charakter tym terenom jest *Dreissensia polymorpha* (Pallas), która tworzy tu ławice o ogromnej ilości egzemplarzy (rys. 10). 10 000 do 35 000 osobników tego gatunku na 1 m² nie należy do rzadkości i biomasa ich dochodzi (bez muszelek) do 3500 g/m², a z reguły przekracza 1000 g/m². Ławice te tworzą się na głębokości 4 do 2 m i zajmują nieraz znaczne obszary. Porowata, gąbczasta struktura tych ławic sprzyja intensywności akumulacji, a czynna działalność małży jeszcze ją wzmacnia i sprzyja mineralizacji substancji organicznych. Jednocześnie struktura ławicy zapewnia doskonale kryjówki dla bardziej ruchliwych zwierząt dennych.

Wymienione warunki sprawiły, że obszary denne zasiedlone przez zespoły *Dreissensia polymorpha* (Pallas) są najbogatsze zarówno pod względem ilości gatunków, jak i ilości egzemplarzy. Obok *Tendipedidae* i *Oligochaeta*, które tu występują w ilościach ponad 2000 egz./m², licznie reprezentowane są także skorupiaki: *Asellus aquaticus* L i *Corophium curvispinum* Sars (do 1000 egz./m²), pijawki i mięczaki (*Gastropoda*). Łącznie ławice *Dreissensia polymorpha* (Pallas), po odliczeniu osobników tego gatunku, posiadają jeszcze od 1000 do 2000 egzemplarzy różnych innych gatunków na 1 m² i są tym samym najbogatszymi żerowiskami ryb.

Grzbiety mielizn nie posiadają już ławic *Dreissensia polymorpha* (Pallas) i są obszarami najuboższymi na całym zalewie. Powodowane jest to zapewne mechanicznym oddziaływaniem fal. Obszary zarośnięte mają faunę denną nieco bogatszą niż obszary niezarośnięte (mięczaki i skorupiaki), ale w badaniach nie objęto fauny żyjącej na roślinach, która jest bardzo bogata.

Ichtiofauna

Ichtiofaunę Zalewu Szczecińskiego należy podzielić na trzy grupy:

- 1) ryby słodkowodne stale bytujące w zalewie,
- 2) ryby wędrownne,
- 3) ryby morskie (bałtyckie) przebywające okresowo w zalewie.

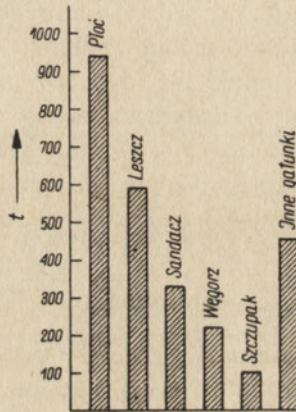
Pierwsza grupa w swoim składzie gatunkowym jest typowa dla nizinnych zbiorników śródlądowych o charakterze eutroficznym. Wśród ryb przemysłowych najliczniej reprezentowana jest rodzina karpiowatych z dominacją ilościową płoci i leszcza. Trzecią pozycję pod względem ilościowym zajmuje sandacz. Bezwzględnie najliczniejszym, jednak nie przemysłowym gatunkiem jest stynka (*Osmerus eperlanus* L.). Wszystkie wymienione wyżej gatunki, aczkolwiek typowo słodkowodne, objawiają w zalewie silną skłonność do okresowych wędrówek i często znaczna ich część (szczególnie w lecie) wywędrowuje z zalewu na Zatokę Pomorską, gdzie żerują w pasie przybrzeżnym.

Ryby wędrownne reprezentowane są przez węgorza, sieję (*Coregonus lavaretus* L.), alozę (*Alosa alosa* L.), certę (*Vimba vimba* L.) oraz bardzo liczniejszego łososia (*Salmo salar* L.).

Ryby morskie, poza stale spotykaną stornią (*Pleuronectes flesus* L.), występują na zalewie przeważnie w związku z większymi wlewami wód bałtyckich i reprezentowane są przez wszystkie prawie gatunki występujące w Zatoce Pomorskiej, a szczególnie przez śledzia i szprota, rzadziej dorsza, belonę i babkę piaskową (*Gobius minutus* Pallas).

W porównaniu z innymi grupami organizmów morskich ryby bałtyckie wykazują największą zdolność przebywania w wysłodzonych wodach zalewu, co związane jest z ich możliwością szybkiej ucieczki w razie pogorszenia się warunków. Grupa ryb morskich w zalewie nie odgrywa w odróżnieniu od grup poprzednich żadnej roli przemysłowej, stanowi jedynie interesujący szczegół faunistyczny.

Zalew Szczeciński jest zbiornikiem żyznym, na co najwyraźniej wskazuje produkcja ryb przemysłowych. Ogólny wylów ryb przemysłowych z polskiej części zalewu wahał się w latach powojennych w granicach od 3700 do 1800 ton, wynosząc średnio około 2400 ton. Odpowiada to średnio wydajności



Rys. 11. Połowy różnych gatunków ryb w Zalewie Szczecińskim (średnia z lat 1948—1957)

48 kg/ha rocznie. W tej masie połowu ryby drapieżne zajmowały około 20%, półdrapieżne około 15% i ryby spokojnego żeru przeważnie denne około 65%. Podstawowa zatem baza pokarmowa ryb zalewu to fauna denna. Plankton jest wykorzystywany bezpośrednio jedynie przez narybek oraz dwa gatunki ryb, nie mające znaczenia przemysłowego: stynkę i ukleję, niezwykle bogato reprezentowane w zalewie. Te dwa gatunki są zatem pośrednikiem w wykorzystaniu planktonu i ich bogactwem wytłumaczyć można wysoki udział ryb drapieżnych w produkcji rybackiej Zalewu Szczecińskiego (rys. 11).

Duża wydajność połowowa zalewu nie jest wynikiem jedynie znacznej liczebności ryb, ale też i szybkości wzrostu poszczególnych osobników.

Badania Pęczalskiej (w rękopisie), Żukowskiego (w rękopisie) i Wiktora (1954, 1957) wykazały u takich gatunków jak leszcz, sandacz, sieja i szczupak nadzwyczaj dobre tempo wzrostu, a u sandacza wręcz rekordowe. Jedynie stynka rośnie wolno, lecz jej liczebność jest ogromna.

Tabela I

Długość ciała (longitudo totalis) sandacza, leszcza, sieji i szczupaka
w Zalewie Szczecińskim w kolejnych latach życia

Wiek	Sandacz	Leszcz	Sieja	Szczupak
I	30	—	26	—
II	39	23	38	34,5
III	51	27	43	43
IV	61	30	46	51
V	64	34	} 50—60	61
VI	66,5	39		73
VII	} 70—80	43	—	92
VIII		46	—	98
IX	—	47	—	101

Należy jednak pamiętać, że skład jakościowy, a szczególnie ilościowy nie jest zależny w zalewie jedynie od czynników naturalnych, ale w dużej mierze podlega on wpływowi gospodarczym. Bardzo intensywna gospodarka rybna na Zalewie nie tylko przerzedza pogłowie, ale wpływa też na ilościowe stosunki pomiędzy pogłowiem różnych gatunków. Wynika to z nierównomierniej eksploatacji różnych mniej lub bardziej wartościowych pod względem gospodarczym gatunków. Obecnie obserwujemy wyraźnie różnice w tych stosunkach zarówno w odniesieniu do lat przedwojennych, kiedy gospodarka rybna miała odmienny charakter, jak również w stosunku do pierwszych lat powojennych, kiedy istniejące pogłowie ryb powstało w warunkach „ugorowania” zalewu w końcowej fazie wojny.

W stosunku do lat przedwojennych połowy przemysłowe wykazują wzrost o około 8 kg z 1 hektara rocznie. Niezależnie od tego obserwuje się odmienny ilościowy skład połowów. Na przykład połowy sandacza wzrosły z 1,7 kg/ha w latach przedwojennych do średnio 7,4 kg/ha w latach powojennych. Jednocześnie połowy stynki spadły ze średnio 7 kg/ha przed wojną do około 1 kg/ha obecnie. Spadek ten nie jest wynikiem braku stynki, lecz niepoła-

wiania jej ze względów ekonomicznych i ochronnych. W wyniku tego liczebność pogłowia tej ryby wybitnie wzrosła. Stynka jest, jak wiadomo (W i k t o r J. 1954), podstawowym gatunkiem pokarmowym sandacza. W związku ze wzrostem zasobów pokarmowych pozostaje przypuszczalnie wzrost pogłowia sandacza.

W latach ugorowania Zalewu powstało nadzwyczaj liczne pokolenie płoci, które w pierwszych latach po wojnie dawało połowy dochodzące do 36 kg/ha. Płoc w okresie narybkowym konkuruje z leszczem. Nadmierny rozwój liczebności płoci spowodował słabe pogłowia leszcza, które w latach wysokich połowów płoci pozwalało na słabe, wynoszące około 7 kg/ha, połowy leszcza. Dopiero po intensywnym odłowieniu płoci i spadku tych połowów do średnio 20 kg/ha, połowy leszcza wzrosły do około 12 kg/ha. Przytoczone tu przykłady oparte są na statystyce połowów przemysłowych, a masa wyłowionych ryb nie jest zależna wyłącznie od ich liczebności w zbiorniku. Dlatego też wnioskowanie przeprowadzone na ich podstawie nie może być ścisłe. Nie można np. stwierdzić, że ponieważ połowy sandacza w latach powojennych wzrosły przeszło czterokrotnie, w takim samym stosunku wzrosła liczebność pogłowia tej ryby. Jednak gdyby wzrosła tylko intensywność połowów, a nie wzrosła liczebność pogłowia, wówczas nastąpiłoby przy tak mocnym wzroście połowów przełowienie stada i naruszenie stada podstawowego. Cech takich jednak nie zaobserwowano, traktując zatem różnice w wysokości połowów jako jedynie przybliżony wskaźnik liczebności pogłowia można stwierdzić, że intensywna gospodarka rybna na zalewie może w znacznym stopniu wpływać na warunki kształtowania się ichtiofauny.

Osobnym zagadnieniem dotyczącym nie tylko ichtiofauny, ale ogólnie warunków życia w zalewie jest sprawa zanieczyszczeń. W ostatnich latach wraz z rozwojem przemysłu w dorzeczu Odry obserwuje się stały wzrost zanieczyszczeń przemysłowych w wodach Zalewu. Jak dotychczas, nie zaobserwowano wprawdzie katastrofalnej zmiany ogółu warunków życia w zalewie, jednak notowano już szereg alarmujących momentów, jak np. sporadyczne, masowe zatrucia ryb w rejonie ujścia Odry, pogarszanie się w tym rejonie warunków tlenowych, a szczególnie w zimie 1957/58 i 1958/59 prześiąknięcie zapachem fenolu ryb łowionych w południowych częściach zalewu do tego stopnia, że stawały się niejadalne. Analizy wody wykonane przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną w Szczecinie wykazały w czerwcu 1958 roku w rejonie Roztoki Odrzańskiej od 0,044 do 0,012 mg/l związków fenolowych, w styczniu 1959 roku od 0,014 do 0,08 mg/l, a w Odrze koło Szczecina 0,035 mg/l. Są to ilości bardzo wysokie zbliżające się do wartości toksycznych dla ryb (0,1 mg/l według H e l f e r a³).

³ F. S i e r p, Die geweblichen und industriellen Anwässer, Berlin 1953.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Charin N. N., 1957. O masowym rozmnożeniu wodnych zwierząt w swiazi s izmieniem faktorow sredy. Żurn. Obszcz. Biol. 12.
2. Czekańska M., 1948. Obszar ujściowy Odry. Monografia Odry, Poznań.
3. Henking H., 1923. Die Fischwanderungen zwischen Stettiner Haff und Ostsee. Ztschr. f. Fisch. 22.
4. Hensen V., 1887. Das Plankton der ostlichen Ostsee und des Stettiner Haffs. 6. Bericht d. Komm. z. Wiss. Unters. der deutschen Meere. Kiel.
5. Neubaur R., 1926. Biologisches und Wirtschaftliches vom Blei (bramis brama) im Stettiner Haff und seinen Nebengewässer. Ztschr. f. Fisch. 24.
6. Neubaur R., 1927. Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht. Ztschr. f. Fisch. 25.
7. Neuhaus E., 1931. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. III. Untersuchungen über den Zander. Ibid. 29.
8. Neuhaus E., 1933. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. I. Untersuchungen über die allg. hydrographischen und biologischen Verhältnisse. Ibid. 31.
9. Neuhaus E., 1934. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. II. Untersuchungen über den Kaulbarsch. Ibid. 32.
10. Neuhaus E., 1936. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. IV. Untersuchungen über die Plotze. Ibid. 34.
11. Pęczalska A., Badania nad sieją (*Coregonus lavaretus*) z Zatoki Pomorskiej i Zalewu Szczecińskiego w latach 1956/58 (w druku).
12. Retowski L., 1929. Materiały do biologii planktonu zbiorników zalewowych na zasadzie badań w delcie Wołgi. Arch. Hydrob. i Ryb. 4 (1/2).
13. Wiktor J., 1954. Analiza stada sandacza na Zalewie Szczecińskim. Prace MIR w Gdyni. 7.
14. Wiktor J., 1957. Wahania połowów sandacza na Zalewie Szczecińskim w latach 1950/55 i ich biologiczne przyczyny. Prace MIR w Gdyni. 9.
15. Wiktor K., 1957. Zooplankton Zalewu Szczecińskiego. Cz. I. Prace MIR w Gdyni. 9.
16. Wiktor K. 1959. Zooplankton Zalewu Szczecińskiego. Cz. II. Prace MIR w Gdyni. 10A.
17. Wiktor J. i K., 1954. Jakościowe i ilościowe badania fauny dennej Zalewu Szczecińskiego. Prace MIR w Gdyni. 7.
18. Wiktor J. i K. Szkic biologiczny polskich Zalewów przybaltyckich. Przyroda Polski Zachodniej (w druku).
19. Wiktor J. Jakościowe i ilościowe badania fauny dennej Zalewu Szczecińskiego. Cz. II. Prace MIR w Gdyni (w druku).
20. Wiktor K., Zembrzaska D. 1959. Materiały do hydrografii Zalewu Szczecińskiego. Prace MIR w Gdyni. 10A.
21. Zembrzaska D. Fitoplankton Zalewu Szczecińskiego. Prace MIR w Gdyni (w druku).
23. Zimdars U., 1941. Die Fischerei des Stettiner Haffs und seiner Nebengewässer geografisch betrachtet. 59/60 Jahrb. d. Pom. Geogr. Ges. Sitz. Greifswald.
24. Żukowski Cz., 1957. Połowy węgorza na Zatoce Pomorskiej i Zalewie Szczecińskim w latach 1948/55. Prace MIR w Gdyni. 9.
25. Żukowski Cz. Badania nad leszczem Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Pomorskiej w latach 1948/56. Prace MIR w Gdyni (w druku).

Я. В и к т о р

Биологические условия Щецинского Залива

Резюме

Щецинский Залив имеет поверхность 903 км² и среднюю глубину около 4 м. Приток континентальных вод равняется 16 400 м³/час. Независимо от этого, залив дополняется трудноопределяемым количеством балтийских вод. В воде залива содержание солей небольшое в среднем 0,4 г/л Cl'. Более высокая, но очень изменчивая соленость каналов соединяющих Залив с Балтийским Морем, особенно Свины (рис. 2). Последствием большой поверхности воды при небольшой глубине является очень высокое содержание кислорода (рис. 4.) а также отсутствие термической и химической стратификации.

Небольшая глубина способствует кроме этого быстрым изменениям температуры (рис. 4) в соответствии с колебаниями температуры воздуха. рН воды высокий в течение целого года (рис. 5) и достигает максимального значения (около 9) в летних месяцах во время интенсивного развития фитопланктона.

Хорошо развитая линия берега и мелкие прибрежные области обеспечивают хорошие условия развития полос сосудистой растительности в областях не подвергаемых прямому воздействию волн. Фитопланктон типично пресноводный, только лишь временно появляются в ограниченном количестве балтийские элементы (*Chaetoceros densus* Cl. i *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. попадающие сюда с притоком балтийских вод. В течение года наблюдается большая изменчивость видового состава фитопланктона. От весны до осени развиваются поочередно: первые *Bacillariophyta*, затем *Chlorophyta* а наконец *Cyanophyta*. В области устья Одры наблюдается слабое развитие фитопланктона и иной состав доминирующих видов.

Зоопланктон тоже имеет пресноводный характер. Солоноватоводными элементами являются только *Eurytemora affinis* Poppe, выступающие в Заливе в небольшом количестве, а также многочисленные *Neomysis vulgaris* Thompson. Только лишь в Свине встречаются спорадически балтийские виды планктона.

Для планктона Залива характерный большой численный перевес колорваток над ракообразными, а также небольшое число видов при очень большом количестве особей. Так как и в случае фитопланктона имеет место четко выраженная сезонность развития зоопланктонных групп (рис. 8). Найдены виды, которые появляются в большом количестве ежегодно, а также виды, которых массовые появления не выступают

ежегодно (рис. 7). Массовое развитие ветвистоусых связано, вероятно, с развитием *Cyanophyta*, главным образом *Aphanisomenon flos aquae* L.

Зообентос пресноводен, только в Свине встречается примесь балтийских видов. Биомасса донных животных различна в разных областях и колеблется от 20—3500 г/м². Эти большие различия зависят от характера дна, глубины и от интенсивности осаждения биогенных веществ (рис. 10).

На илистом дне главным образом выступают личинки *Tendipedidae* и *Oligochaeta*, на песчаном дне — *Mollusca*. Наиболее богатую донную фауну имеют стоки мелей, где преобладают *Dreissensia polymorpha* Pallas.

Области илистого дна, находящиеся ближе устья Одры, имеют количественно более богатый зообентос, чем илистое дно собственного Залива. Ихтиофауна Залива состоит из видов пресноводных водоемов. Периодически встречаются немногочисленные представители балтийских видов, не имеющих однако промыслового значения. Наиболее важными промысловыми видами являются: судак, лещ, плотва и угорь (рис. 11). Рыбная производительность равна 48 кг/га. Большинство промысловых рыб отмечается хорошим темпом роста (за исключением корюшки) (таб. 1). Тревожным является, наблюдаемое за последние годы, увеличение загрязнения вод Залива, особенно производными фенола.

Список рисунков

- Рис. 1. Разделение польской части Залива на зоны с разной соленостью
- Рис. 2. Содержание ионов хлора в донных слоях воды Щецинского Залива в зависимости от расстояния от Балтики
- Рис. 3. Изменения в содержании ионов хлора в воде средней части Залива в течение 1955—1956 годов (по Викторовой и Зембжуской)
- Рис. 4. % насыщения кислородом вод средней и южной части Залива (по Викторовой и Зембжуской)
- Рис. 5. рН воды средней части Залива в разных периодах в 1955—1956 годах (по Викторовой)
- Рис. 6. % особей диатомей, синих и зеленых водорослей в растительном планктоне Щецинского Залива в разных периодах 1955 г (по Зембжуской)
- Рис. 7. Количество особей 4 видов коловраток под 1 м² поверхности Залива в 1955—1956 г (по Викторовой)
- Рис. 8. Процентное соотношение коловраток ракообразных и моллюсков в планктоне Щецинского Залива в 1955 г. (по Викторовой)
- Рис. 9. Количество ветвистоусых (под 1 м²), объем фитопланктона (влажный объем под 1 м²), температура воды в 1955 г. (Комбинированный рисунок по Викторовой и Зембжуской)
- Рис. 10. Состав и количество зообентоса на 1 м² дна в зависимости от глубины и характера дна (смотри карту Викторовой)
- Рис. 11. Уловы разных видов рыб в Щецинском Заливе (средняя за 1948—1957 годы)

J. Wiktor

Outline of biological conditions of the Szczecin Lagoon's Waters

Summary

The mean depth of the Szczecin Lagoon, whose surface measures 903 km² is ca 4 m. The contribution of continental waters is calculated to 16 400 m³/h. Moreover the Lagoon is supplied with a quantity of Baltic sea-water difficult to determine. The Lagoon's salinity is low (Figs. 1—3) and amounts to an average of 0,4 g/l Cl'. The canals connecting the Lagoon with the Baltic Sea and especially Swina (Fig. 2) have in general a higher but very variable degree of salinity. The shallowness of the Lagoon's waters and their large surface are cause of a very good oxygen content (Fig. 4), a lack of thermal and chemical stratification, as well as abrupt temperature changes (Fig. 4), parallel to the oscillation of temperature of the air; the water's pH is in the course of the year rather high, reaching its highest value (ca 9) in the summer months, at the time of a strong development of Phytoplankton.

The indented shore-lines and shallow coast areas provide good conditions to higher flora zones in regions not directly exposed to the operation of waves.

The Phytoplankton has a typical freshwater character. Limited quantities of Baltic elements: *Chaetoceros densus* Cl. and *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. appear here only periodically brought by the pouring in of Baltic Sea waters. In the course of the year a considerable variety of composition in the Phytoplankton species may be observed (Fig. 6). From early spring to late autumn successive blossoming is to be noted: first Bacilariophyta, then Chlorophyta and finally Cyanophyta. At the Odra's estuary a meager growth of Phytoplankton and a different composition of prevailing species takes place.

The Zooplankton has also a freshwater character. The only sea-water elements are *Eurytemora affinis* Poppe, appearing in small quantities in the Lagoon and numerous *Neomysis vulgaris* Thompson. Only in Swina do we now and then find Baltic species of Plankton. A predominance of Rotifers in comparison to Crustacea and the small quantity of species by a large number of individuals are characteristic for the Lagoon's Plankton. Similar to the case of Phytoplankton the groups of Zooplankton develop in a manner distinctly connected with the seasons (Fig. 8). Species appearing every year in large quantities and others whose great abundance does not appear every year (Fig. 7) have been noted. The mass development of Cladocera is probably connected with the growth of Cyanophyceae (Fig. 9), mostly *Aphanisomenon flos aquae* L.

The Zoobentos has a freshwater character, only in Swina some sea-water species may be found. The biomass of bottom animals is various in different areas and oscillates from 20—3500 g/m². This considerable divergence depends of the bottom's character, of the water's depth and of the precipitation of biogenic substances (Fig. 10). In slimy bottoms it is the Tendipendidae larvae and Oligochaeta who prevail, whereas sandy bottoms have a predominance of Mollusca. The richest bottom fauna is to be met on sand-bank slopes where *Dreissensia polymorpha* Pallas prevail. The slimy bottom areas lying nearer Odra's estuary have a quantitatively richer Zoobentos than the slimy bottom of the Lagoon proper.

The Ichthofauna's base in the Szczecin Lagoon are freshwater species typical for lowland fresh water. Scanty individuals of Baltic species may be periodically met. These have however no meaning for industry.

The principal industry fishes are: perch, bream, roach and eel (Fig. 11). Fishing production amounts to 48 kg/ha. The majority of industry fish (with the exception of smelt) is noted for its very good growing rate.

An alarming phenomenon observed in the last years is a steady sewage increase of the Lagoon's waters.

List of Figures

- Fig. 1. Salinity zones in the Polish part of the Szczecin Lagoon
- Fig. 2. Contents of Cl⁻ ions in the bottom layers of the Szczecin Lagoon's waters, in relation to their distance from the Baltic Sea
- Fig. 3. Changes of Cl⁻ contents in the central parts of the Lagoon in the course of 1955 and 1956
- Fig. 4. Oxygen saturation percent of the water in the middle and south part of the Lagoon (according to Wiktor and Zembrzuska)
- Fig. 5. pH of the water in the middle part of the Lagoon in various periods of 1955 and 1956 (according to Wiktor)
- Fig. 6. Percentage of specimens of *Cyanophyceae*, *Diatomeae* and *Chlorophyceae* in Phytoplankton of Szczecin's Lagoon in various periods of 1955 (according to Zembrzuska)
- Fig. 7. Number of individuals of four species of Rotifers below 1 m² of the Lagoon's water surface in 1955—1958 (according to Wiktor)
- Fig. 8. Percentage relation of Rotifers, Crustacea and Mollusca in the Szczecin's Lagoon Plankton, in various periods of 1955 (according to Wiktor)
- Fig. 9. Number of Cladocera (below 1 m² surface), wet volume of Phytoplankton below 1 m² surface and the water's temperature in 1955 (figure combined from Wiktor and Zembrzuska's work)
- Fig. 10. Density and composition of Zoobentos for 1 m² of bottom in relation to depth and character of bottom. Bottom profiles A and B and the spots of sampling — see Wiktor's map
- Fig. 11. Catches of various species of fish in the Szczecin Lagoon (average for the years 1948—1957)

S. Bernatowicz, J. Radziej

Badania ilościowe flory naczyniowej Jeziora Dobskiego

Zakład Gospodarki Jeziorowej IRS w Giżycku

Otrzymano 1 września 1959

Wstęp

W jeziorach, podobnie jak w każdym środowisku wodnym, dwa procesy posiadają szczególnie ważne znaczenie, tj. produkcja związków organicznych i ich mineralizacja (T o ł p a 1956). We wszystkich jeziorach nizinnych, a szczególnie w małych i silnie wypłyconych, roślinność naczyniowa jest głównym producentem materii organicznej wydatnie zwiększając co roku ilość osadów dennych w litoralu i profundalu. Pociąga to za sobą wzrost nasilenia procesów mineralizacji osadów, czego wyrazem jest coraz szybsze zużywanie tlenu prowadzące w konsekwencji do całkowitego zaniku tego gazu w przydennych warstwach wody. Zjawisko to najsilniej występuje w okresach stagnacji powodując przejściowe wyłączenie z produkcji biologicznej pewnych części dna przez znaczną część roku. Wzrastające ubytki tlenu z kolei zwalniają przebieg procesów mineralizacji powodując szybszą akumulację związków organicznych, co pociąga za sobą wypływanie i załadowanie jezior.

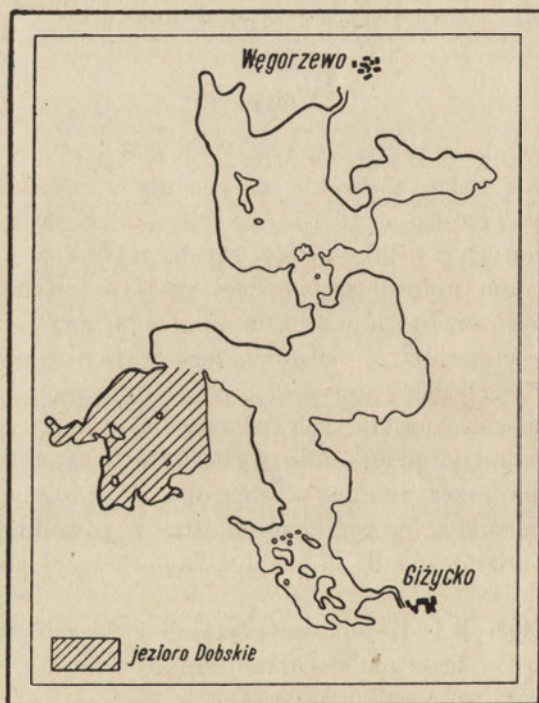
Jedynie w rozległych i stosunkowo płytkich jeziorach, w których wskutek działania wiatru w lecie panuje homotermia i warunki tlenowe zbliżone są do homooksygenii, mineralizacja przebiega stosunkowo szybko i proces gromadzenia się osadów dennych jest wyraźnie zwolniony. Szybki rozkład związków organicznych w tych jeziorach silnie wzbogaca wodę w elementy biogeniczne, co z kolei także wywiera swój wpływ na zbiornik wodny (G a m s 1925, S a u e r 1928, L u t h e r 1951, B u r s c h e 1956, G o r o w i e c 1956).

Stopień oddziaływania na jezioro roślin naczyniowych zależy od ich masy i rozmieszczenia w zbiorniku. Znajduje to odbicie w układzie warun-

ków termicznych, hydrochemicznych w szerokim kompleksie zagadnień biologicznych oraz gospodarczych (technika połowu ryb, walka z zarastaniem, eksploatacja oczeretów w celach przemysłowych i in.).

Flora naczyniowa w jeziorach z biegiem czasu zmienia się pod względem jakościowym i ilościowym. Dotyczy to przede wszystkim roślinności miękkiej w małych i silnie wypłyconych jeziorach (B o r u c k i j — 1949, B e r n a t o w i c z — 1959). Natomiast helofity, jak wynika z badań S z c z e r b a k o w a (1950) i B e r n a t o w i c z a (1959), podlegają tylko nieznacznym wahaniom. W rozległych jeziorach, ze względu na większą masę wody, warunki środowiska są bardziej stabilne niż ma to miejsce w małych zbiornikach, flora więc naczyniowa jest tam względnie stałym czynnikiem.

W ramach pracy kompleksowej na całym systemie jeziora Mamry prowadzone są wielostronne badania dla wyjaśnienia szeregu zjawisk i za-

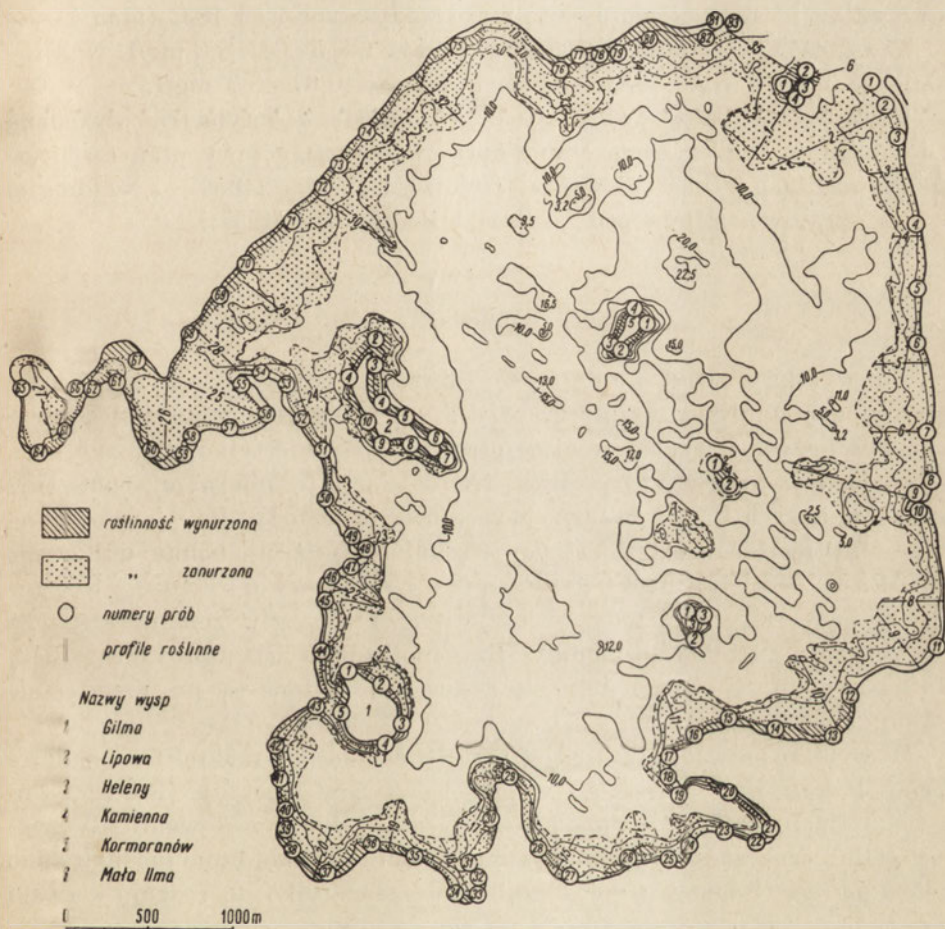


Plan 1. Jezioro Mamry

leżności wpływających na produkcję rybacką; poświęcono także dużo uwagi i florze naczyniowej, przy czym poza sporządzeniem planów rozmieszczenia roślinności naczyniowej w Mamrach, jej zasięgu i składu gatunkowego, postawiono sobie za zadanie opracowanie jej pod względem ilościowym, tj. określenie rocznej produkcji biomasy roślinnej tego jeziora.

Jeziro Mamry składa się z czterech rozległych części połączonych ze sobą. Każda z tych części posiada odmienny charakter pod względem limnologicznym. Z tego względu, a także z powodu rozległości badanego terenu prace florystyczne na każdym basenie Mamr wykonywano osobno. W pierwszej kolejności opracowano zachodnią część Mamr, tj. Jezioro Dobskie (plan 1).

Jeziro Dobskie o powierzchni ogólnej 1719,5 ha (w tym 6 wysp o łącznym obszarze 20,5 ha) jest jeziorem stosunkowo płytkim, gdyż tylko w jed-



Plan 2. Jezioro Dobskie

nym miejscu głębokość dochodzi do 22,5 m. Konfiguracja dna jest bardzo urozmaicona, istnieją liczne, rozległe płycizny śródziężerne.

Maksymalna długość jeziora wynosi 5700 m, a maksymalna szerokość — 4550 m. Rozwój linii brzegowej wyraża się liczbą 2,2. Z wyjątkiem

zatok brzegi jeziora są przeważnie twarde, utworzone z piasków i żwiru, a miejscami z kamieni. Działanie fal na brzegi jest duże. Przy wysokim stanie wody (wiosną) zjawiska abrazji są widoczne przy wschodnim brzegu. Cechą charakterystyczną jeziora są płycizny śródzieżerne utworzone z usypisk żwiru i kamieni oraz w wielu miejscach oczerety wielkojeziorne w znacznej odległości od brzegu.

Przeźroczystość wody waha się od 2,9 m (23.VIII.54) do 6,8 m (22.VI.54). Stratyfikacja termiczna w lecie pod wpływem silnego działania wiatru okresowo znika i wtedy ciepłota całej masy wody wynosi ca 18°C (plan 2).

Zawartość CaO w maju wahała się w granicach 54,0—58,0 mg/l, Na₂O — 10,0—11,5 mg/l, K₂O — 5,0—6,2 mg/l i P₂O₅—0,01—0,3 mg/l.

Pracę wykonano w dwu etapach. W oparciu o batymetrię wykonaną z łodu (1954) w pierwszym etapie opracowano szczegółowy plan rozmieszczenia roślinności naczyniowej w Jeziorze Dobskim (1956), a w drugim etapie opracowano florę pod względem ilościowym (1957).

Metoda

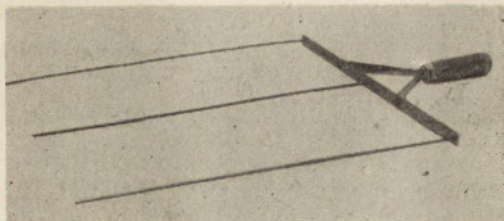
Jak wynika z przeglądu dostępnej literatury, istnieje znaczna ilość prac dotycząca makrofitów wodnych, przy czym uderzająco mało jest opracowań ilościowych flory, a istniejące prace są właściwie tylko przyczynkami. Spowodowane to jest niewątpliwie trudnościami technicznymi pobierania prób ilościowych flory i brakiem wypracowanej metody. Próbowano pobierać próby ręcznie z określonej powierzchni przy użyciu hełmu nurkowego (J u d a y 1924) lub nawet nurkując (S z c z e r b a k o w 1950, K w i t k i e w i c z 1956). Metody te oczywiście nie mogły znaleźć szerszego zastosowania. Istniejące metody fitosocjologiczne (D u R i e t z 1932, S t a r m a c h 1954) nie dały się zastosować, a inne są już przestarzałe (W u n d s c h 1936).

W wyniku prowadzonych od szeregu lat badań nad makrofitami jeziorowymi Pojezierza Mazurskiego wypracowano nowe metody (B e r n a t o w i c z 1960), którymi posłużyłem się w niniejszym opracowaniu. Wszystkie rośliny oznaczano do gatunku, z wyjątkiem ramienic, które potraktowano jako *Charales*. Rogatek i wywłócznik oznaczano tylko do rodzaju z uwagi na trudności rozsortowania prób po wysuszeniu.

R o ś l i n n o ś ć w y n u r z o n a

Próby ilościowe helofitów pobierano po osiągnięciu maksymalnego ich rozwoju, tj. po wykształceniu się kwiatostanów na trzcinie. W miejscu charakterystycznym dla badanego płatu roślinności pobierano kilka repre-

zentatywnych prób. Technika pobierania prób była następująca. W ustalonym miejscu w oczeretach jedna osoba z łódki wkładała do roślinności nad wodą miarkę (fot. 1) o powierzchni $0,25 \text{ m}^2$ ($50 \times 50 \text{ cm}$). Druga osoba zbierała w garść wszystkie łodygi znajdujące się między ramionami miarki, a następnie kosą na długim drzewcu podcinała przy samym dnie rośliny



Fot. 1. Miarka do mierzenia zagęszczenia helofitów

trzymane w ręku. Pobraną próbkę wiązano sznurkiem i etykietowano. Na planie jeziora w skali $1 : 5000$ i w zeszycie zapisywano nr profilu i nr próbki (plan 2). Po zebraniu kilkunastu prób i ścieknięciu z nich wody na brzegu lub w łodzi dokonywano analizy botanicznej. Następnie mierzono długość roślin, liczono je i ważono na wadze uchylniej. Wszystkie uzyskane dane zapisywano w specjalnie przygotowanych rubrykach połowego notatnika. Z każdej pobranej próby robiono wiązkę o długości ca 50 cm i suszono w przewiewnym miejscu (na poddaszu) w ciągu 3 miesięcy, po czym ponownie ważono.

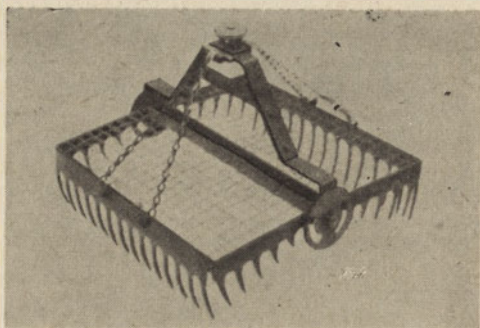
Ilość masy zielonej i suchej (stan suchości siana) przeliczano na 1 m^2 , a następnie w stosunku do powierzchni zajętej przez roślinność wynurzona badanego odcinka linii brzegowej. Obliczanie masy zielonej i suchej dokonano na podstawie uzyskanej powierzchni oczeretów za pomocą planimetra z planu rozmieszczenia flory naczyniowej w jeziorze. Ogółem z Jeziora Dobskiego pobrano 114 prób helofitów, w tym 31 prób wokół wysp.

Roślinność zanurzona

Z uwagi na ogromną różnorodność roślinności miękkiej pod względem jakościowym i ilościowym, próby ilościowe pobierano wzdłuż profili (ciągów) biegnących zgodnie z rozmieszczeniem roślinności na podstawie planu florystycznego jeziora. Zwracano przy tym szczególną uwagę, by przebieg profilu był najbardziej reprezentatywny pod względem florystycznym dla badanej partii jeziora. Wzdłuż profilu, w zależności od jego długości, pobierano próby w ilości 1–8. Próby pobierano chwytaczem Bernatowicza, którego powierzchnia wynosi $0,16 \text{ m}^2$ (fot. 2).

Pobraną próbkę roślinności z dna płukano na siatce, usuwano zanieczyszczenia (muszle mięczaków, drobne kamienie itp.) i wkładano do dziurkowanej torebki pergaminowej, na której zapisywano wszelkie dane dotyczące pobranej próbki.

Po pobraniu pewnej ilości prób przeprowadzono ich analizę botaniczną i osobno ważono różne gatunki roślin. Po zapisaniu wszystkich danych do



Fot. 2. Chwytacz do roślinności

zeszytu próbę wkładano ponownie do torebki, w której odbywało się suszenie do suchości siana. Wysuszone próbki ponownie ważono.

Ogółem wyznaczono na jeziorze 52 profile florystyczne, w tym 18 koło wysp, i pobrano 118 prób roślinności miękkiej.

Charakterystyka makrofitów Jeziora Dobskiego

Brzeg wschodni (od Fuledzkiego Rogu do południowego krańca majątku Fuleda, nr prób od 1—11) jest na całej długości odsłonięty i wystawiony na działanie fal. Silne falowanie przy tym brzegu znajduje odbicie w psammolitoralu i wytworzeniu oczeretów wielkojeziornych. Z tego też powodu na płycznach przybrzeżnych roślinność zanurzona jest szczególnie uboga (plan 2, fot. 3 i 4).

Roślinność wynurzona (tab. I) występuje w rozproszonych stanowiskach o łącznej powierzchni 4,53 ha. W wielu miejscach oczerety wielkojeziorne rozwijają się pasami o szerokości ca 50 m w odległości 50—70 m od brzegu, a miejscami litoral jest zupełnie bez oczeretów. Łączny ciężar roślinności wynurzonej przy tym brzegu w stanie surowym wynosi 173 459 kg (73 077 kg)¹. W przeliczeniu na zajętą powierzchnię stanowi to 38 293 kg/ha (16 131 kg/ha).

¹ W nawiasach masa roślinna po wysuszeniu.

Phragmites communis jest gatunkiem zdecydowanie dominującym przy wschodnim brzegu. Występuje tu w postaci różnej wielkości monogatunkowych kęp często odsuniętych od brzegu. Największe skupisko istnieje koło Fuledzkiego Rogu. Masa surowa wynosi 172 937 kg (72 946 kg). Stanowi to 38 175 kg/ha (16 102 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris występuje tylko w nieznacznej ilości w jednym miejscu (południowy brzeg półwyspu). Masa surowa sitowia jeziornego wynosi tylko 525 kg (131 kg). Z przeliczenia na jednostkę powierzchni wynika 116 kg/ha masy surowej i 29 kg/ha po wysuszeniu.

Roślinność zanurzona (tab. II) w tej partii litoralu występuje na znacznym obszarze wynoszącym 76,8 ha. Profile 1—9. Jednak na płycznach do 3 m jest ona bardzo nieliczna i rozproszona. Jedynie *Potamogeton pectinatus* i *Parvocharacetum* występują na piaszczystych płycznach między oczeretami i brzegiem. Łączna ilość masy zielonej roślinności miękkiej wynosi 146 612 kg (19 029 kg). Przeliczając te liczby na powierzchnię stanowi to średnio 1909 kg/ha (247,7 kg/ha).

Charales rozwijają się zarówno na piaszczystych płycznach przy brzegu na głębokości do 1 m (*Parvocharacetum*), jak w dolnym piętrze litoralu na głębokości do 7 m (*Magnocharacetum*). Najliczniej jednak występują



Fot. 3. Wschodni brzeg jeziora Dobskiego. Przy brzegu oczerety wielkojeziorne, a w dali wyspa Kormoranów

Zestawienie biomasy
Biomass of

Odcinków brzegu Particular shore sectors	Obszar oczere- tów w ha Surface in ha	<i>Phragmites communis</i>				<i>Typha</i>	
		masa zielona fresh mass		masa wysuszona dry mass		masa zielona fresh mass	
		kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
Brzeg wschodni Nr prób 1—11	4,53	172 934	38 175	72 946	16 102		
Brzeg południo-wschodni Nr prób 12—23	12,75	363 436	28 504	161 008	12 628	7 080	555
Brzeg południowy Nr prób 24—29	5,72	118 881	20 783	56 915	9 950		
Brzeg południowo-za- chodni (zat. Dobska) Nr prób 30—43	13,21	214 452	16 234	97 460	7 377	166 220	12 582
Brzeg zachodni Nr prób 44—54	10,92	191 666	17 552	83 132	7 612		
Zatoka Pilwa Nr prób 55—67	17,43	211 554	12 137	97 062	5 568	332 124	19 054
Brzeg północno-zachodni Nr prób 68—83	25,40	439 553	17 305	219 715	8 650		
Wyspa Gilm Nr prób 1—7	2,65	71 800	27 940	33 290	12 562	3 840	1 449
Wyspa Lipowa Nr prób 1—10	9,60	122 122	12 721	59 533	6 201	35 620	3 710
Wyspa Heleny Nr prób 1—3	0,93	9 200	9 892	4 869	5 235		
Wyspa Kamienna Nr prób 1—2	1,22	880	721	455	373		
Wyspa Kormoranów Nr prób 1—4	2,32	32 498	14 007	14 693	6 333		
Wyspa M. Ilma Nr prób 1—4	2,40	27 964	11 651	12 134	5 055		
R a z e m k g T o t a l		1 976 940	—	913 212	—	544 884	—
Średnia w kg/ha Average		—	18 137	—	8 378	—	4 998
Udział gat. w %		71,77		84,69		19,78	
Średnio kg/ha ogólnej powierzchni jeziora (1698,98 ha)		1 163		537		320	

Tabela I

roślin wynurzonych
emergent plants

<i>angustifolia</i>		<i>Schoenoplectus lacustris</i>				Razem			
masa wysuszona dry mass		masa zielona fresh mass		masa wysuszona dry mass		masa zielona fresh mass		masa wysuszona dry mass	
kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha	kg	kg/ha
		525	116	131	29	173 459	38 291	73 077	16 131
1 450	114	9 594	752	2 942	231	380 110	29 812	165 400	12 972
						118 881	20 783	56 915	9 950
36 281	2 745	20 330	1 540	3 711	281	401 002	30 355	137 452	10 405
		33 096	3 030	8 104	743	224 762	20 582	91 236	8 355
66 615	3 821	24 728	1 418	4 785	275	568 406	32 610	168 462	9 665
		69 806	2 748	15 237	599	509 359	20 053	234 952	9 250
724	273	14 440	5 449	3 222	1 215	90 080	33 992	37 236	14 051
6 968	725	20 440	2 129	4 842	504	178 182	18 560	71 343	7 431
		4 971	5 345	927	996	14 171	15 237	5 796	6 232
		24 990	20 483	6 188	5 072	25 870	20 204	6 643	5 536
		2 640	1 137	594	256	35 138	15 145	15 287	6 589
		7 140	2 975	2 271	946	35 104	14 626	14 405	6 002
112 038	—	232 700	—	52 954	—	2 754 524	—	1 078 204	—
—	1 027	—	2 135	—	486	—	25 271	—	9 892
10,39		8,45		4,92		100,00		100,00	
66		137		31		1 621		634	

na głębokości 3—5 m. Masa surowa ramienic wyniosła 57 780 kg (6863 kg). Średnio na 1 ha wyniosło to 752,2 kg/ha (89,3 kg/ha).

Elodea canadensis występuje na głębokości 2—5 m. Ilość masy surowej średnio wynosi 25 760 kg (2772 kg); przy czym ilość jej w różnych miejscach ulega bardzo dużym wahaniom. Przeciętnie na 1 ha wynosi 335,4 kg masy surowej (36,0 kg).



Fot. 4. Brzeg wschodni. Oczeryty wielkojeziorne i drobna trzcina na ławicy przybrzeżnej. W dali wyspa Kamienna w postaci wąskiej smugi

Potamogeton lucens występuje kępami tworząc miejscami spore skupiska. Występuje zwykle na głębokości 1,0—3,5 m. Mimo pospolitości występowania przy tym brzegu masa surowa nie jest duża i wyraża się liczbami 16 250 kg (3787 kg). Na powierzchnię zajętą przez roślinność miękką przypada 215,1 kg/ha (31,1 kg/ha).

Potamogeton perfoliatus występuje podobnie jak *Potamogeton lucens*. Ciężar masy surowej wynosi 13 132 kg, a wysuszonej — 1640 kg, czyli 170,9 kg/ha (39,5 kg/ha).

Potamogeton pectinatus występuje na ławicy przybrzeżnej na dnie piaszczystym przeważnie na głębokości 0,5 m, tworząc podwodne darnie. Globalna ilość masy surowej wynosi 20 840 kg (2600 kg), tj. 271,3 kg/ha (33,8 kg/ha).

Lemna trisulca ze względu na silne działanie fal występuje tylko przy dnie na głębokości poniżej 3 m. Jej masa surowa wynosi 2400 kg (243 kg). W stosunku do powierzchni łąk podwodnych stanowi to 31,2 kg/ha (1,6 kg/ha).

Fontinalis antipyretica występuje przeważnie w dolnym piętrze litoralu między inną roślinnością. Jego masa surowa wynosi 3300 kg (420 kg), tj. 42,9 kg/ha (6,9 kg/ha).

Do innych roślin zanurzonych występujących w mniejszej ilości należą: *Ceratophyllum* sp., *Myriophyllum* sp., *Potamogeton compressus* i *Batrachium circinatum*. Łączna ilość ich masy surowej wynosi 6880 kg (704 kg) stanowiącej 87,2 kg/ha (9,2 kg/ha) (tab. II).

Brzeg południowo-wschodni (od południowego krańca majątku Fuleda po zachodnią część zatoki Rajcocha, nr prób od 12—23) jest w znacznej części zasłonięty od wiatrów. Na ławicy przybrzeżnej jest znaczna ilość osadów dennych, roślinność w wielu miejscach dochodzi do samego brzegu. Z powodu bardzo różnych warunków środowiska szata roślinna przy tym brzegu jest bardzo zróżnicowana.

Roślinność wynurzona zajmuje powierzchnię 12,75 ha rozwijając się w zatokach bardzo bujnie, gdzie dochodzi do samego brzegu. Natomiast w miejscach wystawionych na działanie wiatrów (cypel) występuje w mniejszych ilościach, tworząc oczerety wielkojeziorne. Łączna waga helofitów przy tym brzegu w stanie surowym wynosi 380 110 kg (165 400 kg). Stanowi to 29 812 kg/ha (12 772 kg/ha).

Phragmites communis jest gatunkiem dominującym, który szczególnie bujnie się rozwija w zatoce od strony Fuledy. Dalej na zachód tworzy oczerety wielkojeziorne, a w zatoce Rajcocha występuje z sitowiem jeziornym i pałąką wąskolistną. Masa surowa wynosi 363 436 kg (161 008 kg). Stanowi to 28 504 kg/ha (12 628 kg/ha).

Typha angustifolia występuje w nieznaczej ilości w miejscach zacisznych. Jej masa surowa wynosi 7080 kg (1450 kg), co wynosi 555 kg/ha (114 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris również występuje w niedużej ilości jako domieszka trzciny. Łączna ilość sitowia jeziornego przy tym brzegu wyniosła 9594 kg zielonej masy (2942 kg). Według orientacyjnych przeliczeń na 1 ha wypadło odpowiednio 752 kg (231 kg) (tab. I).

Roślinność zanurzona przy brzegu południowo-wschodnim zajmuje powierzchnię 18,7 ha dochodząc do oczeretów. Globalny ciężar masy

surowej wynosi 57 540 kg (9989 kg). Z przeliczenia na jednostkę powierzchni stanowi to 3072 kg/ha (534 kg/ha).

Elodea canadensis jest najliczniej reprezentowana i najsilniej rozwija się w strefie 1–3 m. Ilość jej wyniosła 22 900 kg masy zielonej (4596 kg). Przeliczając na 1 ha rozpatrywanego litoralu odpowiednie liczby wyniosą 1218 kg i 231 kg.

Potamogeton natans występuje w zatokach za pasem oczeretów. Ilość zielonej masy wyniosła 16 800 kg (2486 kg). Z przeliczenia na 1 ha wypada 891 kg (132,9 kg).

Fontinalis antipyretica stanowi także znaczną pozycję w ilości zielonej masy 5700 kg (1140 kg). Gatunek ten występuje tu w rozproszonych stanowiskach. Na 1 ha rozpatrywanego litoralu wypada 304,8 kg (60,9 kg).

Ponadto w mniejszej ilości występują przeważnie w rozproszonych stanowiskach: *Charales* — masa zielona 2600 kg (273 kg), 140,5 kg/ha (14,6 kg/ha), *Ceratophyllum* sp. — masa zielona 2220 kg (184 kg), 118,8 kg/ha (9,7 kg/ha). *Potamogeton lucens* — masa zielona 4940 kg (889 kg) — 264,1 kg/ha (47,5 kg/ha). *Lemna trisulca* i *Batrachium circinatum* występują w niedużej ilości stanowiąc razem 2380 kg masy surowej i 421 kg po wysuszeniu. Wynosi to po przeliczeniu 127,2 kg/ha (22,5 kg/ha).

Brzeg południowy (od zatoki Rajcocha po cypel Leśny, nr prób 24–29) jest wystawiony na działanie fal, oczerety są stosunkowo nieliczne i przeważnie wielkojeziorne. Łąki podwodne miejscami są bardzo rozległe, a przy niektórych partiach brzegu roślinność miękka nie występuje.

Roślinność wynurzona występuje kępami wzdłuż całego brzegu tworząc przeważnie oczerety wielkojeziorne. Składa się wyłącznie z *Phragmites communis*. Powierzchnia zajęta przez roślinność wynurzona wynosi 5,72 ha. Masa surowa — 118,881 kg (20 783 kg). Z przeliczenia na 1 ha wypada masy surowej 20 783 kg/ha (9 950 kg/ha).

Roślinność zanurzona rozwija się na znacznej przestrzeni zajmując 11,1 ha i jest reprezentowana przez pięć gatunków roślin stanowiących w sumie masy zielonej 146,612 kg (19 029 kg). W przeliczeniu na 1 ha wynosi to 13 208 kg masy zielonej, 1714 kg suchej. *Charales* występują najliczniej na głębokości 1–3 m, gdzie ich masa zielona wynosi 3880 kg/ha (441 kg/ha masy suchej). Natomiast w strefie 3–5 m masa zielona spada do 2297 kg/ha (258 kg/ha). *Potamogeton pectinatus* występuje na powierzchni 0,5 ha na płyciźnie przybrzeżnej o głębokości ca 1 m. Masa zielona wyniosła 900 kg (120 kg). W przeliczeniu na 1 ha wyniosło to odpowiednio 1800 kg (240 kg).

Ceratophyllum sp. występuje na głębokości 1–5 m w ilości masy zielonej 2000 kg (312 kg). W strefie 1–3 m masa zielona wynosi 131 kg/ha (13,1 kg/ha), a w strefie 3–5 m 287 kg/ha (57 kg/ha). *Fontinalis antipyretica* spo-

tyka się na głębokości 3—5 m w ilości 1120 kg (168 kg). W przeliczeniu na 1 ha tej strefy wynosi to zielonej masy 287 kg (43 kg).

Lemna trisulca występuje również w strefie 3—5 m i tylko w niektórych miejscach głębiej. Jej masa zielona przy tym brzegu wynosi 3360 kg (280 kg). W stosunku do zasiedlonej przez nią powierzchni wynosi to 861 kg/ha masy zielonej, 71 kg/ha po wysuszeniu.

Brzeg południowo-zachodni (od cypla Leśnego po cieśninę przy wyspie Gilm, nr prób 30—43) jest w znacznym stopniu zasłonięty od działania wiatru, co szczególnie dotyczy zatok. Znajduje to odbicie w silniejszym rozwoju flory naczyniowej pod względem ilości występujących gatunków, zajętej powierzchni i ilości masy roślinnej.

Roślinność wynurzona jest reprezentowana przez trzy gatunki rozwijające się na powierzchni 13,21 ha. Masa zielona na tej powierzchni wyniosła 401 002 kg. W przeliczeniu na 1 ha wynosi to 30 355 kg/ha. Po wysuszeniu 137 452 kg, tj. 10 405 kg/ha.

Phragmites communis w miejscach wystawionych na falowanie tworzy oczerety wielkojeziorne, a w bardziej zacisznych (zatoki) dochodzi do brzegu i jest pomieszana z innymi roślinami. Masa zielona wynosi 214 452 kg, co stanowi 16 234 kg/ha. Po wysuszeniu — 97 460 kg i 7377 kg/ha.

Typha latifolia występuje w rozproszonych stanowiskach i tylko w jednym miejscu tworzy większe jednogatunkowe skupisko o powierzchni 1540 m². Masa zielona wynosi 166 220 kg, po przeliczeniu — 12 582 kg/ha. Masa wysuszona — 36 281 kg i 2745 kg/ha.

Schoenoplectus lacustris występuje nielicznie i w rozproszonych stanowiskach, nie tworząc tu nigdzie zbiorowisk jednogatunkowych. Masa zielona wynosi 20 330 kg, 1540 kg/ha, po wysuszeniu — 3711 kg, tj. 281 kg/ha.

Roślinność zanurzona przy rozpatrywanym brzegu występuje na obszarze 25,8 ha i jest reprezentowana przez 8 gatunków. Występuje ona tu zwarcie dochodząc do oczeretów, a w miejscach pozbawionych twardej roślinności do samego brzegu. Masa zielona jej wynosi 356 860 kg (35 090 kg). W przeliczeniu na 1 ha stanowi to 13 832 kg/ha (1360 kg/ha).

Charales rozwijają się na głębokości 1—3 m, gdzie ich masa zielona wyniosła 152 400 kg, 10 808 kg/ha, a masa sucha 14 684 kg i 1040 kg/ha. Poniżej 3 m ramienice nie występowały. Jest to wyjątkowy przypadek, gdyż *Magnocharaceetum* w tym jeziorze rozwija się w dolnym piętrze litoral, gdzie falowanie słabo dochodzi.

Elodea canadensis występuje głównie w strefie 1—3 m, gdzie jej masa zielona dochodzi do 3418 kg/ha (388 kg/ha). Natomiast na głębokości 3—5 m ilość masy zielonej spada do 274 kg/ha (29 kg/ha). Masa zielona oczarki kanadyjskiej w rozpatrywanym litoral wynosi 51 080 kg (5119 kg).

Ceratophyllum sp. poza ramienicami jest najliczniej reprezentowany w tej części jeziora. Występuje przeważnie w dolnym piętrze litoral; na

głębokości 1—3 m masa zielona wynosi 3404 kg/ha (306 kg/ha), a w strefie 3—5 m wzrasta do 7870 kg/ha (799 kg/ha). Masa zielona przy całym odcinku brzegu wyniosła 130 640 kg (12 762 kg).

Lemna trisulca występuje głównie w silnie zeutrofizowanych zatokach, gdzie grubą warstwą pokrywa dno. Ilość jej masy zielonej wyniosła 22 500 kg (1851 kg). W strefie 1—3 m masa zielona wyniosła 1493 kg/ha (124 kg/ha).

Nuphar luteum występuje nielicznie i tylko w zatokach na głębokości do 1 m. Masa zielona wyniosła 240 kg, 1200 kg/ha i masa sucha 64 kg, 370 kg/ha.

Brzeg zachodni (od cieśniny przy wyspie Glim po cypel półwyspu przy wejściu do zatoki Pilwa, nr prób 44—54) nie tworzy rozległego litoralu. Z powodu wystawienia na działanie wiatrów wschodnich w wielu miejscach występują oczerety wielkojeziorne. Łąki podwodne niezbyt rozległe, jedynie w okolicy Wyspy Lipowej zajmują większe przestrzenie.

Roślinność wynurzona występuje na obszarze 10,92 ha i jest utworzona przez dwa gatunki. Ich masa zielona wynosi 224 762 kg (91 236 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni stanowi to 20 582 kg/ha (8355 kg/ha).

Phragmites communis jest gatunkiem dominującym. Masa zielona wynosi 191 666 kg (83 132 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni masa zielona wynosi 17 552 kg/ha (7 612 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris występuje zwarcie tylko w jednym miejscu o powierzchni około 5800 m². Poza tym rozwija się z dużą domieszką *Phragmites communis*. Masa zielona *Schoenoplectus lacustris* wynosi 33 096 kg (8104 kg), co stanowi 3030 kg/ha (743 kg/ha).

Roślinność zanurzona tworzy łąki podwodne na obszarze 23,7 ha, w których skład wchodzi 7 gatunków roślin. Ich masa zielona wynosi 298 810 kg (24 807 kg). Na jednostkę powierzchni stanowi to 12 608 kg/ha (1047 kg/ha).

Charales występują w dużych ilościach na głębokości 3—5 m. Ich masa zielona przy rozpatrywanym brzegu wynosi 240 710 kg (19 237 kg). W stosunku do zajętej powierzchni stanowi to odpowiednio 16 374 kg/ha (1308 kg/ha).

Elodea canadensis występuje wzdłuż pasa oczeretów na głębokości 1—3 m. Masa zielona wynosi 26 500 kg (3010 kg) i stanowi 2944 kg/ha (334 kg/ha).

Ceratophyllum sp. rozwija się w niedużych ilościach na głębokości 1—3 m. Masa zielona wynosi 500 kg (50 kg). Stanowi to 55 kg/ha (5,5 kg/ha).

Lemna trisulca występuje głównie w strefie 1—3 m, gdzie jej masa zielona wynosi 1900 kg/ha (153 kg/ha), a na głębokości 3—5 m spada do 244 kg/ha (19 kg/ha).

Potamogeton lucens rozwija się na głębokości 3,0—3,5 m w niedużych

ilościach i w rozproszonych stanowiskach. Masa zielona wynosi 136 kg/ha (21 kg/ha).

Potamogeton perfoliatus występuje na głębokości 1—3 m w ilości 888 kg/ha (53 kg/ha).

Batrachium circinatum stwierdzono w niedużej ilości na głębokości 1—3 m. Masa zielona wyniosła zaledwie 44 kg/ha (5,5 kg/ha). Z powodu krótkiego cyklu życiowego tej rośliny istnieje możliwość, że w innym czasie mogła ona występować tu w znacznie większych ilościach.

Z a t o k a P i l w a o powierzchni ca 60 ha głęboko wżyna się w łąd, stanowiąc najbardziej na zachód wysuniętą część jeziora, nr prób 55—67.



Fot. 5. Zachodnia część zatoki Pilwa. Zanikająca część jeziora z roślinami o liściach pływających

Z powodu wąskiego i nieregularnego kształtu działanie wiatru jest tu nieznaczne. Zachodni kraniec jest silnie wypłycony z bardzo dużą ilością osadów dennych, które osiągnęły już poziom ławicy przybrzeżnej. W części przyległej do jeziora oczerety są bardzo silnie rozwinięte i wielogatunkowe. Łąki podwodne bogate i pokrywają całe dno za pasem oczeretów. W krańcowej części zatoki roślinność jest znacznie uboższa pod względem ilościowym i jakościowym. Dno jest przeważnie nagie, brzegi bez oczeretów przechodzą w niedostępne bagna (fot. 5).

R o ś l i n n o ś ć w y n u r z o n a zajmuje powierzchnię 17,43 ha i jest reprezentowana przez trzy gatunki, które występują tu pomieszane ze sobą. Masa zielona oczeretów w całej zatoce wynosi 568 406 kg (168 462 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni ilości te odpowiednio kształtują się 32 610 kg/ha (9665 kg/ha).

Phragmites communis przy wejściu do zatoki występuje bez domieszek innych oczeretów, a w głębi zatoki ze znaczną domieszką *Schoenoplectus lacustris* i *Typha angustifolia*. Mimo występowania na znacznej powierzchni poszczególne rośliny są niezbyt dorodne. Zielona masa wynosi 12 137 kg/ha (5568 kg/ha).

Typha angustifolia występuje przeważnie zwarcie od strony jeziora. Masa zielona kształtuje się w ilości 19 054 kg/ha (3821 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris stanowi tylko domieszkę do innych składników oczeretów. Występuje przy południowym brzegu środkowej części zatoki. Masa zielona wynosi 1418 kg/ha (275 kg/ha).

R o ś l i n n o ś ć z a n u r z o n a jest bardzo bujnie rozwinięta i pokrywa zwartym kobiercem całe dno z wyjątkiem najdalszego odcinka zatoki, gdzie jest nieliczna i składa się wyłącznie ze *Stratiotes aloides* i *Nuphar luteum*. W całej zatoce roślinność zanurzona zajmuje 46,6 ha i składa się z sześciu gatunków. Zielona ich masa wynosi 1 069 626 kg (92 768 kg). W przeliczeniu na 1 ha zarośniętej powierzchni stanowi 22 953 kg/ha (1990 kg/ha).

Charales zdecydowanie dominują. Szczególnie bujnie rozwijają się na głębokości 3—5 m. Hość ich masy zielonej dochodzi tu do olbrzymiej cyfry 51 000 kg/ha (3800 kg/ha). W partiach płytszych (1—3 m) są mniej dorodne i ilość ich masy zielonej wynosi 14 786 kg/ha (1328 kg/ha).

Elodea canadensis jest nieliczna i występuje tylko przy wejściu do zatoki na głębokości 1—3 m w ilościach 520 kg/ha masy zielonej (po wysuszeniu 52 kg/ha).

Ceratophyllum sp. występuje w dużych ilościach w strefie 1—3 m. Ciężar jego masy zielonej wynosi 3461 kg/ha (310 kg/ha).

Lemna trisulca występuje tylko w części zatoki przyległej do jeziora. Spotyka się ją tu na głębokości 1—3 m. Masa zielona wynosi 693 kg/ha (71 kg/ha).

Nuphar luteum najliczniej występuje w końcowej (zachodniej) części zatoki. Jego masa zielona na powierzchnię strefy wynosi 89 kg/ha (10 kg/ha).

Stratiotes aloides w większej ilości występuje jedynie w końcowej części zatoki, gdzie przy brzegu północno-zachodnim tworzy znaczne zbiorowisko. Masa zielona wynosi 32 800 kg/ha (1920 kg/ha).

B r z e g p ó ł n o c n o - z a c h o d n i (od północnego krańca zatoki Pilwy po północno-zachodni cypel położony naprzeciw Fuledzkiego Rogu, nr prób od 68—83) jest wystawiony na silne działanie wiatru. Ławica przy-

brzeżna szeroka, piaszczysta, porośnięta przeważnie dorodnymi oczeretami, których pas miejscami dochodzi do przeszło 100 m szerokości. Miejscami roślinność wynurzona tworzy oczerety wielkojeziorne. Za oczeretami od strony jeziora wskutek silnego działania fal roślinność zanurzona jest uboga i składa się głównie z *Parvocharaceetum*. Natomiast głębiej leżą bardzo rozległe i bogate w roślinność łąki podwodne.

Roślinność wynurzona występuje na obszarze 25,40 ha i jest reprezentowana w zasadzie tylko przez dwa gatunki. Jest ona dorodna, występuje zwarcie tworząc miejscami oczerety wielkojeziorne. Masa zielona oczeretów przy rozpatrywanym brzegu wynosi 509 359 kg (234 952 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni stanowi to 20 058 kg/ha (9250 kg/ha).

Phragmites communis jest gatunkiem dominującym; występuje przeważnie w czystych zbiorowiskach i tylko miejscami z niedużą domieszką sitowia jeziornego, a w paru miejscach ze znikomą domieszką palki wąskolistnej. Masa zielona trzciny pospolitej wyniosła 17 305 kg/ha (8650 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris w większości przypadków występuje bez domieszek innych roślin tworząc rozległe zbiorowiska między trzcina, a tylko nieduża jego ilość jest rozproszona i stanowi domieszkę do trzciny. Zielona masa sitowia jeziornego wynosi 2748 kg/ha (599 kg/ha).

Roślinność zanurzona zajmuje powierzchnię 84,8 ha z czego na strefę 3—5 m przypada ca 60 ha. Szczególnie bogata jest roślinność w dolnym piętrze litoral, gdzie dominują ramienice zarastając zwarcie duże przestrzenie. Masa zielona roślinności zanurzonej przy północno-zachodnim brzegu wynosi 1 039 421 kg (90 841 kg). Na jednostkę powierzchni stanowi to 12 257 kg/ha (1071 kg/ha).

Charales występują wzdłuż całego brzegu na różnych głębokościach litoral poczynając od zewnętrznego pasa oczeretów, przy czym w dolnym piętrze litoral ramienice są najsilniej rozwinięte i głównym ich komponentem jest rogatek. Masa zielona ramienic wynosi 9935 kg/ha (787 kg/ha).

Elodea canadensis przy tym brzegu rozwija się prawie wyłącznie na głębokości 3—5 m. Ilość jej masy zielonej wynosi 6050 kg/ha (677 kg/ha).

Ceratophyllum sp. występuje na głębokości 1—5 m, przy czym w strefie 3—5 m rogatek jest najwięcej. Średnio jego masa zielona wynosi 1250 kg/ha (162 kg/ha).

Potamogeton compressus występuje wzdłuż całego brzegu na głębokości 3—6 m. Mimo iż jest bardzo okazały, nie tworzy większych skupisk, jedynie nieduże jego kępy występują między ramienicami. Jego masa zielona wynosi 136 kg/ha (51 kg/ha).

Potamogeton pectinatus rozwija się za pasem oczeretów na nieznacznej głębokości, a miejscami dochodzi do brzegu znosząc znaczne falowanie towarzyszące niskim ramienicom (*Parvocharaceetum*). Masa zielona rdestnicy grzebieniastej wynosi 118 kg/ha (26 kg/ha).

Potamogeton lucens w rozproszonych stanowiskach występuje wzdłuż całego brzegu w strefie 1—3 m. Masa zielona wynosi tylko 63 kg/ha (15 kg/ha).

Potamogeton perfoliatus podobnie jak rdestnica połyskująca nie tworzy większych skupisk i rozwija się w tej samej strefie. Masa zielona wynosi 105,6 kg/ha (13 kg/ha).

Potamogeton densus. Ten dość rzadki gatunek stwierdzono na głębokości 1—3 m w niewielkich ilościach.

Batrachium circinatum występuje kępami na głębokości 1—3 m. Masa zielona wynosi 121 kg/ha (15,6 kg/ha).

Lemna trisulca zalega dno szerokim pasem na głębokości 1—5 m. Z powodu silnego działania wiatru w oczeretach prawie zupełnie nie występuje. Przypuszczalnie falami jest odoszona z płyczn do miejsc głębszych, gdzie gromadzi się w większych ilościach. Zielona masa wynosi 9,5 kg/ha (0,7 kg/ha).

Fontinalis antipyretica występuje w niewielkich ilościach na skraju łąk podwodnych, na głębokości przeważnie poniżej 5 m. Zielona masa mchu wodnego wyniosła 49 kg/ha (4,8 kg/ha).

W y s p y (Lipowa — 10,7 ha, Gilm — 4,5 ha, Heleny wraz z Kamienną — 6,2 ha, Kormoranów — 0,5 ha, Mała Ilma — 1,5 ha). Na Jeziorze Dobskim znajduje się 6 wysp o łącznej powierzchni 23,4 ha. Zarówno wyspy, jak i szeroki pas otaczających ich oczeretów w dużym stopniu zmniejszają



Fot. 6. Wyspa Kormoranów od zachodniej strony

działanie wiatru na jezioro, co znajduje odbicie w szacie roślinnej całego zbiornika (fot. 6). Roślinność wodna wszystkich wysp na pływaczach przybrzeżnych charakteryzuje się gatunkami odpornymi na silne działanie fal. Przeważa tu *Phragmites communis* przy niedużej domieszce miejscami *Schoenoplectu lacustris*. Za pasem oczeretów roślinność jest raczej uboga — przeważa *Potamogeton lucens* i *Parvocharacetum*. Na głębokości poniżej 3 m panujące stosunki na łakach podwodnych nie odbiegają od sytuacji stwierdzonej przy brzegach.

R o ś l i n n o ś ć w y n u r z o n a wokół wszystkich wysp zajmuje powierzchnię 19,12 ha i składa się głównie z *Phragmites communis*. Łączna ilość masy zielonej wynosi 378 545 kg (150 710 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni stanowi to 19 795 kg/ha (7882 kg/ha).

Phragmites communis otacza zwartym pierścieniem (fot. 6) wszystkie wyspy tworząc miejscami oczerety wielkojeziorne (północno-wschodni brzeg wysp: Lipowej, Kormoranów). Nie tworzy rozleglejszych zwartych skupisk, a przeważnie występuje pomieszana z *Schoenoplectus lacustris*. Szczególnie jaskrawo występuje to przy Wyspie Kamiennej, gdzie na płyciźnie śródjeziornej utworzonej w głównej mierze z kamieni oba te gatunki roślin są przemieszane ze sobą. Masa zielona *Phragmites communis* wokół wysp wynosi 13 831 kg/ha (6693 kg/ha). Ogółem masa zielona wynosi 264 464 kg (127 974 kg).

Schoenoplectus lacustris przeważnie występuje między trzciną, jedynie przy północno-zachodnim brzegu Wyspy Lipowej, nieco przy wschodnim brzegu Wyspy Heleny oraz przy wschodnim brzegu Wyspy Gilm tworzy czyste zbiorowiska. Dobrze znosząc działanie fal w znacznej ilości występuje przy Wyspie Kamiennej. Ogółem masa zielona wynosi 74 621 kg (18 444 kg). W stosunku do powierzchni masa zielona wynosi 3745 kg/ha (964 kg/ha).

Typha angustifolia występuje w nieznacznej ilości w miejscach zasłoniętych, a więc przy zachodnim brzegu wysp: Lipowej i Gilm. Łączna ilość masy zielonej wynosi 39 460 kg (7692 kg). Wielkości te w stosunku do zajętej powierzchni wyrażają się cyfrą 3221 kg/ha (628 kg/ha).

R o ś l i n n o ś ć z a n u r z o n a. W zależności od konfiguracji dna przy jednych wyspach występuje na nieznacznej powierzchni i jest uboga (wyspy: Kamienna, Kormoranów, Heleny), a przy innych (wyspy: Lipowa, Gilm) zajmuje duże przestrzenie 36,9 ha, przy czym w miejscach zasłoniętych od działania fal występuje obficie. Masa zielona roślinności zanurzonej wokół wszystkich wysp wynosi 203 676 kg (20 294 kg). W przeliczeniu na jednostkę powierzchni stanowi to 5520 kg/ha (55 kg/ha).

Charales rozwijają się przeważnie na głębokości 3—5 m. Najliczniej występują koło wysp Lipowej i M. Ilmy. Masa zielona ramienic dookoła wszystkich wysp w przeliczeniu na powierzchnię roślinności zanurzonej wynosi 4171 kg/ha (401,4 kg/ha).

Elodea canadensis za pasem oczeretów występuje na różnych głębokościach litoralu wysp i płyczn śródziornych. Jej masa zielona wynosi średnio 639 kg/ha (61,5 kg/ha).

Potamogeton lucens jest gatunkiem pospolitym na płycznach śródziornych i koło wysp, występuje jednak w stosunkowo niedużych ilościach. Dobrze znosząc falowanie spotyka się go w całym litoralu od płyczn przybrzeżnych do 5 m głębokości. Masa zielona wynosi 41,1 kg/ha (6,9 kg/ha).

Potamogeton perfoliatus występuje podobnie jak *Potamogeton lucens* z tą tylko różnicą, że nie rozwija się na żwirowatym i kamienistym dnie oraz nie znosi zbyt silnego falowania. Masa zielona wynosi 57,7 kg/ha (14,8 kg/ha).

Fontinalis antipyretica stwierdzono w nieznacznej ilości. Zielona masa 4,8 kg/ha (0,3 kg/ha).

Lemna trisulca występuje tylko koło wysp: Gilm i Lipowej. Ilość zielonej masy wynosi 28 kg/ha (2,2 kg/ha).

Polygonum amphibium rozwija się tylko koło Wyspy Lipowej w postaci jednego skupiska. Masa zielona wynosi 21,5 kg/ha (1,7 kg/ha).

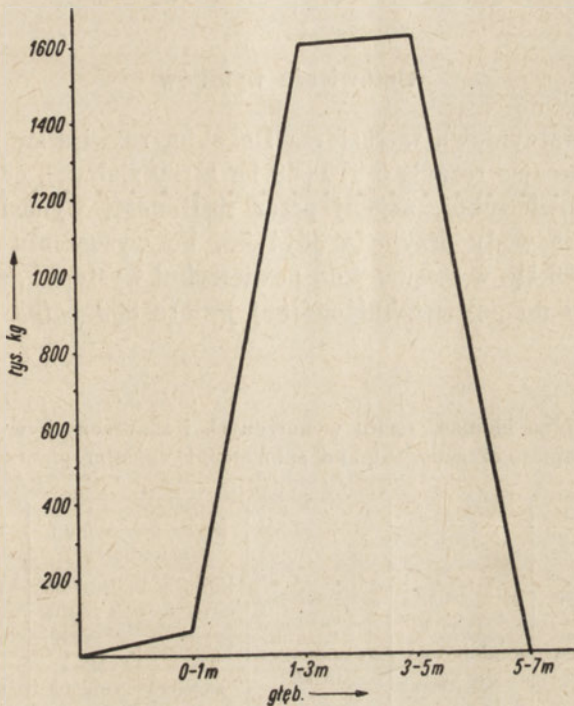
Rozmieszczenie roślinności w jeziorze w zależności od głębokości

W wielkich jeziorach obok przezroczystości wody falowanie jest głównym czynnikiem wpływającym na rozmieszczenie roślinności. Przezroczystość wody z natury rzeczy decyduje o zasięgu dolnego piętra łąk podwodnych, a ruchy wody wpływają na ilość i jakość flory na płycznach przybrzeżnych i śródziornych, przy czym dotyczy to szczególnie otwartych brzegów jeziora. Z uwagi na rozmiar Jeziora Dobskiego (1699 ha), otwartość brzegów oraz dużą długość i szerokość, prawie cały płytki litoral jest narażony na silne działanie fal z wyjątkiem zatok i miejsc zasłoniętych wyspami. Znalazło to odbicie w wytworzeniu się oczeretów wielkojeziornych przy brzegu wschodnim, częściowo południowym i północno-zachodnim oraz przy wschodnich brzegach wysp: Lipowej i Kormoranów. Niszczące działanie fal na płycznach powoduje, że roślinność miękka jest tam reprezentowana prawie wyłącznie przez *Parvocharacetum* i *Potamogeton pectinatus*. Inne gatunki bardziej wrażliwe na falowanie rozwijają się w miejscach zasłoniętych lub głębszych. W strefie od 1—5 m roślinność pod względem ilościowym i jakościowym jest najbogatsza. Poniżej 5 m stwierdzono już tylko 4 formy roślin, w tym jedna (*Lemna trisulca*) pochodzenia przybrzeżnego, przyniesiona falami (tab. III, rys. 1).

Jak wynika z tabeli III, w strefie 0—1 m roślinność miękka rozwija się na powierzchni 4,7 ha, stanowiąc 61 250 kg masy zielonej, a po wysuszeniu 8069 kg. W przeliczeniu na 1 ha wynosi to odpowiednio 13 032 kg/ha i 1716 kg/ha. Składają się na to przeważnie następujące komponenty: *Charales* —

6987 kg/ha (1015 kg/ha). *Potamogeton pectinatus* — 4419 kg/ha (600 kg/ha) i *Stratiotes aloides* — 698 kg/ha (41 kg/ha). Ponadto występują 4 gatunki roślin w niedużej ilości.

W strefie 1—3 m występuje najwięcej gatunków roślin. Rozwijają się one na powierzchni 145,8 ha. Ich masa zielona wynosi olbrzymią cyfrę



Rys. 1. Jezioro Dobskie. Biomasa roślin zanurzonych w tys. kg w poszczególnych strefach głębokości

1 563 842 kg, a po wysuszeniu — 154 078 kg. Stanowi to odpowiednio — 10 726 kg/ha i 1057 kg/ha. Składają się na to głównie: *Charales* — 7237 kg/ha (663 kg/ha), *Ceratophyllum* sp. — 1525 kg/ha i *Elodea canadensis* — 932 kg/ha (119 kg/ha). Pozostałych 8 gatunków występuje w znacznie mniejszej ilości.

Na głębokości 3—5 m roślinność rozwija się na powierzchni 169,1 ha. Stwierdzono tu 10 gatunków roślin stanowiących 1 577 233 kg zielonej masy (134 714 kg). W stosunku do powierzchni stanowi to odpowiednio 9327 kg/ha. i 796 kg/ha. Na tej głębokości zdecydowanie dominowały: *Charales* — 7635 kg/ha (608 kg/ha) obok znacznej ilości *Ceratophyllum* sp. — 918 kg/ha (116 kg/ha) i *Elodea canadensis* — 419 kg/ha (43 kg/ha).

Dolne piętro łąk podwodnych na głębokości 5—7 m zajmuje powierzchnię zaledwie 4,5 ha, na którym rocznie wytwarza się 13 200 kg zielonej masy roślinnej, stanowiącej 792 kg masy suchej. Spośród 4 form roślinnych najliczniej występowały *Charales* — 2666 kg/ha (160 kg/ha) oraz *Elodea canadensis* — 200 kg/ha (10,6 kg/ha). Obok niedużej ilości *Fontinalis antipyretica* — 40 kg/ha (2,6 kg/ha) oraz *Lemna trisulca* — 26 kg/ha (2,6 kg/ha) (tab. III).

Omówienie wyników

Roślinność naczyniowa w Jeziorze Dobskim rozwija się na powierzchni 433,4 ha wytwarzając rocznie 5 970 049 kg masy zielonej, co w przeliczeniu na jednostkę powierzchni, zajętej przez roślinność, wynosi 13 774 kg/ha, a na 1 ha lustra wody przypada 3514 kg. Po wysuszeniu masa roślinna stanowi 1 375 866 kg, w stosunku do powierzchni występowania 3174 kg/ha, a w odniesieniu do powierzchni ogólnej jeziora 809 kg/ha (tab. IV).

Tabela IV

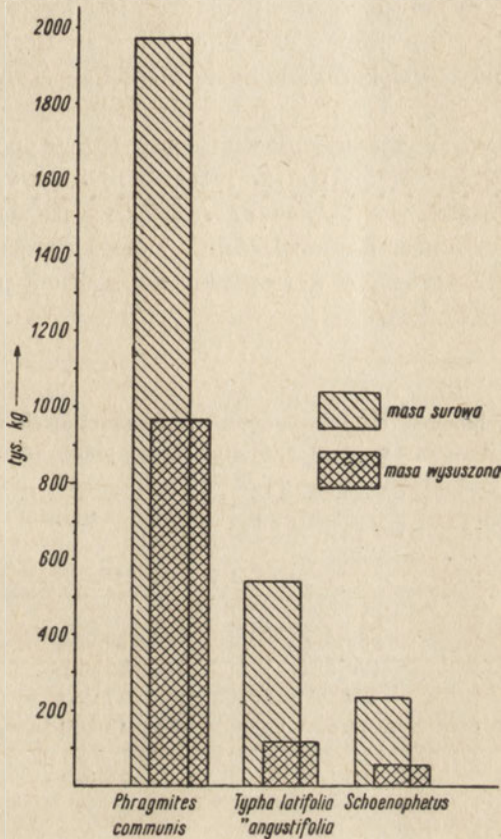
Ogólna biomasa roślin wynurzonych i zanurzonych w kg
Total biomass of emergent and submergent vascular plants in kg

Kategoria roślin Kind of plants	Obszar w ha Surface in ha	Masa zielona w kg Fresh biomass in kg	Masa suszona w kg Dried biomass in kg	Kg/ha powierzchni zarosniętej Kg/ha of the surface covered with plants		Kg/ha ogólnej powierzchni jeziora Kg/ha of the total lake surface	
				Masa zielona Fresh biomass	Masa suszona Dried biomass	Masa zielona Fresh biomass	Masa suszona Dried biomass
				Wynurzone Emergent	109,0	2 754 524	1 078 204
Zanurzone Submergent	324,4	3 215 525	297 662	9 912	918	1 893	175
Razem Total	433,4	5 970 049	1 375 866	35 183	10 810	3 514	809

Roślinność wynurzona występuje na obszarze 109 ha i rocznie wytwarza 2 754 524 kg masy zielonej, po wysuszeniu 1 078 204 kg. Średnio ciężar masy zielonej na 1 ha oczeretów wynosi 25 271 kg, co równa

się 1621 kg na 1 ha powierzchni ogólnej jeziora. Natomiast po wysuszeniu na 1 ha oczeretów wypadło 9892 kg i na 1 ha lustra wody 634 kg (tab. IV).

Wzajemny stosunek ilości masy zielonej i masy wysuszonej poszczególnych gatunków roślin waha się w szerokich granicach. Dla *Phragmites com-*



Rys. 2. Jezioro Dobskie. Roślinność wynurzona. Stosunek masy zielonej do wysuszonej

munis masa sucha wynosi 46,2% masy zielonej, dla *Typha angustifolia* + *T. latifolia* 18,6% i dla *Schoenoplectus lacustris* 22,7% (rys. 2).

Phragmites communis w bilansie roślin wynurzonych stanowi największą pozycję wyrażającą się 71,77% masy zielonej. Najliczniej występuje wzdłuż obu brzegów Jeziora Dobskiego, przyległego do jeziora Labab oraz przy brzegu południowym i zachodnim. Ogólna masa zielona *Phragmites communis* wynosi 1 976 940 kg, co w przeliczeniu na powierzchnię oczeretów wynosi 18 137 kg/ha (8376 kg/ha), w stosunku do powierzchni ogólnej jeziora 1163 kg/ha (537 kg/ha).

Schoenoplectus lacustris, mimo iż liczniej występuje od *Typha angustifolia*, jego masa zielona schodzi jednak na dalszą pozycję wyrażając się tylko 8,45%. *Schoenoplectus lacustris* najliczniej występuje przy zachodnim brzegu, gdzie spotyka się w postaci skupisk jednogatunkowych oraz jako domieszka do *Phragmites communis* i *Typha angustifolia*. Masa zielona *Schoenoplectus lacustris* w całym jeziorze wynosi 232 700 kg, a masa wysuszona 52 954 kg. W przeliczeniu na powierzchnię oczeretów liczby te odpowiednio wynoszą 2135 kg/ha i 486 kg/ha, a na powierzchnię całego jeziora — 137 kg/ha i 31 kg/ha.

Typha angustifolia występuje głównie przy brzegu południowo-zachodnim i w Zatoce Pilwa. Jej udział w bilansie roślin wynurzonych jeziora stanowi 19,78%. Masa zielona *Typha angustifolia* wyraża się liczbą 544 884 kg (112 038 kg). W stosunku do powierzchni zajętej przez oczerety stanowi to 4998 kg/ha (1027 kg/ha), a w stosunku do ogólnej powierzchni jeziora — 320 kg/ha (66 kg/ha).

T a b e l a V

Zestawienie ogólnej biomasy roślin wynurzonych i zanurzonych wg stref głębokości
Total fresh biomass of emergent and submergent plants in different depth

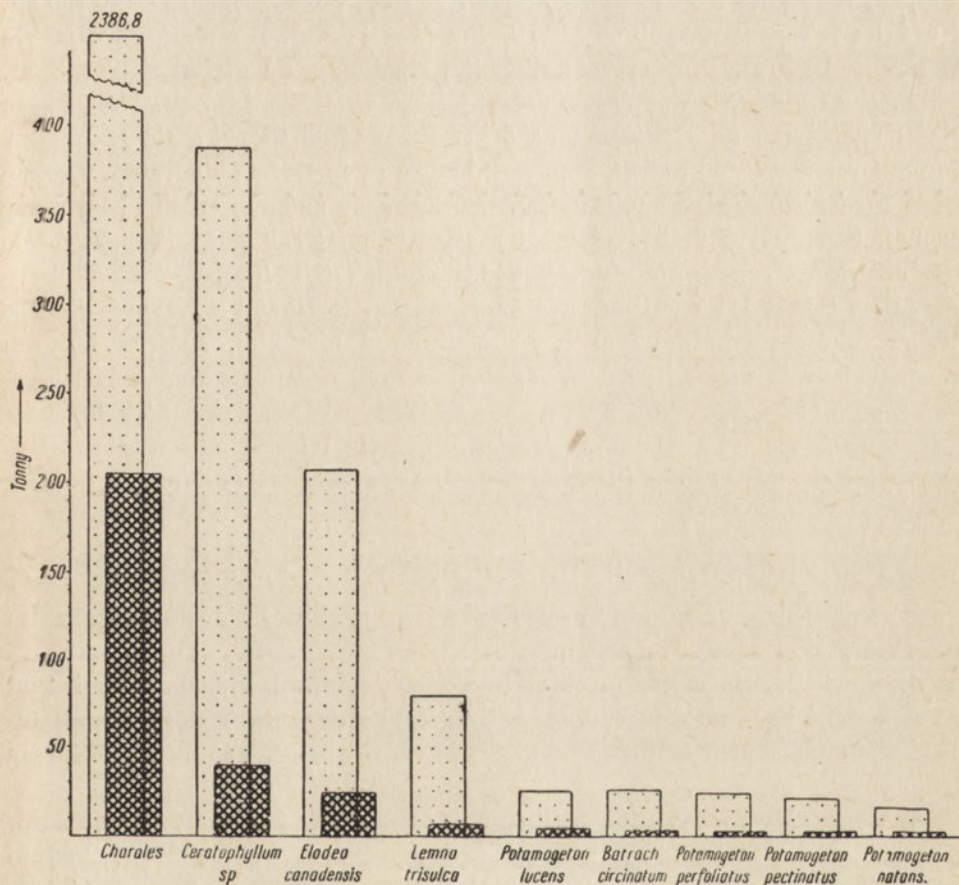
Strefa w m Depth in m.	Powierzchnia strefy w ha Surface in ha.	Biomasa — Biomass	
		kg	%
0—1	69,4	1 729 925	29,0
1—3	190,1	2 649 691	44,4
3—5	169,1	1 577 233	26,4
5—7	4,5	13 200	0,2
Razem Total	433,1	5 970 049	100,0

Roślinność zanurzona zajmuje obszar 324 ha, na którym roczna produkcja zielonej masy roślinnej wyraża się olbrzymią liczbą 3 215 525 kg, a po wysuszeniu 297 662 kg. W stosunku do zajmowanej powierzchni liczby te odpowiednio wynoszą 9912 kg/ha i 918 kg/ha. W stosunku do ogólnej powierzchni jeziora masa zielona stanowi 1893 kg/ha, a wysuszona 175 kg/ha (tab. IV).

Spośród wielu gatunków roślin tworzących łąki podwodne tylko niektóre z nich występują masowo i decydująco wpływają na produkcję masy roślinnej, są to: *Charales*, *Ceratophyllum* sp. i *Elodea canadensis* (tab. III).

Straty podczas wysychania roślinności miękkiej są bardzo wysokie, co szczególnie jaskrawo występuje u *Charales*, u których ilość suchej masy

stanowi tylko 8,5% masy zielonej. Dla pozostałych roślin stosunek ten wyraża się liczbami: *Ceratophyllum* sp. — 10,4%, *Elodea canadensis* — 11,8%, *Lemna trisulca* — 9,0%, *Potamogeton lucens* — 21,2%, *Batrachium circinatum* — 11,5%, *Potamogeton pectinatus* — 12,6%, *P. perfoliatus* — 11,2 i *P. natans* — 14,0% (rys. 3).



Rys. 3. Jezioro Dobskie. Wzajemny stosunek ilości masy zielonej i masy wysuszonej poszczególnych gatunków roślin

Charales należą do najliczniej występujących roślin w Jeziorze Dobskim stanowiąc 74,20% masy roślinnej łąk podwodnych. Rozwijają się w całym litoralu od linii łądu aż po dolne piętra strefy przybrzeżnej. Na płycznach przybrzeżnych dominują tworząc zbiorowiska *Parvocharaceetum*, a niżej stoku występują w postaci rozległych, zwartych skupisk jednogatunkowych osiągając znaczną wysokość — *Magnocharaceetum*. Globalna ilość ramienic w jeziorze wyraża się liczbą 2 386 775 kg masy zielonej i 205 178 kg masy

suchej. W przeliczeniu na 1 ha roślinności zanurzonej wynosi 7360 kg/ha (633 kg/ha). Nawet na 1 ha lustra wody wynosi 1404 kg/ha (120,4 kg/ha) (tab. III).

Ceratophyllum sp. jest drugim co do wielkości komponentem roślinności zanurzonej, wyrażającym się 12,05% masy zielonej. Globalna ilość masy zielonej rogatek w jeziorze wynosi 387 690 kg, po wysuszeniu — 40 160 kg. Na 1 ha łąk podwodnych — 1195 kg/ha (124 kg/ha). Rogatek rozwija się w strefie 1—5 m, przy czym najliczniej występuje na głębokości ca 3 m.

Elodea canadensis występuje wokół jeziora w strefie 1—7 m. Największe ilości spotykano na głębokości ca 3 m. Przeważnie spotyka się ją między innymi roślinami. Skupiska monogatunkowe są nieduże i nieliczne. Łączna ilość *Elodea canadensis* wyniosła 207 686 kg masy zielonej i 24 646 kg masy suchej. Stanowi to 6,45% zielonej masy roślinnej łąk podwodnych, gdzie udział *Elodea canadensis* wyniósł 640,2 kg/ha (76 kg/ha).

Jak z tabeli III wynika, poza omówionymi roślinami występuje jeszcze 13 gatunków roślin należących do roślinności miękkiej, spośród których z wyjątkiem *Myriophyllum* sp., *Nuphar luteum*, *Stratiotes aloides* i *Polygonum amphibium* wszystkie pozostałe występują wzdłuż wszystkich brzegów jeziora w stosunkowo jednak niedużych ilościach. Ich udział w masie roślinnej waha się od ułamka (przeważnie) do paru procent (jeden przypadek).

Streszczenie wyników

Przeprowadzone badania ilościowe flory naczyniowej w Jeziorze Dobskim pozwalają stwierdzić co następuje:

1. Powierzchnia zajęta przez roślinność naczyniową w Jeziorze Dobskim wynosi 433,4 ha, stanowi to 25,9% całkowitej powierzchni jeziora. Na roślinność wynurzoną przypada 109 ha (6,4%) i na roślinność zanurzoną 324,4 ha (19,5%).

2. Całkowity roczny plon roślin naczyniowych w jeziorze w stanie surowym, wyniósł 5 970 049 kg, a w stanie wysuszonym 1 375 866 kg. Średnio na strefy przypada roślinności: poniżej 1 m — 29%, 1—3 m — 44,4%, 3—5 m — 26,4%, 5—7 m — 0,2%. Na 1 ha powierzchni zarośniętej wyniosło 13 774 kg/ha w stanie surowym i 3174 kg/ha w stanie suchym (tab. III i V).

3. Masa surowa roślinności wynurzonej wyniosła 2 754 524 kg, a po wysuszeniu 1 078 204 kg. W przeliczeniu na 1 ha powierzchni zajętej przez roślinność wynurzoną przypada 25 271 kg/ha w stanie surowym i 9892 kg/ha po wysuszeniu (tab. IV).

4. Spośród roślin wynurzonych wyraźnie dominuje *Phragmites communis* — 71,77%, na drugim miejscu znajduje się *Typha angustifolia* — 19,18% i na trzecim *Schoenoplectus lacustris* — 8,45%.

5. Wysokość plonu roślinności zanurzonej w stanie surowym wyniosła 3 215 525 kg, a w stanie suchym — 297 662 kg. W stosunku do powierzchni występowania stanowi to odpowiednio 9912 kg/ha i 918 kg/ha (tab. IV).

6. Udział poszczególnych roślin zanurzonych kształtował się w następujący sposób: *Charales* 74,20%, *Ceratophyllum sp.* 12,05%, *Elodea canadensis* 6,45% i *Lemna trisulca* 2,48%. Wszystkie inne gatunki roślin występowały w ilościach poniżej jednego procentu masy surowej (tab. III).

7. Na pływaczach przybrzeżnych i śródzielnicznych wystawionych na silne działanie fal dominowały *Parvocharacetum* i *Potamogeton pectinatus*. Poniżej stoku, gdzie działanie falowania jest nieznaczne, masowo występowały *Magnocharacetum*, *Lemna trisulca* i *Ceratophyllum sp.* oraz *Elodea canadensis*. Rośliny o liściach pływających (*Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*) oraz *Stratiotes aloides* występowały tylko w zatokach dobrze zasłoniętych od wiatru.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bernatowicz S., 1960. Charakterystyka jezior na podstawie flory naczyniowej. Roczn. Nauk Rol. (w druku).
2. Bernatowicz S. 1960. Metody badania roślinności naczyniowej w jeziorach. Roczn. Nauk. Rol. (w druku).
3. Bernatowicz S., 1952. O kartograficznym oznaczaniu makrofitów wodnych. Wszechświat (1/2).
4. Bernatowicz S., 1959. Zmienność flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim. Pol. Arch. Hydrobiologii, 5 (18) (2).
5. Boruckij E. W., 1949. Izmenienije zaroslej makrofitow w Bielom Oziere w Kosinie s 1888 po 1938 god. Trudy Wsiesojuz. Gidrob. Obszcz., 1.
6. Boruckij E. W., 1950. Matierjaly po dinamike biomassy makrofitow ozier. Trudy Wsiesojuz. Gidrob. Obszcz., 2.
7. Bursche E. M., 1956. Der Wert der Wasserpflanzen als Wassergütemindikatoren. Deutsche Fischereizeitung (6).
8. Durietz G.E., 1932. Vegetationsforschungs auf assoziationsanalytischer Grundlage. Handb. der biol. Arbeitsmethoden. Abt. XI, Teil 5.
9. Gams H., 1925. Die höhere Vegetation. Handb. der biol. Arbeitsmethoden Abt. IX, Teil 2.
10. Gorowiec B. K., 1956. Wodnaja rastitielnost' niekotorych ozier poleskoj nizmiennosti. Bielgosuniw. Trudy kompl. eksp. po izuczeniju wodojomow Polesja. Minsk.
11. Juday C., 1924. Summary of quantitative investigations on Greene Lake Wisconsin. Intern. Revue der ges. Hydrob. und Hydrogr., 12.
12. Kwitkiewicz E. K., 1956. Wysszaja wodnaja rastitielnost' wodojomow pojmy sredniego tieczenija rieki Pripiati. Bielgosuniw. Trudy kompl. eksp. po izuczeniju wodojomow Polesja.
13. Luther H., 1951. Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brakwasser der Ekenas Gegend in Südfinland. Acta Bot. Fennica (49).

14. Sauer F., 1928. Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. Soziologisch — limnologische Untersuchungen. Arch. f. Hydrob. Suppl., 1.
15. Starmach K., 1954. Metody badań środowiska stawowego. Schemat ogólnego opisu rybackiego i hydrobiologicznego stawów rybnych. Biuletyn Nr 2 Zakładu Biologii Stawów PAN.
16. Schiemenz F., 1956. Die Flachheit als entscheidendes Ursache für die Eigenart eines Sees. Z. f. Fisch. u. deren Hilfswiss., 5, H. (7-8).
17. Szczerbakow A. P., 1950. Produktivność przybrzeżnych zaroslej makrofitow Głubokoho oziara. Trudy Wsiesojuz. Gidrob. Obszcz., 2.
18. Tołpa St., 1950. Rośliny naczyniowe jeziora Charzykowo. Cz. I. Inst. Bad. Leśnictwa. Warszawa, PIWR i L.
19. Wundsch H., 1936. Die Arbeitsmethoden der Fischereibiologie. Handb. der biol. Arbeitsmethoden. Abt. IX, Teil 2/II.

С. Бернатович, И. Радзей

Количественные исследования над сосудистой растительностью Добского озера

Резюме

Озеро Мамры состоит из 4 пространных частей соединенных между собой. Каждая из них имеет разный лимнологический характер. По этой причине, а также в связи с пространностью исследуемого озера, флористические исследования в каждой части Мамр были проведены отдельно. В первой очереди разработано западную часть, т. е. озеро Добское (план 1).

Озеро Добское с общей поверхностью 1719,5 га (в том 6 островов с поверхностью 20,5 га) является озером относительно мелким, так как только в одном месте глубина доходит до 22,5 м. Конфигурация дна очень разнообразна, существуют многочисленные мелизны среднозерные. Прозрачность воды колеблется от 2,9 м (23.VIII.1954) по 6,8 м (22.IV.1954). Летом, под влиянием ветра временно исчезает термическая стратификация и тогда температура воды доходит до 18° Ц (план 2).

Работу проведено в 2 этапах. Основываясь на батиметрии сделанной из льда (1954 год) на первом этапе разработано подробный план распределения сосудистой растительности в Добском озере (1956 год), а на следующем разработано растительность в количественном отношении (1957 год).

Количественные пробы жесткой растительности были собраны с помощью мерки о поверхн. 0,25 м² (фот. 1) и пересчитывались на 1 м². Поверхность жесткой растительности обсчитывано с помощью планиметра

и с перемножения получалось количество растительности в кг. Вообще побрано 114 проб. Погруженную растительность брали вдоль профилей с помощью черпака Бернатовича (фот. 2) поверхностью 0,16 м². Вообще побрано 118 проб погруженной растительности из 52 профилей. Ботанический анализ и взвешивание производились на берегу или на лодке. После высушивания на воздухе пробы взвешивались еще раз. Все растения были определены до вида. За исключением лучиц, которые обозначались как *Charales*. В связи с трудностью различения после высушения разных видов *Myriophyllum* и *Ceratophyllum* они обозначались как *Myriophyllum sp.* и *Ceratophyllum sp.* Проведенные исследования в Добском озере дают возможность сделать следующие выводы:

1. Поверхность занятая сосудистой растительностью в Добском озере равняется 433,4 га, что составляет 25,9% общей поверхности озера. На жесткую растительность приходится 109 га (6,4%), на погруженную 324,4 га (19,5%).

2. Общая годовая продукция сосудистых растений равнялась 5 970 049 кг влажного веса и 1 375 866 кг сухого. В среднем на разные зоны глубины растительности приходилось до 1 м 29%, 1—3 м — 44,4%, 3—5 м — 26,4%, 5—7 м — 0,2%. На 1 га обросшей поверхности приходилось 13 774 кг влажного и 3174 кг сухого веса (таб. 3 и 5).

3. Влажная масса жесткой растительности равнялась 2 754 524 кг, сухая — 1 078 204 кг. В пересчете на га поверхности, занятой жесткой растительностью, получается соответственно 25 271 кг/га и 9892 кг/га (таб. 4).

4. Среди жесткой растительности явно преобладает *Phragmites communis* — 71,77%, на втором месте находится *Typha angustifolia* — 19,18% и на третьем *Schoenoplectus lacustris* — 8,45%.

5. Величина продукции погруженной растительности равнялась 3 215 524 кг влажного и 297 622 сухого веса. В отношении к занятой поверхности это составляло соответственно 9912 кг/га и 918 кг/га. (таб. 4).

6. Участие отдельных видов погруженных растений представлялось как следует: *Charales* 74,20%, *Ceratophyllum sp.* 12,05%, *Elodea canadensis* 6,45% и *Lemna trisulca* 2,48%. Все остальные виды растений находились в количествах ниже одного процента влажного веса.

7. На прибрежных и средизерных мелях, подвергаемых сильному действию волн, преобладали *Parvocharaceetum* и *Potamogeton pectinatus*. Пониже обрыва где действие волн незначительно, в массовом порядке выступали *Magnocharaceetum*, *Lemna trisulca* и *Ceratophyllum sp.* а также *Elodea canadensis*. Растения с плавающими листьями — *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans* и *Stratiotes aloides* — выступали только в заливах хорошо защищенных от ветра.

Список рисунков

- Рис. 1. Озеро Добское — Биомасса погруженных растений в отдельных зонах глубины
 Рис. 2. Жесткая растительность. Соотношение влажной и сухой массы
 Рис. 3. Соотношение количества влажной и сухой массы отдельных видов растений
 План 1. Озеро Мамры
 План 2. Озеро Добское
 Фот. 1. Мерка для измерения густоты гелофитов
 Фот. 2. Зарослечерпатель
 Фот. 3. Восточный берег озера Добского. У берега великоозерные очереты, вдали — остров Корморанов
 Фот. 4. Восточный берег. Великоозерный тростник и мелкий камыш на прибережной мели. Вдали остров Каменный в виде узкой черты
 Фот. 5. Западная часть залива Пильва. Исчезающая часть озера с растениями с плавающими листьями
 Фот. 6. Остров Корморанов с западной стороны

S. Bernatowicz, J. Radziej

Quantitative studies on the vascular flora of Lake Dobskie

Summary

Lake Mamry consists of four extensive parts connected with one another, each of them distinct in limnological character. Therefore, as well as owing to the size of the area surveyed, floristic studies were carried out separately for each part. To begin with, Lake Dobskie, i.e., the western part of Lake Mamry was investigated (Map. 1).

Lake Dobskie, 1719,5 hectares in area (including 6 islands covering 20,5 ha), is relatively shallow, since only one spot is 22,5 m. deep. Configuration of the bottom is very diversified, and there are numerous extensive shallows. Transparency of the water varies between 2,9 m (23.VIII.1954) and 6,8 m (22.VI.1954). In summer, owing to strong action of winds, thermal stratification disappears at times, and water temperature is then roughly 18° C (Map 2).

The work was carried out in two stages. In the first stage, from bathymetric data obtained through ice-holes (1954), distribution of vascular flora was mapped in detail (1956), and in the second stage, quantitative aspects were explored and compiled (1957).

Samples of emersed flora were collected with a sampler a 0,25 sqm. in surface (Fig. 1) and calculated per 1 sqm. The area covered by emersed plants was then determined with a planimeter, and total weight was calculated in kg. In all, 114 samples were collected. Submersed plants were collected along profiles with Bernatowicz's sampler (Fig. 2), which covers a surface

of 0,16 sqm. A total of 118 samples were collected from 52 profiles. Botanical analysis and weighing of samples was carried out on the shore or in the boat. The samples were dried in air and weighed again. With the exception of *Charales*, *Myriophyllum*, and *Ceratophyllum*, all other plants were identified according to species.

Quantitative studies on the vascular flora of Lake Dobskie warrant the following conclusions:

1. The area covered by the plants is 433,4 hectares, which is 25,9 per cent of the lake's total area. Emersed plants account for 109 hectares (6,4 per cent), and submersed plants, for 324,4 hectares (19,5 per cent).

2. The over-all annual crop of vascular plants was in crude state 5 970 049 kg, and in dry state 1 375 866 kg.

Bathymetric distribution of plants averaged: at 1 m. or less — 29 per cent, 1—3 m — 44,4 p.c., 3—5 m — 26,4 p.c., 5—7 m — 0,2 p.c. The weight per hectare of overgrown area was 13 774 kg in crude state, and 3 174 kg in dry state (Tabl. III and V).

3. The weight of emergsed plants was 2 754 524 kg in crude state, and 1 078 204 kg in dry state. Calculated per hectare, this makes 25 271 and 9892 kg in crude and dried state respectively (Tabl. IV).

4. Of emergsed plants the most numerous were *Phragmites communis* (71,77 p.c.), *Typha angustifolia* (19,18 p.c.), and *Schoenoplectus lacustris* (8,45 p.c.).

5. The crop of submersed plants was in crude state 3 215 525 kg, and in dry state 297 662 kg, which makes per hectare 9912 and 918 kg respectively (Tabl. IV).

6. Species distribution of the crop of submersed plants was as follows: *Charales* sp. — 74,20 p.c., *Ceratophyllum* sp. — 12,05 p.c., *Elodea canadensis* — 6,45 p.c., and *Lemna trisulca* 2,48 p.c. All other plants accounted each for less than 1 p.c. of crude weight.

7. On littoral and mid-lake shallows, exposed to strong action of the wind, *Parvocharaceetum* and *Potamogeton pectinatus* predominated. Below the slope, where wave action is insignificant, *Magnocharaceetum*, *Lemna trisulca*, *Ceratophyllum* sp., and *Elodea canadensis* occurred in great masses. Plants with floating leaves — *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton natans*, and *Stratiotes aloides* — were found only in well sheltered bays.

Explanation of figures

Fig. 1. Lake Dobskie. Biomass of submersed plants in thousands of kg in particular bathymetric zones

Fig. 2. Emersed flora. Relations between crude and dried mass

Fig. 3. Quantitative relations of crude and dried mass, referring to particular species of plants

- Plan 1. Lake Mamry
Plan 2. Lake Dobskie
Photo 1. Measure for testing halophite density
Photo 2. Sampler for collecting plants
Photo 3. East coast of Lake Dobskie. Along the shore big-lake rushes; in the distance:
Cormoran Island
Photo 4. East Coast. Big-lake rushes and slender reeds along coast bank. In the distance
Kamienna Island, seen as a narrow stretch of land
Photo 5. West part of Bay Pilwa. Disappearing part of lake, with plants having floating
leaves
Photo 6. Cormoran Island, western side

B. C z e c z u g a

Zmiany płodności niektórych przedstawicieli zooplanktonu

I. *Crustacea* Jezior Rajgrodzkich

Zakład Biologii Akademii Medycznej w Białymstoku

Otrzymano 8 września 1959

Wstęp

W ocenie poszczególnych zbiorników wodnych z punktu widzenia ich troficzności dużego znaczenia nabiera zagadnienie płodności poszczególnych gatunków skorupiaków. Tylko wtedy potrafimy ocenić dynamikę poszczególnych populacji, kiedy będziemy znać zmiany płodności, uzależnione od zmian środowiska oraz zmian sezonowych.

Ciekawe obserwacje poczynił w tym kierunku H u t c h i n s o n (1951). Samice widłonoga *Eudiaptomus gracilis* w niektórych jeziorach Danii składają przeciętnie wiosną 25—30 jajeczek, a latem i jesienią tylko 6—8. Natomiast w drugim jeziorze Danii samice tego samego skorupiaka składają wiosną tylko 14—20 jajeczek, a latem 4—5. Podobne wahania w ilości jajeczek H u t c h i n s o n (1951) obserwował w jeziorze Schönsee (Niemcy), gdzie średnia ilość jajeczek u samic *Eudiaptomus gracilis* w kwietniu wynosiła 11, na początku sierpnia 3 i zwiększała się do 5—6 w ciągu zimy.

U samic *Arctodiaptomus bacillifer* w jeziorach Turcji ilość jajeczek waha się w ciągu roku od 2 do 64 sztuk.

Zmiany płodności u samic *Arctodiaptomus bacillifer* i *Acanthodiaptomus denticornis* w jeziorach alpejskich badał R a v e r a i wsp. (1956).

Podczas badań produkcji zooplanktonu jeziora Bodensee-Obersee E l - s t e r (1955) obserwował największą ilość jajeczek u samic *Eudiaptomus gracilis* w okresie luty — kwiecień oraz w grudniu.

R o e n (1955, 1957) prześledził zmiany ilości jajeczek u samic niektórych gatunków *Copepoda* w poszczególnych miesiącach w kilku jeziorach Danii.

Smyly (1957) donosi o płodności i zmianach ilości jajeczek w Windermere u *Canthocamptus staphylinus*. Maksimum jajeczek przypada na miesiąc kwiecień—maj. Ogólną ilość jajeczek *Acanthodiptomus denticornis*, *Mixodiptomus laciniatus*, *Hetercope saliens* w m³ wody w poszczególnych miesiącach podaje Eichhorn (1957) badając dynamikę populacji *Copepoda* Titisee i Feldsee. Ciekawe wahania ilości jajeczek u samic *Arctodiptomus spinosus* var. *fadeevi* obserwowała Mieszkowa (1953) w jeziorze Siewan. U samic tego gatunku średnia ilość jajeczek w kwietniu—maju wynosi 4, w pierwszej połowie czerwca 2 jaja. Maksymalną ilość jajeczek w okresie wiosennym autorka stwierdziła i u innych gatunków tego jeziora, uzależniając te wielkości od ilości znajdującego się w jeziorze pokarmu.

Fragmentaryczne dane o ilości jajeczek u samic *Mesocyclops leuckarti* i *Mesocyclops oithonoides* podaje Ryłow (1948), a u samic *Microcyclops atongae*, *M. varicans bitaenia*, *M. nyasae* oraz *Mesocyclops leuckarti* i *M. vizarae* z jeziora Nyasa — Fryer (1957 b), u samic *Diptomus amblyodon* — Ryłow (1920).

Jeśli chodzi o płodność *Daphnia cucullata*, to fragmentaryczne dane podaje Bening (1941) oraz Czeremisowa (1957, 1958). O płodności *Bosmina longirostris* donosi Bening (1941) oraz Piatakow (1956).

W badaniach nad zmianami ilościowymi zooplanktonu jeziorowego uderza brak ściślejszych danych dotyczących zdolności rozrodczej gatunków i zależności jej od pór roku lub charakteru środowiska.

Słusznie więc pisze Stangenberg (1957): „Próbując określić ilościowo przemiany zooplanktonu w jeziorach oraz wielkość jego rocznej produkcji uprzytomniono sobie, że biologia żadnego jeszcze gatunku zwierzęcia planktonowego nie jest poznana dostatecznie”.

Pragnąc w części uzupełnić braki w naszej znajomości cyklów życiowych skorupiaków planktonowych podjąłem niniejszą pracę, której głównym zadaniem jest zbadanie zdolności rozrodczej kilku gatunków widłonogów i wioślarek częściej spotykanych w planktonie jezior. Do pracy swej wybrałem gatunki dominujące w planktonie Jezior Rajgrodzkich będących od lat kilku przedmiotem moich studiów.

Środowisko, materiał i metodyka

Badalem zmiany płodności samic *Copepoda*: *Eudiptomus gracilis* G.O. Sars, *E. graciloides* Lilljeborg, *Mesocyclops oithonoides* G.O. Sars, *M. leuckarti* (Claus), *Eurytemora lacustris* (Poppe), *Cyclops kolensis* Lilljeborg, *Canthocamptus staphylinus* (Jur.) oraz *Cladocera*: *Daphnia cucullata* G.O. Sars, *Bosmina coregoni* Baird i *Bosmina longirostris* (O.F. Müller) pobranych z jezior: Białego, Rajgrodzkiego, Dręstwo i Krzywego. Jeziora te różnią się

pod względem troficzności i dynamiki życia biologicznego. Ogólne wiadomości o tych jeziorach podałem już w poprzednich pracach (C z e c z u g a, 1958, 1959a). Warto powtórzyć tylko, że Jezioro Białe jest zbliżone do typu jezior oligotroficznych, Rajgrodzkie jest jeziorem typu mezotroficznego, Jezioro Dręstwo jest nieco bogatsze w produkcję w porównaniu do Jeziora Rajgrodzkiego i również zaliczam je do typu jezior mezotroficznych, natomiast Jezioro Krzywe jest eutroficznym zbiornikiem. Dla ogólnej orientacji o troficzności i o dynamice fitoplanktonu jako bazy pokarmowej większości tych skorupiaków podaję ilość chlorofilu, szybkość fotosyntezy fitoplanktonu w wyżej wymienionych jeziorach w danym okresie (tab. I). Dane morfometryczne oraz temperaturę wyżej wymienionych jezior uwidocznią również tabela I. Temperaturę wody mierzyłem w górnej 10-metrowej warstwie wody (latem w epilimnionie) na środku jeziora, gdzie były brane próbki zooplanktonu. Próbkę brałem wiosną, latem i jesienią 1957 roku siatką planktonową (nr gazy 17) z 10-metrowej górnej warstwy (zaciągi pionowe). Próbkę planktonu utrwalane były 4% roztworem formaliny, następnie w pracowni mierzyłem długość osobników (*Copepoda* bez *setae furcales*, *Cladocera* — ogólną długość ciała, oraz u samic *Daphnia* bez *spina*, a u samic *Bosmina* bez *mucro*) poszczególnych gatunków, obliczałem ilość jajeczek oraz ich średnicę (u *Cladocera*: długość i szerokość) u 50 samic każdego gatunku.

Stosując wzory S z c z e r b a k o w a (1952) obliczyłem przeciętną wagę jednego osobnika samic wyżej wymienionych gatunków *Copepoda*, pozwoliło to z kolei obliczyć stosunek wagi jajeczek do wagi ciała samicy. Objętość jajeczek obliczałem wg wzoru $1/6 \pi D^3$. Przyjąłem, że ciężar właściwy plazmy równa się 1,028 (Z o B e l l 1946).

Wyniki badań

Na podstawie przeanalizowanego materiału stwierdzono znaczne wahania w ilości jajeczek u poszczególnych skorupiaków zachodzące w poszczególnych porach roku, a nawet w tej samej porze w różnych jeziorach.

Wyniki tych badań dla poszczególnych gatunków skorupiaków przedstawiają się następująco:

Copepoda

Eudiaptomus gracilis G.O. Sars

Skorupiak ten występuje w trzech tylko jeziorach w dużej ilości. Wymiary długości ciała (bez *setae furcales*) samic *Eudiaptomus gracilis*, oraz zmiany ilości jajeczek w torebkach lęgowych samic w poszczególnych porach roku, a także w poszczególnych jeziorach tej samej pory roku przedstawia tabela II.

Tabela I

Powierzchnia, maksymalna głębokość, temperatura, przezroczystość, ilość chlorofilu oraz asymilacja fitoplanktonem glikozy badanych jezior

Maximal depth, surface, temperature, transparency, chlorophyll content and assimilation of glucose in examined lakes

Jezioro Name of lake	Maksymalna głębokość w m Maximal depth in m	Temperatura średnia Temperature in °C (mean)				Przezroczystość w m Transparency in m	Ilość chlorofilu* w mg/m ³ Chlorophyll in mg/m ³	Asymilacja gli- kozy* g/m ² /doła Assimilation of glucose in g/m ² /day
		Powierzchnia w ha Surface in ha		Listopad November				
		Maj May	Sierpień August	Maj May	Listopad November			
Białe	34,0	146,4	11,0	19,3	4,5	5,0—14,0	0,60	
Rajgradzkie	51,0	1 919,1	9,5	21,0	3,50	5,0—36,0	3,52	
Dreństwo	25,0	550,0	10,3	20,0	3,00	15,0—39,0		
Krzywe	8,0	88,4	14,0	22,0	0,75	154,0—878,0	13,23	

* Oznaczano w sierpniu.
Determined in August.

Tabela II

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samicy *Eudiaptomus gracilis* G.O. Sars w niektórych jeziorach Rajgradzkich w poszczególnych porach roku

Body length, number and diameter of eggs of the ♀ *Eudiaptomus gracilis* in particular lakes in different year seasons

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna — Spring			Lato — Summer			Jesień — Autumn		
	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs
Białe	1245 (1195—1295)	15,5 (15—16)	107,9 (99,6—110,2)	1255 (1195—1262)	6,4 (4—8)	116,2 (99,6—132,8)	1105 (1062—1195)	2,6 (1—4)	113,0 (99,6—116,2)
Rajgradz- kie	1278 (1212—1328)	17,3 (16—20)	106,2 (99,6—116,2)	1162 (1154—1178)	7,5 (6—8)	118,3 (105,4—122,2)	1195 (1179—1212)	3,0 (2—4)	116,2 (99,6—120,2)
Dreństwo	1238 (1162—1328)	19,8 (18—20)	109,1 (83,0—117,9)	1220 (1162—1295)	9,7 (7—12)	120,0 (116,2—132,8)	1233 (1179—1295)	8,0 (6—12)	112,0 (99,6—132,8)

Jak z tego wynika, największą ilość jajeczek mają samice *Eudiaptomus gracilis* z jeziora Dręstwo, mniej z Jeziora Rajgrodzkiego i najmniej z Jeziora Białego.

Tabela II przedstawia również wymiary jajeczek u samic *Eudiaptomus gracilis* w niektórych jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku.

Według Wesenberg-Lunda (1904) i Hutchinsona (1951) przy dużej ilości jajeczek u samic tego gatunku wymiary ich są najmniejsze i na odwrót, przy małej ilości jajeczek wielkość ich jest największa. Wartości przedstawione w tabeli II tylko częściowo potwierdzają obserwacje tych autorów. Wiosną (duża ilość jajeczek) -- wymiary jajeczek są najmniejsze w porównaniu z materiałem z okresu lata i jesieni. Wiosną wymiary te wahają się w granicach od 106,2 μ (Jezioro Rajgrodzkie) do 109,1 μ (Jezioro Dręstwo). Latem natomiast wielkość jajeczek się zwiększa i wymiary ich wynoszą od 116,2 μ (Jezioro Białe) do 120 μ (Jezioro Dręstwo). Natomiast wymiary jajeczek z okresu jesiennego mimo najmniejszej ilości ich u samic nie są największe. Co prawda większe są one nieco od jajeczek z okresu wiosennego, jednak w porównaniu do wymiarów z okresu letniego są mniejsze. Średnie wymiary ich wynoszą dla Jeziora Dręstwo — 112 μ , dla Jeziora Białego — 113 μ i dla Jeziora Rajgrodzkiego — 116,2 μ .

Eudiaptomus graciloides Lilljeborg

Eudiaptomus graciloides charakteryzuje się mniejszymi wymiarami ciała w stosunku do *Eudiaptomus gracilis* (tab. III). Wiosną największe wymiary samic tego gatunku stwierdzono w jeziorze Dręstwo (1262 μ), a najmniejsze w Jeziorze Rajgrodzkim (1096 μ). W Jeziorze Białym długość ciała wynosiła w tym okresie 1104 μ . Zupełnie inne, raczej przeciwstawne zróżnicowanie wymiarów długości ciała samic tego gatunku obserwujemy w okresie letnim. W Jeziorze Rajgrodzkim samice *Eudiaptomus graciloides* są największe (średnia długość — 1184 μ) w jeziorze Dręstwo — 1102 μ i najmniejsze są w Jeziorze Białym — 1062 μ (średnia długość). Jesienią na ogół wymiary samic tego gatunku zwiększają się do 1228 μ . Wyjątek stanowi Jezioro Białe, w którym to długość ciała samic tego gatunku jesienią jest mniejsza w porównaniu z latem.

Ilość jajeczek u samic *Eudiaptomus graciloides* (tab. III) podobnie jak i u *Eudiaptomus gracilis* jest największa w okresie wiosennym, a najmniejsza w okresie jesiennym.

Tabela III przedstawia również średnie wymiary jajeczek oraz wahania ich u samic *Eudiaptomus graciloides* z poszczególnych jezior. Jak widzimy z tabeli III, największe wymiary jajeczek stwierdzono u samic ze wszystkich jezior w okresie letnim. Najmniejsze wymiary jajeczek mają samice w okresie wiosennym przy największej ich ilości.

T a b e l a III

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Eudiatomus graciloides* Lill. w niektórych Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku

Body length, number and diameter of eggs of the ♀ *Eudiatomus graciloides* Lill. in particular lakes in different year seasons

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna — Spring			Lato — Summer			Jesień — Autumn		
	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs
Białe	1104 (1046—1212)	6,4 (4—8)	116,2 (99,6—132,8)	1062 (996—1162)	4,5 (2—6)	122,8 (108,0—132,8)	1046 (996—1079)	3,7 (2—4)	114,5 (108,0—132,8)
Rajgrodzkie	1096 (996—1195)	9,5 (6—13)	112,9 (99,6—124,5)	1184 (1129—1245)	6,8 (6—8)	119,5 (116,2—132,8)	1211 (1198—1246)	4,0 (3—6)	116,2 (110,0—120,0)
Dreństwo	1262 (1195—1328)	11,0 (10—12)	107,9 (99,6—116,2)	1102 (1062—1162)	6,0 (4—8)	126,2 (108,0—141,1)	1228 (1162—1361)	5,5 (3—6)	116,2 (108,0—124,5)

T a b e l a IV

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Eurytemora lucustris* (Poppe) w niektórych Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku

Body length, number and diameter of eggs of the ♀ *Eurytemora lucustris* (Poppe), in particular lakes in different year seasons

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna — Spring			Lato — Summer			Jesień — Autumn		
	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs
Białe	1361,2 (1211,8—1494,0)	34,6 (18—42)	94,6 (83,0—116,2)	1229,0* 1377,8	12,0* 15,5	83,0* 94,6	1245,0 (1195,2—1294,8)	7,3 (4—10)	94,6 (83,0—99,6)
Rajgrodzkie	1411,0 (1245,0—1494,0)	26,2 (14—40)	98,0 (91,3—99,6)	(1261,6—1494,0)	(6—24)	(91,3—99,6)	1262,0*	5,0*	99,6*
Dreństwo	1482,4 (1328,0—1577,0)	34,3 (30—38)	109,6 (99,6—116,2)	—	—	—	1427,6 (1361,2—1494,0)	14,2 (12—17)	96,3 (83,0—99,6)

* Pojedyncze pomiary.
Single measurement.

Eudiaptomus graciloides występuje również w eutroficznym Jeziorze Krzywym. Mimo przejrzania dużej ilości próbek nie znalazłem samic z jajeczkami w okresie wiosennym, letnim i jesiennym. Natomiast w miesiącu lutym około 75% osobników tego gatunku stanowiły samice z jajeczkami (przydenne próbki).

Średnie wymiary samic w Jeziorze Krzywym wynoszą 1062,4 μ , ilość jajeczek waha się w granicach 6–12, co przeciętnie stanowi 9 sztuk. Wymiary ich natomiast są zbliżone do wymiarów jajeczek u samic z okresu jesiennego innych jezior (116,2 μ).

Eurytemora lacustris (Poppe)

Eurytemora lacustris występuje w jeziorach: Rajgrodzkim, Białym i Dręstwo.

Przeciętne wymiary samic, ich wahania oraz ilość i wymiary jajeczek w różnych okresach dla wyżej wymienionych jezior przedstawia tabela IV.

Mesocyclops oithonoides G. O. Sars.

W Jeziorach Rajgrodzkich występuje w dużej ilości nie tylko we wspomnianych trzech jeziorach, lecz również stanowi duży procent zooplanktonu w eutroficznym Jeziorze Krzywym. Mimo przejrzania dużej ilości próbek jakościowych nie udało się znaleźć samic z jajeczkami w okresie jesiennym, dlatego analiza materiału dotyczy tylko okresu wiosennego i letniego.

Tabela V

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Mesocyclops oithonoides* G.O. Sars w niektórych Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku
Body length, number and diameter of eggs of *Mesocyclops oithonoides*

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna—Spring			Lato—Summer		
	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs
Białe	785 (747—863)	14,0 (12—16)	83,6 (83,0—91,3)	652 (614—664)	6,4 (2—8)	74,2 (66,4—83,0)
Rajgrodzkie	759 (714—797)	15,5 (14—16)	81,3 (74,7—83,0)	669 (631—697)	8,5 (8—10)	78,8 (74,7—83,0)
Dręstwo	774 (747—813)	15,1 (12—16)	83,5 (83,0—91,3)	719 (697—747)	13,3 (12—16)	74,2 (66,4—83,0)
Krzywe	720 (714—747)	15,1 (14—16)	76,4 (74,7—83,0)	770 (747—797)	14,6 (14—16)	78,0 (74,7—83,0)

Długość ciała samic *Mesocyclops oithonoides* (tabela V) w okresie wiosennym wahała się od 720 μ (Jezioro Krzywe) od 785 μ (Jezioro Białe), w Jeziorze Rajgrodzkim nie przekraczała 759 μ , a w jeziorze Dręstwo 774 μ . Zupełnie inaczej przedstawia się to zagadnienie w okresie letnim. Jak widać z tabeli V, największe wymiary (średnie) samic tego skorupiaka zanotowano w Jeziorze Krzywym (770 μ), a najmniejsze w Jeziorze Białym (652 μ), w Jeziorze Rajgrodzkim wymiary ciała wynoszą 669 μ , w jeziorze Dręstwo 719 μ .

Jeżeli chodzi o wahania ilościowe jajeczek w okresie wiosennym (tab. V), to były one nieznaczne we wszystkich czterech jeziorach. Większe wahania stwierdzono w poszczególnych jeziorach w okresie letnim. Gdy w Jeziorze Krzywym ilość jajeczek prawie nie zmniejsza się (średnia wynosi 14,6 sztuk), a w jeziorze Dręstwo obserwujemy nieznaczne zmniejszanie się (średnia wynosi 13,3 sztuk), to w jeziorach: Białym i Rajgrodzkim ilość jajeczek u samic *Mesocyclops oithonoides* zmniejsza się prawie o połowę.

Wymiary jajeczek w wiosennym i letnim okresie przedstawione są również w tabeli V. Największe wymiary jajeczek w okresie wiosennym stwierdzono u samic z Jeziora Białego (83,6 μ) i Dręstwo (83,5 μ), najmniejsze w Jeziorze Krzywym (76,4 μ). Natomiast latem jajeczka u samic tego gatunku miały jednakowe wielkości w jeziorach: Białym i Dręstwo (74,2 μ), w pozostałych natomiast jeziorach wahały się w granicach 78,0—78,8 μ .

Mesocyclops leuckarti Claus.

Jest to najbardziej rozpowszechniony widłonóg w okresie, kiedy Jeziora Rajgrodzkie nie są pokryte lodem. Występuje on we wszystkich czterech jeziorach. Samice z jajeczkami występowały tylko w okresie wiosenno-letnim.

Tabela VI przedstawia wymiary długości ciała w poszczególnych jeziorach w wiosenno-letnim okresie.

Największą długość ciała wiosną stwierdzono u samic z jeziora Dręstwo (1035,8 μ), najmniejszą w Jeziorze Krzywym (929,6 μ). W jeziorach: Białym i Rajgrodzkim wymiary samic *Mesocyclops leuckarti* w okresie wiosennym wynosiły 962,8 μ . Takie same wymiary samic *Mesocyclops leuckarti* notowano w okresie letnim w Jeziorze Białym. W porównaniu do okresu wiosennego latem zmniejszają się wymiary ciała u samic w Jeziorze Rajgrodzkim (do 899 μ) i w jeziorze Dręstwo (do 946 μ). Natomiast w Jeziorze Krzywym długość ciała w okresie letnim zwiększa się (średnia 1001 μ).

Jak widać z tabeli VI, w okresie wiosny liczba jaj składana przez 1 samice waha się od 28 (Jezioro Białe) do 33,7 (Jezioro Rajgrodzkie).

W okresie letnim obserwuje się spadek liczby jaj we wszystkich 4 jeziorach, a wahania ich liczby w poszczególnych jeziorach są znacznie większe niż na wiosnę.

Tabela VI

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Mesocyclops leuckarti* Claus w niektórych Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku
Body length, number and diameter of eggs of *Mesocyclops leuckarti*

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna—Spring			Lato—Summer		
	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs	długość ciała body length	liczba jaj number of eggs	średnica jaj diameter of eggs
Białe	962,8 (929,6-996,0)	28,0 (27-30)	91,3 (78,0-96,2)	962,8 (929,6-996,0)	22 (20-24)	82,0 (78,0-88,0)
Rajgrodzkie	962,8 (896,4-996,0)	33,7 (28-38)	78,1 (72,0-88,0)	899,7 (830,0-962,8)	15 (14-20)	78,0 (72,0-88,0)
Dreństwo	1035,8 (996,0-1079,0)	28,2 (28-30)	78,0 (72,0-88,0)	946,2 (913,0-996,0)	21 (16-26)	80,0 (72,0-84,0)
Krzywe	929,6 (913,0-946,2)	30,0 (28-32)	74,7 (70,0-78,0)	1001,0 (996,0-1012,6)	18 (12-20)	78,0 (72,0-82,0)

Średnice jajeczek przedstawiają się następująco: (tab. VI) w okresie wiosennym największe wymiary mają jajeczka samic z Jeziora Białego (średnia — 91,3 μ), najmniejsze z Jeziora Krzywego — 74,7 μ (średnio). W jeziorach: Rajgrodzkim i Dreństwo wartości te wynoszą 76 μ . Natomiast w okresie let-

Tabela VII

Wymiary długości ciała (bez setae furcales), ilość jajeczek i wymiary ich u samic *Cyclops kolensis* Lill. w Jeziorach Rajgrodzkich (listopad 1957, wymiary w μ)
Body length, number and diameter of eggs *Cyclops kolensis* (november 1957)

Nazwa jeziora Name of lake	Ilość zbadanych osobników Number of animals	Długość ciała Body length in μ	Liczba jaj Number of eggs	Średnica jaj Diameter of eggs in μ
Białe	5	1164 (1045,8-1262)	18,4 (16-20)	91,3
Rajgrodzkie	6	1444 (1361-1560)	10,8 (8-16)	99,6
Dreństwo*	6	1195 (1029-1520)	19,0 (10-30)	83

* Okres wiosenny 1958.
Spring 1958.

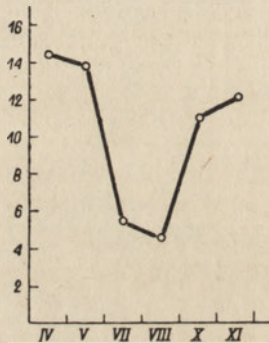
nim wymiary jajeczek u samic z jezior Rajgrodzkiego i Krzywego wynoszą 78μ (średnio), z Jeziora Białego — 82μ i z jeziora Dęstwo — 80μ .

Cyclops kolensis Lill.

Samice z jajeczkami tego skorupiaka znajdowałem w jeziorze Dęstwo w okresie wiosennym, natomiast w okresie jesiennym w jeziorach: Białym i Rajgrodzkim. Długości ciała samic, ilość jajeczek i wymiary uwidocznia tabela VII. W związku z małą ilością przejranych samic, trudno wnioskować o zasadniczych różnicach ilości jajeczek z poszczególnych jezior.

Canthocamptus staphylinus (Jur.)

Samice z jajeczkami tego gatunku stwierdziłem tylko w próbkach z jeziora Dęstwo. Na podstawie pojedynczych samic z jajeczkami, które mogłem



Rys. 1. Zmiany ilości jajeczek u samic *Canthocamptus staphylinus* Jur. w jeziorze Dęstwo w poszczególnych miesiącach.

oś y = ilość jajeczek u jednej samicy; oś x = miesiące

zbadać, sezonowe zmiany ilości jajeczek są podobne do zmian opisanych przez Røena (1957) dla niektórych zbiorników Danii. Największą ilość jajeczek składają samice wiosną i jesienią, najmniejszą — latem (rys. 1).

Cladocera

Daphnia cucullata G.O. Sars.

Daphnia cucullata tworzy w jeziorach Rajgrodzkich w ciągu roku cały szereg form. W okresie jesienno-wiosennym występują osobniki *Daphnia cucullata apicata* Kurz. i *Daphnia cucullata berlinensis* Sch. Natomiast w miesiącach letnich występują w dużej ilości populacje *Daphnia cucullata kahlbergensis* Sch. i *Daphnia cucullata procurva* Pop. Przy rozpatrywaniu

sezonowych zmian płodności rozwielitek w poszczególnych jeziorach ograniczę się tylko do analizy gatunku jako całości bez wyszczególnienia poszczególnych form.

Tabela VIII przedstawia wymiary długości ciała, ilość jajeczek oraz ich wymiary u *Daphnia cucullata* w poszczególnych porach roku w Jeziorach Rajgrodzkich. Jak widać z tabeli VIII, największe wymiary ciała mają samice *Daphnia cucullata* we wszystkich jeziorach w miesiącach letnich. W jeziorach: Białym i Rajgrodzkim najmniejsze wymiary mają rozwielitki z okresu jesiennego. Natomiast w jeziorze Dręstwo — najmniejsze wymiary mają w okresie wiosennym. Jeśli chodzi o ilości składanych jajeczek, różnice są znaczne. Najwięcej jajeczek składają samice we wszystkich badanych jeziorach w okresie wiosennym, najmniej w miesiącach jesiennych, gdy wymiary jaj są największe.

Bosmina coregoni Baird

Gatunek ten spotykany jest w jeziorach: Białym, Rajgrodzkim i Dręstwo. W ciągu okresu badań stwierdzono samice z jajeczkami następujących form: *Bosmina coregoni berlinensis* Imhof., *Bosmina coregoni crassicornis* Lill. i *Bosmina coregoni longispina* (Leudig). Podane niżej wyniki badań odnoszą się do gatunku bez wyszczególnienia poszczególnych form.

Tabela IX uwidacznia wymiary długości ciała, ilość jajeczek oraz ich wymiary u samic *Bosmina coregoni* w niektórych porach roku w poszczególnych Jeziorach Rajgrodzkich. Jak wynika z tabeli IX, w Jeziorze Białym największe wymiary ciała mają samice w okresie letnim, najmniejsze w okresie wiosennym. W jeziorach: Rajgrodzkim i Dręstwo największe wymiary ciała również są latem, najmniejsze — jesienią. Jeśli chodzi o ilości składanych jajeczek, to we wszystkich jeziorach w okresie wiosennym samice *Bosmina coregoni* składają największą ilość jajeczek, wymiary których są mniejsze w porównaniu do jaj z innych okresów. W jeziorach: Białym i Rajgrodzkim najmniejszą ilość jajeczek składają samice jesienią, a w jeziorze Dręstwo — latem.

Bosmina longirostris (O.F. Müller)

Gatunek ten występuje w większej ilości w Jeziorze Krzywym. W ciągu roku stanowi w tym jeziorze cały szereg form. Są to przeważnie *Bosmina longirostris cornuta* (Jurine), *Bosmina longirostris curvirostris* Fischer, *Bosmina longirostris brevicorne* Hellich oraz *Bosmina longirostris typica* (O.F. Müller).

Jak wynika z tabeli X, największe wymiary ciała mają samice *Bosmina longirostris* w okresie jesiennym, najmniejsze w okresie letnim. Natomiast największą ilość jajeczek składają samice *Bosmina longirostris* w Jeziorze

Krzywym w okresie wiosennym, latem ilość jaj się zmniejsza do 1,2 (przeciętnie), a jesienią samice składają tylko po 1 jajeczku. Jaja jesienne są znacznie większe od jaj wiosennych i letnich.

Omówienie wyników badań

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów długości ciała (bez *setae furcales*) samic poszczególnych gatunków *Copepoda* z jezior Rajgrodzkich, stwierdzono nieznaczne różnice w długości ciała. Jak wynika z tabel, zmiany te są różne dla różnych jezior i bynajmniej nie identyczne. Tak na przykład wymiary samic *Eudiaptomus gracilis* są największe w Jeziorze Rajgrodzkim wiosną, w Białym latem i wiosną, natomiast w jeziorze Dręstwo w ciągu całego okresu badań wymiary samic były mniej więcej jednakowe. Zupełnie inny typ zmian długości ciała stwierdzono u samic *Eudiaptomus graciloides*. W Jeziorze Rajgrodzkim wiosną wymiary samic tego skorupiaka są najmniejsze (1096 μ), jesienią natomiast największe (1211 μ). W odwrotnym kierunku zachodzą te wahania w Jeziorze Białym, w którym długość samic *Eudiaptomus graciloides* jest największa wiosną, najmniejsza jesienią. W jeziorze Dręstwo najmniejsze wymiary mają samice latem, największe wiosną i nieco mniejsze jesienią.

Dla innych gatunków *Copepoda* wartości te przedstawiają się następująco: samice *Eurytemora lacustris*, *Mesocyclops oithonoides* i *Mesocyclops leuckarti* w jeziorach Rajgrodzkim, Białym i Dręstwo mają największe wymiary wiosną. Natomiast w Jeziorze Krzywym największe wymiary samic dwóch ostatnich gatunków stwierdzono latem.

Największe wymiary ciała u samic *Daphnia cucullata* (bez *spina*) i *Bosmina coregoni* (bez *mucro*) we wszystkich badanych jeziorach stwierdzono w okresie letnim. Natomiast u samic *Bosmina longirostris* z Jeziora Krzywego, największe wymiary ciała obserwowano w okresie jesiennym, latem długość ciała samic *Bosmina longirostris* jest najmniejsza.

Z poczynionych obserwacji nie można wyciągnąć wniosku o występowaniu różnicy w długości ciała u samic *Copepoda* i *Cladocera* w zależności od typu jezior. Wspomniał o tym już P a t a l a s (1954) badając zespoły skorupiaków niektórych jezior pomorskich.

Co do zmian ilości jajeczek u samic wyżej wspomnianych skorupiaków to stwierdzono znaczne różnice w poszczególnych porach roku, jak również w poszczególnych jeziorach tego samego okresu. Największą ilość jajeczek u samic wszystkich badanych gatunków *Copepoda* i *Cladocera* stwierdzono wiosną (kwiecień, maj). Latem natomiast ilość jajeczek znacznie się zmniejsza, zmniejsza się również ich ilość i w okresie jesiennym. Podobne zjawisko obserwował H u t c h i n s o n (1951) u samic *Eudiaptomus gracilis* w nie-

Body length, number and diameter of eggs of *Daphnia cucullata*

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna—Spring					Lato—Summer					Jesień—Autumn				
	długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs	
	ogólna general	bez without spina		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without spina		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without spina		długość length	szerokość width
Białe	1401 (1261—1494)	969 (896—1079)	4 (1—6)	194 (183—208)	131 (116—141)	1760 (1527—1959)	1290 (1162—1461)	1,9 (1—4)	209 (166—232)	103 (67—116)	1389 (1278—1660)	946 (681—1195)	1,5 (1—3)	221,0 (183—249)	120,2 (116,2—141)
Rajgrodzkie	1325 (1112—1660)	946 (863—1046)	5,7 (4—8)	171,0 (166—199)	106,3 (83—125)	1433 (1278—1543)	1018 (913—1328)	2,1 (1—5)	174,3 (149—183)	101,3 (91,3—116)	1295 (1145—1414)	888 (747—1029)	1	193 (183—199)	120 (116—125)
Dreństwo	1278 (1212—1411)	946 (863—1112)	4,4 (2—6)	189,0 (166—216)	116,0 (99,6—133)	1562 (1162—1992)	1045 (830—1494)	2,5 (1—4)	209 (166—299)	116 (100—158)	1494 (1328—1793)	1096 (996—1361)	2,1 (1—4)	224 (166—282)	136 (116—166)

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Bosmina coregoni* Baird w poszczególnych porach roku w Jeziorach Rajgrodzkich

T a b e l a IX

Body length, number and size of eggs of *Bosmina coregoni*

Nazwa jeziora Name of lake	Wiosna—Spring					Lato—Summer					Jesień—Autumn				
	długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		długość ciała body length		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs	
	ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width
Białe	548 (582—664)	505 (448—631)	4,4 (3—8)	149 (133—183)	96 (83—116)	979 (913—1079)	584 (465—830)	2,3 (2—3)	178 (133—183)	106 (83—133)	559 (398—830)	515 (365—797)	1,0 (—)	216 (149—249)	126 (100—149)
Rajgrodzkie	543 (465—780)	515 (431—747)	6,0 (3—10)	140 (125—149)	85 (75—100)	1062 (979—1145)	548 (382—913)	3,2 (2—5)	159 (133—183)	101 (83—116)	418 (365—481)	377 (332—448)	1,7 (1—3)	136 (116—166)	85 (75—91)
Dreństwo	609 (464—747)	506 (432—714)	6,5 (4—10)	138 (116—183)	91 (83—116)	1056 (315—1112)	496 (282—830)	1,5 (1—2)	181 (149—249)	118 (100—149)	480 (380—498)	465 (350—485)	2,0 (—)	149 (110—160)	100 (82—120)

Długość ciała (w μ), ilość jajeczek oraz ich wymiary (w μ) u samic *Bosmina longirostris* (O. F. Müller) w Jeziorze Krzywym w poszczególnych porach roku

T a b e l a X

Body length, number and size of eggs of *Bosmina longirostris*

Wiosna—Spring		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		Lato—Summer		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs		Jesień—Autumn		liczba jaj number of eggs	wymiary jaj size of eggs	
ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width	ogólna general	bez without mucro		długość length	szerokość width
395 (365—481)	375 (349—465)	2,7 (2—4)	123 (100—149)	61 (75—116)	293 (282—299)	272 (266—282)	1,6 (1—2)	73 (70—75)	631 (—)	614 (—)	1 (—)	216 (—)	116 (—)	

których jeziorach Danii i w Schönsee (Niemcy). Widać to również z wykresów Røena (1955, 1957). U samic *Eudiaptomus vulgaris* (Schmei) i *Diaptomus castor* (Jurine) największą ilość jajeczek stwierdził autor w okresie wiosennym. Natomiast u samic *Macrocyclus fuscus* (Jurine), *Macrocyclus albidus* (Jurine) w różnych zbiornikach Danii Røen (1955, 1957) obserwował zmiany ilości jajeczek z maksimum w czerwcu—lipcu. U samic *Cyclops strenuus* Fischer, *Cyclops (Megacyclus) viridis* (Jurine) oraz *Cant-hocamptus staphylinus* (Jurine) maksymalne ilości jajeczek obserwował Røen w lutym—marcu i październiku—grudniu.

Elster (1954, 1955) badając dynamikę *Eudiaptomus gracilis* w Bodensee-Obersee stwierdza również największą ilość jajeczek w słupie wody o powierzchni 1 m^2 w miesiącach luty—maj.

Wesenberg-Lund (1904), Hutchinson (1951) podają, że wiosną ilość jajeczek u *Copepoda* jest największa, jednak wymiary ich w porównaniu do wymiarów jajeczek z okresu letniego i jesiennego są najmniejsze. Hutchinson (1951) stwierdził, że u samic *Eudiaptomus graciloides* objętość małej ilości jajeczek (4 jaj) z okresu letniego jest zbliżona do objętości dużej ilości jajeczek (9—18 jaj) z okresu wiosennego. W moim materiale nie potwierdziły się obserwacje Wesenberg-Lunda i Hutchinsona (tab. XI).

Objętości jajeczek u samic *Copepoda* w poszczególnych porach roku Jezior Rajgrodzkich (tab. XI) są różne dla poszczególnych gatunków, jak też dla tego samego gatunku różne w różnych porach roku i jeziorach. Najmniejszą różnicę w objętości jajeczek dla poszczególnych miesięcy tego samego jeziora obserwowano u samic *Eudiaptomus graciloides*. Jednak u samic *Eudiaptomus gracilis*, *Eurytemora lacustris*, *Mesocyclops oithonoides* i *Mesocyclops leuckarti* wahania dla poszczególnych okresów badań są znaczne. Wyjątek stanowi *Mesocyclops oithonoides* z Jeziora Krzywego, w którym to objętość jajeczek u samic z okresu wiosennego nie różni się od objętości jajeczek z okresu letniego (4 mm^3). To samo zaobserwowałem u samic *Mesocyclops leuckarti* z jeziora Dręstwo.

Można byłoby przypuszczać, że ilość jajeczek u samic w okresie letnim i jesiennym zmniejsza się w związku z mniejszymi wymiarami ciała samic. Podobne zjawisko u samic *Gammarus zaddachi* obserwował Spooner (1947) i Berg (1931) oraz Green (1954) u samic *Daphnia*. Wskaźnikiem takiej zależności może być stosunek wagi jajeczek do wagi ciała samic. Znając przeciętną wagę jednej samicy (tab. XII) oraz objętość jajeczek (tab. XIII) można obliczyć stosunek wagi jajeczek do wagi ciała. Przy tego rodzaju zależności procentowy stosunek wagi jajeczek do wagi ciała samic byłby zbliżony dla poszczególnych okresów. Jednak jak widzimy z tabeli XIII, zależność taka nie istnieje. Nieco zbliżone są tylko te wskaźniki dla samic *Eudiaptomus graciloides* z Jeziora Białego, w którym to wiosną

Tabela XI

Objętość jajeczek u samic niektórych *Copepoda* w Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku
(w mm³)

Volume of eggs of *Copepoda* in different lakes and seasons in mm³

Nazwa jeziora — Name of lake	Białe			Rajgrodzkie			Dreśtwo			Krzywe		
	Wiosna Spring	Lato Sum- mer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Sum- mer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Sum- mer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Sum- mer	Jesień Autumn
<i>Eudiaptomus gracilis</i> G.O. Sars	11	5	2	12	7	7	14	9	6	—	—	—
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.	5	4	3	8	6	3	8	6	5	—	—	7
<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe)	16	4	3	13	5	3	24	—	7	—	—	—
<i>Mesocyclops oithonoides</i> G.O. Sars	4	1	—	4	2	—	5	3	—	4	4	—
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	11	7	—	9	4	—	7	7	—	7	5	—
<i>Cyclops kolensis</i> Lill.	—	—	7	—	—	6	6	—	—	—	—	—
<i>Canthocamptus staphylinus</i>	—	—	—	—	—	—	2	1	2	—	—	—

Przeciętna waga jednej samicy niektórych *Copepoda* w Jeziorach Rajgrodzkich w poszczególnych porach roku (w mg)Mean weight of females *Copepoda* in different year seasons

Nazwa jeziora — Name of lake	Rajgrodzkie						Dreństwo			Krzywe						
	Białe		Jesień Autumn		Wiosna Spring		Lato Summer		Jesień Autumn		Wiosna Spring		Lato Summer		Zima Winter	
	Wiosna Spring	Lato Summer	Wiosna Spring	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Wiosna Spring	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Wiosna Spring	Lato Summer	Zima Winter
<i>Eudiaptomus gracilis</i> G.O. Sars	0,061	0,064	0,043	0,055	0,069	0,051	0,055	0,059	0,057	0,059	—	—	—	—	—	—
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lilljeborg.	0,040	0,036	0,035	0,058	0,045	0,052	0,058	0,064	0,041	0,058	—	—	—	—	—	0,036
<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe)	0,081	0,058	0,067	0,064	0,091	0,079	0,064	0,106	—	0,095	—	—	—	—	—	—
<i>Mesocyclops oithonoides</i> G.O. Sars	0,013	0,007	—	—	0,011	0,008	—	0,012	0,010	—	—	—	0,010	0,011	—	—
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	0,026	0,026	—	—	0,026	0,021	—	0,033	0,025	—	—	—	0,023	0,030	—	—
<i>Cyclops kolensis</i> Lill.	—	—	0,049	0,098	—	—	0,063	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jur.)	—	—	—	—	—	—	—	0,009	0,021	0,009	—	—	—	—	—	—

Tabela XIII

Stosunek wagi jajeczek do wagi ciała u samic niektórych *Copepoda* w jeziorach Rajrodzkich w poszczególnych porach roku (w%)Weight of eggs in % of body weight in females of *Copepoda*

Nazwa jeziora Name of lake	Białe			Rajrodzkie			Dręstwo			Krzywe		
	Wiosna Spring	Lato Summer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Jesień Autumn	Wiosna Spring	Lato Summer	Zima Winter
Pora roku — Season												
Gatunek — Species												
<i>Eudiaptomus gracilis</i> G.O. Sars	18,0	8,0	5,0	18,0	13,7	5,5	24,0	15,8	10,2	—	—	—
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.	12,5	11,1	9,0	17,7	11,5	5,2	12,5	14,6	8,6	—	—	19,4
<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe)	20,0	6,9	4,5	14,3	6,3	4,7	22,3	—	7,4	—	—	—
<i>Mesocyclops oithonoides</i> G.O. Sars	31,0	14,3	—	36,4	25,0	—	41,6	30,0	—	—	—	—
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	42,3	27,0	—	34,7	19,0	—	21,2	28,0	—	—	—	—
<i>Cyclops kolensis</i> Lill.	—	—	14,3	—	—	6,1	9,5	—	—	—	—	—
<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jur.)	—	—	—	—	—	—	22,2	4,9	22,2	—	—	—

stosunek wagi jajeczek do wagi ciała stanowi 12,5%, latem 11,1% i jesienią 9,0%.

Jeśli chodzi o ilość składanych jajeczek przez samice niektórych gatunków *Cladocera*, to najwięcej składają ich samice badanych gatunków w okresie wiosennym. Latem ilość jajeczek znacznie się zmniejsza, a jesienią jest ich najmniej. Podobne zjawisko obserwowała M i e s z k o w a (1957) u samic *Daphnia magna*. Wyjątek stanowi *Bosmina coregoni* z jeziora Dręstwo. Samice tego gatunku w jeziorze Dręstwo składają najmniej jajeczek w okresie letnim.

Jak widać z tabeli IX i X, istnieje na ogół zależność między troficznością jeziora, a ilością składanych jajeczek przez samice badanych gatunków *Cladocera*. W Jeziorze Białym zbliżonym do typu jezior oligotroficznych przeciętna ilość składanych jajeczek przez jedną samicę *Daphnia cucullata* i *Bosmina coregoni* jest najmniejsza. W jeziorach: Rajgrodzkim i Dręstwo ilość jaj jest większa. Co prawda są to różnice nieznaczne. W jeziorze Dręstwo przeciętna ilość składanych jaj przez jedną samicę *Bosmina coregoni* jest mniejsza w porównaniu do Jeziora Rajgrodzkiego, a to dlatego, że w okresie letnim ilość jajeczek składanych przez jedną samicę *Bosmina coregoni* wynosi zaledwie 1,5, tj. mniej aniżeli w okresie jesiennym. Podobny typ zmian ilości jajeczek u samic *Bosmina longirostris* obserwował P i a t a k o w (1956) w niektórych jeziorach aralskich.

Na ogół stwierdzono, że w miarę zwiększania się ilości jajeczek u samic niektórych gatunków *Cladocera*, wymiary ich są mniejsze i odwrotnie, przy malej liczebności ich u jednej samicy wymiary jaj są większe. O podobnym zjawisku wspomina B e r g (1931).

Nasuwa się pytanie, od jakich czynników uzależniona jest ilość jajeczek u samic badanych gatunków, co wpływa decydująco na składanie największej ilości jajeczek w okresie wiosennym? Odpowiedź na to pytanie można znaleźć rozpatrując to z ogólnobiologicznego punktu widzenia, z punktu widzenia doboru naturalnego. Być może decydującym czynnikiem wpływającym na ilość składanych jajeczek jest ilość pokarmu (C z e c z u g a 1959). Przeważnie we wszystkich zbiornikach wodnych okres wiosenny charakteryzuje się największym bogactwem życia, największą ilością dostępnego pokarmu. Dlatego należy mniemać, że w okresie wiosennym w maksymalnej ilości realizuje się fizjologiczny potencjał rozrodczy danego gatunku. Dużo jeszcze zależy od stanu fizjologicznego samic przed składaniem jajeczek. Mam tu na myśli zwiększenie się ilości tłuszczu w ciągu zimy u skorupiaków z grupy *Copepoda*. Często obserwuje się u *Copepoda* z próbek zimowych żółte kulki tłuszczu w ich ciele, co latem nie ma miejsca. Z pogarszaniem się warunków pokarmowych zmniejsza się ilość jajeczek i samice składają taką ilość, która może być zabezpieczona pokarmem. Potwierdzeniem tego może być to zjawisko, że w bogatszych troficznie jeziorach ilość jajeczek

składanych przez jedną samicę jest większa. W Jeziorze Białym zbliżonym do typu jezior oligotroficznyc (C z e c z u g a 1958, 1959a) samice składają mniejszą ilość jajeczek (tab. XIV), w Jeziorze Rajgrodzkim charakte-

Tabela XIV

Średnia ilość składanych jajeczek przez samice niektórych gatunków *Copepoda* i *Cladocera* w poszczególnych jeziorach

(średnia za okres wiosenny, letni i jesienny)

Average number of eggs of *Crustacea* in particular lakes

Nazwa jeziora — Name of lake	Białe	Rajgrodzkie	Dręstwo	Krzywe
Gatunek — Species				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	8,2	9,3	12,5	—
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	4,8	6,8	7,5	—
<i>Mesocyclops oithonoides*</i>	10,2	12,0	14,2	14,8
<i>Mesocyclops leuckarti*</i>	25,0	24,3	24,6	24,0
<i>Daphnia cucullata</i>	2,7	2,9	3,0	—
<i>Bosmina coregoni</i>	2,6	3,6	3,3	—
<i>Bosmina longirostris</i>	—	—	—	1,6

* Za okres wiosenno-letni.
Spring and summer period.

ryzującym się większą produkcją w porównaniu z Jeziorem Białym zwiększa się ilość jajeczek, a w jeziorze Dręstwo jeszcze bogatszym od poprzednich jezior — ilość jajeczek u takich gatunków, jak *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides* i *Mesocyclops oithonoides*, *Daphnia cucullata* jest największa. Nie odnosi się to do *Mesocyclops leuckarti*, samice którego ze wszystkich jezior mają przeciętną ilość jajeczek prawie że jednakową. L a c k (1954) również donosi, że samice *Diaptomus siciloides* w wysoko położonym górskim jeziorze Kalifornii (biednym w pokarm) składają tylko 4 jajeczka, natomiast w rzece Illinois (bogatej w pokarm) ilość jajeczek zwiększa się do 18.

Będzie właściwe przypomnieć obserwacje K o ź m i ń s k i e g o (1933), który wyróżnia dwie odmiany *Cyclops scutifer* na podstawie wymiarów ciała i ilości jaj. Według K o ź m i ń s k i e g o odmiana tego gatunku z jezior oligotroficznyc północnej Eurazji i Ameryki Północnej ma mniejsze wymiary i ilość jaj nie przekracza trzech w jednej torebce, natomiast odmiana właściwa wodom eutroficznym ma większe wymiary i posiada o wiele więcej jaj w torebce (do 20 i więcej).

Trzeba mniemać, że w dużym stopniu zależy to również od rodzaju pokarmu. Trzeba pamiętać, że część z rozpatrywanych gatunków to aktywni filtratorzy pokarmu (*Eudiaptomus gracilis*, *E. graciloides*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni*, *Bosmina longirostris*), inne znowu (*Mesocyclops leuckarti*) należą do drapieżników, jak to uważa Fryer (1957), i posiadają prymitywny sposób odżywiania się. Rodzaj pokarmu w dużym stopniu zależy od zbiornika. Tak np. w jeziorach Anglii *Macrocyclus fuscus* jest typowym drapieżnikiem (Fryer 1957a), natomiast ten sam gatunek w zaporze Mingieczurskiej (Kaukaz) wg Rzaiewoju (1957) odżywia się detrytusem, fitoplanktonem i tylko w nieznacznym stopniu innymi przedstawicielami zooplanktonu. Jak stwierdził Fryer (1957a), prawie wszystkie gatunki zielenic i sinic przechodzą przez przewód pokarmowy nie ulegając trawieniu w całości.

Jak fitoplankton może oddziaływać pośrednio na dynamikę niektórych gatunków *Copepoda*, wykazują obserwacje Mازهowej (1952). Autorka ta uważa, że dynamika *Cyclops baicalensis* w jeziorze Bajkał jest uzależniona od ilości produkcji okrzemki *Melosira baicalensis* w danym okresie. Duża ilość osobników tego skorupiaka występuje w latach, kiedy w fitoplanktonie jeziora Bajkał dominuje *Melosira baicalensis*. Ścisłe powiązanie tych dwóch gatunków autorka tłumaczy tym, że młodzież tego oczlika ma pod dostatkiem pokarmu w postaci mikroorganizmów rozwijających się na obumarłych osobnikach *Melosira baicalensis*.

Jeśli chodzi o przyczyny wpływające na ilość składanych jajeczek przez *Cladocera*, to zdania są podzielone. Terao i Tanaka (1928) uważają, że płodność samic *Moina macrocopa* uzależniona jest od temperatury. Podobną myśl wypowiada Czeremisowa (1958) badając zmiany płodności *Daphnia cucullata* i *Eudiaptomus graciloides*. Piatakow (1956) uważa, że najmniejsza ilość jajeczek u *Cladocera* w okresie letnim obserwowana przez autora w niektórych jeziorach aralskich jest wywołana nadmiernym nasłonecznieniem. Natomiast inni (Berg 1931; Mieszkowa 1953; Lack 1954; Pratt 1943; Manujłowa 1950—1958; Konowałow i wsp. 1955; Skadowski 1955; Slobotkin 1954; Slobotkin a. Sumner 1956; Gibor 1956; Frank 1957; Green 1954, 1955) uważają, że decydującym czynnikiem jest ilość dostępnego pokarmu. Wynika to również z obserwacji Bainbridge (1958) dotyczących *Evadne nordmanni*.

W danym wypadku trudno jest zgodzić się z tym, że na ilość składanych jajeczek decydująco wpływa temperatura. Mimo znacznie większej temperatury w okresie letnim w jeziorach Rajgrodzkich ilość jajeczek u samic *Cladocera* nie jest bynajmniej największa.

Jeśli chodzi o zjawisko obserwowane przez Piatakowa (1956) (najmniejszą ilość jajeczek składają samice *Cladocera* w okresie letnim),

tłumaczyć można to brakiem pokarmu, a nie nadmiernym nasłonecznieniem. W Jeziorach Rajgrodzkich tylko w jeziorze Dręstwo występuje podobne zjawisko u samic *Bosmina coregoni*. Trzeba mniemać, że w jeziorach, w których w okresie letnim występują w dużej ilości sinice (co miało miejsce w 1957 r. w jeziorze Dręstwo), pogarszają się w dużym stopniu stosunki pokarmowe. O podobnym zjawisku donosi M a n u j ł o w a (1959). Według spostrzeżeń autorki w okresie dużego występowania sinic (w miesiącach letnich) znacznie zmniejsza się ilość bakterii stanowiących pokarm skorupiaków, a samice grupy *Cladocera* prawie że przestają rozmnażać się w tym okresie. Być może i tym tłumaczyć można bardzo małą płodność w miesiącach letnich *Bosmina longirostris* w Jeziorze Krzywym (1 jajeczko, u niektórych 2). Jezioro Krzywe, jak już pisałem w pracach poprzednich (C z e c z u g a 1958, 1959b), charakteryzuje się znaczną ilością sinic.

O ciekawym zjawisku donosi B a r n e s i wsp. (1956), badając zawartość fosforu w ciele *Cyclops strenuus* i *Daphnia longispina* w różnych stadiach rozwoju. Autorzy ci stwierdzili, że największa ilość fosforu u tych gatunków gromadzi się w jajach. Najbardziej efektywnie przyswajają fosfor samice posiadające jajeczka. Stwierdzono jednocześnie dodatnią zależność pomiędzy zużyciem pokarmu a nagromadzeniem się fosforu.

G r o s c h i P l u m b (1959) donoszą, że samice *Artemia salina* prawie dwa razy więcej absorbują P^{32} aniżeli samce tego gatunku.

Świadczy to, że samice w okresie składania jajeczek muszą intensywnie się odżywiać.

Nie wykluczam tu innych czynników abiotycznych środowiska, jednak działanie ich na dynamikę płodności wpływa prawdopodobnie najczęściej poprzez pokarm.

Jaskrawym potwierdzeniem wpływu pokarmu na ilość składanych jajeczek jest płodność *Mesocyclops oithonoides* w jeziorach o różnej troficzności (tab. VI). Jak widzimy z tabeli VI, typ zmiany ilości jajeczek jest nieco odmienny od typu zmian u samic *Eudiaptomus*. U samic tego oczlika we wszystkich czterech jeziorach (poczynając od Białego, zbliżającego się do typu jezior oligotroficznych, kończąc na Jeziorze Krzywym eutroficznym, bogatym w pokarm) w okresie wiosennym przeciętna ilość jajeczek waha się w granicach 15 sztuk. Zróżnicowanie w poszczególnych typach jezior następuje dopiero latem. Najmniejszą ilość jajeczek zawierają samice w Jeziorze Białym — 6,4 sztuk, w Jeziorze Rajgrodzkim bogatszym w produkcję — ilość jajeczek zwiększa się do 8,8, w jeziorze Dręstwo (bogatszym troficznie od poprzednich) — 13,3, natomiast w eutroficznym Jeziorze Krzywym przeciętna ilość jajeczek waha się prawie na poziomie wiosennego (14,6 sztuk). W Jeziorze Krzywym być może realizują się fizjologiczne największe możliwości rozrodcze tego gatunku. Być może 16 jajeczek u samic *Mesocyclops oithonoides* jest maksymalną ilością składanych w okresie

jednego lęgu. W zbiornikach wodnych Czechosłowacji według Š r a m e k - H u š e k (1953) ilość ta nie przekracza 12 sztuk.

R y ł o w (1948) natomiast podaje, że samice *Mesocyclops oithonoides* składają bardzo mało jajeczek, rzadko, jak pisze autor, 8—10 sztuk.

Nie udało się stwierdzić ścisłej zależności między ilością składanych jajeczek przez samice *Mesocyclops leuckarti* a troficznością jezior. Wiosną we wszystkich czterech jeziorach ilość jajeczek u jednej samicy była większa niż latem (tab. VII). Jednak średnia ilość jajeczek za cały okres badań (wiosna—lato) jest prawie jednakowa dla wszystkich jezior. Według R y ł o w a (1948) ilość jajeczek u samic *Mesocyclops leuckarti* ulega znacznym wahaniom i zmienia się w granicach od 8 do 60 jajeczek.

Od dawna było wiadomo, że po zejściu lodu, ten gatunek zjawiał się w jeziorze w bardzo dużej ilości. Ostatnio badania U ł o m s k i e g o (1953) oraz F r y e r i S m y l y (1954) stwierdziły, że gatunek ten zimuje na dnie jeziora (głębszego) w anabiotycznym stanie w postaci 4 i 5 larwalnego stadium, a w jeziorach, w których zimą obserwuje się deficyt tlenowy, *Mesocyclops leuckarti* zimuje w postaci jaja. Natomiast w tropikalnym jeziorze Nyasa (Afryka) przez cały rok żyje w postaci aktywnej stanowiąc formę bentoniczną, a samice składają bardzo mało jajeczek (F r y e r 1947b). Być może, na wymiary ciała i na ilość składanych jajeczek wpływa to, w jakim stadium rozwojowym zimuje dany gatunek.

Okres rozmnażania u samic *Eudiaptomus graciloides* w Jeziorze Krzywym przypada na okres zimowy. Trzeba przypuszczać, że jest to przystosowanie danej populacji do specyficznych warunków danego jeziora. Jezioro Krzywe charakteryzuje się intensywnym rozwojem fitoplanktonu (C z e c z u g a 1958) nie tylko w okresie letnim (0,154—0,878 mg/l chlorofilu), ale również wiosną (0,123—0,156 mg/l) i jesienią (0,089—0,120 mg/l). W skład fitoplanktonu głównie wchodzi takie gatunki sinic, jak *Oscillatoria* sp., *Oscillatoria planctonica* Wołosz., *Microcystis* sp. i *Anabaena spiroides* Kleb., które są mało dostępne jako pokarm dla skorupiaków. Znane są również przykłady toksyczności sinic występujących w dużej ilości w jeziorach (S t e y n 1945a, S t e p h e n s 1948, 1950; G u r e w i c z 1949; W i n b e r g 1954; C z e c z u g a 1957). Ciekawe wyniki uzyskał B r a g i n s k i j (1955) badając toksyczność sinic na niektóre zwierzęta słodkowodne. Stwierdził on, że wyciąg z sinic *Microcystis* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* wpływa trująco na skorupiaki z grupy *Cladocera* i *Copepoda*. Być może obecność tych gatunków sinic w okresie letnim wpływa na to, że składanie jaj przez samice *Eudiaptomus graciloides* w Jeziorze Krzywym odbywa się w okresie zimowym, kiedy ilość sinic zmniejsza się do minimum. Zimą natomiast zwiększa się w fitoplanktonie ilość glonów innych grup, które są bardziej dostępne przypuszczalnie jako pokarm (ilość chlorofilu pod lodem — 0,051 mg/l, w warstwach przydennych — 0,020 mg/l).

Jak doniosłą rolę odgrywa pokarm w życiu skorupiaków, potwierdzają obserwacje Mieszkowej (1953) w jeziorze Siewan oraz Marshalla i Orra (1952) i Bieklemszewa (1954) w morzach. Według Mieszkowej istnieje prosta zależność między ilością pokarmu a ilością składanych jajeczek. Obserwacje swoje w jeziorze autorka potwierdziła w pracowni. U samic *Daphnia longispina sevanica eulimnetica* Behning zamieszkujących pelagial jeziora, przeciętna ilość jajeczek wynosi 1,6 (z maksimum w kwietniu—lipcu 3 jaja). Osobniki tego samego ekotypu przeniesione do pracowni przy tej samej temperaturze co w jeziorze, tylko przy intensywnym odżywianiu się, składały po 14 jaj. Drugi ekotyp tego samego gatunku (*Daphnia longispina sevanica limenica* Behning) zamieszkujący odnogi jeziora składa przeciętnie 5—8 jajeczek, natomiast osobniki tego samego ekotypu przebywające w zaroślach makrofitów, gdzie było pod dostatkiem pokarmu, składały po 26 jaj.

Marshall i Orr (1952) stwierdzili ścisłą zależność między płodnością i okresem rozmnażania się *Calanus finmarchicus* a zakwitaniem glonów w morzu.

Bieklemszew (1954) uważa, że samice *Calanus finmarchicus* potrzebują dużej ilości pokarmu dla składania jajeczek. Rozmnażanie samic, które przezimowały, przypada akurat na okres wiosennego zakwitania glonów w morzu. Do takich gatunków należą jeszcze *Calanus helgolandicus*, *C. acutus* i *C. propinquus*. Zupełnie inaczej oddziałuje pokarm na rozrodczość samic *Calanus tonsus*. Dojrzałe samice gromadzą w ciele duże ilości tłuszczu przed okresem rozrodu, a podczas składania jaj nie pobierają pokarmu. Dopiero młodzież, która wykluwa się z jaj (przeważnie V stadium), ma pod dostatkiem pokarmu w postaci zakwitania okrzemek.

Manujłowa (1950, 1955, 1958) stwierdza zależność między ilością spożywanych bakterii a ilością składanych jajeczek przez samice *Cladocera*.

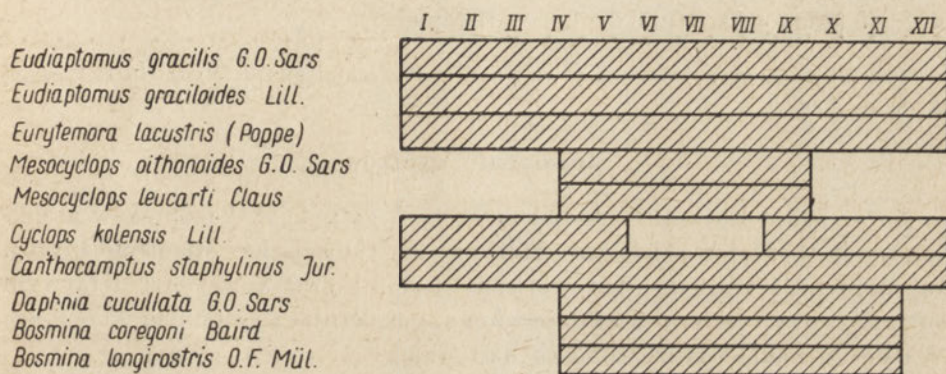
Slobotkin (1954), Slobotkin i Sumner (1956) stwierdzają również ścisłą zależność pomiędzy ilością młodzieży *Cladocera* a ilością pokarmu.

Bardzo ciekawe dane otrzymał Metzler (1957) badając wpływ czynników zewnętrznych na procesy biologiczne *Cyclops viridis* Jurine. Według niego zmniejszenie dawki pokarmu do połowy spowodowało liczne zakłócenia, między innymi samice składały mniej jaj lub wcale nie składały, a wylęgłe larwy nie linały, 70—80% wyginęło. Natomiast gdy pokarm podawano tylko w ilości 1/4 normalnej dawki, zwierzęta nie rozmnażały się i szybko ginęły. Autor stwierdza, że zagęszczenie populacji również obniża ilość składanych jajeczek.

Monakow (1958, 1958a) badając cykl życiowy w warunkach laboratoryjnych *Mesocyclops leuckarti* i *Acanthocyclops viridis* stwierdza, że decydującym czynnikiem, od którego zależy płodność i rozwój larw, jest pokarm.

Doszukiwano się często wpływu na zmiany płodności temperatury, tlenu, pH i innych czynników abiotycznych pomijając zagadnienie pokarmu. Wydaje się, że inne czynniki raczej decydują o występowaniu tego lub innego gatunku w danym zbiorniku wodnym (np. warunki tlenowe dla skorupiaków reliktowych; Ca dla *Holopedium gibberum*), na ilość składanych jajeczek decydująco wpływa ilość i jakość pokarmu.

Stosunki między populacjami decydują o wysokości produkcji planktonu. Bardzo ważna dla ilościowych stosunków między poszczególnymi gatunkami jest konkurencja pokarmowa. Toteż dla szeregu jezior (M i e s z k o w a



Rys. 2. Występowanie samic z jajeczkami niektórych przedstawicieli *Copepoda* i *Cladocera* Jezior Rajgrodzkich w poszczególnych miesiącach

1953 dla jeziora Siewan; R a v e r a 1953, 1954 dla jeziora Lago Maggiore) stwierdzono pewne odchylenia w czasie składania jajeczek przez samice poszczególnych gatunków. Jest to bardzo ważne przystosowanie się gatunków w celu zabezpieczenia pokarmu dla samic składających jaja i rozwijającej się młodzieży. Jaskrawym przykładem takich stosunków może być oligotroficzne jezioro Siewan (M i e s z k o w a 1953). Maksymalną ilość jajeczek samice *Arctodiaptomus bacillifer* składają w marcu, samice *Arctodiaptomus spinosus* var. *fadeevi* w kwietniu—maju, natomiast samice *Cyclops strenuus* var. *sevani* maksymalną ilość jajeczek składają w maju—czerwcu, tj. wtedy kiedy w planktonie bywa największa ilość larw wyżej wspomnianych gatunków *Arctodiaptomus*, którymi odżywia się *Cyclops strenuus* var. *sevani*.

Tak więc populacja danego gatunku jak gdyby sama reguluje ilość osobników w zależności od pogarszających się lub, na odwrót, polepszających się warunków pokarmowych zbiornika przez zmniejszenie lub zwiększenie ilości składanych jajeczek. Przez to zabezpiecza normalny rozwój młodzieży i utrzymanie tego gatunku.

W zakończeniu należy wspomnieć o występowaniu w ciągu roku samic z jajeczkami poszczególnych gatunków *Copepoda* i *Cladocera* (rys. 2). Jak widać z rys. 2, samice z jajeczkami takich gatunków, jak *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Eurytemora lacustris* i *Canthocamptus staphylinus*, występują w jeziorach Rajgrodzkich przez cały rok. Natomiast samice z jajeczkami *Cyclops kolensis* spotykane były w próbkach z okresu jesienno-wiosennego. Samice z jajeczkami *Mesocyclops oithonoides* i *Mesocyclops leuckarti* zjawiają się w planktonie w połowie kwietnia lub w początkach maja i utrzymują się do września. Natomiast samice z jajeczkami *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* i *Bosmina longirostris* występują również od połowy kwietnia do końca listopada.

Praca była subwencionowana przez Komitet Hydrobiologiczny Wydziału II Polskiej Akademii Nauk.

Streszczenie wyników

Autor badał zmiany płodności niektórych gatunków skorupiaków planktonowych w Jeziorze Białym (zbliżone do typu jezior oligotroficznych), Rajgrodzkim i Dręstwo (mezotroficzne jeziora) oraz w Jeziorze Krzywym (eutroficzny typ jeziora) w okresie wiosennym, letnim i jesiennym 1957 roku. W wyniku badań stwierdzono co następuje:

1. Nie udało się stwierdzić zależności między długością ciała samic zbadanych gatunków a troficznością jezior. Nie stwierdzono również wyraźnych różnic w długości ciała w poszczególnych porach roku.

2. Stwierdzono znaczne różnice w ilości składanych jajeczek przez samice *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Mesocyclops oithonoides*, *Daphnia cucullata* i *Bosmina coregoni* w jeziorach o różnej troficzności oraz w tych samych jeziorach w poszczególnych porach roku. W Jeziorze Białym (zbliżone do typu jezior oligotroficznych) ilość składanych jajeczek przez samice wymienionych skorupiaków jest mniejsza. W jeziorach Rajgrodzkim i Dręstwo (jeziora mezotroficzne) ilość składanych jajeczek jest większa.

Największą ilość jajeczek składają samice badanych skorupiaków wiosną, najmniejszą jesienią (*Canthocamptus staphylinus* i *Bosmina coregoni* w Jeziorze Dręstwo najmniejszą ilość jaj składają latem).

3. Samice *Eudiaptomus graciloides* w Jeziorze Krzywym składają jajeczka w okresie zimowym. Można przypuszczać, że jest to przystosowanie się danej populacji do specyficznych warunków tego jeziora. W Jeziorze Krzywym w okresie wiosenno-jesiennym w dużej ilości występują sinice, które są mało dostępne jako pokarm dla skorupiaków, być może na skutek wydzielania toksyn wpływają w ostateczności hamująco na biologię tego skorupiak. W okresie zimowym udział sinic zmniejsza się do minimum, jednocześnie zwiększa się udział innych gatunków fitoplanktonu (ilość chlorofilu sięga

50 mg/m³). W tym okresie w Jeziorze Krzywym 75% osobników *Eudiaptomus graciloides* są to samice z jajczkami. Ilość jajczek przeciętnie wynosi 9 sztuk.

4. Samice *Cyclops kolensis* składają jajeczka w okresie jesienno-wiosennym (tab. VII).

5. Samice *Canthocamptus staphylinus* najwięcej jajczek składają wiosną i jesienią, najmniej latem (rys. 1).

6. Największe wymiary jajczek u samic *Eudiaptomus gracilis*, *E. graciloides* autor stwierdził w okresie letnim.

7. Nie stwierdzono zależności między ilością składanych jajczek a ich objętością u samic badanych gatunków *Copepoda* w poszczególnych porach roku i o tej samej porze w poszczególnych jeziorach (tab. XI). Nie stwierdzono również zależności między wagą samic poszczególnych gatunków *Copepoda* a wagą jajczek (tab. XIII).

8. Autor jest skłonny uważać, że decydującym czynnikiem wpływającym na ilość składanych jajczek jest pokarm.

9. Samice *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Eurytemora lacustris* i *Canthocamptus staphylinus* spotykane są z jajczkami przez cały rok. Samice z jajczkami *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* i *Bosmina longirostris* występują wiosną, latem i jesienią. Natomiast samice z jajczkami *Mesocyclops oithonoides* i *Mesocyclops leuckarti* spotykane są tylko w okresie wiosenno-letnim, a *Cyclops kolensis* — w okresie jesienno-wiosennym (rys. 2).

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

- Bainbridge V., 1958. Some observations on *Evadne nordmanni* Loven. J. Marine Biol. Assoc. U.K., 37 (2): 349—370.
- Barnes H., Barnes Margaret, 1956. Contenuto di fosforo totale in alcuni stadi di due comuni animali planctonici d'acqua dolce e suo rapporto con quello delle loro uova. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 9 : 113—124.
- Bening A. L., 1941. Kladocera Kawkaza. Gruzmedgiz, Tbilisi, str. 384.
- Berg K., 1931. Studies on the genus *Daphnia* O.F. Müller with especial reference to the mode of reproduction. Vid. Med. Dansk Natur. For. Khb., 92 : 1—222.
- Bieklemiszew K. W., 1954. Pitaniye niekotorych massowych planktonnykh kopepod w dalniewostocznykh moriach. Zoolog. Zhurn., 33(6) : 1210—1230.
- Bragiński A.P., 1955. O toksycznosti sinie-zielonykh wodoroslej. Priroda, 1 : 117.
- Czeczuga B., 1957. Biologiczne wskaźniki zanieczyszczenia stawu Płazowego. Roczn. Akad. Med. im. J. Marchlewskiego w Białymstoku, 3 : 127—141.
- Czeczuga B., 1958. Badania ilości chlorofilu w fitoplanktonie jezior Rajgrodzkich. Acta Soc. Bot. Pol., 27(4) : 541—561.
- Czeczuga B., 1959. Oviposition in *Eudiaptomus gracilis* G.O. Sars and *E. graciloides* Lill. (*Calanoidea*, *Crustacea*) in relation to season and trophic level of lakes. Bull. de L'Acad. Polon. des Sci., Cl. II, 7(6) : 227—230.

10. Czczuga B., 1959a. Produkcja pierwotna jezior Rajgrodzkich. I Jezioro Rajgrodzkie, Białe i Krzywe. Acta Soc. Bot. Pol. 28 : 555—578.
11. Czeremisowa K. A., 1957. Rozwój i rozmnożenie *Daphnia cucullata* Sars po nabludieniam na ozierze Driwiaty. Piąta nauczn. konf. po izuczenii wnutr. wodojomow Pribaltiki (16—20 ap. 1957), Tiezy dokladow, 24—25.
12. Czeremisowa K. A., 1958. K biologii *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller), *Daphnia cucullata* G.O. Sars i *Eudiaptomus graciloides* W. Lilljeborg — Tr. Bielorusk. Naucz. Issled. Inst. Rybn. Choz., 2 : 200—222.
13. Eichhorn R., 1957. Zur Populationsdynamik der calanoiden *Copepoden* in Titisee und Feldsee. Arch. f. Hydrobiol. Suppl., 24(3), (2) : 186—246.
14. Elster H. J., 1954. Über die Populationsdynamik von *Eudiaptomus gracilis* Sars und *Hetercope borealis* Fischer im Bodensee-Obersee. Arch. f. Hydrobiol. Suppl., 20, Schriften der Hydrobiol. Station Falkau, 1 : 546—614.
15. Elster H. J., 1955. Ein Beitrag zur Produktionsbiologie des Zooplanktons. Verhandl. Internat. Ver. f. theor. u. angew. Limnolog., 12 : 404—411.
16. Frank D. W., 1957. Coactions in laboratory populations of two species of *Daphnia*. Ecology, 38(3) : 510—519.
17. Fryer G., 1957. The feeding mechanism of some freshwater *Cyclopoid Copepods*. Proc. Zool. Soc. London, 129(1) : 1—25.
18. Fryer G., 1957a. The food of some freshwater *Cyclopoid Copepods* and its ecological significance. J. Animal. Ecol., 26(2) : 263—286.
19. Fryer G., 1957b. Free living freshwater *Crustacea* from lake Nyasa and adjoining waters. Part I *Copepoda*. Arch. f. Hydrobiol., 53(1) : 62—86.
20. Fryer G., Smyly W. J. P., 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater cyclopoid and harpacticoid *Copepods*. Ann. a. Mag. Natur. History, ser. 12, 7(73) : 65—72.
21. Gibor A., 1956. Some ecological relationships between phyto- and zooplankton. Biol. Bull., 111(2) : 230—243.
22. Green J., 1954. Size and reproduction in *Daphnia magna* (Crustacea: Cladocera).—Proc. Zool. Soc. Lond., 124, part. 3 : 535—545.
23. Green J., 1955. Studies on a population of *Daphnia magna*. — J. Anim. Ecol., 24(1) : 84—97.
24. Grosch D. S., Plumb M. E., 1959. A sex difference in radioactivity of *Artemia* cultured in sea water containing phosphorus 32. Nature, 183 (4654) : 122—123.
25. Gurewicz F. A., 1949. Siniezielonnyje wodorosli i embriony presnowodnych ziwotnych. — Dokl. AN SSSR, 68(5) : 939—940.
26. Hutchinson G. E., 1951. Copepodology for the ornithologist. Ecology, 32 : 571—577.
27. Konowalowa P. M., Konowalowa Z. A., 1955. Sostojanie dafnij kak indikator izmienenij rezima wodojoma. Wopr. Ichtiol., 3 : 135—140.
28. Kozmianski Z., 1933. Badania morfometryczne i ekologiczne nad oczlikami (*Cyclopidae*) z grupy *strenuus*. Arch. Hydr. Ryb. 7 : 59—140.
29. Lack D., 1954. The natural regulation of animal numbers. Oxford, s. 403.
30. Manujłowa E. F., 1950. K woprosu o cyklicznosci rozmnozenia *Cladocera*. Dokl. AN SSSR, 73(2) : 413—415.
31. Manujłowa E. F., 1955. O swiazii izmienczywosti pielagiczeskich *Cladocera* s rozwtiem bakterij w wodojomie. Dokl. AN SSSR, 103(6) : 1111—1114.
32. Manujłowa E. F., 1958. K woprosu o znaczenii czislennosti bakterij w rozwtii wietwistousych raczkow w jestiestwiennych uslowiach. — Dokl. NA SSSR, 120(5) : 1129—1132.

33. Manujłowa E. F., 1959. Wlijanije sinie-zielonych wodoroslej na rozwitije zooplanktona. Biul. MOJP, ser. biologii, 64(1) : 155—156.
34. Marshall, S.M., Orr A. P., 1952. On the biology of *Calanus finmarchicus*. VII. Factors affecting egg production. J. Mar. Biol. Ass., 30(3).
35. Mazepowa G. F., 1952. Wiertikalnoje raspredielenije bajkalskogo cyklopa (*Cyclops baicalensis*) w Ozierie Bajkał. Izw. Biol.-Geogr. N. Issl. in-ta pri Irkutsk. gos. un-tie, 12(2) : 16—27.
36. Metzler S., 1957. Über die Beeinflusbarkeit des Geschlechtsverhältnisses von *Cyclops viridis* Jurine durch Aussenfaktoren. Zool. Jahrb. Abt. I, 67(1) : 81—110.
37. Mieszkowa T. M., 1953. Zooplankton oziera Siewan. Tr. Siewansk Hydrobiolog. Stancji, 13 : 5—170.
38. Mieszkowa T. M., 1957. Opyt massowego rozwiedienija dafnij (*Daphnia magna*). Tr. Siewan. gidrob. st., 15 : 109—135.
39. Monakow A. W., 1958. Żizniennyj cykl *Mesocyclops leuckarti* Claus (*Copepoda*, *Cyclopoidae*). Dokł. AN SSSR; 120(2) : 419—421.
40. Monakow A. W., 1958a. Niekotoryje dannyje po biologii razwitija i rozmnożenija *Acanthocyclops viridis* (Jur.) (*Copepoda*, *Cyclopoida*). Dokł. AN SSSR, 119 (3) : 613—616.
41. Patalas K., 1954. Zespoły skorupiaków pelagicznych 28 jezior pomorskich. Ekol. Polska, ser. A, 2(1) : 61—92.
42. Piatakow M. L., 1956. Po powodu sezonnego izmienienija płodowitosti u wiewtistousych. Zoolog. Żurn., 35(12) : 1814—1819.
43. Pratt D. M., 1943. Analysis of population development in *Daphnia* at different temperatures. Biol. Bull., 85 : 116—140.
44. Ravera O., 1953. Gli stadi di sviluppo dei Copepodi pelagici del Lago Maggiore. Mem. Inst. Ital. Idrobiol., 7 : 129—151.
45. Ravera O., 1954. La struttura demografica dei copepodi de Lago Maggiore. — Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 8 : 109—150.
46. Ravera O., Tonolli V., 1956. Body size and number of eggs in *Diatomids*, as related to water renewal, in mountain lakes. Limnol. a. Oceanogr., 1 : 118—122.
47. Roen U., 1955. On the number of eggs in some free — living freshwater copepods. Proc. of the Internat. Assoc. of theoret. a applied Limnol., 12 : 447—454.
48. Roen U., 1957. Contributions to the biology of some danish free living freshwater copepods. Biol. Skr. Dan. Vid. Selsk., 9(2) : 1—100.
49. Ryłow W. M., 1920. K biologii *Diatomus amblyodon* Mar. Tr. Pietrograd. Obszcz. Jestiestwoisp., 51(1) : 29—36.
50. Ryłow W. M., 1948. *Cyclopoida* presnych wod. Rakoobraznyje tom 3, wyp. 3 : 1—318. Fauna SSSR, Izdat. AN SSSR, Moskwa — Leningrad.
51. Rzajew S. G., 1957. K woprosu o roli fitoplanktona w pitanii zooplanktona i ryb Mingeczauraskogo wodochraniliszcza. Dokł. AN Azerb. SSR, 13(5) : 549—553.
52. Skadowski S. N., 1955. Ekologiczeskaja fizjologija wodnych organizmow. Sow. Nauka, Moskwa, s. 338.
53. Slobotkin B. L., 1954. Population dynamics in *Daphnia obtusa* Kurz. Ecol. Mongr. 24 : 69—88.
54. Slobotkin B. L., Sumner R., 1956. The Effect of Removal of Fixed Percentages of the Newborn on Size and Variability in Populations of *Daphnia pulex* (Forbes). Limn. a. Oceanogr., 1(3) : 209—237.
55. Smyly W.J.P., 1957. Observations on the life — history of the *Harpacticoid Copepod*, *Canthocamptus staphylinus* (Jur.) Ann. Mag. Natur. Hist. ser. 12, 10 : 509—512.

56. Spooner J. M., 1947. The distribution of *Gammarus* species in estuaries. Pt. P. J. Marine Biol. Ass, 27 : 1—52.
57. Š r á m e k - H u š e k., 1953. Nasi klanonozci, str. 63, Praha, C.A.V.
58. Stangenberg M., 1957. Z współczesnych postępów limnologii i rybactwa w krajach zachodnich. Ekologia polska, ser. B., 3(3) : 183—204.
59. Stephens E., 1948. *Microcystis toxica* sp. nov. a poisonous alga from the Transvaal and Orange Free State. Hydrobiol., 1(1) : 14.
60. Stephens E., 1950. *Microcystis toxica* sp. nov. a poisonous alga from the Transvaal and Orange Free State. Tr. R. Soc. South Africa, 32(1) : 105—112.
61. Steyn D. G., 1945. Poisoning of animals and human beings by algae. South Afr. J. Sci., 41 : 243—244.
62. Szczerbakow A. P., 1952. Sootnoszenije razmierow i wiesow u presnowodnych planktonnych rakooobraznych. Dokl. AN SSSR, 84(1) : 153—156.
63. Terao A., Tanaka T., 1928. Population growth of the water-flea *Moina macrocopa* Str. Proc. Imper. Acad. (Japan), 4 : 550—552.
64. Ułomski S. N., 1953. Nowoje w ekologii niekotorych widow wiesłonogich rakooobraznych (*Copepoda*) *Mesocyclops leuckarti* (Claus), 1857. Dokl. AN SSSR, 90(2) : 295—297.
65. Wesenberg-Lund C., 1904. Studier over de danske soers plankton. Specielle del. 1. tekst. Kobenhavn.
66. Winberg G. G., 1954. Toksiczeskij fitoplankton. — Usp. Sowr. Biolog., 38 (2) : 216—226.
67. ZoBell C., 1946. Marine Microbiology: A monograph on Hydrobacteriology. Chronica Botanica Co., Waltham, Mass., str. 240.

Б. Чечуга

Изменения в плодовитости некоторых представителей зоопланктона I. Crustacea Райгородских озер

Резюме

Автор исследовал изменения в плодовитости *Eudiaptomus gracilis* G. O. Sars, *Eudiaptomus graciloides* Lill., *Eurytemora lacustris* (Poppe), *Mesocyclops oithonoides* G. O. Sars, *Mesocyclops leuckarti* Claus, *Cyclops kolenis* Lill. *Canthocamptus staphylinus* Jur., *Daphnia cucullata* G. O. Sars, *Bosmina coregoni* Baird, и *Bosmina longirostris* (O. F. Müller) в Озере Белом (приближенное к озерам олиготрофного типа), Райгородском и Дренство (мезотрофные озера), а также в Озере Кривом (евтрофный тип озера) в периоде весны, лета и осени 1957 г. В результате исследований констатировано следующие факты:

1. Не удалось обнаружить зависимости между длиной тела самок упомянутых видов а трофичностью озер. Не найдено также отчетливых разниц в размерах длины тела в отдельные времена года.
2. Обнаружено значительные разницы в количестве откладываемых

яиц самками *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Mesocyclops oithonoides*, *Daphnia cucullata* и *Bosmina coregoni* в озерах о разной трофности, а также в этих же озерах в разные времена года. В Озере Белом (приближенное к олиготрофному типу озер) количество откладываемых яиц самками упомянутых ракообразных меньше. В Райгородском Озере и Дренство (мезотрофные озера) количество откладываемых яиц больше. Наибольшее количество яиц откладывают самки исследуемых ракообразных весной, наименьшее осенью. *Canthocamptus staphylinus* и *Bosmina coregoni* в Озере Дренство откладывают наименьшее количество яиц летом.

3. Самки *Eudiaptomus graciloides* в Кривом Озере откладывают яйца зимой. Можно предполагать, что это является приспособлением данной популяции к специфическим условиям озера. В Озере Кривом в периоде от весны до осени выступают в большом количестве синезеленые водоросли, мало доступные ракообразным в качестве корма и которые, быть может ввиду секреции токсинов, влияют в конечном счете тормозящим образом на биологию этого ракообразного. В зимнее время участие синезеленых водорослей уменьшается до минимума при одновременном увеличении участия других видов фитопланктона (количество хлорофилла доходит до 50 мг/м³). В это время в Озере Кривом 75% особей *Eudiaptomus graciloides* — это самки с яйцами. Количество яиц равняется в среднем 9 штук.

4. Самки *Cyclops kolensis* откладывают яйца в осеннее и весеннее время (таб. VII).

5. Самки *Canthocamptus staphylinus* откладывают больше всего яиц весной и осенью, меньше всего летом (рис. 1).

6. Яйца наибольшего размера у самок *Eudiaptomus gracilis* *E. graciloides* были найдены летом.

7. Не обнаружено зависимости между количеством откладываемых яиц а их объемом у самок исследуемых видов *Copepoda* в отдельные времена года и в отдельных озерах (таб. XI). Не найдено также зависимости между весом самок исследуемых видов *Copepoda* а весом яиц (таб. XIII).

8. Автор склонен считать, что решающим фактором, влияющим на количество откладываемых яиц является пища.

9. Самки с яйцами *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Eurytemora lacustris* и *Canthocamptus staphylinus* встречаются весь год. Самки с яйцами *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* и *Bosmina longirostris* выступают весной, летом и осенью.

Самки же *Mesocyclops oithonoides* и *Mesocyclops leucarti* встречаются с яйцами только весной и летом а *Cyclops kolensis* в осеннее и весеннее время (рис. 2).

B. C z c z u g a

Changes in fertility of some representatives of the zooplankton I. Crustacea from the Rajgrodzkie lakes

Summary

The author studied changes in the fertility of *Eudiaptomus gracilis* G.O. Sars, *Eudiaptomus graciloides* Lill., *Eurytemora lacustris* (Poppe), *Mesocyclops oithonoides* G.O. Sars, *Mesocyclops leuckarti* Claus, *Cyclops kolensis* Lill., *Canthocamptus staphylinus* Jur., *Daphnia cucullata* G.O. Sars, *Bosmina coregoni* Baird, and *Bosmina longirostris* (O.F. Muller) in Lake Białe (closely resembling the oligotrophic type of lakes) in Lake Rajgrodzkie and Dręstwo (mesotrophic lakes) and in Lake Krzywe (an eutrophic type of lake) during the spring, summer and autumn of 1957. The following results from these studies:

1. It was not possible to establish a relationship between the body length of the females of the species mentioned and the trophic character of the lakes. Also no clear differences in body lengths during particular season of the year were observed.

2. Considerable differences were observed in the numbers of eggs laid by the females of *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Mesocyclops oithonoides*, *Daphnia cucullata* and *Bosmina coregoni* in lakes of different trophic types and in the same lakes in particular seasons. In Lake Białe (closely related to the oligotrophic type) a smaller number of eggs is laid by the females of the crustacea mentioned. In Lakes Rajgrodzkie and Dręstwo (mesotrophic lakes) the number of eggs laid is greater.

The greatest number of eggs is laid by the females of the crustacea studied, in the spring and the least in the autumn (*Canthocamptus staphylinus* and *Bosmina coregoni* in Lake Dręstwo lay the least number of eggs in the summer).

3. Females of *Eudiaptomus graciloides* in Lake Krzywe lay eggs in the winter. It may be assumed that this is the adaptation of a given population to the specific conditions of this lake. In Lake Krzywe in the spring-autumn period there are large numbers of blue algae which are of little use as food for the crustacea due maybe to the secretion of toxins which inhibit the development of these crustacea. In the winter the role of the blue algae is reduced to a minimum and at the same time the role of other species of phytoplankton becomes increasingly important (chlorophyll content reaches 50 mg/m³). In this period in Lake Krzywe 75% of the individuals of *Eudiaptomus graciloides* are females with eggs. The average number of eggs is 9.

4. Females of *Cyclops kolensis* lay their eggs during the autumn-spring period (Tab. VII).

5. Females of *Canthocamptus staphylinus* lay their eggs mainly in the spring and autumn and the least number in the summer (Fig. 1).

6. The author observed the greatest dimensions for the eggs of females of *Eudiaptomus gracilis* and *E. graciloides* in the summer.

7. A relation between the number of eggs laid and their volume was not observed in females of the species of Copepoda studied in particular seasons and for the same season in particular lakes (Tab. XI). Also no relation between the weight of females of particular species of Copepoda and the weight of the eggs was observed (Tab. XIII).

8. The author is of the opinion that the deciding factor influencing the number of eggs laid is food.

9. Females of *Eudiaptomus gracilis*, *Eudiaptomus graciloides*, *Eurytemora lacustris* and *Canthocamptus staphylinus* are found with eggs throughout the year. Females with eggs of *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni* and *Bosmina longirostris* are to be found in the spring, summer and autumn. However females with eggs of *Mesocyclops oithonoides* and *Mesocyclops leuckarti* are seen only in the spring-summer period and of *Cyclops kolensis* in the autumn-spring period (Fig. 2).

B. Czeczuga

**Zawartość hemoglobiny u larw
Tendipes f. l. plumosus L. (*Tendipedidae*)
w Jeziorze Rajgrodzkim w poszczególnych porach roku**

Z Zakładu Biologii Akademii Medycznej w Białymstoku

Otrzymano 22 czerwca 1959

Wstęp

Hemoglobinę u larw *Tendipes f.l. plumosus* pierwszy stwierdził L a n k e s t e r (1867). Od tego czasu larwy te są często używane do doświadczeń celem wyjaśnienia niektórych zagadnień związanych z ich fizjologią. Charakterystyczną cechą larw *Tendipes f.l. plumosus* jest to, że bytują one w środowisku, które przez dłuższy okres jest ubogie w tlen lub „zupełnie” go pozbawione. Dlatego od dłuższego czasu larwy te są uważane jako organizmy, które mogą znosić warunki pozbawione tlenu, dzięki obecności hemoglobiny. Z drugiej strony, wg niektórych autorów (H a r n i s c h 1929; S c h e e r 1934; S i n i c a 1936; W i n b e r g 1939, 1948; B r a n d 1946), przebywanie tych larw dłuższy okres czasu w warunkach pozbawionych tlenu mimo zawartości w ich ciele hemoglobiny jest niemożliwe.

C z e r n o w s k i (1949) obserwował, że larwy *Tendipes f.l. plumosus* wydobyte z dużej głębokości, gdzie woda zawiera małe ilości tlenu, mają barwę ciemnoczerwoną i odwrotnie, z warstwy wodnej o dużej zawartości tlenu — bladoczerwoną. Pozwoliło mi to mniemać, że ilość hemoglobiny w ciele tych larw zmienia się w zależności od koncentracji tlenu w środowisku. Celem sprawdzenia tego badałem zmiany ilości hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* przy różnej ilości tlenu w środowisku wodnym.

Materiał i metodyka

Larwy *Tendipes f.l. plumosus* pobierałem do oznaczania hemoglobiny z różnych głębokości Jeziora Rajgrodzkiego w różnych porach roku: wiosną (29.IV) i jesienią (17.XI), kiedy na skutek cyrkulacji warstwy przydenne wody zawierają na ogół duże ilości tlenu oraz latem (5—9.VIII) i zimą (10.II), kiedy na skutek stagnacji warstwy przydenne wody (jak również górna warstwa osadu dennego) są ubogie w tlen.

Larwy pobierałem czerpakiem systemu Petersena, ilość hemoglobiny oznaczałem w materiale surowym metodą opisaną w pracy poprzedniej (C z e c z u g a 1958). Larwy wydobyte z Jeziora Rajgrodzkiego przenosiłem do szalki, starannie obmywałem w wodzie destylowanej, następnie przenośliem do probówek, do których dodawałem 5 ml destylowanej zimnej wody. Larwy macerowałem szklaną pałeczką, następnie dodawałem 3,7 ml 1% $K_3Fe(CN)_6$ (w celu otrzymania methemoglobiny) i po upływie 10 minut dodawałem jeszcze 2,5 ml 1% KCN. Probówki przechowywałem w ciemni do chwili przejścia hemoglobiny z ciała larw do roztworu. Po pewnym czasie, gdy resztki zmacerowanych larw były bezbarwne, zawartość probówki przenosiłem do wirówki elektrycznej i wirowałem około 20 minut, stosując obroty 6 tys./min. Po odwirowaniu część cieczy klarownej przenosiłem do kiuwety spektrofotometru firmy Lumetron Mod — 400 A. Ilość hemoglobiny oznaczałem używając filtru niebieskiego o długości fali 420 m μ . Wskazówkę spektrofotometru nastawiałem na 100% przy użyciu przezroczystego odnośnika (5 ml destylowanej wody, 3,7 ml 1% $K_3Fe(CN)_6$ oraz 2,5 ml 1% KCN). Ilość hemoglobiny odczytywałem wg krzywej wzorcowej przygotowanej z hemoglobiny firmy „Riedl” (Hannover). Jednocześnie oznaczałem suchą masę jednego osobnika, w stosunku do której obliczałem ilość hemoglobiny. Ilość tlenu oznaczałem metodą Winklera. Temperaturę mierzyłem termometrem w batometrze systemu Ruttnera z dokładnością do $\pm 0,2^\circ$.

Wyniki badań

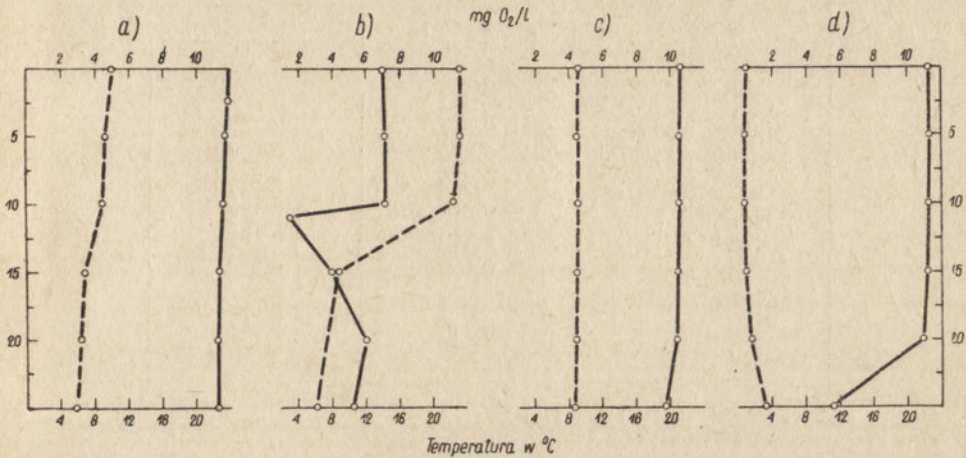
Ilość tlenu oraz temperaturę w poszczególnych porach roku na poszczególnych głębokościach Jeziora Rajgrodzkiego uwidocznia rys. 1. Jak widać, charakterystyczną cechą krzywej tlenowej z okresu letniego jest minimum tlenowe w metalimnionie, o powstaniu którego pisałem już w pracy poprzedniej (C z e c z u g a 1959bc).

Tabela I i II przedstawiają ilości hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* na poszczególnych głębokościach w okresie letniej i zimowej stagnacji.

Jak widzimy z tabeli I, są wyraźne różnice w ilości hemoglobiny u larw z poszczególnych głębokości. Larwy bytujące w osadzie dennym w strefie epilimnionu (9 m), woda którego w tym okresie zawiera znaczne ilości tlenu

(7,0—7,4 mg/l), ilość hemoglobiny wynosi przeciętnie 0,065 mg/mg suchej masy. Natomiast u larw pobranych z dna w strefie metalimnionu (głębokość 11,5 m), w którym występuje minimum tlenowe (1,7 mg/l), ilość hemoglobiny znacznie się zwiększa i wynosi przeciętnie 0,352 mg/mg suchej masy.

Na głębokości 19 m, tj. w hypolimnionie w wodzie, którego ilość tlenu zwiększa się do 5,0 mg O₂/l, ilość hemoglobiny w ciele larw zmniejsza się



Rys. 1. Temperatura wody i zawartość tlenu na poszczególnych głębokościach Jeziora Rajgradzkiego: a) wiosna; b) lato; c) jesień; d) zima
 ——— tlen; - - - temperatura.

Tabela I

Ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* L. w okresie stagnacji letniej na różnych głębokościach w mg/mg suchej masy

Haemoglobin content in larvae of *Tendipes plumosus* L. in summer period in different depth in mg/mg of dry mass

Głębokość Depth	9 m	11,5 m	19 m
Zawartość hemoglobiny	0,079	0,388	0,228
Haemoglobin content	0,060	0,344	0,238
	0,052	0,353	0,220
	0,068	0,364	0,231
		0,309	0,240
Srednio Average	0,065	0,352	0,231

Tabela II

Ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* L. w okresie stagnacji zimowej na różnych głębokościach w mg/mg suchej masy (10.II.1959)

Haemoglobin content in larvae of *Tendipes plumosus* in winter period in mg/mg of dry mass

Głębokość Depth	12 m	13 m
Zawartość hemo- globiny	0,377	0,235
	0,300	0,270
	0,300	0,310
Haemoglobin content	0,210	0,198
	0,140	0,104
	0,150	0,270
Średnio Average	0,246	0,231

* Jezioro pokryło się lodem 10.I.1959
Lake covered with ice 10.I.1959.

Tabela III

Ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* L. w okresie cyrkulacji wiosennej na różnych głębokościach w mg/mg suchej masy

Haemoglobin content in larvae of *Tendipes plumosus* L. in a period of spring circulation in mg/mg of dry mass

Głębokość Depth	13 m	15,5 m
Zawartość hemo- globiny	0,013	0,070
	0,073	0,088
	0,013	0,130
Haemoglobin content	0,045	0,112
	0,032	
	0,035	
	0,117	
	0,105	
	0,077	
	0,044	
Średnio Average	0,055	0,100

w porównaniu do larw z metalimnionu i wynosi przeciętnie 0,231 mg/mg suchej masy.

Tabela II przedstawia ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* w okresie stagnacji zimowej. Jak widać z tabeli II, ilość hemoglobiny w ciele larw w okresie zimowym wynosi przeciętnie 0,246 na głębokości 12 m i 0,231 mg/mg suchej masy na głębokości 13 m.

Tabela III przedstawia ilości hemoglobiny w ciele larw w okresie wiosennej cyrkulacji. Ilość hemoglobiny w tym okresie nie przekracza 0,100 mg/mg suchej masy (przeciętnie).

Tabela IV

Ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* L. w okresie cyrkulacji jesiennej na różnych głębokościach w mg/mg suchej masy

Haemoglobin content in larvae of *Tendipes plumosus* in the period of autumn circulation in mg/mg of dry mass

Głębokość Depth	10 m	13 m	15 m
Zawartość hemoglobiny	0,141	0,075	0,182
	0,109	0,073	0,160
	0,185	0,085	0,170
Haemoglobin content		0,115	
		0,102	
		0,170	
Średnio Average	0,145	0,103	0,170

Tabela IV uwidoczniła ilości hemoglobiny na różnych głębokościach w okresie cyrkulacji jesiennej. Przeciętne ilości hemoglobiny wahają się w granicach od 0,103 (na głębokości 13 m) do 0,170 mg/mg suchej masy (na głębokości 15 m).

Omówienie wyników badań

Duże ilości tlenu w wodzie w okresie wiosennej i jesiennej cyrkulacji niewątpliwie dobrze zaopatrują w tlen osady denne jeziora. Natomiast w okresie letniej i zimowej stagnacji warunki tlenowe w osadzie dennym znacznie pogarszają się.

W okresie letnim występuje znaczne zróżnicowanie tlenowe na poszczególnych głębokościach. Najwięcej tlenu znajduje się w wodzie epilimnionu, natomiast w metalimnionie w Jeziorze Rajgrodzkim występuje wyraźne minimum tlenowe. Ilość tlenu w wodzie zmniejsza się do 2,3 mg/l. Można przypuszczać, że ilość tlenu w osadzie dennym jest jeszcze mniejsza. Ilość hemoglobiny u larw wydobytych z głębokości, na której znajduje

się minimum tlenowe, jest największa i wynosi przeciętnie 0,352 mg/mg suchej masy. W hypolimnionie ilość tlenu w wodzie jest większa w porównaniu z warstwą metalimnionu — ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* zmniejsza się nieco (przeciętnie — 0,231 mg). Natomiast larwy z dna najbogatszej w tlen strefy epilimnionu zawierają hemoglobiny znacznie mniej: 0,065 mg/mg suchej masy. Jak już pisałem w pracy poprzedniej (C z e c z u g a 1959bc), na głębokości, na której występuje minimum tlenowe, bytuje największa ilość larw *Tendipes f.l. plumosus*, a waga jednego osobnika jest największa (tab. V).

T a b e l a V

Przeciętna waga suchej masy jednego osobnika *Tendipes f.l. plumosus* z różnej głębokości Jeziora Rajgrodzkiego w poszczególnych porach roku (w mg)

Average weight of dry mass of single individual of *Tendipes plumosus* in various year seasons in mg

Głębokość w m Depth in m	Pora roku Season	Wiosna Spring	Lato Summer	Jesień Autumn	Zima Winter
	9,0	—	—	3,23	—
10,0	—	—	—	2,80	—
11,5	—	—	6,09	—	—
12,0	—	—	—	2,30	3,60
13,0	3,8	—	—	—	4,00
15,0	—	—	—	1,5	—
15,5	2,70	—	—	—	—
19,0	—	—	4,59	—	—

Zwiększenie się ilości hemoglobiny u *Daphnia* przy małej ilości tlenu w wodzie stwierdził Fox i wsp. (1951) oraz Hildebrand i Keighley (1955). Podobne zjawisko obserwował u *Simocephalus vetulus* Hoshi (1957), u *Artemia salina* Gilchrist (1954), a u małża *Glycimeris nummaria* Krüger (1957). Według Haurowitz i Hardin (1954) koncentracja hemoglobiny u człowieka wzrasta przy niskim ciśnieniu tlenu, np. na dużych wysokościach. Zwiększanie się hemoglobiny u ryb przy małej koncentracji tlenu stwierdził Iwlew (1955). O ciekawym spostrzeżeniu, co prawda dotyczącym innego barwnika, donosi So in (1956). Autor na podstawie własnych obserwacji i danych literatury stwierdza, że karotenoidy znajdujące się w jajeczkach ryb łososiowych (*Clupeiformes*) odkładanych w osadzie dennym rzek biorą aktywny udział w procesie oddychania. Ilość tych karotenoidów

w jajeczkach zależy od koncentracji tlenu. Przy małej ilości tlenu w osadzie dennym rzeki ilość karotenoidów zwiększa się i, odwrotnie, przy dużej ilości tlenu — zmniejsza się.

Fox Munro H (Proc. Roy. Soc. London, ser. B. 143: 203—214, 1955), oraz Manwel C, (J. Cell. Comp. Physiol., 53: 61—74, 1959) donoszą, że u niektórych zwierząt przy małej ilości tlenu w środowisku ilość hemoglobiny nie zwiększa się.

Cechą charakterystyczną hemoglobiny larw *Tendipes f.l. plumosus* jest to, że nasylenie jej tlenem następuje już przy bardzo małej koncentracji tlenu w środowisku. Przy koncentracji tlenu równej 0,01 cm³/l hemoglobina tych larw sięga 50% nasylenia tlenem (Leitch 1916). Walsh e (1951, 1953) uważa, że hemoglobina u larw *Tendipedidae* bierze udział jako przenośnik tlenu przy małych ilościach jego w środowisku. Natomiast wg Kostantino w a (1958) hemoglobina bierze również czynny udział w procesie oddychania nawet przy 5—6 mg/l tlenu w wodzie.

Przy małej koncentracji tlenu w środowisku procesy przemiany materii u larw *Tendipes f.l. plumosus* znacznie się zmniejszają i są niezależne od temperatury. Według Harnisch a (1959) przy koncentracji tlenu 0,1% Q₁₀ wynosi 0,79, natomiast przy koncentracji tlenu równej 21% Q₁₀ równa się 2.

Praca była subwencionowana przez Komitet Hydrobiologiczny II Wydziału PAN.

Streszczenie wyników

Autor badał zmiany ilości hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* L. z różnych głębokości Jeziora Rajgrodzkiego w poszczególnych porach roku. Jednocześnie oznaczano ilość tlenu i temperaturę wody na poszczególnych głębokościach. Przy tym autor zakłada, że podczas wiosennej i jesiennej cyrkulacji wody warstwy denne osadu lepiej są zaopatrzone w tlen w porównaniu z okresem letniej i zimowej stagnacji. Ponadto w okresie letniej stagnacji w Jeziorze Rajgrodzkim powstaje w metalimnionie minimum tlenowe. W wyniku badań autor stwierdził, że:

1. W okresie letniej stagnacji są znaczne różnice w ilości hemoglobiny u larw na poszczególnych głębokościach (tab. I). Najwięcej hemoglobiny zawierają larwy z głębokości minimum tlenowego, najmniej — z osadu dennego w strefie epilimnionu. Duże ilości hemoglobiny (0,231—0,246 mg/mg suchej masy) stwierdził również autor u larw z okresu zimowej stagnacji (tab. II).

2. W okresie wiosennej i jesiennej cyrkulacji ilość hemoglobiny u larw zmniejsza się znacznie. Wiosną ilość hemoglobiny nie przekracza 0,100, a jesienią 0,170 mg/mg suchej masy larw.

3. Autor uważa, że ilość hemoglobiny u larw *Tendipes f.l. plumosus* zmienia się w zależności od koncentracji tlenu w środowisku. Przy małej ilości tlenu w środowisku ilość hemoglobiny u larw zwiększa się i, odwrotnie, przy dużej zmniejsza się.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Brand T., 1946. Anaerobiosis in Invertebrates, str. 328. *Biodynamica Monographs* (4). Normandy, Missouri.
2. Czczuga B., 1959a. Rozmieszczenie larw *Tendipes f.l. plumosus* a. w Jeziorze Rajgrodzkim w okresie stagnacji letniej. *Ekologia polska*, ser. B 5(4): 323—329.
3. Czczuga B., 1958. Metoda ilościowego oznaczania hemoglobiny w larwach *Tendipedidae*. *Roczn. Akad. Med. w Białymstoku*, IV: 143—152.
4. Czczuga B., 1959b. The minimum and the maximum of oxygen of methalimnion Rajgród lakes. *Acta Hydrobiol.*, I(2): 109—122.
5. Czernowski A. A., 1949. Opredelitel' liczinok komarow siemiejstwa *Tendipedidae*. *Izd. Akad. Nauk ZSRR Moskwa—Leningrad*, str. 186.
6. Fox H. M., Gilchrist B. M., Phear E. A., 1951. Functions of haemoglobin in *Daphnia* — *Proc. Roy. Soc. (B)* 138: 514—528.
7. Gilchrist B. M., 1954. Haemoglobin in *Artemia*. *Proc. Roy. Soc. (B)* 143: 136—146.
8. Harnisch O., 1929. Ein Beobachtungen über Atmung grösse Leibeshöhlenflüssigkeit und Enddarm der Larve von *Chironomus thummi*. *Verh. Deut. Zool. Ges.*, 33: 57—63.
9. Harnisch O., 1959. Erhöhte Temperatur (28°C) und Atmung bei den Larven von *Chironomus plumosus* und *Psectrotanyptus varius* nebst einer übersicht über die Gestaltung von Q_{10} bei einigen Insektenlarven des Süswassers. *Biol. Zbl.*, 78(2): 315—323.
10. Haurowitz F., Hardin R., 1954. Respiratory Proteins. The Proteins chemistry biological activity and methods. T. II (A), str. 279—344. Edited by Hans Neurath and Kenneth Bailey. New York.
11. Hildemann W. H., Keighley G., 1955. Techniques for studies of hemoglobin synthesis in *Daphnia*. *Amer. Natur.* 89(846) 169—174.
12. Hoshi Takeo, 1957. Studies on physiology and ecology of plankton. XIII. Haemoglobin and its role in the respiration of the *Daphnid Simocephalus vetulus*. *Sci. Rep. Tōhoku Univ.*, 4(23): 35—58.
13. Iwle W. S., 1955. Wlijanije zimnich uslowij na krow niekotorych presnowodnych ryb. *Biul. Mosk. Obszczest. Ispyt. Prirody*, Otd. Biolog., 60(4): 73—78.
14. Konstantinow A. S., 1958. Biologia chironomid i ich razwiedienije. *Tr. Sarat. Otd. WNIORCH* (5): 1—359.
15. Krüger F., 1957. Beiträge zur Physiologie des Hämoglobins wirbelloser Tiere. IV. Zur Atmungsphysiologie von *Glycimeris nummaria* (L.) (*Mollusca: Lamellibranchiata*). *Zool. Jb. Phys.*, 67(3): 311—322.
16. Lankester E. R., 1867. Preliminary notice of some obseration with the spectroscope on animal substances. *J. Anat. Physiol.*, (2): 114.
17. Leitch J., 1916. The function of haemoglobin in invertebrates with special reference to *Planorbis* and *Chironomus* larvae. *J. Physiol.* (50): 370.
18. Scheer D., 1934. Die Farbstoffe der Chironomiden larven. *Arch. Hydrob.*, 27(3): 359—396.

19. Sinica T. J., 1936. K biologii niekórych przedstawitielej iłowych *Chironomidae*. Ucz. Zap. M.G.U., (9) : 162—182.
20. So in S. G., 1956. O dychatielnom znaczenii karotinoïdnogo pigmenta w ikrie lososiowych ryb i drugich przedstawitielej otrada *Clupeiformes*. Zoolog. Żurn., 35 (9) : 1362—1369.
21. Walshe B., 1951. The function of haemoglobin in relation to filter feeding in leafmning chironomid larvae. J. Exp. Biol., 28(1) : 57—61.
22. Walshe B., 1953. Le metabolisme de *Chironomus plumosus* dans des conditions naturelles. Physiol. Compt. et Oecolog., 3(2—3) : 135—154.
23. Winberg G. G., 1939. Fiziologiczeskije i ekologiczeskije osobienności przedstawitielej donnoj fauny. Zoolog. Żurn., 17(5) : 842—857.
24. Winberg G. G., 1948. Passiwnyj anaerobioz i mikroaerofilnyj obmien bezpозwоnоcznyh. Usp. Sow. Biol. 25(1) : 107—122.

Б. Чечуга

Содержание гемоглобина у личинок *Tendipes plumosus* в Райгородском озере в разные сезоны года

Резюме

Автор исследовал изменения количества гемоглобина у личинок *Tendipes f. l. plumosus* L. из разной глубины Райгородского озера в разные времена года. Одновременно определялось содержание кислорода в воде и ее температура на отдельных глубинах. В периоде летней стагнации в озере в металимионе создается кислородный минимум. Во время весенней и осенней циркуляции воды донные слои осадений лучше снабжены кислородом чем в периоде летней и зимней стагнации. В результате исследований автор нашел, что:

1. Во время летней стагнации выступают значительные разницы в содержании гемоглобина у личинок, находящихся на отдельных глубинах (таб. 1). Больше всего гемоглобина содержат личинки из глубины кислородного минимума, меньше всего — из донных отложений из зоны эпилимниона. Большие количества гемоглобина (0,231—0,246 мг/мг сухой массы) были найдены также у личинок во время зимней стагнации (таб. 2).

2. Во время весенней и осенней циркуляции количество гемоглобина у личинок уменьшается в значительной степени. Весной количество гемоглобина не превышает 0,100, а осенью 0,170 мг/мг сухой массы личинок.

3. Автор считает что количество гемоглобина у личинок *Tendipes f. l. plumosus* изменяется в зависимости от концентрации кислорода в среде. При небольшом содержании кислорода в среде количество гемоглобина у личинок увеличивается и наоборот — при большом уменьшается.

B. Czeczuga

**The haemoglobin content in larvae of *Tendipes f.l. plumosus* L.
in Lake Rajgradzkie**

Summary

The author studied the variation in the haemoglobin content of larvae of *Tendipes f.l. plumosus* L. from various depths of Lake Rajgradzkie for various seasons of the year. At the same time the oxygen content and temperature of the water for the various depths was determined. The author concludes that during the spring and autumn water circulation, the bottom layers of the deposits are better supplied with oxygen than during the summer and winter stagnation. During the summer stagnation in Lake Rajgradzkie the oxygen content of the metalimnion reaches a minimum. As a result of the studies the author established that:

1. During the summer stagnation there are considerable differences in the haemoglobin content in the larvae at various depths (Tab. I). The highest haemoglobin content is found in larvae from the depth of minimum oxygen content, the least from the epilimnion zone. Large haemoglobin contents (0,231—0,246 mg/mg dry weight) were found by the author in larvae from the winter stagnation period (Tab. II).

2. In the spring and autumn circulation the haemoglobin content in the larvae decreases considerably. In spring it does not exceed 0,100 and autumn 0,170 mg/mg per dry weight of larvae.

3. The author considers that the haemoglobin content in larvae of *Tendipes f.l. plumosus* varies with the oxygen concentration in the environment. For low oxygen content in the environment the haemoglobin content in the larvae increases and conversely for large content it decreases.

E. Fischer

Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy

Zakład Hydrobiologii Eksperymentalnej, Instytut Biologii Doświadczalnej im. M. Nenckiego, Warszawa

Otrzymano 1 sierpnia 1959

Wstęp

Procesy przemiany materii zespołów bakteryjnych zasiedlających naturalne zbiorniki wodne mają doniosłe znaczenie dla istnienia i rozwoju bytujących tam organizmów roślinnych i zwierzęcych. Biologiczny rozkład martwego planktonu, nektonu i bentosu oraz dalsze przemiany substancji powstałych w tym procesie są przedmiotem zainteresowań i badań wielu autorów (Allee W.C. 1950, Baier C.R. 1936, Isaczenko B.L. 1951, Kuźniecowa S.I. 1952, Kriss A.E. 1952, ZoBell C.E. 1946). Jednak, mimo że istnieje duża analogia między czynnościami bakterii wodnych i glebowych, z których te ostatnie są na podstawie przyjętych metod stosunkowo dobrze opracowane, badanie bakterii przebywających w środowisku wodnym następuje dużo trudności. Ruchliwość wody, a zatem łatwość przemieszczania się substancji biogennych, występujących bądź w postaci zawiesin, bądź roztworów soli mineralnych oraz występowanie w wodzie bogactwa różnorodnych grup fizjologicznych bakterii, charakteryzujących się odmiennymi mechanizmami metabolizmu, stwarza skomplikowane warunki dla dokonania obserwacji. Związki chemiczne redukowane przez jedne grupy organizmów są utleniane w tym samym czasie przez inne, a rezultaty uzyskane przez analizy chemiczne wody są tylko końcowym efektem przebiegu biologicznych procesów. Dlatego wydaje się słuszne i ważne dla wyrobienia sobie poglądu na udział bakterii w życiu zbiornika wodnego rozpatrywanie funkcji grup fizjologicznych w zespołach bakteryjnych, bytujących w wodzie i osadach dennych zbiornika.

W niniejszej pracy zamierzono scharakteryzować kształtowanie się w wodzie trzech drobnych zbiorników okolic Warszawy w okresie rocznym przemiany związków azotowych dokonujące się pod wpływem bakterii w kierunku:

- 1) utleniania związków amonowych na azotyny,
- 2) utleniania azotynów na azotany,
- 3) redukcji azotanów do azotynów, amoniaku i wolnego azotu.

Opis zbiorników wodnych

Badania przeprowadzano w trzech drobnych zbiornikach w okolicy Warszawy, znajdujących się na terenie Puszczy Kampinoskiej. Puszcza Kampinoska leży na nizinie mazowiecko-podlaskiej, w pradolinie Wisły.

Jest to teren bagienny poprzecinany pasmami wydm, obfitujący w drobne zbiorniki, zasilane wodą z opadów atmosferycznych oraz wodami gruntowymi (Chodorowscy W. i A. 1958, Paschalski J. 1958).

Zbiorniki, z których pobierano próby wody, nazwano w związku z ich położeniem zbiornikami: Polnym, Podleśnym i Leśnym. Dane charakteryzujące te zbiorniki przedstawiono w tabeli 1.

Metody

Do wykonania pracy posłużono się eksperymentem laboratoryjnym. Założono, że wyeliminowanie ze zbiornika wodnego grup bakterii dokonujących przemian określonych związków chemicznych i obserwacja rezultatów tych przemian w ustalonych i zawsze jednakowych warunkach odzwierciedli nam w dużym przybliżeniu obraz zjawisk zachodzących w zbiorniku wodnym.

Próby wody pobierano z trzech opisanych zbiorników w okresach dwutygodniowych w czasie od 24.IV.1956 r. do 9.IV.1957 r. Przerwę w badaniach stanowił z konieczności okres zanikania i zamarzania zbiorników. Wobec niewielkiej głębokości zbiorników wodę pobierano z warstwy powierzchniowej, z miejsca oznaczonego w zbiorniku na przeciąg trwania badań za pomocą wyjałowionej pipety o pojemności 50 ml, połączonej z zestawem ssąco-tłoczącym i pojemnikiem. Pipetę zanurzano na głębokości 15 cm pod lustrem wody.

Jako pojemnika użyto termosu, który zapewniał zachowanie tej samej temperatury wody. Wodę zebraną w ilości 800 ml przewożono do pracowni, przestrzegając, ażeby czas, który upłynie od pobrania jej ze zbiornika do nastawienia eksperymentu i wykonania posiewów, nie przekraczał 3 godzin. Wszystkie te czynności wykonano, stosując jak najdalej idącą ostrożność w zachowaniu warunków sterylności. W pracowni dokonywano dal-

szych manipulacji, które polegały na przygotowaniu hodowli, eliminujących z zespołu zawartego w wodzie trzy grupy bakterii: nitrozyfikujące, nityfikujące, denitryfikujące.

W tym celu posłużono się selektywnymi pożywkami płynnymi. Stosowano pożywki selektywne następujące:

1. Dla bakterii utleniających sole amonowe na azotyny używano po-

T a b e l a I

Charakterystyka zbiorników

Nazwa	Polny	Podleśny	Leśny
Rodzaj zbiornika	rów polny	rów przydrożno- łąkowy	zagłębienie
Otoczenie	uprawne pola i sad	skraj lasu sosno- wego, łąki i nad zbiornikiem za- gajnik olchowy	wydmy piasz- czyste porośnie- te lasem miesza- nym (sosny, brzo- zy i dęby)
Zacienienie	odsłonięty	zacieniony	częściowo zacie- niony
Charakter dna	grząskie, błot- nisto-muliste	piaszczyste, po- kryte warstwą mułu i rozkła- dających się liści	torfiaste, poro- śnięte mchami
Wielkość misy zbiornika w przybliżeniu	dł. ok. 54 m szer. 2 m głęb. 80 cm	dł. 100 m szer. 3 m głęb. 70 cm	jedna oś zagłę- bienia 37 m, dru- ga 14 m, głęb. misy ok. 80 cm
Maksymalny poziom wody	28 cm	48 cm	42 cm
Charakter trwania zbiornika	okresowo- -zanikający	okresowo- -podsychający*	okresowo- -zanikający
Miesiące zanikania, pod- sychania albo zamarzania zbiorników	IX, X, XI, XII, I, II i częściowo III	ponad dwa miesiące	koniec V, począ- tek VI, VII, VIII, IX, X**, XI, XII

* Zbiornik nazywano „podsychającym“ wtedy, kiedy poziom lustra wody obniżał się do tego stopnia, że dno zbiornika pokrywała cienka warstwa wody wymieszanej w dużym stopniu z mułem dennym.

** W październiku pojawiła się woda na parę dni, po czym znikła.

żywkę (F i o d o r o w M. 1952) oznaczoną przez nas nr 4422 o składzie: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ — 2,0 g, K_2HPO_4 — 1,0 g, MgSO_4 — 0,5 g, NaCl — 2,0 g, FeSO_4 — 0,4 g, MgCO_3 — 5,0 g. Woda destylowana 1000 ml.

2. Dla hodowli utleniających azotyny na azotany, pożywkę mineralną (F i o d o r o w M. 1952) oznakowaną przez nas nr 4423 o składzie: NaNO_2 — 10,0 g, Na_2CO_3 — 10,0 g, NaCl — 5,0 g, K_2HPO_4 — 5,0 g, MgSO_4 — 5,0 g, FeSO_4 — 4,0 g, woda destylowana 1000 ml.

3. Dla hodowli bakterii redukujących azotany do azotynów, amoniaku i wolnego azotu pożywkę (F i o d o r o w M. 1952) oznakowaną przez nas 1125 o składzie: sól Seignetta — 20,0 g, KNO_3 — 2,0 g, K_2HPO_4 — 0,5 g, MgSO_4 — 0,2 g, woda destylowana 1000 ml.

Wodę zbieraną ze zbiorników nalewano do kolb Erlenmayera i dolewano do niej odpowiedni roztwór soli mineralnych:

kolba 1—	25 ml wody ze zbiornika Polnego	+ 25 ml roztworu 4422
„ 2—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 4423
„ 3—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 1125
„ 4—	25 ml wody ze zbiornika Podleśnego	+ 25 ml roztworu 4422
„ 5—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 4423
„ 6—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 1125
„ 7—	25 ml wody ze zbiornika Leśnego	+ 25 ml roztworu 4422
„ 8—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 4423
„ 9—	„ „ „ „	+ 25 ml „ 1125

Jako kontrolę ustawiono:

kolba 10—	25 ml sterylizowanej wody destylowanej	+ 25 ml roztworu 4422
„ 11	„ „ „ „	+ 25 ml „ 4423
„ 12	„ „ „ „	+ 25 ml „ 1125

W celu stwierdzenia liczebności bakterii w danych grupach fizjologicznych stosowano roztwory mineralne 4422, 4423 i 1125 zestalone agarem albo żelem krzemionkowym (Winogradski S. 1953, F i o d o r o w M. 1952). Posiewów na pożywki stałe dokonywano w rozcieńczeniach 1/10, 1/100, 1/1000, 1/10 000, 1/100 000, w ten sposób, że z każdego rozcieńczenia wysiewano materiał na 10 płytek w ilości 0,2 ml na każdą.

Jednocześnie, wprawdzie tylko marginesowo, w celu pewnego uzupełnienia dokonywano posiewów na wzrost bakterii heterotroficznych jak również i bakterii asymilujących wolny azot. Pierwszym podawano podłoże bulionowe zestalone agarem, drugim pożywkę bezazotową (F i o d o r o w M. 1952) oznaczoną na tabelach nr 2222 o następującym składzie: mannitol — 20,0 g, K_2HPO_4 — 0,2 g, MgSO_4 — 0,2 g, NaCl — 0,2 g, K_2SO_4 — 0,1 g,

CaCO_3 — 5,0 g, fiolet krystaliczny 0,01 g, woda destylowana — 1000 ml + + agar. Dokonane w ten sposób posiewy pozostawiono w cieplarni w temperaturze 22°C.

Wyniki rejestrowano w terminach: przemiany chemiczne po 30 dniach, wzrost flory heterotroficznej po 48 godzinach, wzrost flory autotroficznej po 96 godzinach i 10 dniach. W kolbach z pożywkami płynnymi przeprowadzono analizy chemiczne w kierunku obecności azotanów, azotynów i amoniaku. Azotany wykrywano szacunkową metodą brucynową Winklera L.W., azotyny metodą szacunkową jodo-wodorową, amoniak przy pomocy płynu Nesslerera (Struszyński M. 1954).

Wyniki interpretowano następująco:

1. w pożywce 4422:

- a. brak amoniaku przy obecności azotynów — dokonanie procesu nitrozyfikacji,
- b. obecność amoniaku, albo ślad amoniaku przy obecności albo śladzie azotynów — dokonanie częściowe procesu nitrozyfikacji,
- c. obecność amoniaku przy braku azotynów — wynik ujemny.

2. w pożywce 4423:

- a. brak azotynów przy obecności azotanów — dokonanie procesu nitryfikacji,
- b. obecność albo ślad azotynów przy obecności albo śladzie azotanów — dokonanie częściowe procesu nitryfikacji,
- c. obecność azotynów przy braku azotanów — wynik ujemny.

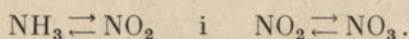
3. w pożywce 4425:

- a. brak azotanów, brak azotynów i brak amoniaku — dokonanie procesu denitryfikacji,
- b. obecność albo ślad azotanów przy obecności azotynów, albo azotynów i amoniaku — większe lub mniejsze zaawansowanie procesu denitryfikacji niepełnej,
- c. brak azotanów przy jednoczesnym występowaniu azotynów i amoniaku — dokonanie procesu denitryfikacji niepełnej,
- d. obecność azotanów przy braku azotynów i amoniaku — wynik ujemny.

Obliczeń liczebności komórek bakteryjnych dokonywano przyjmując, że jedna komórka bakteryjna dała wzrost jednej kolonii i biorąc za podstawę sumę kolonii, która wyrosła na 10 płytkach.

Stosowane metody wymagają dodatkowego omówienia niektórych elementów naszego postępowania. Na pierwszy plan wysuwa się kwestia: 1) dlaczego uważano, że procesy chemiczne, które miały zachodzić w kolbach eksperymentalnych, były przypisywane czynnikiem biologicznym; 2) dlaczego z czynników biologicznych główną rolę miały w nich odegrać bakterie, a nie inne organizmy; 3) czy wobec różnorodności flory bakte-

ryjnej znajdującej się w wodzie użytej do doświadczenia procesy chemiczne nie będą się toczyły w każdej kolbie w różnych kierunkach, np.:

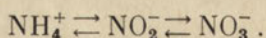


1. W związku z pierwszym pytaniem można przewidzieć dwie, sprzeczne z założeniami naszej metody, ewentualności. Związki chemiczne wykrywane przy zakończeniu eksperymentu mogły powstać albo drogą przemian chemicznych pod wpływem nieuchwytnych dla nas czynników (np. przedostawanie się do płynów w okresie inkubowania azotanów z powietrza), albo były to związki zawarte w wodzie zbiorników wziętej do eksperymentu.

W zaistnieniu pierwszej ewentualności kolby kontrolne, w których zamiast wody ze zbiornika była woda destylowana wyjałowiona, dałyby efekt zbliżony do kolb eksperymentalnych, czego w okresie przeprowadzania doświadczeń nie stwierdzono. Druga ewentualność została przez nas wykluczona w toku pracy, ponieważ płyn eksperymentalny dawał wyniki negatywne w analizach chemicznych w okresie do około 15 dni od momentu nastawienia doświadczeń. Między 15 a 20 dniem analizy wykazały zmiany w składzie roztworów, co pokrywa się ze spostrzeżeniami cytowanymi przez Fry B.A. 1955.

2. Wody pobieranej ze zbiorników pipetą nie poddawano żadnym próbom oczyszczenia z mikroorganizmów towarzyszących bakteriom. W kolbach doświadczalnych hodowano wyłącznie bakterie wyselekcjonowanych grup fizjologicznych. Obecność w tych roztworach innych organizmów poza bakteriami kontrolowano pod mikroskopem w piątym dniu doświadczenia, kiedy wyniki analiz chemicznych nie wykazały uchwytnych zmian w roztworach doświadczalnych, i drugi raz przy końcu inkubacji, tzn. po 30 dniach. Drugi przegląd mikroskopowy miał na celu kontrolę pierwszego. Gdyby przemiany chemiczne były spowodowane pod wpływem innych niż bakterie organizmów, to energia zużyta przez nie w odbywających się procesach pozostawałaby w ścisłym związku z przyrostem ich liczebności. W obydwu przypadkach nie stwierdzono innych organizmów poza bakteriami.

3. W wodzie zbiornika, gdzie rozwijają się różne zespoły fizjologicznych grup bakterii, przemiany związków azotowych odbywają się jednocześnie w kierunku utleniania jak również i redukcji elektrolitów. Amoniak powstały z rozkładu biologicznego białka może być utleniony na azotyny, które z kolei mogą być utleniane przez inne grupy bakterii na azotany albo redukowane do amoniaku:



W oparciu o prace traktujące o fizjologii organizmów, biorących udział w przemianach azotowych (Fry B.A. 1955, Fry B.A., Peel J.L. 1954,

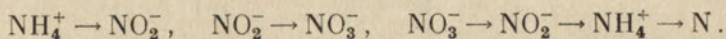
F i o d o r o w M. 1952, W i n o g r a d s k i S. 1953, Z i e m i ę c k a - M a r s z c z e w s k a 1948) stosowano w eksperymencie takie roztwory mineralne, zalecane do hodowli czystych kultur, które winny były zapewnić rozwój tylko jednej grupy fizjologicznej w każdej kolbie. Niestety w toku pracy przeoczono fakt, że w pożywkach połączonych z wodą w stosunku 1 : 1 pH obniżało się w stosunku do pH samej pożywki.

Być może fakt ten spowodował wytworzenie się warunków umożliwiających przetrwanie, a nawet przemiany metaboliczne bakterii z innych grup fizjologicznych.

Dobór środowiska eksperymentalnego dla obserwacji procesu denitryfikacji wymaga również omówienia. Powszechnie wiadomo, że bakterie denitryfikujące są organizmami fakultatywnie beztlenowymi. Zdolność redukcji NO_3^- umożliwia niektórym z nich wzrost bez powietrza w podłożach, zawierających azotany oraz bezazotowe związki organiczne. W podłożach pozbawionych tych składników mogłyby się rozwijać jedynie w obecności O_2 (F r y B.A. 1955). W warunkach beztlenowych NO_3^- spełnia rolę akceptora metabolicznego wodoru (L e e S.B. 1943, F i o d o r o w M. 1952). U niektórych organizmów bakteryjnych NO_3^- i NO_2^- służą jako źródło azotu w syntezie organizmu (F r y B.A. 1955). Mimo że w wielu pracach i podręcznikach traktujących o procesach denitryfikacji w glebie autorzy posługują się hodowlami w warunkach beztlenowych, w naszym przypadku wydawało się słuszne zastosować pożywkę mineralną bez organicznych źródeł energii i w warunkach tlenowych.

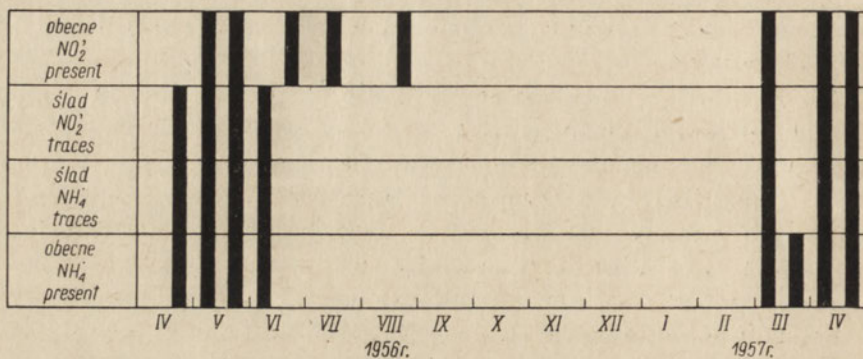
Rezultaty eksperymentu

Wyniki analiz chemicznych z przebiegu eksperymentu są przedstawione na rys. 4—9; czarne słupki oznaczają obecność podanych obok jonów. Ilustrują one kształtowanie się w ciągu okresu obserwacji obrazu potencjalnych możliwości flory bakteryjnej zasiedlającej w tym czasie wodę zbiorników Polnego, Podleśnego i Leśnego, do wykonywania przemian biologicznych w kierunku:

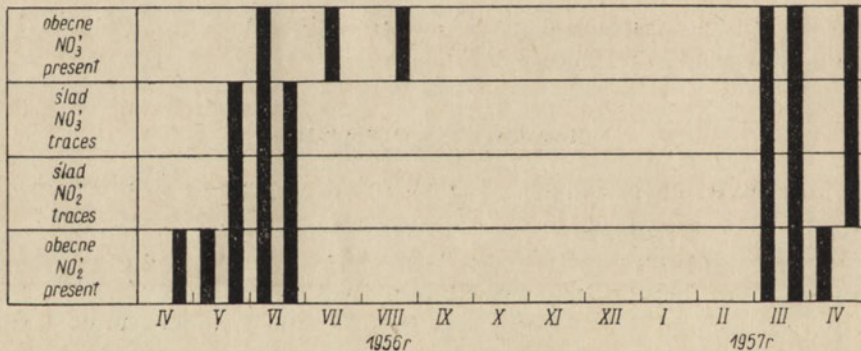


W zbiorniku Polnym bakterie już w okresie wczesnowiosennym bezpośrednio po roztopach wykazują możliwości utleniania soli amonowych na azotyny (rys. 1). Jednak do połowy czerwca procesy te przebiegają w doświadczeniu niekompletnie i ta ilość bakterii, która znajduje się w 25 ml, nie jest zdolna utlenić 50 mg soli amonowych, będących w roztworze. Dopiero od końca czerwca, w lipcu i sierpniu aktywność w tym kierunku wzrasta i w ciągu 30 dni trwania eksperymentu sole amonowe, będące w roztworze, całkowicie są utleniane na azotyny. Później następuje okres, kiedy

zbiornik podrycha, woda jest w zbyt bliskim kontakcie z mulem dna i pobieranie prób przerwano. Po ponownym pojawieniu się wody w roku następnym, marzec i kwiecień daje obraz zbliżony do obrazu z wczesnej wiosny roku ubiegłego. Azotyny są utleniane przez bakterie ze zbiornika Polnego całkowicie tylko w okresie letnim (rys. 2). We wczesnowiosennym i wio-

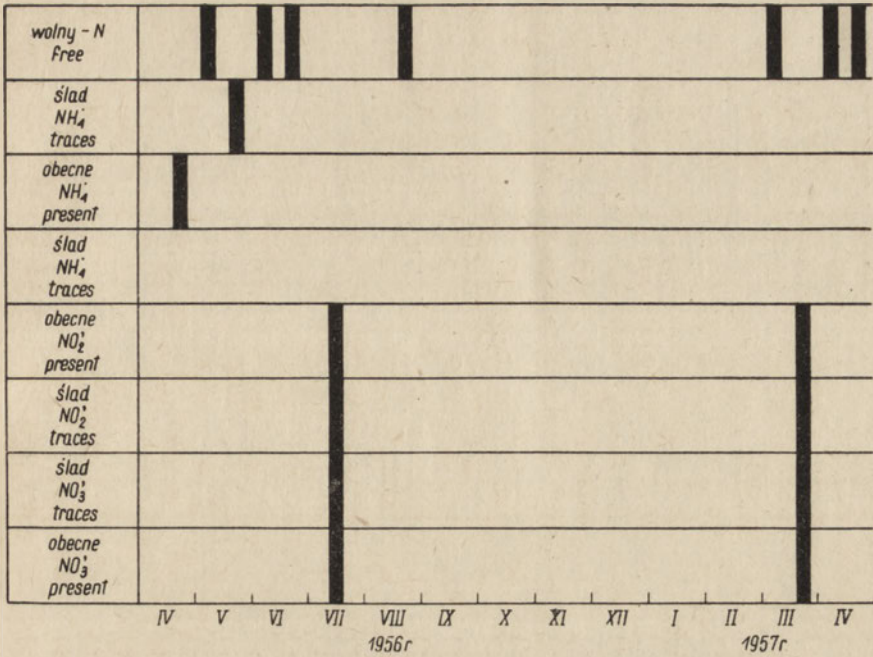


Rys. 1. Zbiornik Polny — nitrozyfikacja

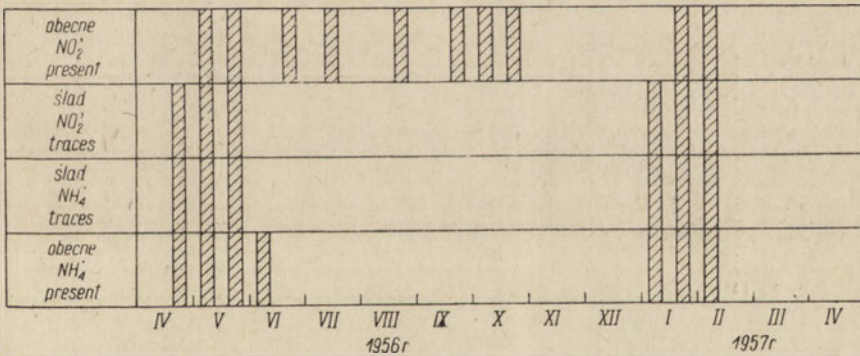


Rys. 2. Zbiornik Polny — nityfikacja

sennym eksperymencie wykazuje bądź brak utleniania azotynów, bądź utlenianie nawet do azotanów, ale ilość ich znajdująca się w roztworze (25 mg) nie jest całkowicie wyczerpana (rys. 2). Natomiast proces redukcji azotanów jest energicznie przeprowadzany w ciągu niemalże całego roku. Jedynie w dwóch przypadkach raz w lipcu i drugi raz w marcu analizy wykazały częściową denitryfikację polegającą na redukcji azotanów na azotyny (rys. 3). W tym okresie proces nityfikacji był ożywiony, co być może miało ze sobą związek (por. rys. 1, 2, 3).



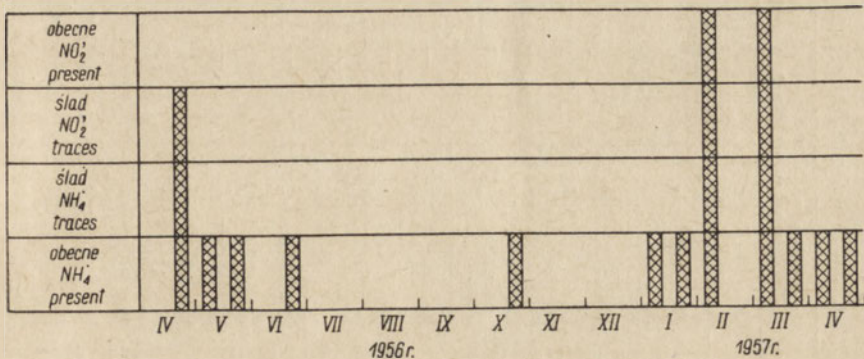
Rys. 3. Zbiornik Polny — denitryfikacja



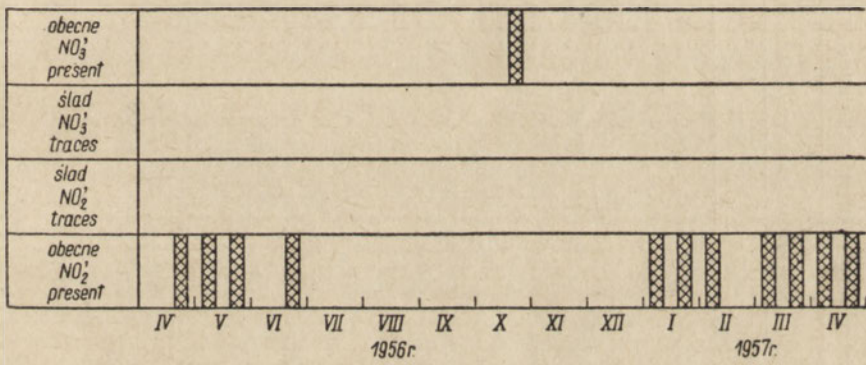
Rys. 4. Zbiornik Podlesny — nitrozyfikacja

Obserwowane procesy nitrozyfikacji dokonywane przez bakterie zasiedlające zbiornik Podlesny wykazują duże podobieństwo do nitrozyfikacji bakterii zbiornika Polnego (por. rys. 1 i 4). Ponieważ w zbiorniku Podlesnym woda utrzymywała się w roku, kiedy przeprowadzano badania, dłużej niż w Polnym, widoczne jest, że przez cały okres letni i jesienny, aż do końca trwania zbiornika, utlenianie soli amonowych dokonywało się w ciągu 30 dni całkowicie. Natomiast druga faza nitryfikacji była notowana nieco

nego wykazały w stosunku do poprzednich znikomą aktywność bakterii w omawianych procesach. Sole amonowe zawarte w roztworze doświadczalnym dodanym do wody ze zbiornika Leśnego były utleniane do azotynów tylko w krótkim okresie wczesnowiosennym. Już w próbach pobranych w połowie maja doświadczenia nie wykazały przebiegu nitrozyfikacji (rys. 7).



Rys. 7. Zbiornik Leśny — nitrozyfikacja



Rys. 8. Zbiornik Leśny — nityfikacja

Utlenianie azotynów na azotany zanotowano w czasie przyjętym dla doświadczenia tylko jeden raz w przypadku nagłego i krótkotrwałego pojawienia się wody w zbiorniku (rys. 8).

Proces denitryfikacyjny był dokonany przez bakterie będące w wodzie zbiornika Leśnego w stopniu częściowym. Redukcja azotanów miała miejsce w większości przypadków tylko do azotynów, obecność amoniaku notowano jedynie w dwóch przypadkach: w próbie pobranej bezpośrednio po stopnieniu śniegów (24 kwietnia) i tuż przed wyschnięciem zbiornika (koniec maja). Redukcję azotanów do wolnego azotu zauważono w doświadczeniu z wodą pobraną w dniu 30 października, kiedy woda w zbiorniku

Tabela II
 Zmiany w cyklu rocznym niektórych wskaźników fizyko-chemicznych oraz liczby bakterii w wodzie zbiornika Polnego
 Changes of some physico-chemical characters and the number of bacteria in 1 ml of water in Polny pond

Data	Temperatura wody Temperature of water	pH wody pH of water	Zawartość związków azotowych mg/l Nitrogen compounds in mg/l			NH ₄ ⁺	bullion + pept. bouill + pept.	Liczba bakterii w 1 ml wody hodowanych na agarze Number of bacteria in 1 ml. bred on agar
			NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻			
24.IV.56	8,5°	7,8	0,05	0,001	2,4	160×10 ³	12×10 ³	
3.V	19,4°	7,35	0,2	0,008	0,6	125×10 ³	11×10 ³	
8.V	16,4°	7,65	0,05	—	0,8	9×10 ³	—	
15.V	14,4°	8,10	0,01	0,005	nie wykryto	25×10 ³	20×10 ³	
22.V	16,6°	7,90	0,03	0,03	nie wykryto	60×10 ³	25×10 ³	
29.V	23,8°	7,75	0,03	0,03	nie wykryto	105×10 ³	18×10 ³	
5.VI	27,5°	7,52	0,01	0,03	0,08	90×10 ³	25×10 ³	
12.VI	19,7°	7,35	0,01	0,03	2,5	80×10 ³	20×10 ³	
26.VI	17,7°	7,8	0,01	0,05	nie wykryto	68×10 ³	14×10 ³	
3.VII	22,2°	7,1	0,7	0,006	nie wykryto	710×10 ³	17×10 ³	
9.VII	21,1°	7,4	—	0,05	nie wykryto	80×10 ³	10×10 ³	
15.VII	18,3°	—	0,05	0,007	0,8	53×10 ³	39×10 ³	
21.VIII	—	6,5	0,7	0,01	0,6	89×10 ³	105×10 ³	
8.X	7,4°	5,5	0,5	0,06	0,8	—	—	
13.II.57	5°	5,5	0,52	0,007	3,0	35×10 ³	10×10 ³	
12.III	6,9°	6,24	0,15	0,001	3,0	2×10 ³	0,5×10 ³	
26.III	13°	6,5	0,3	0,007	3,0	622×10 ³	—	
9.IV	8,7°	6,47	0,1	0,5	3,2	1×10 ³	2,5×10 ³	
24.IV	15°	6,30	0,1	ślady	3,2	6×10 ³	4×10 ³	

* Skład pożywki patrz str. 106.
 Composition — see p. 106.

T a b e l a III

Zmiany w cyklu rocznym niektórych wskaźników fizyko-chemicznych oraz liczby bakterii w wodzie zbiornika Podlesnego
Changes of some physico-chemical characters and the number of bacteria in 1 ml. of water in Podlesny pond

Data	Temperatura wody Temperature of water	pH wody pH of water	Zawartość związków azotowych w mg/l Nitrogen compounds in mg/l.			Liczba bakterii w 1 ml wody hodowanych na agarze Number of bacteria in 1 ml. bred on agar	
			NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	bullion + pept. bouill + pept.	„1125”*
1956 r.							
24.IV	7,7°	8,1	0,01	—	3,2	14 × 10 ³	0,43 × 10 ³
3.V	18,7°	7,05	0,05	0,02	0,12	93 × 10 ³	—
8.V	13,9°	7,20	0,03	0,015	3,2	51 × 10 ³	—
15.V	12,8°	7,35	0,01	0,015	nie wykryto	29 × 10 ³	28 × 10 ³
22.V	13,5°	7,15	0,01	0,015	nie wykryto	80 × 10 ³	15 × 10 ³
29.V	18,8°	7,15	0,01	0,05	nie wykryto	65 × 10 ³	25 × 10 ³
5.VI	18,0°	7,20	0,01	0,05	nie wykryto	118 × 10 ³	10 × 10 ³
12.VI	18,8°	7,35	0,01	0,02	1,5	512 × 10 ³	26,5 × 10 ³
26.VI	15,7°	7,2	0,01	0,03	0,08	3 × 10 ³	6 × 10 ³
3.VII	18,3°	6,9	0,01	0,03	0,12	703 × 10 ³	8 × 10 ³
9.VII	18°	7,1	0,7	0,003	nie wykryto	10 × 10 ³	7 × 10 ³
15.VII	17°	8,2	0,01	0,01	0,6	7 × 10 ³	5 × 10 ³
21.VIII	6,5°	6,5	0,037	0,007	0,3	8 × 10 ³	7 × 10 ³
18.IX	9,8°	7,5	0,3	0,007	0,8	9 × 10 ³	1,2 × 10 ³
8.X	7,2°	6,0	—	—	—	—	69 × 10 ³

* Skład pożywki patrz str. 106
Composition — see p. 106.

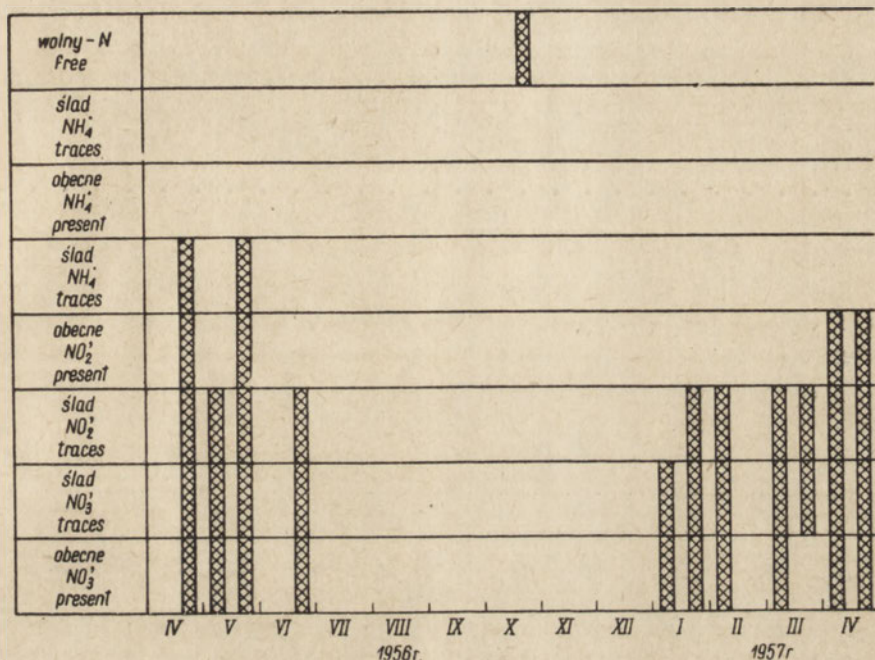
Tabela IV

Zmiany w cyklu rocznym niektórych wskaźników fizyko-chemicznych oraz liczby bakterii w wodzie zbiornika Lesnego
Changes of some physico-chemical characters and the number of bacteria in 1 ml. of water in Lesny pond

Data	Temperatura wody Temperature of water	pH wody pH of water	Zawartość związków azotowych w mg/l. Nitrogen compounds in mg/l.			Liczba bakterii w 1 ml wody hodowanych na agarze Number of bacteria in 1 ml. bred on agar	
			NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	bullion + pept. bouill + pept.	„2222” * „1125” *
1956 r.							
24.IV	6,5°	7,3	0,03	—	4,0	125 × 10 ³	—
3.V	16,4°	5,55	0,15	—	4,8	90 × 10 ³	—
8.V	13,6°	5,70	0,1	0,06	0,8	15 × 10 ³	14 × 10 ³
15.V	12,6°	5,60	0,01	0,005	nie wykryto	18 × 10 ³	5 × 10 ³
22.V	13,7°	5,10	0,01	0,02	nie wykryto	15 × 10 ³	8 × 10 ³
29.V	18,2°	5,60	0,03	0,07	nie wykryto	17 × 10 ³	10,5 × 10 ³
26.VI	17,7°	6,4	0,01	0,07	0,16	11 × 10 ³	8 × 10 ³
1957 r.							
13.II	3,5°	5,0	0,1	0,003	1,2	7 × 10 ³	4 × 10 ³
12.III	0,4° lód	4,90	0,1	0,001	3,0	8,4 × 10 ³	—
26.III	4,2°	4,9	0,15	0,005	3,2	246 × 10 ³	1 × 10 ³
9.IV	5,8°	4,94	0,5	0,015	3,2	5 × 10 ³	2,2 × 10 ³
24.IV	10,2°	4,90	0,15	0,001	3,2	2,5 × 10 ³	2 × 10 ³

* Skład pożywkí patrz str. 106.
Composition — see p. 106.

pojawiła się niespodziewanie i na krótko (rys. 9). Zestawienia liczbowe, przedstawiające w przybliżeniu zawartość komórek bakteryjnych w jednym mililitrze wody, które były zdolne do podziału na podłożach mięsno-peptonowym, mineralnym z azotanem potasu i bezazotowym, zestalonych aga-



Rys. 9. Zbiornik Leśny — denitryfikacja

rem, są zawarte w tabeli II, III, IV. Jednocześnie w tych tabelach zamieszczono dane dotyczące pH, temperatury wody oraz zawartości w wodach zbiorników jonów NO_3^- , NO_2^- i NH_4^+ w dniach pobrania prób.

Powyższe dane zostały nam udostępnione z niepublikowanych materiałów przez mgr J. Paschalskiego, za co składam mu uprzejme podziękowanie.

Dyskusja

Wyniki zebrane z doświadczeń przeprowadzonych w rocznym okresie życia zbiornika — od chwili pojawienia się wody do jej wyschnięcia — rzucają pewne światło na przebieg odbywającego się krążenia azotowych substancji. Nie są one ścisłym odzwierciedleniem tego, co dzieje się w okresie pobierania prób wody w zbiornikach, ale pozwalają stwierdzić stopień aktywności zasiedlających zbiornik bakterii. Okres przebywania bakterii w na-

czyniach eksperymentalnych jest bardziej pomyślny dla rozwoju komórek niż w zbiorniku naturalnym. Obfitość substancji odżywczych, ułatwiona możliwość pobierania ich dzięki stosunkowo dużej powierzchni naczynia (Z o B e l l 1946), optymalna temperatura dla rozwoju komórek oraz brak organizmów odżywiających się bakteriami jest przyczyną intensywnego zużywania kontrolnej substancji chemicznej. Jeżeli jednak eksperyment jest wykonywany zawsze w jednakowych warunkach, wynik jakościowy i w pewnym sensie ilościowy z każdego eksperymentu zależy bezpośrednio od ilości i jakości bakterii znajdujących się w zbiorniku w czasie pobierania prób.

Dlatego też na podstawie obserwacji rezultatów laboratoryjnych można w przybliżeniu osiągnąć pogląd na kierunki przebiegu przemian związków azotowych w danym zbiorniku. Błąd wynikający z różnic w nasileniu rozwoju komórek bakteryjnych w różnym zagęszczeniu pomijamy jako technicznie trudny do uniknięcia.

Przegląd rysunków 1—9 pozwala nam stwierdzić, że w różnych okresach życia zbiornika wodnego procesy przemian azotowych przebiegają niejednakowo, co świadczy o tym, że w różnych okresach roku warunki istniejące w zbiorniku sprzyjają rozwojowi nie zawsze jednakowych pod względem własności fizjologicznych grup bakterii.

Porównanie rysunków 1, 2, 3 itd. uwidocznia możliwość gromadzenia się w wodzie azotanów, azotynów i amoniaku. W okresie wiosennym tak w zbiorniku Polnym jak i Podleśnym wzrasta ilość azotynów, a jednocześnie zaznaczają się w wodzie procesy denitryfikacyjne zubożające zbiornik o azot. W naczyniach eksperymentalnych odbywa się proces denitryfikacji w kierunku redukcji azotanów do amoniaku, a nawet wolnego azotu, ale w zbiorniku występują jednocześnie grupy bakterii utleniające amoniak do azotynów, o czym świadczą wyniki analiz uwidocznione na rysunkach 1 i 4, oraz grupy bakterii przyswajające azot atmosferyczny (tab. II i III). Nasuwa się przypuszczenie, że, dzięki bakteriom, zbiornik charakteryzuje się słabą produkcją azotanów, ale mimo toczących się procesów redukcyjnych, dzięki obecności w wodzie asymilatorów wolnego azotu nie traci tego cennego dla życia pierwiastka.

Okres letni, jak wykazują rysunki 2 i 4, cechuje w zbiorniku Polnym i Podleśnym intensywność produkcji azotanów. Amoniak jest energicznie utleniany do azotynów (rys. 1 i 3), a azotyny do azotanów. Procesy redukcyjne są również w tym czasie ożywione, ale jednocześnie w wodzie obydwu zbiorników pojawiają się w większej ilości symbionty denitryfikatorów — bakterie przyswajające wolny azot (tab. II i III). Warto zaznaczyć, że w próbach, pochodzących z okresu letniego, przebieg procesu denitryfikacji jest nie ustalony, często wykazuje całkowity brak redukcji azotanów, wskazujący na przesunięcie się działalności bakterii w kierunku produkcji azo-

tanów. Zjawiska te pokrywają się w pewnym stopniu z analizami chemicznymi J. Paschalskiego, ponieważ (jak wyrażają tab. II i III) w tym okresie często spotykamy w wodzie brak azotu NH_4^+ .

Inne stosunki panują w zbiorniku Leśnym. Okres trwania zbiornika jest krótki, a analizy doświadczeń z bakteriami wodnymi nie wykazały przemian związków azotowych tak intensywnych, jakie były obserwowane w doświadczeniach z wodą zbiorników Polnego i Podleśnego. Różnice te wykazuje porównanie rysunków 7, 8 i 9 z pozostałymi.

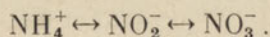
Godny uwagi jest fakt, że zawartość w wodzie zbiornika Leśnego NO_3^- , NO_2^- i NH_4^+ nie wykazuje w przeciwieństwie do obserwacji mikrobiologicznych, znacznych różnic w przytoczonych danych dla trzech zbiorników (porównanie tab. II, III i IV). Rozważania nad przyczyną tego zjawiska pozwalają na hipotetyczne przypuszczenie, że dominującym producentem NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ w tym zbiorniku muszą być inne, niż bakteryjne, organizmy. Odczyn jonów wodorowych w wodzie zbiornika Leśnego kształtował się w granicach niepomysłnych dla rozwoju grup bakterii bądź nityfikujących bądź denityfikujących. Zgodnie z poglądami wielu autorów (Fry B. A. 1954 Winogradski S. 1953 i inni) bakterie nityfikujące wymagają dla swego rozwoju pH środowiska w granicach od 7—10, a bakterie denityfikujące od 6—8. W wodzie zbiornika Leśnego pH wody wahała się w granicach od 4,5—5,7 i tylko raz w czerwcu przy nagłym pojawieniu się wody pH równało się 6,4, a drugi raz w kwietniu po roztopach śnieżnych pH wynosiło 7,3. Wydaje się, że ten czynnik posiadał zasadnicze znaczenie dla rozwoju omawianych przez nas grup fizjologicznych bakterii.

Przegląd ilości wyhodowanych bakterii na pożywkach stałych i porównanie z intensywnością przebiegających przemian chemicznych w doświadczeniu upoważnia do poglądu, że między tymi dwiema wielkościami brak prawidłowego związku. Prawdopodobnie wchodzi tu w grę różna aktywność układów enzymatycznych odmiennych gatunków i rodzajów w odpowiednich grupach fizjologicznych bakterii.

Pracownikom technicznym: E. Wiśniewskiej, E. Węglowskiej i Z. Godlewskiej, oceniając ich sumienną i godną uznania pracę, składam serdeczne podziękowanie.

Streszczenie

Badano zdolność bakterii, występujących w wodzie drobnych zbiorników okresowych okolic Warszawy, do utleniania i redukcji związków azotowych. W hodowlach zawierających wodę ze zbiorników wraz z dodanymi rextworami związków azotowych analizowano intensywność zachodzących przemian:



Oznaczano również w pobranej wodzie liczebność komórek bakterii posiadających zdolność dokonywania wymienionych powyżej przemian chemicznych. Badania wykonano w cyklu rocznym.

Wybrano zbiorniki okresowe, mające różny charakter i odmienne usytuowanie: 1) na terenie uprawnego pola, nazwany zbiornikiem Polnym; 2) pod lasem graniczącym z łąkami, nazwany Podleśnym; 3) w lesie o drzewostanie mieszanym, nazwany zbiornikiem Leśnym.

W wodzie ze wszystkich badanych zbiorników stwierdzono obecność bakterii nitryfikujących i denitryfikujących.

Stopień aktywności bakterii był różny i charakterystyczny dla poszczególnych zbiorników (rys. 1—9). W wodzie zbiornika Polnego zasilanego przez wodę gruntową z terenów uprawnych bogatą w substancje biogenne, bakterie wykazały intensywną aktywność w utlenianiu i redukcji związków azotowych. Utlenianie soli amonowych do azotanów notowano w ciągu całego okresu badań, a już od początku czerwca bakterie utleniały azotyny do azotanów. Procesy denitryfikacyjne w okresie wczesnowiosennym polegały na redukcji azotanów do azotynów, natomiast od czerwca aż do okresu wyschnięcia zbiornika azotany były redukowane do wolnego azotu. Bakterie w wodzie zbiornika Podleśnego, pozostającego pod wpływem żyzności łąk, powodowały podobny obraz przemian azotowych. W wodzie ze zbiornika Leśnego dystroficznego, zasilanego wodą z ubogich w substancje odżywcze wydm piaszczystych, bakterie wykazały znikomą dynamikę, tak w procesach nitryfikacyjnych, jak i w denitryfikacyjnych.

Związku między liczebnością komórek bakterii w wodzie badanej a intensywnością przybliżu przemian chemicznych zachodzących pod wpływem bakterii nie zaobserwowano.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Allee W. C., Emerson A. E., Park O., Park T., Schmidt K. P., 1950. Principles of Animal Ecology. Philadelphia, London.
2. Baier C. R., 1936. Studien zur Hydrobakteriologie stehender Binnengewässer. Arch. f. Hydrobiol. 29.
3. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej. Ekologia Polska, Seria B, 4(3).
4. Fry B. A., 1955. The Nitrogen Metabolism of Mikro-Organisms. London.
5. Fry B. A., Peel J. L., 1954. Autotrophic Micro-Organisms. Cambridge.
6. Fiodorow M., 1952. Mikrobiologia. Warszawa.
7. Fiodorow M., 1952. Ćwiczenia praktyczne z mikrobiologii. Warszawa.
8. Isaczenko B. L., 1951. Izbrannyje trudy. Moskwa.
9. Kriss A. E., Rukina E. A., 1952. Biomasa mikroorganizmow i skorost ich rozmnozenia w okeaniczeskich glubinach. Żurnal Obszczej Biol., 13(5).
10. Kuzniecowa S. J., 1952. Rol mikroorganizmow w krugoworotie wieszczestw w ozierach. Izd. AN SSSR.

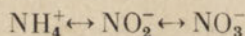
11. Marszewska-Ziemiecka J., 1948. Zarys mikrobiologii gleby. Warszawa.
12. Paschalski J., 1957. Nabludienija nad sriedoj pieriesychajuszczich wodojemow okriestnostej goroda Warszawy. Priedwaritelnoje Soobsczenije. Materiały XI Hidrochimizczeskogo Sowieszczanija, Nowoczerkask. Hidrochimizczeskij Institut AN SSSR.
13. Sorokin J. I., 1954. Kombinirowannaja okraska słabo krasjaszczichsja bakterii. Tr. biol. st. „Borok” im. N.A. Morozowa, AN SSSR, 2.
14. Struszyński M., 1954. Analiza ilościowa i techniczna. PWT Warszawa. T. III, str. 133,136.
15. Winogradski S., 1953. Mikrobiologia gleby. Zagadnienia i metody. Warszawa.
16. ZoBell C. E., 1946. Marine Microbiology. Waltham. Mass., USA.

Е. Фишер

Бактериальный обмен некоторых азотосоединений мелких водоемов окрестностей Варшавы

Резюме

Исследовалась способность бактерий воды мелких временно пересыхающих водоемов окрестностей Варшавы к окислению и восстановлению азотосоединений. Интенсивность протекающих реакций:



исследовалась в культурах, содержащих воду из водоемов и прибавленные азотосоединения. Определялась также в пробах воды численность бактериальных клеток, обладающих способностью совершать выше упомянутые химические реакции. Исследования проводились в годичном цикле.

Избранные водоемы отличались разным характером и расположением: 1) на территории обрабатываемого поля названный Полевым; 2) под лесом, близи лугов названный Подлесным; 3) в смешанном лесу, названный Лесным. В воде всех исследованных водоемов были найдены нитрифицирующие и денитрифицирующие бактерии.

Активность бактерий была неодинакова, характерная для отдельных водоемов (рис. 1—9). В воде Полевого водоема снабжаемого грунтовой водой богатой биогенными веществами, бактерии проявили высокую оксидоредукционную активность. Окисление аммонийных солей в нитриты отмечалось за все время исследований, а уже сначала июня бактерии окисляли нитриты в нитраты. Денитрификационные процессы в ранневесеннем периоде заключались в восстановлении нитратов в нитриты, но с начала июня по время полного высыхания нитраты уже подвергались восстановлению до свободного азота. Обмен у бактерий Подлесного во-

доема протекал подобным образом. В воде Лесного дистрофного водоема, снабжаемого водой из убогих в биогенные вещества песчаных дюн, бактерии проявили небольшую активность в процессах оксидоредукции азотосоединений.

Связи между численностью бактериальных клеток в воде а интенсивностью протекания исследуемых химических реакций не найдено.

Список рисунков

Рис. 1—9. Результаты определений азотообмена в опытах с бактериями воды из трех водоемов из окрестностей Варшавы

Рис. 1. Полевой водоем — нитрофикация

Рис. 2. Полевой водоем — нитрификация

Рис. 3. Полевой водоем — денитрификация

Рис. 4. Подлесной водоем — нитрофикация

Рис. 5. Подлесной водоем — нитрификация

Рис. 6. Подлесной водоем — денитрификация

Рис. 7. Лесной водоем — нитрофикация

Рис. 8. Лесной водоем — нитрификация

Рис. 9. Лесной водоем — денитрификация

E. Fischer

Some types of bacteria metabolism of nitrogen compounds in small bodies of water in the Warsaw district

Summary

The ability of bacteria, occurring in small, intermittent bodies of water (in the Warsaw district), to oxidise and reduce nitrogen compounds was studied. In cultures containing water from the water reservoirs together with added solutions of nitrogen compounds the intensity of the reaction $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NO}_2^- \leftrightarrow \text{NO}_3^-$ was analysed.

Also there was defined the number of bacterial cells, in the water samples, which have the power to carry out the chemical reactions mentioned above. The studies were carried out during the yearly cycle.

Intermittent water reservoirs were chosen which have different characteristics and are situated differently: 1) on arable land called a Field reservoir; 2) on land where forest borders onto meadow called Subforest; 3) in mixed forest called Forest reservoir.

The presence of nitrifying and denitrifying bacteria was noted in the water from all the reservoirs examined.

The degree of bacterial activity was varied and characteristic for particular reservoirs (Figs. 1—9). In the water of a Field reservoir which is sup-

plied by the ground water from arable land rich in biogenic substances the bacteria showed an intensive activity in the oxidation and reduction of nitrogen compounds. The oxidation of ammonium salts into nitrites was noted during the whole period of the studies and already from the beginning of June bacteria oxidised the nitrites to nitrates. The denitrification processes in the early spring consisted in the reduction of nitrates to nitrites whereas from June to the period of the drying up of the reservoir the nitrates were reduced to free nitrogen. Bacteria in the water of a Subforest reservoir (which is influenced by the fertility of the meadows), gave a similar type of nitrogen metabolism. In the water of a dystrophic Forest reservoir supplied by water from sandy dunes which are poor in nutritive substances, the bacteria exhibited a negligible activity both for nitrification and denitrification.

There was not observed to be a relation between the number of bacterial cells in the water examined and the intensity of the chemical changes taking place under the influence of the bacteria.

List of figures

Figures 1—9. Result of the chemical analyses of the course of nitrogen metabolism in the experiment with the water bacteria of 3 water reservoirs in the Warsaw District

- Fig. 1. Field — nitrosification
- Fig. 2. Field — nitrification
- Fig. 3. Field — denitrification
- Fig. 4. Subforest — nitrosification
- Fig. 5. Subforest — nitrification
- Fig. 6. Subforest — denitrification
- Fig. 7. Forest — nitrosification
- Fig. 8. Forest — nitrification
- Fig. 9. Forest — denitrification

Z. Fischer

The influence of some changes of environment on the development of *Daphnia magna* Straus and the larvae of the dragon-fly *Lestes nympha* Sel.

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute
of Experimental Biology, Warszawa
Received 20 October 1959

The dwindling of small, periodical water-pools is a basic factor in the shaping of biological processes occurring in the pools. During the existence of the pools as a result of changes in the volume of water of small periodical water pools, a noticeable rise and fall of the water level is apt to appear (Gieysztor 1934, Brant 1935, Fischer 1959), as well as periodical changes of concentration of dissolved substances, (Pascalski 1957). It stands to reason that such phenomena are liable to influence the development of organisms settled in these waters (Chodorowski 1958, Fischer 1959).

Attempts were made to investigate by laboratory experiment the influence of the following factors on the development of the population of *Daphnia magna*, and the larvae of the dragon-fly *Lestes nympha*: 1) changes in the volume of water; 2) changes in the concentration of dissolved substances in the water; 3) increase of concentration of metabolic products of examined organisms. The experiment was partly carried out on the larvae of other species of dragon-fly, namely *Lestes virens* Charp, and *Coenagrion hastulatum* Charp. The experiments, started in February 1957, were concluded in September 1958. I use this opportunity to forward my cordial thanks to Mgr R. Klekowski for his directions and help.

Methods

The experiment was carried out in 6 variants.

Variant I: decrease of water-volume, constant concentration of dissolved substances.

A series of breeding-vessels containing 1 l. of water was covered with glass, as shown in Fig. 1. The vessels were connected by means of glass-tube

bridges with a 45 l open aquarium. On the principle of connected vessels, the water-levels in the breeding-vessels and the aquarium were equalized. As the water in the aquarium was evaporating, its level was getting lower, at the same time lowering the level and the water volume in the breeding vessels, while the concentration of dissolved substances remained constant.

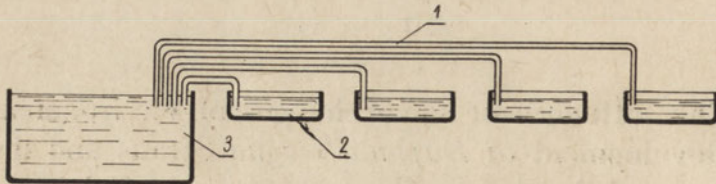


Fig. 1. Variant I of experiment: constant concentration of dissolved substances, dwindling water volume

1 — glass tubes; 2 — breeding tubes; 3 — 45l aquarium

The concentration of metabolic products was increasing more or less according to the number of individuals to be found in the vessel.

Variant II: decreasing water-volume, increasing concentration of dissolved substances.

The series of breeding-vessels was left uncovered and unconnected among each other. Every 15 days, as a result of evaporation, the water diminished to about 100 ml. At this moment the breeding-vessels were filled with tap-water up to 1000 ml (Fig. 2).

Variant III: constant water volume, constant concentration of dissolved substances.

The series of unconnected breeding-vessels were covered with glass. In this way, any change in water-volume or concentration of dissolved substances was eliminated.

Variant IV: constant water-volume, increase of concentration of dissolved substances, with a simultaneous increase of concentration of metabolic products.

Four breeding-vessels, uncovered (Fig. 3 A-D), connected in a row by means of glass-tubes. The first vessel connected with a closed aquarium (45l) which was automatically refilled to constant level. On the principle of connected vessels, the water-level in the breeding-containers, in spite of evaporation, was equalized with the water level of the aquarium. There were experimental animals in each vessel and therefore not only mineral salts but products of metabolism were to be found there. As a result of evaporation of water in the vessels and simultaneous equalizing of the levels, water in each vessel was always replenished from the next (nearer to the aquarium) vessel, which contained a certain amount of metabolic pro-

ducts. Consequently, the concentration of these products grew proportionally to the distance from the aquarium.

V a r i a n t V: constant water volume, increasing concentration of dissolved substances, at the same time elimination of additional concentration of metabolic products.

The breeding-vessels were placed exactly as in Variant IV, with the only difference that in each row of connected vessels, merely one of them contained animals (Fig. 4 A₁, B₂, C₃, D₄). In this way, additional concentration of metabolic products could be avoided. At the same time this influence was reduced to a minimum by the — so to say — steady rinsing of the vessels with uninhabited by animals water (with the exception of the last vessel in each row). Continual water-flow was obtained by automatic replenishing of evaporated water to a constant level.

V a r i a n t V I: constant water-volume, replenished with distilled water, constant concentration of dissolved substances.

Open breeding-vessels, directly connected by glass-tube bridges with a 45 l aquarium filled with distilled water, at a constant level. On the principle of connected vessels, the level in the aquarium and the breeding-vessels was constant, in spite of evaporation. The breeding-vessels were steadily replenished with distilled water.

As long as the experiment lasted, a termograph registered the temperature of the air in the breeding-room. The rate of evaporation was also con-

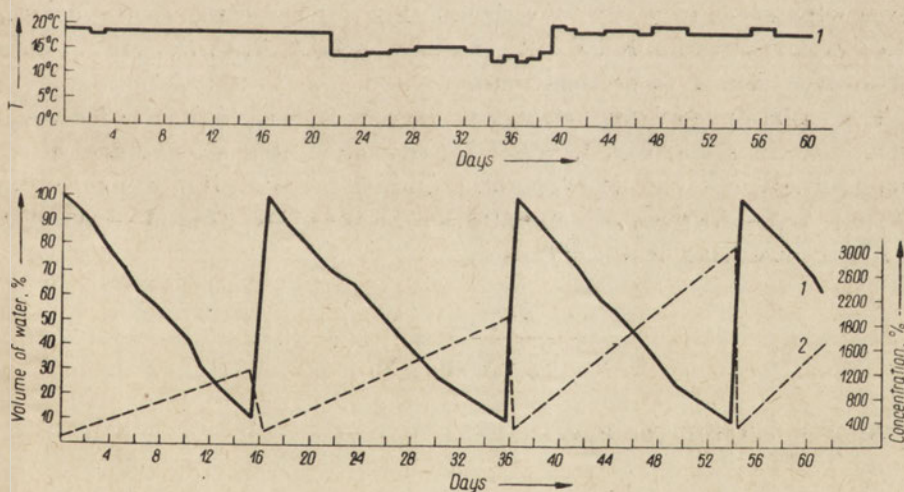


Fig. 2. Influence of evaporation of water on the volume and concentration of dissolved substances. (Var. II). Top-part: average daily (24 h) temperatures
1 — volume of water in % of initial volume; 2 — concentration of dissolved substances in % of initial concentration

trolled by weighing every day three controlling vessels. The averages obtained give the rate of evaporation per one litre of water in laboratory conditions (Fig. 2).

The increase in concentration of dissolved substances was also controlled in the system of connected vessels (Variant IV and V). The electrolytical conductivity was measured by conductometer and theoretical calculations were made of the concentration of dissolved substances. It was stated that conductometric control measurements were identical with theoretical data (Table I).

Table I

Comparison of calculated increase of dissolved substances with data obtained from conductometric measurements in percent of initial concentration

Days	10		30		40	
	A	B	A	B	A	B
(Fig. 3) Number of vessel	A	B	A	B	A	B
Obtained concentration	27	160	127	200	132	210
Calculation concentration	27,6	187	133,2	199,9	133,2	200

In connection with this, the curves of increase in concentration of dissolved substances in water were drawn (Fig. 5), according to the determination of concentration K_1, K_2, K_3, K_4 , in vessels A, B, C, D , (Fig. 3) obtained on the base of theoretical data.

The equation used for calculation was: $vdK_1 = K_0 \cdot 4cdt \cdot K_1 \cdot 3cdt$. K_0 — initial concentration, Fig. 3, vessel Z (optional units); v — volume of container (in ml); c — rate of evaporation (ml/h); t — duration of evaporation (hours); dk_1 — increase of concentration in vessel K_1 (Fig. 3 — vessel A).

After converting it we obtained:

$$\frac{dK_1}{4K_0 - 3K_1} = \frac{c}{v} dt.$$

After integration we have:

$$\int \frac{dK_1}{4K_0 - 3K_1} = \int \frac{c}{v} dt \quad -\frac{1}{3} \ln(4K_0 - 3K_1) = \frac{c}{v} t + a \dots 1,$$

where a — is a constant of integration.

If $t = 0$, then $K_1 = K_0$ thus from symbol 1:

$$-\frac{1}{3} \ln(4K_0 - 3K_1) = a, \quad -\frac{1}{3} \ln K_0 = a, \text{ so that}$$

$$-\frac{1}{3} \ln(4K_0 - 3K_1) = \left(\frac{c}{v} t - \frac{1}{3} \ln K_0 \right). \quad (-3),$$

$$\ln(4K_0 - 3K_1) = -3 \frac{c}{v} t + \ln K_0 = \ln^{-3 \frac{c}{v} t} + \ln K_0 = \ln K_0 e^{-3 \frac{c}{v} t}.$$

Using bilateral delogarithmation:

$$4K_0 - 3K_1 = K_0 e^{-3 \frac{c}{v} t},$$

$$3K_1 = 4K_0 - K_0 e^{-3 \frac{c}{v} t},$$

$$K_1 = \frac{1}{3} K_0 \left(4 - e^{-3 \frac{c}{v} t} \right),$$

because $e = 10^{0,4343}$, so

$$K_1 = \frac{1}{3} K_0 \left(4 - 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} \right).$$

Analogically, one might deduce the following symbols, based on K_1 :

$$K_2 = K_0 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} + 2K_0 \left(1 - 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} \right),$$

$$K_3 = -6K_0 \cdot 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} + 4K_0 \cdot 10^{-2 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} - K_0 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} + 14K_0,$$

$$K_4 = 6K_0 \cdot 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} - 2K_0 \cdot 10^{-2 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} + \frac{1}{3} K_0 10^{-3 \cdot 0,4343 \frac{c}{v} t} +$$

$$+ 4K_0 \frac{c}{v} t - \frac{10}{3} K_0.$$

Experiments on the population of *Daphnia magna*

In this experiment the 5 first variants were used. About 14 days before starting with this experiment, a certain amount of *Daphniae*, brought from a small pool and bred for two years in aquarium conditions were placed in a large, 500 l aquarium. To begin with, it was filled with tap-water and left unstirred for ten days, after which some 100 individuals were let into it. When the animals had multiplied, they were transferred in definite numbers together with the water for experiment.

The experiment was carried out in shallow enamelled containers, ($22 \times 28 \times 4$ cm), in which were placed 30 individuals per one litre of water. (10 small ones about 1000μ in length, 10 middle-sized ones from 1000μ to 2000μ , and 10 larger ones, $>2000 \mu$). The number of animals was controlled by counting the individuals every third day.

These tests were repeated 7 times. The first 4 repetitions (all variants) were conducted by natural light, in a room with an east window, without using electrical light. Food was added to each container at the beginning of the experiment in the form of 15 ml. of *Chlorella* or *Scenedesmus* culture (density of culture: 54 000 cells per ml.). The three last repetitions were carried out by artificial light, which was on for 15 hours a day (glowlamps, 150 lux, on the level of the breeding-vessels). As the algae were only faintly developing the Daphniae were additionally fed during the experiment with *Chlorella* culture, thus replenishing the condensation of algae in the container to 300 cells per ml.

At the conclusion of one of the repeated tests, following measurements were taken: pH (with the reagent of Czerny, by using a comparator), electrolytic conductivity (measured by conductometer), contents oxygen (Winkler's method $1/50$ n $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), carbon dioxide (mensuration $1/40$ n Na_2CO_3), and carbonate — of each separate vessel (mensuration $1/10$ n HCl).

The analyses were carried out with the aid and under the direction of Mgr J. P a s c h a l s k i. After the conclusion of one the repeated tests the water was also examined for its phyto- and zooplankton components. In the course of the experiment some impurities appeared in the water which might have been caused by the nonsterility of the tap-water, used in the experiment, or because the Daphniae were mixed with germs or eggs of other organisms. Except the algae which were put into the water, the following species were to be found in all the containers: *Draparnaldia* sp. and *Mougeotia* sp. of *Chlorophyceae*, *Oscillatoria* sp. and *Phormidium* sp. of *Cyanophyceae* (very few), as well as *Achnantes* sp. of *Bacillariophyceae*. In some vessels appeared also *Phycomycetes*. In one container with constant concentration and diminishing volume (Variant I), *Cyanochloridineae* were found in masses, organisms typical for the decomposition of cellulose. In all the containers Protozoa were found, one species of *Cladocera* (*Rhyncotalona rcstrata*) and a few individuals of *Ostracoda*.

Course of development in the population of *Daphnia magna*

In all four repetitions by natural light, the experiment demonstrated a restraint in development in the Variants I and III, in which the containers were covered with glass-plates and where the volume of water and concentration of dissolved substances were constant (III), as well as in the series

with diminishing volume and constant concentration of dissolved substances (I) (Fig. 3).

The conductometric measurements showed, after conclusion of the experiment, an electrolytic conductivity oscillating between the following limits: for Var. I $58,5 - 63 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$, for Var. II $292 - 340 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$, for Var. III $58,5 - 116 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$. At the beginning of the experiment the electrolytical conductivity was about $54 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$.

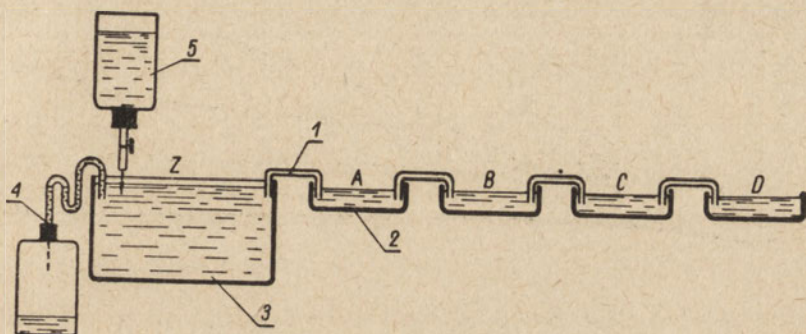


Fig. 3. Variant IV of experiment: constant volume, increasing concentration of dissolved substances

— glass tubes; 2 — breeding vessels A B C D; 3 — 45 l aquarium Z; 4 — outflow of water surplus; 5 — replenishing bottle

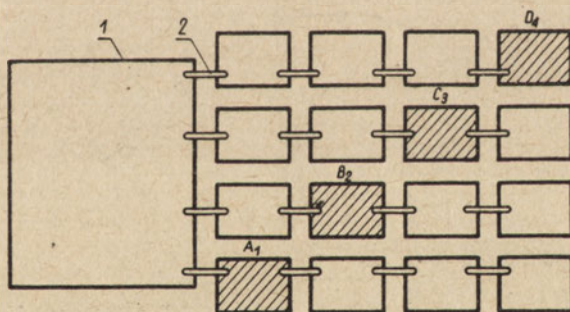


Fig. 4. Variant V of experiment: constant volume, increasing concentration of dissolved substances in water

1 — 45 l aquarium; 2 — glass tubes

When the containers were arranged according to Var. II (vessels uncovered and unconnected), the development of population ran in concordance with the schedule of population increase given by Allee et al. (1950). The number of individuals reached 900 percent of the initial state, which

means that in one liter container 270 individuals of *Daphnia* were to be found. If the vessels were set according to Var. I and III, the utmost number of animals reached only 100 percent (30 individ.) (Fig. 6). These differ-

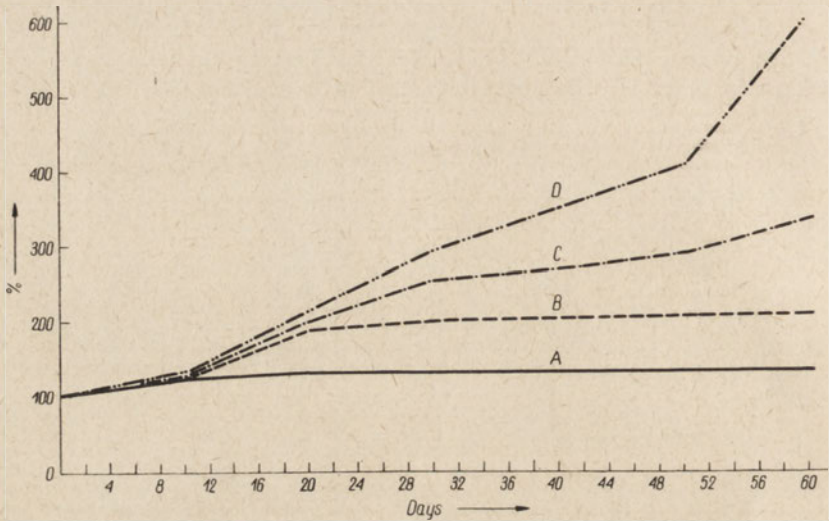


Fig. 5. Variant IV and V: course of increasing concentration of dissolved substances in connected vessels (initial concentration = 100)

A — vessel replenished from aquarium Z; B — vessel replenished from vessel A; C — vessel replenished from vessel B; D — vessel replenished from vessel C

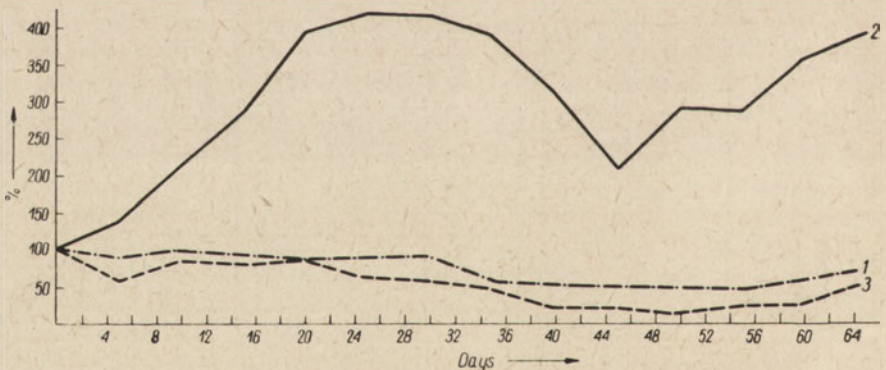


Fig. 6. Course of development of the population of *Daphnia magna* in covered and discovered vessels expressed in % of initial number of animals; averages from four repetitions

1 — Var. I; 2 — Var. II; 3 — Var. III

rences could not be brought about merely by different oxygen content, as is proved by chemical analyses. The oxygen content in 1 liter of water was varying from 7,4—14,4 mg/l in Var. I and III, in Var. II from 8,4—13,1.

By comparing these series it can be concluded that the diminishing volume of water has probably no influence on the growth of population, as, if the experiment was set according to Var. II, the growth of population took a normal course, in spite of the change in volume of water. Again, if the experiment is set as in Var. III (constant volume, constant concentration of dissolved substance), a definite restraint in development is to be noticed (Fig. 6). This is contradictory with the results of the experiences on *Drosophila*, carried out by Pearl and Park (1922), who have stated that reproduction is inversely proportional to density of population. In the case of *Daphnia magna* population it seems that changes of volume, and therefore increase of population to some limit density do not inhibit development of population. On the other hand in overstepping that limit, too great a concentration of metabolic products might act unfavourably on the multiplying capacities. However, in this case, diminishing volume is only an indirect cause. By comparing the results of experiments according to

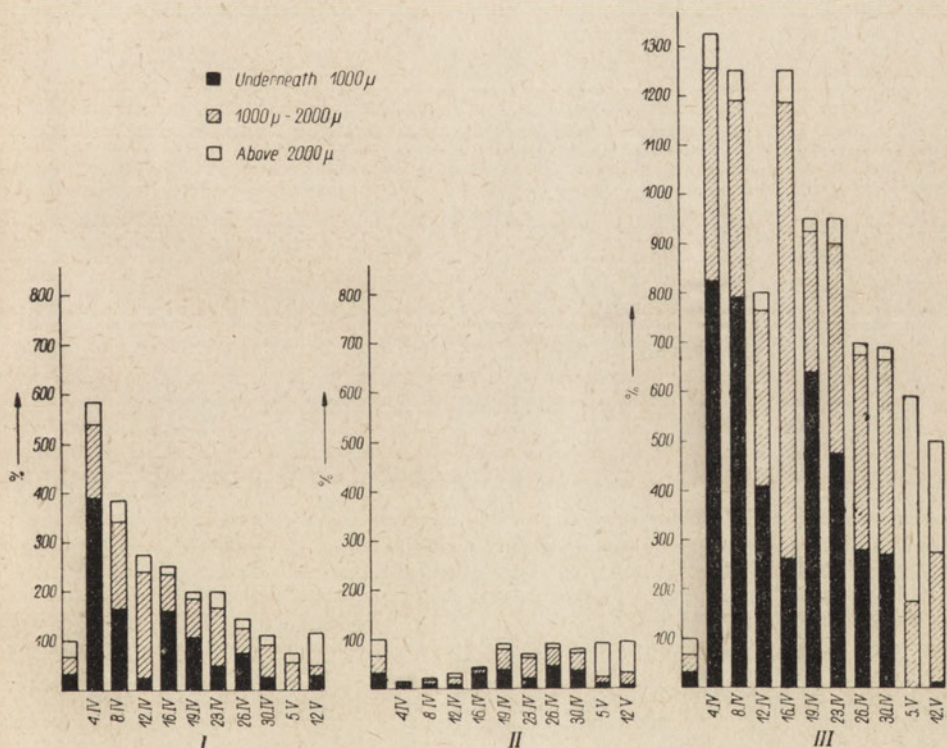


Fig. 7. Growth of *Daphnia magna* population, taking individuals size into account, expressed in % of initial number of animals

I — Var. II; II — Var. I; III — Var. V

Var. I, II, III (Fig. 6), it appears that covering the containers with glass-plates acts as an impediment on growth of population. This influence is most certainly an indirect one.

The experiment set according to Var. II (open, unconnected vessels), is characterized by important changes in concentration of the dissolved

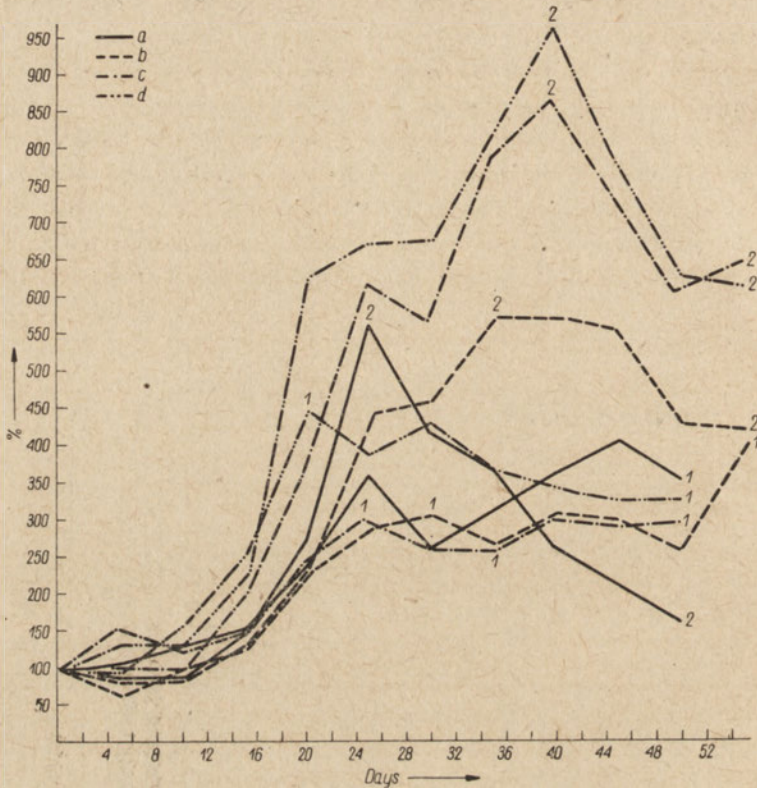


Fig. 8. Course of growth of *Daphnia magna* population according to Var. IV and V, expressed in % of initial number of animals

a — maximal concentration in A; b — intermediary concentration in B; c — intermediary concentration in C; d — minimal concentration in D; 1 — Var. IV; 2 — Var. V

substances, owing to evaporation, and thus to changes in water-volume (Fig. 2). Such oscillations can be compared with changes of level in small pools in natural conditions. The concentration of dissolved substances is not higher than in nature, which is proved by the sum of mineral salts. The total amount of mineral salts in the breeding-vessels in Var. II oscillates between 229 and 255 mg per one liter, where as in small pools of the Kampinos Forest, mineral salts vary from 59 to 145 mg/l (P a s c h a l s k i 1957).

Alekina (1950) however states, that the total of mineral salts in fresh-water may even reach the amount of about 1000 mg/l.

Attempts were made to observe the change of relations in the population during the experiment, by decrease or increase of the population in number,

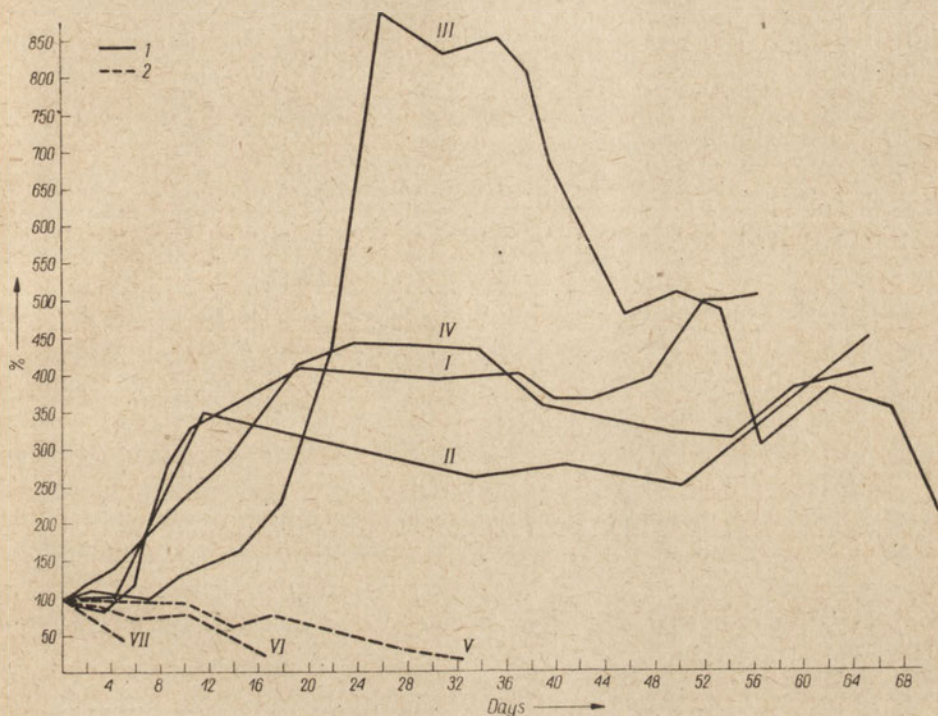


Fig. 9. Growth of *Daphnia magna* population, reared in natural and in artificial light (Var. II)

1 — series reared in day-light; 2 — series reared in artificial light; I, II, III, IV, V, VI, VII repetitions of separate experiments

noting the ratio of small individuals up to 1000μ , to middle-sized (1000 — 2000μ), and large ones (above 2000μ). It was stated, that the change in number of the population is primarily due to change in number of small individuals (Fig. 7). The number of large individuals is almost constant, and the increase or decrease of individuals in population is a result of their greater or lesser reproductibility.

The experiment on the development of population in relation to the concentration of substances dissolved in water and metabolic products (Var. IV and V), exhibited a general tendency of weakened development in Var. IV (additional influence of metabolic products).

After conclusion of the experiment in Var. V, the electrolytical conductivity in the vessel series ABCD was from $102 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$ to $10250 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$. The initial conductivity in this Var. reached to about $54 \times 10^{-5} \text{ } 1/\Omega \text{ cm}$.

The growth of population in the experiment with elimination of influence of increasing concentration of metabolic products (Var. V), is more intensified (Fig. 8). The reason for it might be the negative action of metabolic products. It would prove that Bant (1927) was right when he said that the concentration of metabolic products could account for some restriction in the growth of *Daphnia magna* population.

The diagram however does not show any regularity in the growth of population due to increase of metabolic products. It might lead to the conclusion that the curves were influenced by factors not taken into consideration in this kind of experiment. For instance, the difference in illumination, owing to the various distances of the containers from the window could have a certain influence on the growth of the population. To eliminate this factor, it was tried to conduct the whole experience by artificial standardized light (glow-lamps = lux 150). This experiment was repeated three times. All three repetitions showed a rapid and definite decline in the number of population in all Variants. (Fig. 9). During this experiment special observations were made on the production of ephippia. It was stated that in all uncovered containers (Var. II, IV and V), *Daphniae* produced ephippia. An average of about 10 was found in each vessel (the highest number was more than 30), whereas in covered vessels (Var. I and III), such eggs were not found.

Experiment on Dragon-fly larvae

The material for experiment was taken from small pools in the Kampinos Forest. *Lestes virens* and *Lestes nympha* were collected from a periodically drying-out forest small pool, overgrown with tufts of *Caricetum*, and *Coenagrion hastulatum* from a drying-out small pool, lying among fields on the edge of forest. The water used for experiments originated from the same pools as the larvae. The experiment was carried out in enamelled vessels, measuring $14 \times 19 \times 4 \text{ cm}$, of a capacity of 500 ml. In the experiment with *Coenagrion hastulatum*, 5 larvae were placed into each vessel, in the experiment with *Lestes virens* — 6 larvae. In the experiment with *Lestes nympha* larvae, 10 of them were placed in one container to start with, but on account of cannibalism, in the next experiments the number had to be reduced to 5 specimens.

Larvae in the initial stage of development were fed abundantly with *Daphnia magna*, later on with *Tubificidae*. The rate of growth was controlled every third day by means of compasses, measuring the length of the larvae

from the base of the antennae to the base of the gills. Only natural light was used. This experiment was based on Var. I, II, III, IV, VI from the general scheme. The experiments on *Lestes virens* and *Coenagrion hastulatum* were carried out in the course of one season. (*Lestes virens* from May 30 to July 2, 1958, and *Coenagrion hastulatum* from July 20, 1957 to February 12, 1958). The experiment with the species *Lestes nympha* was repeated twice (first repetition from April 10 to June 9, 1957, second repetition from May 12 to June 9, 1958). The experiment started with larvae about 4 mm long.

Course of experiments carried out on Dragon-fly larvae

The experiment with Dragon-fly larvae of the species *Lestes nympha* as well as *Lestes virens* proved a general lack of sensitivity to increase of concentration of substances dissolved in water (6 to 7 times more). The

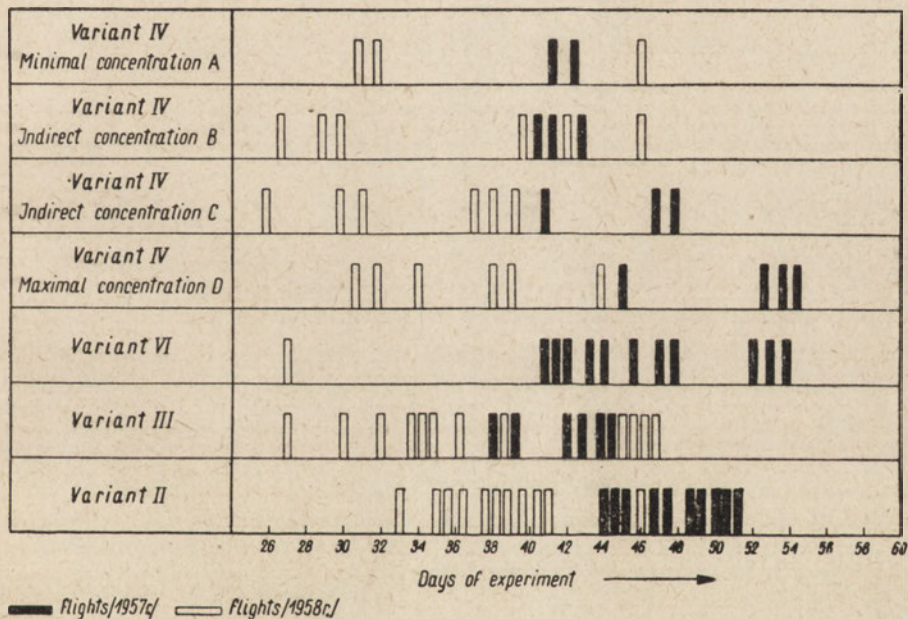


Fig. 10. Flights of larvae of *Lestes nympha* in different laboratory conditions

rate of growth as well as metamorphose (flying-out) of the individuals were irregular (Fig. 10, 11). By comparing however the experiment in Var. II (free evaporation) with Var. III (vessels covered with glass-plates), a certain acceleration in flying out is to be observed in unconnected and covered

with glass vessels (Var. III). This acceleration appeared as well in experiments with *Lestes virens* as in twice repeated experiments with *Lestes nympha*. The rate of growth in Var. II and III does not show any special differences. It is merely the last phase of larvae growth in Var. II (open, unconnected vessels), which is accelerated in comparison with Var. III (covered, unconnected vessels, Fig. 12). In spite of it, the individuals flew out earlier in

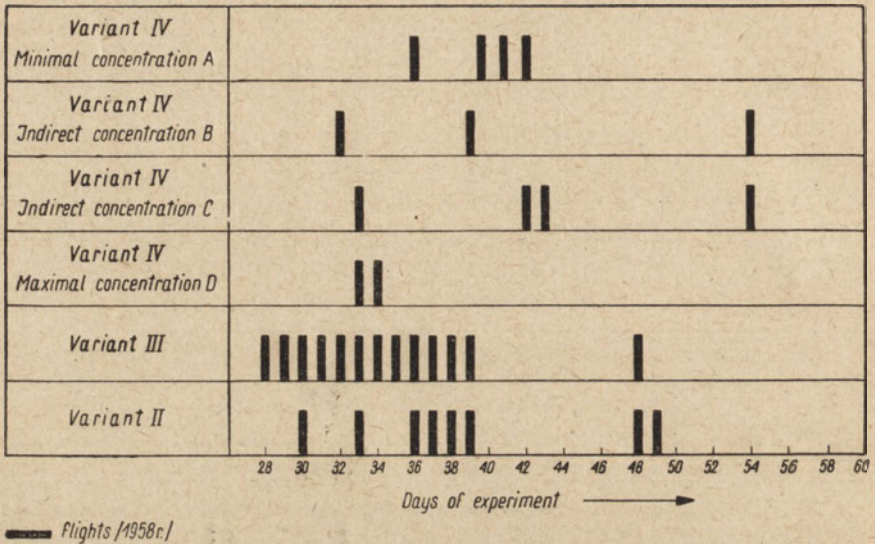


Fig. 11. Flights of larvae *Lestes virens* in different laboratory conditions

covered vessels. Var. III — Fig. 12 illustrates the difference in growth between *Lestes virens* and *Lestes nympha*. The growth of the larvae of *Lestes nympha* is characterized by a long period of restraint in growth just before their metamorphose, by a quicker general development, while the larvae of *Lestes virens* develop slowly, the larval period is slightly longer, but the period of final growth restraint is shorter.

An experiment was also made with the species *Coenagrion hastulatum*, but owing to the fact that the experiment had to be carried out in winter, that is at a time when normally the larvae are under ice, great disturbances took place in the development of the larvae, so that the mortality increased, and the number of flow-out diminished. The averages of growth are shown in Fig. 13. In the experiment according to Var. I, II and III, the larvae display a certain acceleration in growth in the last phase, similarly to the experiment with larvae of *Lestes virens* and *Lestes nympha*. However, in the series replanished with distilled water (Var. VI), there is no acceleration

of growth in the last phase of development, just before the restraint preceding the flying out.

In order to compare the rate of growth of the larvae in the laboratory and in pools, the larvae of *Lestes virens* living in natural pools, were measured every 12 days. The results of these measurements are shown in Fig. 14. The collected data show that artificial changes of environment in laboratory

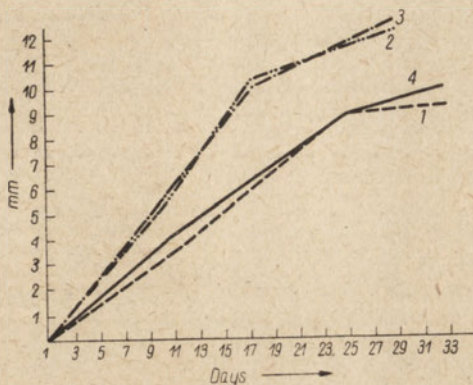


Fig. 12. Average growth of larvae of the sub-species *Lestinae* (1958) in mm
1 — *Lestes virens* Var. III; 2 — *Lestes nympha* Var. III; 3 — *Lestes virens* Var. II; 4 — *Lestes nympha* Var. II

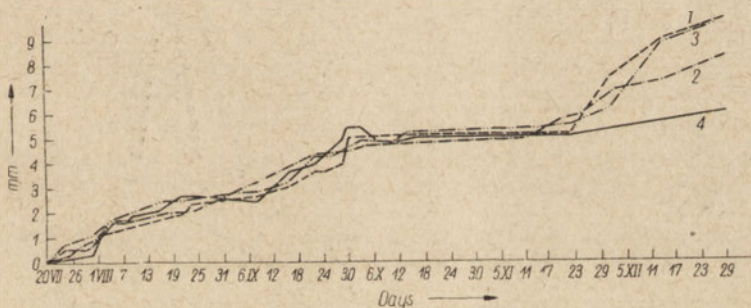


Fig. 13. Average growth (in mm) of *Coenagrion hastulatum* in various laboratory conditions

1 — Var. I; 2 — Var. II; 3 — Var. III; 4 — Var. IV

conditions have a lesser influence on larvae growth than changes occurring in natural environment. It can therefore be supposed that in a natural medium there act different factors not taken into consideration in our experiment, e.g. various possibilities of feeding as a result of various natural conditions.

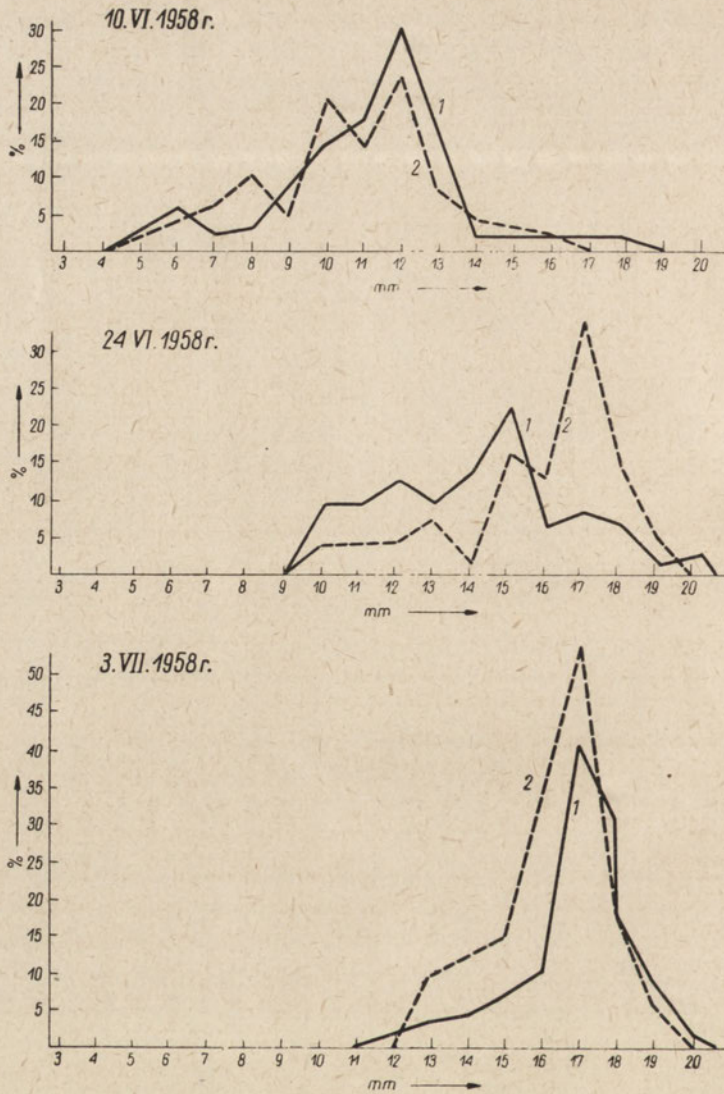


Fig. 14. Curve of growth of *Lestes virens* larvae in natural conditions 1 and in the laboratory 2

Conclusions

By examining the influence of changes of water volume, concentration of substances dissolved in water and concentration of metabolic products on the rate of growth of the population of *Daphnia magna* and the larvae

of the dragon-fly species *Lestes nympha* and *Lestes virens*, following conclusions were drawn:

1. Covering the vessels with glass (Var. I and III) has an inhibitory influence on the growth of *Daphnia magna* population, and often leads to their entire extinction. In this same experiment, no ephippia were found.

2. Changes in the concentration of substances dissolved in water do not influence on the changes in number of the population of *Daphnia magna*.

3. In the conditions in which the experiment was carried out, a lack of sunlight has a restraining influence on the growth of the population of *Daphnia magna*.

4. In the above mentioned experimental conditions, the growth of the population of *Daphnia magna*, living in a medium with increased concentration of metabolic products is less intense than the growth of a population in a medium of minimal concentration of these products.

5. The changes in number of the population of *Daphnia magna* are caused by changes in the reproduction capacity of adult individuals, and are not proportional to their number.

6. Larvae of the species *Lestes nympha* and *Lestes virens* do not react to changes in the volume of water, nor to the changes in concentration of substances dissolved in water.

7. A certain insignificant acceleration in flying-out of larvae of *Lestes virens* and *Lestes nympha* in experiments with constant concentration of dissolved substances and a constant volume of water (Var. III), was noted.

8. The rate of growth of *Lestes virens* larvae was more equal in laboratory conditions than that in natural pools.

BIBLIOGRAPHY

1. Allee W. C., Emerson A. E., Park O., Park T., Schmidt K. P., 1950. Principles of Animal Ecology. Philadelphia, London.
2. Alekin O. A., 1953. Osnovy gidrochimii. Gidrometeorologicheskoe Izdatelstwo. Leningrad.
3. Banta A. M., Brown L. A., 1929. Control of sex Cladocera. V Experimental accelerated development of mothers and sex of young; mammalian endocrina substances without specific effect on Cladocerans. Phys. Zoöl., 2(3); 308—321.
4. Brandt A. von, 1935. Hydrographische Untersuchungen an kleinen Waldgewässern unter besonderer Berücksichtigung der jahreszeitlichen Schwankungen. 57 Bericht des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins. Danzig.
5. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej. Ekol. Pol., seria B, 4(3).
6. Chodorowski A., 1958. Wpływ wysychania zbiorników okresowych na tempo rozwoju larw komarów z rodzaju *Aedes*. Ekol. Pol., seria B, 4(1).
7. Fischer Z., 1959. *Odonata* drobnych zbiorników okolic Mikołajek. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (2).

8. Gieysztor M., 1934. Badania limnologiczne nad kilkoma drobniejszymi zbiornikami. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.
9. Masłowski A. D., 1950. Danyje k charakteristyk pieresychajuszczich wodojomow. Trudy N. issl. Inst. Biol. Chark. Gosp. Uniw. 14/15: 234—240.
10. Park R., Parker S. L., 1922. Experimental Studies on the Duration of Life. IV Data on the Influence of Density of Population on the Duration of Life in *Drosophila*. Am. Nat. 56: 312—321.
11. Paschalski J., 1957. Nabludienija nad sriedoj pieresychajuszczich wodojomow okriestnostiej goroda Warszawy. Priedwaritelnoje Soobsczenija. Materiały XI Gidrochimiczeskogo Sowieszczanija. Nowocerkask. Gidrochimiczeskij Institut AN SSSR.

M. W i e r z b i c k a

Cyclops bohater Koźm. dans le nouveau biotope

Laboratoire d'Hydrobiologie Expérimentale, Institut Nencki de Biologie
Expérimentale de l'Académie Polonaise des Sciences, Varsovie

Reçu le 15 September 1959

Dans tous les ouvrages publiés jusqu'à présent (K o ź m i ń s k i 1936, W i e r z b i c k a 1936) *Cyclops bohater* Koźm. est connu comme vivant dans les lacs et toutes les observations soulignaient ses préférences pour les couches des eaux profondes.

L'auteur signale l'apparition de *Cyclops bohater* dans un habitat tout nouveau pour cette espèce à savoir dans une glaisière située dans l'enceinte de Varsovie.

L'auteur a effectué une analyse morphométrique des exemplaires de *Cyclops bohater* provenant de cette glaisière en le comparant avec les spécimens de K o ź m i ń s k i, tirant leur origine des lacs de Wigry. Cette analyse accuse d'assez grandes différenciations morphologiques de la population provenant de la glaisière en question. Les mesures ont été effectuées sur 18 femelles (tabl. I). En outre, certaines propriétés morphologiques non envisagées par l'analyse morphométrique accusent des divergences, si on les compare aux données de K o ź m i ń s k i. Parmi ces propriétés, il faut citer la structure du premier segment de l'abdomen et de la furca chez la femelle.

Cyclops bohater provenant de la glaisière est caractérisé, tout comme *Cyclops bohater* des lacs de Wigry, par une structure trapue du corps. Le céphalothorax est court et large (fig. 1).

Si les bords latéraux des troisième et quatrième segments thoraciques sont presque parallèles à l'axe vertical de l'animal, les bords du deuxième segment sont inclinés et font un angle avec cet axe, en formant des lobes fortement saillants vers les cotés (même chez les mâles), ce qu'on voit aussi sur le dessin de K o ź m i ń s k i (1933). Cette caractéristique est déjà

nettement visible aux stades des copépodites V. La largeur maximale du deuxième segment est presque la même que celle du céphalothorax.

Le troisième segment thoracique a des prolongements pointus, qui se dirigent en arrière. Le quatrième segment thoracique forme des appendices

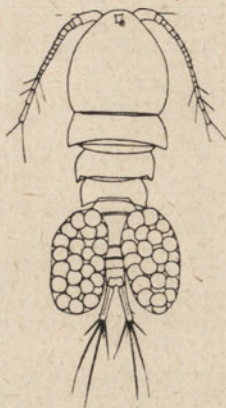


Fig. 1. *Cyclops bohater* Koźm. La femelle



Fig. 2. Segment génital

rappelant par leur structure des formes analogues à celles de *Cyclops strenuus* Fischer. Tout comme chez les exemplaires de Wigry, le cinquième segment comporte de fortes pointes, allongées sur les côtés.

Par opposition aux exemplaires de Wigry, chez lesquels le premier segment de l'abdomen, „large dans la partie antérieure, se rétrécit faiblement et uniformément vers la partie postérieure”, le premier segment abdominal de *Cyclops bohater* de la glaisière possède dans la partie postérieure une forme cylindrique et dans la partie antérieure — un élargissement assez important (fig. 2). Vers le milieu de ce segment on observe un rétrécissement assez apparent. La forme de ce segment rappelle celle de *Cyclops lacustris* G.O. Sars, visible sur le dessin de Sars (1918). La largeur maximale et la longueur de segment génital sont presque les mêmes.

Les branches de la furca sont légèrement incurvées (fig. 3), ce qui est également marqué sur le dessin de Koźmiński et à part cela une nette incision se fait observer à la base des branches du côté intérieure, qui font défaut chez les exemplaires de Wigry. Cette incision est due à une assez forte convexité des branches de la furca dans ses parties antérieures du côté intérieure et elle est déjà perceptible aux stades des copépodites. Crête chitineuse dorsale des branches de la furca ainsi que les cils aux bords internes sont bien marquées.

Dans la plupart des cas, les cils font trois groupes; en outre on voit chez certains exemplaires de *Cyclops bohater*, sur la convexité mentionné plus haut, plusieurs cils rangés d'une façon différente dans la partie antérieure

des branches, sur leur bord et sur le côté dorsal (fig. 3). Le plus souvent ils sont rangés d'une façon asymétrique, sur une des branches, le plus souvent sur la branche droite (fig. 4).

On voit également apparaître des différences dans la longueur des soies de la furca dont il sera question dans l'analyse morphométrique.

Comme il résulte de cette analyse, les exemplaires de *Cyclops bohater* de la glaisière de Varsovie présentent des dimensions un peu plus petites que celles des exemplaires de la collection de K o ź m i ń s k i. Leur taille moyenne ($2341,2 \mu$) est un peu plus petite que celle des exemplaires en question. Chez 5 individus étudiés, les valeurs des indices sont inférieures à la valeur 2σ .

C'est dans les soies apicales externe, interne, médianes externe et interne qu'on a observé la plus grande différence par rapport à la collection de K o ź m i ń s k i.

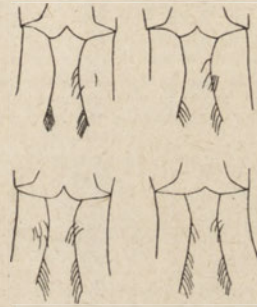
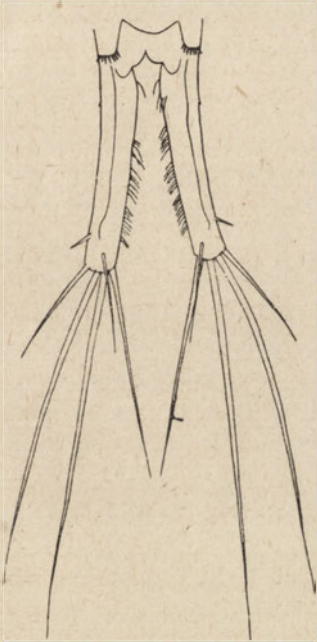


Fig. 4. Différentes façons de la ciliation des branches de la furca

Fig. 3. Furca

La valeur moyenne de l'indice *long. set. apic. ext.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est nettement supérieure à celle de la collection de K o ź m i ń s k i et les valeurs des indices de 15 exemplaires dépassent 2σ .

De même, la valeur moyenne de l'indice *long. set. apic. ext.* in $\%$ *long. furcae* est nettement supérieure à celle qu'on remarque dans les tables de K o ź m i ń s k i et s'approche de la limite supérieure de la valeur 3σ . Les indices de 6 exemplaires dépassent l'étendue de la variabilité (2σ);

ceux de 7 exemplaires dépassent même la valeur 3σ . Etant donné que les indices relatifs à la longueur de la furca correspondent aux indices des spécimens de *K o z m i n s k i*, il semble que la soie apicale externe soit plus longue qu'on ne le remarque chez les exemplaires de Wigry.

La moyenne de l'indice *long. set. apic. int.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est, elle aussi, sensiblement supérieure à la valeur de l'indice correspondant dans les tables de *K o z m i n s k i*; elle est voisine de la valeur 2σ et la valeur d'indice de 1 individu dépasse 3σ et celle des indices de 7 exemplaires — 2σ . Etant donné que l'indice moyen *long. set. apic. int.* in $\%_{100}$ *long. furcae* est également supérieur à l'indice correspondant de *K o z m i n s k i*, on peut croire que cette soie, elle aussi, est plus longue que chez les exemplaires provenant de Wigry.

La valeur moyenne de l'indice *long. set. apic. int.* in $\%_{100}$ *long. set. apic. ext.* est de beaucoup inférieure à l'indice correspondant de *K o z m i n s k i* et sa valeur est proche de la valeur inférieure 3σ . Cet indice semble prouver que *set. apic. ext.* est beaucoup plus allongée que *set. apic. int.* en comparaison avec les mêmes soies chez les exemplaires de Wigry, ce qu'on peut d'ailleurs remarquer, si l'on compare les figures 1 et 3 avec le dessin de *K o z m i n s k i* (1933).

L'indice *long. set. apic. med. int.* in $\%_{100}$ *long. corporis* a une valeur moyenne supérieure voisine de la valeur supérieure 2σ ; la valeur de cet indice dépasse chez 7 exemplaires l'étendue de la variabilité (2σ).

La moyenne de l'indice *long. set. apic. med. int.* in $\%_{100}$ *long. furcae* est également de beaucoup supérieure à l'indice correspondant des tables de *K o z m i n s k i* et la valeur de cet indice dépasse chez 2 exemplaires la valeur supérieure 2σ . C'est également chez les exemplaires provenant du lac de Constance étudiés par *K i e f e r* (1954) que la valeur de cet indice est supérieure qu'elle n'est chez les exemplaires de *K o z m i n s k i*.

La moyenne de l'indice *long. set. apic. med. ext.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est également supérieure à celle de l'indice dans les tables de *K o z m i n s k i*.

La valeur moyenne de l'indice *long. set. dors.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est un peu inférieure à celle de l'indice des exemplaires de *K o z m i n s k i*, la valeur de ce même indice chez 7 exemplaires n'atteint pas la limite inférieure de l'étendue de la variabilité (2σ) qu'il établit.

La moyenne de l'indice *long. set. dors.* in $\%_{100}$ *long. furcae* est, elle aussi, un peu plus petite.

La soie dorsale est plus courte que la soie apicale externe. La moyenne de l'indice *long. set. dors.* in $\%_{100}$ *long. set. apic. ext.* est de 83, 42. Ce chiffre est de beaucoup inférieur que les chiffres correspondants signalés par *L i n d b e r g* 1957 (Lac de Wörth) et *K i e f e r* 1954 (Lac de Constance).

La moyenne de l'indice *lat. IV s. cphth.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est supérieure à celle de l'indice correspondant dans les tables de *K o z m i n s k i*.

La moyenne de l'indice *lat. V s. cphth.* in $\%_{100}$ *long. corporis* est, elle aussi, un peu supérieure à l'indice correspondant dans les tables de K o ź - m i ń s k i, la valeur de cet indice chez 2 exemplaires dépasse quelque peu la valeur supérieure 2σ .

Le trait le plus caractéristique de *Cyclops bohater*, à savoir la longueur remarquable de sa soie sur le premier article de la V paire des pattes, demeure inaltérable. La valeur moyenne de l'indice *long. set. min. ped. V* in $\%_{100}$ *long. set. mai. ped. V* est de 81,5 contre 81,1 dans les tables de K o ź - m i ń s k i. Le second article de la 5-me paire de pattes est svelte (fig. 5). L'épine est long et dépasse considérablement l'extrémité de l'article.

La moyenne de l'indice *long. spinae ped. V* in $\%_{100}$ *long. set. mai. ped. V* se rapproche de la limite supérieure de la variabilité (2σ) établi par K o ź - m i ń s k i. La valeur de cet indice dépasse chez 4 exemplaires la valeur supérieure 2σ , tandis que la valeur de cet indice chez 3 exemplaires dépasse même 3σ .



Fig. 5. L'une des pattes de la 5-me paire

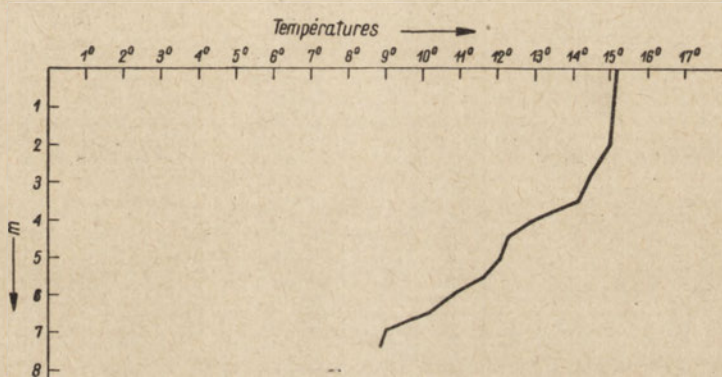


Fig. 6. Stratification thermique

De l'analyse morphologique et morphométrique présentées ci-dessus, il résulte que *Cyclops bohater* de la glaisière de Varsovie diffère des exemplaires provenant des lacs de Wigry par les caractéristique suivantes:

1. Corps un peu plus trapu; élargissement dans le quatrième segment du thorax.
2. Structure différente du premier segment abdominal, cylindrique dans la partie postérieure et élargie dans la partie antérieure.
3. Incision caractéristique à la base des branches de la furca du côté inférieur. Ciliation très caractéristique.
4. Soies: apicale externe, apicale interne, apicales médianes interne et externe — plus longues par rapport à la longueur du corps et à celle de la furca.
5. Soie dorsale un peu plus courte par rapport à la longueur du corps et à la longueur de la furca.

Tableau I

Les indices de *Cyclops bohater* Koźm. de la glaisière de Varsovie en comparaison avec *Cyclops bohater* Koźm. des lacs de Wigry (♀ ♀)

Index	<i>Cyclops bohater</i> Koźm. La glaisière de Varsovie			<i>Cyclops bohater</i> Koźm. Les lacs de Wigry
			les valeurs limites	M
Long. tot. en microns	n	18	2238,7—2467,6	2435,3
	M	2341,2		
	m	16,51		
	σ	70,03		
Long. ant. I par	n	17	516,4—557,9	532,5
	M	537,3		
	m	3,18		
	σ	13,10		
Lat. mx. cphth.	n	17	345,1—368,7	365,3
	M	357,7		
	m	1,49		
	σ	6,16		
Lat. IV s. cphth.	n	18	231,9—268,3	236,9
	M	246,0		
	m	2,08		
	σ	8,84		
Lat. V s. cphth.	n	18	191,6—210,4	196,2
	M	199,1		
	m	1,23		
	σ	5,20		
Long.set.mai.ped.V	n	15	77,5—92,0	82,2
	M	83,0		
	m	1,14		
	σ	4,43		
Long. fure.	n	18	135,5—158,5	144,3
	M	144,7		
	m	1,42		
	σ	6,03		
Long.set.apic.int.	n	18	162,9—195,1	161,9
	M	176,9		
	m	2,03		
	σ	8,60		
Long. set. apic. med. int. *	n	16	322,4—375,0	322,5
	M	346,6		
	m	3,50		
	σ	13,95		

in %o longitudinis corporis

Index		Cyclops bohater Koźm. La glaisière de Varsovie			Cyclops bohater Koźm. Les lacs de Wigry
				les valeurs limites	M
Long. set. apic. med. ext.	in % longitudinis corporis	n	18	273,4—309,7	276,3
		M	292,7		
		m	2,43		
		σ	10,31		
Long. set. apic.ext.		n	18	83,7—109,8	77,9
		M	95,1		
		m	1,54		
		σ	6,52		
Long. set. dors.		n	18	65,6— 92,4	85,4
		M	78,4		
		m	1,65		
		σ	6,98		
Long. abd.		n	18	38,8— 45,2	41,0
		M	41,1		
		m	0,42		
		σ	1,79		
Lat. mx. cphth.	in % longitudinis cephalothoracis	n	17	48,9— 52,8	51,6
		M	50,4		
		m	0,25		
		σ	1,03		
Lat. IV s. cphth.		n	18	32,7— 38,3	33,4
		M	34,7		
		m	0,35		
		σ	1,48		
Lat. V s. cphth.		n	18	26,9— 30,0	27,7
		M	28,1		
		m	0,23		
		σ	0,96		
Long. ant. I par.		n	17	72,6—78,7	75,1
		M	75,7		
		m	0,48		
		σ	1,98		
Lat. IV s. cphth. in % lat. mx. cphth.		n	17	64,5— 73,9	64,9
		M	68,6		
		m	0,64		
		σ	2,62		

Index	<i>Cyclops bohater</i> Koźm. La glaisière de Varsovie		<i>Cyclops bohater</i> Koźm. Les lacs de Wigry	
	les valeurs limites		M	
Lat. V s. cphth. in % lat. IV. s. cphth.	n	18	77,8— 83,8	83,0
	M	81,0		
	m	0,45		
	σ	1,92		
Lat. mx. I s. abd. in % long. I s. abd.	n	17	90,0—109,8	98,4
	M	101,2		
	m	1,10		
	σ	4,55		
Sp. furc. I	n	18	27,4— 31,9	28,3
	M	29,5		
	m	0,28		
	σ	1,18		
Sp. furc. II	n	18	76,0— 80,8	79,5
	M	78,6		
	m	0,35		
	σ	1,49		
Sp. interf.	n	17	34,3— 57,4	43,4
	M	45,2		
	m	1,25		
	σ	5,15		
Long.tr.ult.ss.abd.	n	18	103,9—129,3	109,1
	M	111,3		
	m	1,39		
	σ	5,87		
Lat. furc.	n	18	12,7— 17,0	15,5
	M	15,2		
	m	0,26		
	σ	1,09		
Long. set. apic.int.	n	18	110,0—134,0	113,1
	M	122,7		
	m	1,75		
	σ	7,41		
Long. set. apic. med. int.	n	18	211,8—258,7	223,7
	M	238,8		
	m	2,75		
	σ	11,01		

in % longitudinis furcae

Index		Cyclops bohater Koźm. La glaisière de Varsovie			Cyclops bohater Koźm. Les lacs de Wigry
				les valeurs limites	M
Long. set. apic. med. ext.	in % longitudinis furcae	n	18	192,2—223,4	191,7
		M	202,6		
		m	2,43		
		σ	10,29		
Long. set. apic. ext.	in % longitudinis furcae	n	18	61,2—74,0	54,3
		M	65,9		
		m	1,06		
		σ	4,49		
Long. set. dors.	in % longitudinis furcae	n	18	47,9—62,5	59,5
		M	54,3		
		m	1,05		
		σ	4,46		
Long. set. apic. int. in % long. set. apic. ext.	in % longitudinis furcae	n	18	148,6—200,0	208,6
		M	186,5		
		m	2,61		
		σ	11,08		
Long. set. apic. med. ext. in % long. set. apic. med. int.	in % longitudinis furcae	n	16	78,0—89,2	85,7
		M	84,8		
		m	0,66		
		σ	2,65		
Long. set. dors. in % long. set. apic. ext.	in % longitudinis furcae	n	17	72,7—97,0	
		M	83,42		
		m	1,89		
		σ	7,78		
Long. set. min. ped. V	in % long. set. mai. ped. V	n	14	73,2—86,5	81,1
		M	81,5		
		m	1,07		
		σ	4,01		
Long. spinae ped. V	in % long. set. mai. ped. V	n	15	23,3—34,0	20,0
		M	27,6		
		m	0,96		
		σ	3,73		
Long. sp. ext. end. IV in % long. sp. int. end. IV	in % long. set. mai. ped. V	n	15	43,5—66,7	54,8
		M	52,4		
		m	1,20		
		σ	4,65		
Quant. ov.	in % long. set. mai. ped. V	n	6	43—54	30,7
		M	47,2		

6. L'épine du second article de la 5-me paire de pattes plus longue par rapport à la longueur de la soie de cet article.

7. Un nombre plus important d'oeufs dans les ovisacs (47,2 contre 30,0 dans les tables de K o ź m i ń s k i).

C'est dans le but de se rendre compte de l'étendue des différences entre *Cyclops bohater* de Wigry et *Cyclops bohater* de la glaisière de Varsovie que l'auteur a profité de la proposition faite par K o ź m i ń s k i (1936, p. 196).

Les calculs ont été effectués sur la base de 18 traits caractéristiques fournis par K o ź m i ń s k i. La somme des carrés des différences relatives a été de 28,2. Ce chiffre est beaucoup plus inférieure que 43 et sur la base des remarques de K o ź m i ń s k i on peut admettre que cette différence se trouve dans les limites des variabilités individuelles ou locales et saisonnières. K o ź m i ń s k i a remarqué que, si $\Sigma \delta^2$ d'une population donnée dépasse 43, cette forme doit être probablement une forme distincte.

Les spécimens de la glaisière font une population distincte, parce qu'ils se signalent en outre par les traits morphologiques non envisagées par l'analyse morphométrique, à savoir par la structure du premier segment de l'abdomen et de la furca chez la femelle.

Néanmoins l'auteur propose de ne pas les considérer comme une sous-espèce de *Cyclops bohater* jusqu'à ce que les exemplaires des lacs de Wigry ne soient pas examinés. L'auteur signale qu'il a étudié quelques exemplaires de *Cyclops bohater* provenant du lac Sukiel et du lac Stary Dwór, à la profondeur de 20 m (les environs de Olsztyn)¹. La structure de l'abdomen et de la furca de ces exemplaires étaient analogues à celle des exemplaires de la glaisière.

La glaisière étudiée par l'auteur est un réservoir d'eau de forme trapézoïdale aux côtés parallèles orientés vers Est-Ouest. Sa superficie est d'environ 1 hectare, sa profondeur moyenne — de 8 mètres environ, sa profondeur relative — 0,08, selon les mesures approximatives de J. P a s c h a l s k i.

La glaisière est bordée de trois côtés de hautes berges formées par des monceaux de gravats provenant des décombres de maisons détruites au cours de la dernière guerre mondiale. La berge ouest de la glaisière est plate. Les berges nord et ouest de la glaisière sont couvertes d'une bande étroite de rocaux, le banc littoral étant peu développé, surtout du côté nord. Le gravat et l'argile s'éboulent de ces hautes berges est et sud dans le réservoir. Dès le mois de mars et surtout en mai on voit pulluler dans la zone pélagique des rotifères, dans la région littorale les algues filamenteuses.

¹ L'auteur tient à remercier cordialement M. Dr L. S z l a u e r de lui avoir fourni les échantillons provenant de ces lacs.

Au dire des pêcheurs à la ligne, le réservoir serait riche en poissons. On y rencontre même des écrevisses.

Les échantillons du plancton, qui ont permis de déceler dans cette glaisière la présence de *Cyclops bohater* ont été prélevés en 1957². La pêche effectuée dans la région littorale le 15 février 1957 a permis de constater la présence des individus isolés de femelles de *Cyclops bohater*. La pêche du 22 mars 1957 effectuée sous la glace dans la région littorale et au voisinage des rives a permis de découvrir de nombreuses femelles avec des ovisacs et un petit nombre de copépodites. La pêche du 21 novembre 1957 n'a fourni qu'un mâle. Dans la pêche du 12 décembre 1957, *Cyclops bohater* n'a pas été découvert. L'analyse morphométrique de *Cyclops bohater* a été effectuée sur les spécimens trouvés au cours de la pêche du mois de mars.

En 1959, on a procédé à des recherches plus minutieuses pour connaître de plus près la biologie de *Cyclops bohater* et des espèces qui coexistent avec lui. Les recherches embrassent la période printanière (mars — mai).

Les pêches ont été effectuées dans la zone pélagique et dans la région littorale. Des échantillons de vase ont été également prélevés. Dans la zone pélagique on a effectué des pêches qualitatives à partir du fond vers la surface et des pêches quantitatives à l'aide de l'appareil de B e r n a t o w i c z (1953). Dans la région littorale on n'a procédé qu'aux pêches qualitatives.

Les prélèvements du plancton étaient quelquefois accompagnés d'études hydrochimiques poursuivies par J. P a s c h a l s k i. Selon les renseignements fournis par celui-ci, le 2 mars 1959, dans la glaisière on a constaté des stratifications thermiques sous la glace avant printanières et surtout l'élévation de la température des couches superficielles (2,2°) et un maximum thermique de 3,0° à 1 mètre de profondeur.

La température de l'eau près du fond, bien qu'enregistrée au mois de mars, n'était pas trop élevée (3,4°), la glace ne s'étant maintenue que pendant une courte durée de temps. La glace fondue, la température de la glaisière observée le 24 mars 1959 a accusé une faible différenciation des eaux entre la surface et le fond (5,7°—4,3°). Par contre, le 12 mai 1959, on a observé un saut thermique très accentué à partir d'une profondeur de 3,5 mètres (fig. 6).

La température relativement élevée des couches d'eau au dessus du fond (9,0°) observée dès la première moitié du mois de mai prouve que dans le réservoir on ne verra probablement pas se former des stratifications thermiques différenciées marquant pas plus que de fortes divisions en étages thermiques.

Vers la fin de la stagnation hivernale, sous la glace (le 2 mars 1959),

² L'auteur tient à remercier cordialement Mme Mgr. A l i c e G u t t de lui avoir fourni le premier échantillon provenant de cette glaisière.

l'oxygénation des eaux qui était très bonne au voisinage de la surface (13,6 mg/l) et moyenne à la profondeur de 4 m (5,0 mg/l), diminuait fortement en fonction de l'accroissement de la profondeur (0,64 mg/l) jusqu'à 0, au dessus du fond, où l'on a décelé de l'hydrogène sulfuré.

Dans la troisième décade du mois de mars (24 mars 1959), par suite de l'action continue de la circulation avant printanière, l'oxygénation des masses d'eau était bonne (surface: 14,4 mg/l, 6 m: 13,7 mg/l), mais elle diminuait tant soit peu tout comme la température de l'eau en direction du fond (12,3 mg/l).

Le nombre global des composés minéraux (396 mg/l) évalué sur la base de la conductivité est considérable ce qui est également prouvé par la quantité de calcium (143,0 mg/l CaO), des sulfates (175,0 mg/l SO₄) et des chlorures (46,0 mg/l Cl).

Il faut souligner que la quantité de sulfates évaluée pendant la durée de la circulation printanière est de 4 à 5 fois plus grande que la quantité moyennée de ces minéraux enregistrés dans les eaux douces en Pologne. La quantité de chlorures était également quelque peu accrue.

D'après ce qui a été dit plus haut, il faudrait attirer l'attention sur la grande quantité de sulfates sus-mentionné, sur la présence de l'hydrogène sulfuré et sur la stratification thermique enregistrée le 12 mai 1959 à laquelle semble être liée étroitement la répartition verticale de *Cyclops bohater* et de tous les autres Copépodes et de Cladocères.

Dans le plancton prélevé sous la glace le 2 mars 1959 dans la zone pélagique sous forme d'échantillon qualitatif extrait du fond (7 m) vers la surface, on a trouvé un seul exemplaire de *Cyclops bohater* au stade du III copépodite. Dans les échantillons quantitatifs prélevés à des profondeurs de 7 m, 6 m, 4 m, 2 m, 1 m, 0 m, on n'a pas trouvé de *Cyclops bohater*. Par contre, dans les échantillons prélevés dans la vase, à une profondeur de 8 mètres, on a trouvé deux exemplaires de *Cyclops bohater* au stade du V copépodite. Le 2 mars, la pêche n'a pas malheureusement été effectuée dans la région littorale.

Dans les échantillons analogues prélevés le 24 mars 1959 dans la vase, et dans la zone pélagique, on n'a pas trouvé un seul exemplaire de *Cyclops bohater*; par contre, on en a trouvé un grand nombre dans la région littorale (surtout dans les petites baies parmi les roseaux sur la berge nord de la glaisière), sous forme de femelles adultes: un petit nombre de mâles et un assez grand nombre de III, IV et V copépodites y ont été également trouvés. La plupart des femelles portaient des ovisacs; le groupe le plus nombreux de copépodites — les copépodites IV — avait dans son cephalothorax de nombreux globules de graisse.

Enfin, l'échantillon prélevé le 12 mai 1959 à une profondeur de 7,5 mètres, dans la vase, accusait la présence d'un assez grand nombre de *Cyclops*

bohater sous forme de V et de IV copépodites renfermant des globules de graisse (72 exemplaires sur 10 litres de vase).

Les pêches quantitatives de plancton effectuées au même endroit à une profondeur de 7 mètres ont fourni 65 exemplaires dans 10 litres d'eau, sous forme de copépodites III (25 exemplaires), IV (31 exempl.) et V (9 exempl.). A une profondeur de 6 mètres on a trouvé 42 exemplaires dans 10 litres d'eau (copépodites IV — 18 exempl.; III — 18 exempl.; V — 6 exempl.) et enfin à une profondeur de 4 mètres — 2 exemplaires de copépodite IV et 2 exemplaires de copépodite III dans la même quantité d'eau. Au-dessus de 4 mètres à des profondeurs de 2 et de 1 mètre et à la surface de l'eau le *Cyclops bohater* n'a pas été décelé.

La répartition verticale de *Cyclops bohater* présentée ci-dessus, ainsi que celle de toutes les autres espèces de Copépodes et de Cladocères, est due probablement au saut thermique enregistré à une profondeur de 3,5 mètres (fig. 6). Au dessous de 3,5 mètres, la température est tombée de 14,3° jusqu'à 9° au voisinage du fond.

Dans les échantillons prélevés en même temps dans la région littorale *Cyclops bohater* faisait défaut.

Pour résumer les résultats des recherches sur le plancton en question, on peut constater ce qui suit: les exemplaires de *Cyclops bohater* étudiés étaient trouvés dans la région littorale, dans la zone pélagique et le fond de la glaisière. L'occurrence du *Cyclops bohater* dans différentes régions du même réservoir d'eau n'avait pas été observée jusqu'à présent.

Vers la fin du mois de mars 1957 et 1959, *Cyclops bohater* était présent dans la région littorale sous forme de nombreuses femelles portant des sacs d'oeufs, sous forme de copépodites et de mâles peu nombreux. Dans les échantillons prélevés à la fois dans le plancton de la zone pélagique et près du fond, renfermant la vase, *Cyclops bohater* faisait défaut.

Par contre, le 12 mai on en a trouvé des exemplaires sous forme de copépodites (surtout IV et III) dans les pêches quantitatives effectuées dans la zone pélagique à une profondeur de 7 m, 6 m et à une profondeur de 4 mètres (bien qu' en moindre quantité). Des exemplaires assez nombreux ont été trouvés également dans un échantillon prélevé dans la vase sous forme de copépodites IV et V à une profondeur de 7,5 mètres. C'est également le 12 mai que *Cyclops bohater* n'a été point trouvé dans la zone littorale.

On peut donc supposer que c'est au mois de mars qu'a lieu la pullulation de cette espèce dans la zone littorale.

Au mois de mai, la région littorale devient déserte; tout semble prouver que les exemplaires adultes meurent et que les individus jeunes se réfugient dans les profondes couches de la zone pélagique sous forme de III, IV et V copépodites ainsi que dans la vase sous forme de IV et V copépodites. Cette dernière observation semble confirmer le fait connu depuis peu (U l o m -

s k i j 1953, F r y e r and S m y l y 1954, E l g m o r k 1955) à savoir que Cyclopoida (et au moins les espèces étudiées jusqu'à présent) persistent dans la vase sous forme de copépodites IV.

Les observations faites par l'auteur prouvent que pendant cette période de temps les copépodes contiennent un grand nombre de globules de graisse, conformément aux observations d'autres auteurs.

Les prochaines recherches montreront, si le comportement de *Cyclops bohater* ainsi présenté ne caractérise pas une période de préparation précédant le maximum d'été de cette population.

Selon K o ź m i ń s k i, *Cyclops bohater* est caractérisé par deux maxima: celui d'hiver, en février, qui correspond au maximum de mars dans la glaisière et celui d'été.

Cyclops bohater a été trouvé dans la glaisière au cours de la période en question accompagné des espèces suivantes:

Dans la vase — *Cyclops vicinus vicinus* Ulj., également sous forme de IV copépodites (très nombreux) possédant des globules de graisse.

Dans la zone pélagique — *Cyclops vicinus vicinus* Ulj. *Cyclops vicinus kikuchii* Smirn., *Thermocyclops oithonoides* (G.O. Sars), *Thermocyclops hyalinus* (Rehb.), *Eudiaptomus graciloides* (Lillj.), *Daphnia longispina hyalina* Leydig, *Bosmina longirostris* (O.F. Müller), *Chydorus sphaericus* O.F. Müller.

Dans la région littorale — *Cyclops vicinus kikuchii* Smirn., *Cyclops vicinus vicinus* Ulj. (plus rarement), *Cyclops insignis* Cls., *Eucyclops serrulatus* (S. Fisch.), *Eucyclops macrurus* (Sars), *Macrocyclops albidus* (Jur.).

Dans la région littorale et dans la zone pélagique on a trouvé un petit nombre de *Mesocyclops leuckarti* (Cls.).

On voit que *Cyclops bohater* apparait dans une ambiance inconnue jusqu'à présent pour cette espèce et qu'il accuse une nette prédilection à séjourner pendant la période de pullulation dans la région littorale en compagnie des espèces éminemment littoraliennes.

BIBLIOGRAPHIE

1. B e r n a t o w i c z S t., 1953. Czerpacz do ilościowego połowu planktonu. Wszecznik (5), Warszawa.
2. E l g m o r k K., 1955. A resting stage without encystment in the annual cycle of the freshwater copepod *Cyclops strenuus strenuus*. Ecology, 36 (4), Durham, North Carolina.
3. F r y e r G., S m y l y W.J.P., 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater Cyclopoid and Harpacticoid Copepods. Ann. Magaz. Natur. Hist., 7 (73), London.
4. K i e f e r F r. 1954. Zur Kenntnis der freilebenden Ruderfusskrebse des Bodensees. Beiträge z. natur. Forschung Südwestdeutschl. 13 (2), Karlsruhe.
5. K o ź m i ń s k i Z., 1933. Badania morfometryczne i ekologiczne nad oczlikami (*Cyclopidae*) z grupy *strenuus*. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 7, Suwałki.

6. K o ź m i ń s k i Z., 1936. Morphometrische und ökologische Untersuchungen an Cyclopiden der Strenuus-Gruppe. Intern. Revue Hydr., Leipzig, 33, H. 3/4.
7. L i n d b e r g K., 1957. *Cyclops rubens* (syn. *Cyclops strenuus*). Revision du genre *Cyclops* sensu stricto (O.F. Müller 1770) (Crustacés copépodes). C.W.K. Gleerup, Lund.
8. S a r s G.O., 1918. An account of the Crustacea of Norway. *Copepoda*, *Cyclopoida*, Bergen, 6.
9. U ł o m s k i j S.N. 1953. Nowoje w ekologii niekatorych widow wiesłonogich rakobraznych (*Copepoda*) *Mesocyclops leuckarti* (Claus), 1857. Dokl. AN SSSR, 90 (2), Moskwa.
10. W i e r z b i c k a M. 1936. *Copepoda* (*Cyclopoida* i *Calanoida*) niektórych jezior z okolic Wilna. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 10, Suwałki.

A. Dowgiallo, E. Fischer

Chemical and microbiological identification of the violet water-colouring agent in a pool of Puszcza Kampinoska

Department of Experimental Hydrobiology,
M. Nencki Institute, Polish Academy of Sciences

Received 24 August 1959

In November 1958 was found in a small natural pool, water of an intense violet-blue colouring, corresponding to the hue "atroviolaceus" of the scale (S é g u y 1936, B o n d a r c e w 1954). This pool, called „Podleśny" — described by P a s c h a l s k i (1959) — is placed on the border of Puszcza Kampinoska, and surrounded by alders (*Alnus* sp.). At the time the coloured water was collected from the pool, its depth was 50 cm in the deeper part, and about 10 cm in the shallower part; the bottom of the pool was strewn with a layer of freshly fallen alder leaves, the average temperature of the water was + 10°C. It was observed that the water kept its violet colouring in natural conditions for 3 weeks, that is, until the pool was first frozen. An amount of animal species were found in the water, among which *Acanthocyclops viridis*, *Chaoborus* sp. and larvae of mosquitoes; *Cladocera* were not found among them.

The aim of the present study was to discover the source of the violet colouring of the water. In connexion with the accumulation of decaying leaves in the water and the favourable atmospheric conditions (sunny weather and high temperature of the air), one could expect a mass appearance of some organism, which could have tinted the water (R u t t n e r 1953, H u t c h i n s o n 1957, B i e k 1958, A l l e n and A l s t o n 1959) notwithstanding which, other colouring agents were considered: iron sulphide, anthocyanins and an iron-tannin compound.

Microbiological researches

While carrying out investigations to ascertain the reason of the water colouring, bacteriological observations were made, mainly with a view to control the presence of purple sulphur bacteria of the family *Thiorhodaceae* Molish (Bergey 1957). They are often found in water pools in the autumn, when as a result of decaying plants large amounts of hydrogen sulphide gather in the water and when the diffused solar light, indispensable to the growth of these bacteria, has lost already in a high degree its bactericidal properties. Thanks to these conditions, purple sulphur bacteria are able sometimes to breed in such quantities that they form distinct red stains appearing on the bottom sediments, or that they colour the water red (van Niel according to Omeliański 1941, Ruttner 1953, Janina 1957).

Samples of water collected in conditions excluding external contamination, have been controlled by following means:

1. Direct microscopic observation.
2. Culture in solid media, in anaerobic and relatively anaerobic conditions.
3. Culture in liquid differential media in relatively anaerobic conditions.

Following results were obtained:

1. In the microscopic field purple bacteria were found, qualified on a base of morphologic features as belonging to the group *Chromatium minutissimum* (Winogradski 1952). The number of cells as calculated in the Fuchs-Rosenthal chamber amounted to about 4 millions in 1 ml of water. No other stained organisms could be observed in the microscopic field.

2. The bacteria were cultured on van Niel medium, solidified with agar (Shaposhnikov 1951), and on alder leaves extract, solidified with agar.

The inoculation was done either inside the agar, or on the surface of agar slants, using in each case 0,5 ml of the examined water. Anaerobic conditions were obtained by filling; the empty part of the tube (above agar) with nitrogen relatively anaerobic — in some tubes — by pumping out the air and closing the tube by melting, in the remaining tubes (deep agar tubes) — by filling out the space above the agar with liquid, sterilized paraffin. The cultures were kept in a temperature of 25°C in the light of an electric bulb 25 W strong, placed at a distance of 35 cm from the cultures. The first colonies of purple bacteria appeared after a fortnight. In the next week the colonies became so numerous that counting them over was impossible. Small colonies, hardly to be detected separately, appeared as red streaks on the illuminated side of the deep agar tube, which looked as

if the medium itself were stained. The opposite side gave an illusory impression that the colonies did not grow. However, when inserting a platinum loop into the medium, bright red streaks appeared in the whole peg of agar, probably as a result of mechanical pressure, thus showing, that in the weakly illuminated part of the medium small colonies similarly existed, invisible at first glance.

On the agar slants, bacteria grew in the shape of a red stain, localized under the liquid medium, of which 2 ml were left in the tube. The most abundant growth of purple bacteria was achieved on van Niel's deep agar tubes, the medium covered with liquid paraffin.

3. In order to obtain a culture on van Niel's liquid differential medium, 0,5 ml of examined water was added to 25 ml of medium. The surface of the medium was covered with a layer of sterilized liquid paraffin, about 3 cm thick. These cultures were kept in the same conditions as solid media.

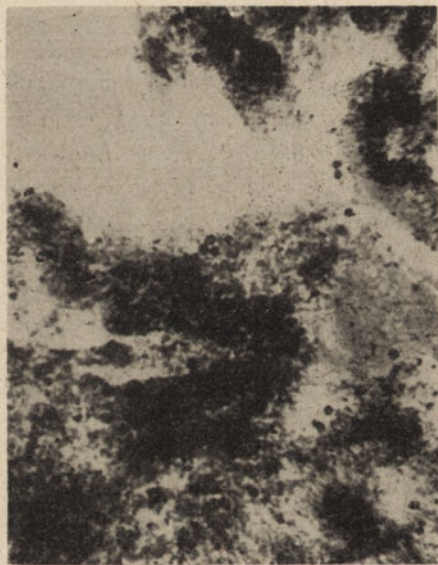


Fig. 1. Dried pure culture of *Chromatium minutissimum*. Purple bacteria cells between crystals of inorganic salts. 280 \times magnified. Fot. A. Kowalczewski

After 3 weeks one obtained a red-brown colouring of the medium. The medium remained clear. The microscopic examination of the culture showed abundant purple bacteria (*Chromatium minutissimum*, fig. 1); the number amounted to about 50 million cells in 1 ml of medium. The culture showed a blue fluorescence in ultraviolet light. A liquid culture was also obtained with a restraint of growth and a number of 5 million cells in 1 ml. The weaker colouring of this medium corresponding to a lesser concentration of cells was observed.

Chemical investigations

Material

Analyses were carried out on following material:

- A — natural violet water, collected in November, preserved for one month at a temperature of about $+10^{\circ}\text{C}$, then filtered through paper.
- B — natural violet water, preserved for 4 months at a temperature of about $+10^{\circ}\text{C}$, then filtered through paper.
- C — natural water, preserved like material B, then with chloroform added, and kept for 2 months at a temperature of about $+4^{\circ}\text{C}$.
- D — extract from dry alder leaves (collected in November in the vicinity of the pool a few days after falling); obtained by pouring on 5 g of leaves 0,5 l of distilled water, and leaving it for 24 hours. The extract was then filtered through paper; it was of a yellow-brown colour (like strong tea).
- E — second extract after pouring off the first one (D material); obtained by pouring on the same leaves 200 ml of distilled water, and leaving for further 48 hours. Extract was filtered through paper, colour like D.
- F — precipitate obtained by saturation of examined water (A material) with solid Na_2SO_4 . It was centrifugated, then washed several times with distilled water, and again centrifugated.
- G — filtrate after precipitation of sediment (in this case material F).
- H — water (previously violet) collected under the ice, after pool was frozen.

Properties of examined water.

Qualitative tests

The characteristic property of the investigated violet water was the precipitation of a quantity of black-blue, flocculent sediment, under the influence of different factors, while at the same time the violet colouring of water disappeared. Precipitation occurred under following circumstances: heating of water to 100°C , freezing of water in natural as well as in artificial conditions, addition of basic lead acetate, of formaldehyde or lower alcohols, acidifying below pH 3, saturating with a neutral salt (Na_2SO_4 , NaCl).

Filtration through a membrane filter Coli 5, with pores diameter from 0,5 to 0,7 micrones, succeeded only partly in decolorizing the water; the dark blue sediment collected on the filter. The addition of a 1% solution of gelatine in a saturated solution of NaCl gave only a partial precipitation of sediment (P e a c h and T r a c e y 1955).

The water had a slight smell of hydrogen sulphide, which disappeared during its preservation, and a strong, lasting, fruity odour, akin to the

smell of fresh bark of leaf trees, which did not disappear if the water was acidified or heated. The precipitate obtained by saturation with Na_2SO_4 (F material), by freezing in the laboratory, as well as the residue from the membrane filter, when transferred to distilled water, partly passed into the solution, staining it violet. The precipitate was not soluble in acids, bases, or any organic solvents. A similarly negative result was obtained, when trying to extract the natural coloured water with organic solvents, at various pH values.

The water, as well as the precipitate changed colour in a reversible manner according to pH, turning yellow-green in an acid medium, passing to violet in a neutral one and to wine red in a basic medium (Tab. I). The pH

Table I

Correlation between water colour and pH

Number of sample of 100 ml (material B)	Total 1 n HCl added in ml	Total 1 n NaOH added in ml	Value of pH	Colour of water	Notes
1	—	—	7,0	} dark-blue-	beginning of decolorising appearance of flocculent precipitate the precipitate darkens
	0,1	—	3,9		
	0,3	—	2,9	} greenish-yellow	
	0,5	—	2,6		
	0,7	—	2,5	} grey	
	1,0	—	2,3		
	—	0,4	2,4	} wine-red	
	—	1,0	2,8		
	—	1,3	7,0	} wine-red	
	—	1,4	9,4		
	—	1,9	11,2	} wine-red	
2	—	0,2	10,0		} wine-red
	—	0,5	11,1	} violet-red	
	0,3	—	9,4		} dark-blue-
	0,4	—	7,2	} -violet	
	0,5	—	4,0		} -violet
	0,7	—	2,8	} -violet	

of the water was 5,6 immediately after bringing it in, rising to 7 during its preservation. The violet colouring lasted, and also its reversible changing properties in relation to pH.

In the microscopic field of the precipitate, obtained by various means (like adding formaldehyde, salt etc.) were to be found shapeless, dark tufts,

with incrustated numerous cells of purple bacteria (Fig. 2). The precipitate (F material) was hydrolyzed with about 2 n hydrochloric acid, by boiling under reflux condenser for 5 hours. The greatest part of the precipitate remained undissolved, but the liquid turned reddish brown and the precipitate dark grey.

In order to ascertain if the violet colouring of water is a result of the presence of iron-compounds of tannins (iron compounds of polyphenols) dissolved in it, the following tests have been carried out:

1. The blue component of the colour was eliminated by adding sodium versenate (disodium salt of EDTA) 0,01 n, taking 3,6 ml to 100 ml of the sample, by total hardness equal to 10 mg/l CaO, with an additional 3,6 ml for each 1 mg of total iron and 2 ml of surplus.

In our particular case, with the total hardness of 56 mg/l CaO, and the amount of iron equal to 8 mg/l Fe, one had to add 25 ml of 0,01 versenate

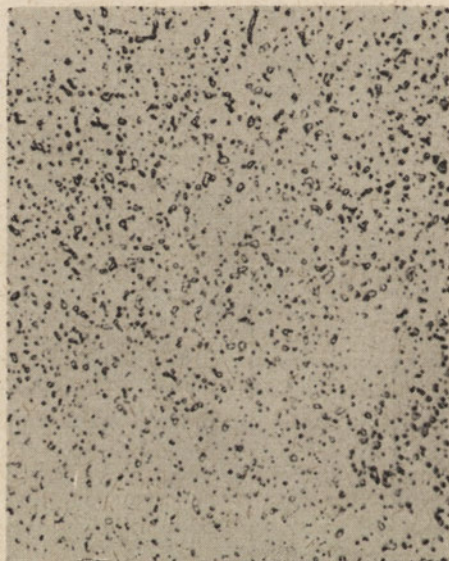


Fig. 2. Flocculent precipitate from natural violet water obtained by adding formaldehyde. Purple bacteria cells are visible. 280 \times magnified. Fot. A. Kowalczewski

to 100 ml of examined water (B material). The remaining colour was of a yellow brown hue.

2. To recover the blue component of the colouring, a solution of 0,2 g $\text{Fe SO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ and 1 g of potassium and sodium tartrate in 100 ml of distilled water, in a proportion of 3 ml of this solution to 10 ml of the previously treated with versenate water was added (Mitchell 1923).

The recovery of the blue colouring was confirmed by applying the Lange photometer with a green filter. A solution of 0,01 per cent of gallic acid in distilled water was used as standard. The determination was carried out immediately after adding the ferrous reagent, previously decolorised water used as blanc.

The quantitative results obtained were too high in relation to the oxygen consumed from permanganate and total tannins content in the sample. They were appreciated as merely qualitative.

The violet blue colouring appeared also when ferrous tartrate or ferric alum was added to the extracts of alder leaves (D and E material); they also gave a precipitate with a solution of basic lead acetate, or of gelatin, which indicates the presence of tannins (S t r u s z y ń s k i 1954, P a e c h and T r a c e y 1955).

The following materials gave a distinct positive Molisch reaction, pointing to the presence of carbohydrates: an extract of alder leaves (D and E

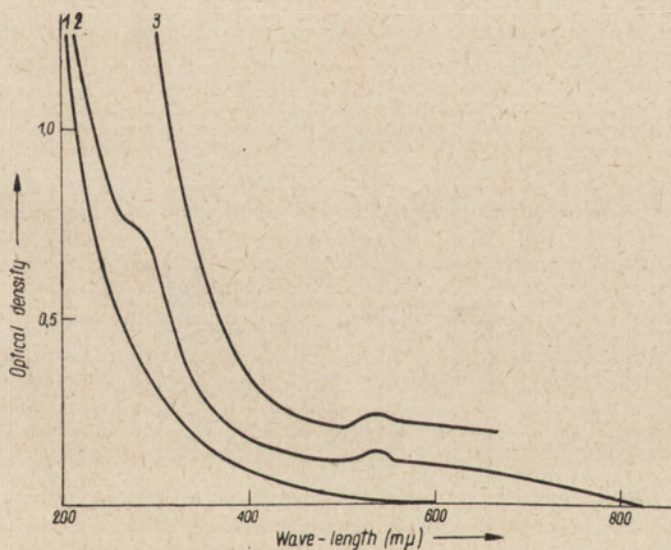


Fig. 3. Light absorption curves

1 — Natural water from a peat-pool; 2 — Natural violet water; 3 — Precipitate from violet water (material F) redissolved in water

material), the same extract treated with basic lead acetate, natural water (C material), the precipitate after adding of salt (F material) and also the filtrate after saturation with Na_2SO_4 (G material). Natural water did not show any fluorescence in ultra-violet rays, and no turbidity could be traced nephelometrically, whereas the culture of *Chromatium minutissimum* was fluorescent.

The curve of light absorption in the near ultraviolet rays and in the visible part of the spectrum, showed in the case of violet water at various pH values, a strong maximum in the short-waves part, and a lesser marked maximum in a wave-length of 530—550 milimicrons, nearing the maximum of absorption of a compound of gallic acid with iron (Fig. 3).

Quantitative determinations

The following properties of the water and leaves extracts were determined: electrolytic conductivity, residue on evaporation, colour, total iron, chlorides, nitrites, nitrates, total phosphorus, total nitrogen by Kjeldahl's micro method — and ammonia nitrogen according to the Just and Hermanowicz method (1955). Determination of oxygen consumed from permanganate was carried out by the method of Schulze-Trommsdorff (Skrochowska 1940), the total amount of tannins — by the method of oxydation with permanganate at room temperature, given in Official Methods (1950) (the sum of tannins was given in mg/l admitting that 1 ml of 0,1 n KMnO_4 corresponds to 5 mg of tannin), total hardness, calcium and alkalinity — by methods given in another work (Dowgiało 1959).

Table II

Several physical and chemical properties of examined water. Average results of several determinations

Kind of analysis	Material							
	A	B	C	D	E	F	G	H
Total iron in mg/l Fe	8	—	—	—	—	5*	2	1,4
Total nitrogen in mg/l N	8	—	—	—	—	4*	3	—
Ammonia nitrogen in mg/l N	1	—	—	—	—	—	—	—
Oxygen consumed from permanganate in mg/l O_2	200	50	190	760	—	—	120	—
Total in mg/l tannins	—	—	30	125	125	—	—	—
Colour in mg/l Pt	1500**	—	—	1800	1600	—	600	200
Residue on evaporation in mg/l	—	460	420	—	—	—	—	—
Total hardness in mg/l CaO	56	—	—	—	—	—	—	73
Electrolytical conductivity in $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1}$	108.10^{-6}	—	—	—	—	—	—	—
Total phosphorus in mg/l PO_4	0,6	—	—	—	—	0,8*	—	0,2

* In the precipitate from 1 l of examined water.

** Colour qualitatively different; compared after 50 × dilution.

It was stated that the concentrations of mineral compounds remained inside the limits of values met at this time of year in the investigated pool. Only total iron appeared in 4 times larger quantity. The oxygen consumed from permanganate (A material) and the colour of the filtrate after precipitation (G material) were about 3 times higher than the values normally found¹. The results of determinations were shown in Table II.

Discussion of results and conclusions

The quantitative and qualitative determinations which were carried out lead to the suggestion that, the source of violet colouring of the water were tannins, originating from alder leaves, in which case the colouring agent would be a compound of polyphenolic groups (of the gallic acid type) with iron. The presence of carbohydrates was stated in the precipitate of tannins. The homogeneity of the violet blue pigment was proved by the course of the curves of light absorption. The investigated water, in natural conditions, came into contact with the soil and the humic substances dissolved in water, originated from the bottom and drainage area of the pool, accounted for the strong absorption of light in the short-waves part of the spectrum (Oden 1922, Skopincew 1950). It is also possible to suppose, that the decaying in water fallen leaves were an additional, immediate source of humic substances (Raudniz 1957, Kononova 1958). The faintly marked absorption maximum, by a wave length of 540 milimicrons could be reported to the coloured compound of polyphenols with iron. When again dissolved in water, the coloured precipitate showed a distinct maximum of absorption in the range of 260—300 milimicrons wave length, typical for aromatic compounds. In the case of natural water, this maximum was masked by the presence of humic substances.

The reversible change of colour according to pH, indicates a lack of anthocyan pigments (Chmielewska 1955), and also excludes the presence of iron sulphide.

The total of dissolved mineral substances in the examined water, calculated on the base of determinations (Tab. II), was acknowledged as equal to 100 mg/l, the total of organic substances — approximately as 350 mg/l, of which tannic substances formed about 20 per cent. Such an important agglomeration of organic substances in natural water is typical for small pools and forms a medium approaching in this regard that of littoral or near-bottom strata of a lake (Ruttner 1953, Hutchinson 1957).

Numerous investigations of organic matter in natural waters was related partly to the observation of decomposition processes of plankton, shore vegetation, and allochthonic vegetable matter. Quantitative determinations

¹ According to unpublished materials of J. Paschalski.

of humic substances, proteins, carbohydrates, lipids, and other substances found in slight amounts, were carried out (Messiniewa and Pankratowa 1941, Skopiniew 1950, Walentyne and Whittaker 1956, Hutchinson 1957, Krause 1959). However, tannic substances in water were seldom investigated (Skopiniew 1950). In a case of such agglomeration as was mentioned above, tannins might form an important factor of the medium. The presence of dissolved organic substances acts, as a rule, in the direction of heightening the concentration of mineral compounds, e.g. on the one hand by forming a reductive medium and heightening the solubility of iron compounds or by forming soluble compounds with other metals, on the other — as a protective colloid, counteracting crystallization and sedimentation of calcium carbonate (Hutchinson 1957, Sheffer and col. 1957, Alekin and Moricheva 1958). In the case described, the easily precipitating tannins could — on the contrary — act reducingly on the content of dissolved and suspended substances in the water, as is shown by the determination of colour, phosphorus and total iron after the first freezing of the pool, and by the analysis of the precipitate compared with that of the examined water.

Considering the part played by purple bacteria in the colouring of the water examined, it should be remembered that the pigment of these bacteria — bacteriopurpurine — is composed, according to the works of Arcichowski and van Niel (Omeliański 1941, Fiodorov 1952) of two pigments at least: green bacteriochlorine and red bacterioerythrine. These pigments located in the plasma of cells, are not soluble in water, and could therefore influence the colour of the life medium of the bacteria only in case of mass development. As experiments proved, the colour of a liquid culture containing 50 million cells in 1 ml differed slightly from that of the examined water, but was of a like intensity.

The number of purple bacteria in natural water was nearly 12 times smaller. It is therefore possible to suppose, that purple sulphur bacteria were only in a slight degree responsible for the violet colouring of the investigated natural water.

The authors wish to thank Prof. Dr J. Chmielewska for many suggestions.

Summary

Violet-blue (Atro-violaceus) freshwater from a natural small pool was investigated. As source of this colour a compound of tannins with iron, dissolved in water, was found; the tannins originating from fallen alder leaves.

Purple sulphur bacteria were also found, in a quantity however that could not stain water.

REFERENCES

1. Alekin O. A., Moriczewa N. P., 1957. K woprosu o stabilnosti karbo-
natnoj sistemy w prirodnych wodach. Dokl. AN SSSR, 117 : 1030.
2. Allen A., Alston R. E., 1959. Formation of Purple Pigment in *Spirogyra*
pratensis Cultures. Nature (Lond.), 183 : 1064.
3. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. 7th edition 1957. London,
Baillière, Tindall and Cox, Ltd.
4. Bick H., 1958. Ökologische Untersuchungen an Ciliaten fallaubreicher Kleinge-
wässer. Arch. f. Hydrobiol., 54 : 506.
5. Bondarcew A. S., 1954. Szkoła Swietow. Moskwa. Izd. AN SSSR.
6. Chmielewska I. (red.), 1955. Metody badania składników roślin. Warszawa,
PWRL.
7. Dowgiałło A., 1959. Zastosowanie węgla aktywnego do odbarwiania wody
przed oznaczeniem wapnia oraz twardości ogólnej metodą wersenianową. Pol. Arch.
Hydrobiol., 5(18) : 203.
8. Fiodorow M., Mikrobiologia. Warszawa, PWRL.
9. Hutchinson G. E., 1957. A treatise on Limnology. Vol. I. New York, Wiley.
10. Jannasch H. W., 1957. Die bakterielle Rotfärbung der Salzseen des Wadi
Natrun (Ägypten). Arch. f. Hydrobiol. 53 : 425.
11. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badanie wody
do picia i potrzeb gospodarczych. Warszawa, PZWL.
12. Kononowa M. M., 1958. Die Humusstoffe des Bodens. Berlin, VEB Deutcher
Verlag der Wissenschaften.
13. Krause H. R., 1959. Biochemische Untersuchungen über den postmortalen Abbau
von totem Plankton unter aeroben und anaeroben Bedingungen. Arch. f. Hydrobiol.,
24 (Falkau-Schriften 3) : 297.
14. Miessiniewa M. A., Pankratowa W. J., 1941. Rozłożenie presno-
wodnego fitoplanktona i rol mikroorganizmow w etom processie. Tr. Łab. Genezisa
Sapropelia AN SSSR. Wyp. 2.
15. Mitchell C. A., 1923. Analyst, 48 (2).
16. Oden S., 1922. Die Huminsäuren. II Ausg. Kolloidchemische Beihefte, Bd. XI,
Sonderausgabe. Dresden, Steinkopff.
17. Official Methods of Analysis of the Association of Official Agricultural
Chemists, 7th ed. 1950. Washington, AOAC publ.
18. Omielianskij W. L., 1941. Osnovy mikrobiologii. Moskwa.
19. Paech K., Tracey M. V., 1955. Moderne Methoden der Pflanzenanalyse,
Bd. III. Berlin, Springer.
20. Paschalski J., 1959. Obserwacje warunków środowiskowych drobnych zbior-
ników wodnych okolic Warszawy. Ekol. Pol. 7 (1).
21. Raundiz H., 1957. Occurence of humic acid in leaves. Chem. and Ind. 1957: 1650.
22. Séguéy E., 1936. Code Universal des Couleurs. Encyclopédie Pratique du Natu-
raliste, XXX. Paris, Lechevalier.
23. Ruttner F., 1953. Fundamentals of Limnology. Toronto, Univ. of Toronto
Press.

24. Szapozhnikow W., 1951. *Mikrobiologia Techniczna*. Warszawa, PWRL.
25. Sheffer F., Ulrich B., Hiestermann P., 1957. Ein methodischer Weg zur Ermittlung der Komplex- und Chelatbindungskapazität von organischen Stoffen und Böden. *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkunde.*, 78: 168; fide: Referat *Zur. Biol.*, 7/1959, 29329.
26. Skopincew B. A., 1950. Organiczeskoje wieszczestwo w prirodnych wodach (wodnyj gumus). *Trudy Gos. Okeanogr. Inst.* 17 (29). Leningrad. GIMIZ.
27. Skrochowska M., 1943. *Metody chemicznej analizy wody jako środowiska produkcji rybackiej*. Warszawa, Zw. Org. Rybackich.
28. Struszyński M., 1954. *Analiza ilościowa i techniczna*. T. III, Wyd. II. Warszawa, PWT.
29. Vallentyne J. R., Whittaker J. R., 1956. On the presence of free sugars in filtered lake water. *Science.*, 124: 1026.
30. Winogradski S. N., 1953. *Mikrobiologia gleby*. Warszawa, PWRL.

M. Gieysztor

On the thermal conditions of the littoral zone of lakes

Department of Hydrobiology, University of Warsaw

Received 1 November 1959

Introductory remarks

Many years ago, in 1934, I referred to a paper by Wesenberg-Lund (1912) in which he expressed his surprise that so little attention was paid, in hydrobiological literature, to littoral temperatures. Similarly, I referred to a paper by Alm who, in 1924, drew attention to the fact that since the paper by Wesenberg-Lund (1912) very little interest has been taken in the thermal conditions of the littoral. I wrote at that time, among other things: "Selbst heute kann noch mit Recht behauptet werden, dass unsere Kenntnisse der Thermik der Litoralregion an diejenigen über die Pelagial- und Profundalzone weit nicht heranreichen, obwohl ja gerade in der Litoralregion die komplizierten Temperaturverhältnisse, eine Unmenge von äusserst interessanten Problemen in sich bergen...". At present in the year 1959 and thus almost 50 years since the publication of the paper by Wesenberg-Lund our knowledge of littoral temperatures continues to be unusually poor. However, appearing in the literature there is material worth noting which deals with a subject related to the littoral thermal conditions and namely the thermal conditions of small, shallow bodies of water.

It is justifiable to recall my remarks of 1934 on the subject of the general character of the temperatures of the littoral region of lakes which were as follows: "die Thermik der Litoralregion der Seen dürfte, obwohl sie ohne Zweifel verschieden, da den Einflüssen der pelagischen Region ausgesetzt, dennoch viele ähnliche Züge mit den Temperaturverhältnissen aufweisen, welche in kleinen, seichten Wasserbecken herrschen". From the time when I wrote the above to the present day we are only in a position to quote from

the literature papers which provide merely fragmentary information concerning the littoral thermal conditions of lakes without giving any material which would permit a more general description of them.

The observations made by P i c h l e r (1938) are exceptional in some degree only. On basis of his material he is right in drawing attention to the fact that the temperature of littoral water in summer months is in general higher than water temperature of the open lake.

It is also very characteristic that even extensive work on limnology published in textbook form- G. E. H u t c h i n s o n "A Treatise on Limnology" (1957) — makes no mention of the littoral thermal conditions of lakes, not to mention earlier works as, for example, those of W e l c h or the volumes of „Die Binnengewässer". In L e p n e w a ' s work only (1950) one can find a few remarks (page 305) as to the thermic relations of the coast-zone of the lakes.

At the present time I am engaged on work on lacustrine littoral zones and I consider that it would be incorrect to describe the zoological and botanical material from this zone of lakes without a description of the thermal conditions as has been generally the case up till now. Unfortunately I was unable to use recording equipment and therefore had to substitute it by the elementary method of measuring temperatures with ordinary thermometers (accuracy to 0,1°C). A complete picture of the littoral thermal conditions could be obtained, on the other hand, only by setting up hydrothermographs for several months at different times of the year in various characteristic points of the littoral i.e. characteristic for depth of water, distance from shore, degree of protection from the influence of the open waters of the lake (by plants), degree of sunlight or shade and with respect to the situation of the selected sites which will determine whether they are open to the influence of the prevailing winds or protected from them. It would be impossible to collect this material by using ordinary thermometers. Thus while searching for a method of studying the nature of the littoral thermal properties I came to the conclusion that by taking several measurements over 24 hours at 3-hourly intervals it is possible to obtain a rough picture of the littoral thermal conditions before more exact work based on recording thermometers appears. I should point out here that the collection of such modest material as that presented here on the littoral thermal conditions demanded considerable effort as it was necessary to row out onto the lake every three hours for 24 hours or more. Staying in a tent by the lake was as romantic as the technical side of work without recording apparatus was tedious, and not quite satisfactory.

The method of taking temperature measurements over 24 hours obviously prevents us from obtaining the mean 10-day or monthly temperatures or even the accurate determination of minimum and maximum temperatures.

However — it did in our opinion, provide a certain insight into the relationship between littoral and atmospheric temperatures and between littoral temperatures and the temperatures of the open surfaces of lakes and thus at points of a considerable distance from the shore.

Material for the study of littoral thermal conditions was collected from several and mainly from the Mikołajskie and Tałty lakes in the Mazurian District. These lakes are parts of one lake which is unusually elongated. This lake has many names coming from the settlements along it. It is a glacial tunnel lake of 36 km² surface area, length 38 km and as can be seen is very narrow; maximum depth 51 m. Glacial tunnel lakes of very considerable average depth do not usually have a well defined littoral. This is the case for the Mikołajskie and Tałty lakes. Their littoral is narrow, the littoral shelf is only slightly developed, which is very striking particularly in contrast to the deep water. This would not be a very rewarding object of study if a demonstration of the differences between the thermal conditions of the littoral and the open lake waters were specially required.

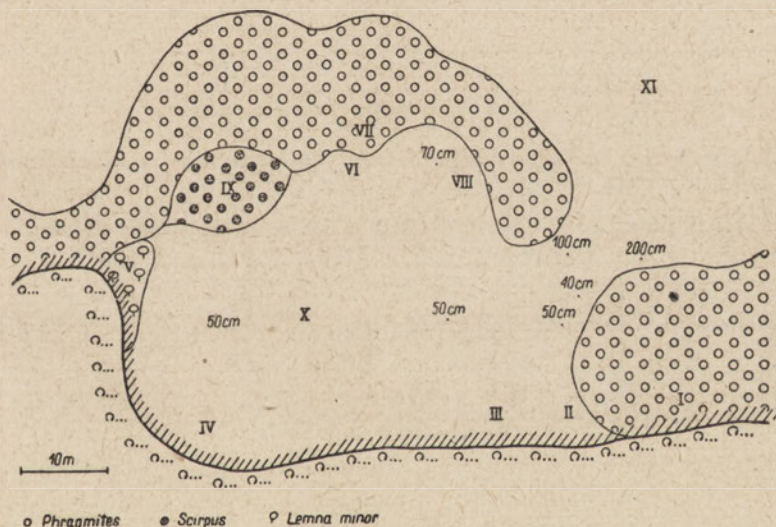


Fig. 1. Plan of small bay "A" on Lake Mikołajskie illustrating the positions of the points (roman figures) at which the temperature measurements were taken

We give a plan (Fig. 1) here of small bay situated completely within the littoral zone. Together with its surroundings it was the object of study on Lake Mikołajskie. This small bay is situated near the Hydrobiological Station of the Polish Academy of Sciences near the so-called „Pisny Róg”. For brevity we shall refer to this small bay as "A". A point denoted by I,

was selected at the shore among high reeds (*Phragmites*) and thus almost completely shaded at all times of the day. Point II is situated on the edge of the reeds, point III on the open shore of the small bay and point IV is similar to point III. At point V, the water is shallow, there is abundant rotting vegetation which has accumulated and black slime (larvae of the genus *Eristalis*, *Diptera* occur here) and it is partly covered with *Lemna minor*. Points VI, VII, VIII and IX are situated on the edge of the reeds or rushes (*Scirpus* sp.). Finally we have the typical point — the centre of the small bay (X). An external bay open to the lake has been denoted by point XII and point XI is situated outside the littoral on the open waters of the lake. At the selected site, where the littoral temperature measurements were made, the bank of the lake is overgrown with old willows. It remains to be said that this is the west bank of the lake.

We also present material on thermal conditions from lake Skonał Duży, a small lake lying beside lake Tały of which it was once a small bay; of surface area 88 611 m² and maximum depth 5,2 m. Skonał Mały is a very shallow, distinctly defined part of Skonał Duży of depth about 1 m, and surface area ca 72 000 m², covered by abundant water vegetation. The main aim of taking measurements from the littoral of these two lakes was to compare the temperatures occurring there with the littoral temperature of the great lake nearby, Lake Tały.

The Vistula lagoon was also selected for taking littoral temperature measurements. The lagoon is a great body of water into which part of the Vistula flows, unusually shallow with respect to its surface area (surface area 815 km², maximum depth 3 ½ m). These waters are distinguished in that they are very warm in summer and very cold in winter. Their thermal characteristics should not differ from those of the coastal zone. It was necessary, therefore, in this case to establish whether in spite of such thermal relations occurring in the Vistula lagoon the course of the temperatures over 24 hours of the littoral differs from the temperatures of the water surface at points selected successively farther and farther from the shore.

Finally, we studied Smolaczek, a small forest lake in the Mazurian Lake District, surface area ca 6500 m², maximum depth ca 4 m. This small lake has a great number of humic compounds, dark coloured water and is surrounded on all sides by *Sphagnum* moss (Fig. 13). The actual shore of this lake is covered by *Sphagnum* so that we chose the zone where the free water and *Sphagnum* meet for temperature measurements and this zone is treated as the littoral in the text and on the graphs. In this lake and in other typical humic lakes with *Sphagnum* the littoral is actually absent. On the border of the *Sphagnum* covering, where it contacts the open water of the lake, we can observe a typical green festoon. This consists of loose individual plants of peat-bog floating on the water and held in a mesh created by the

threadlike algae (*Oedogonium* sp.). The frail framework of the *Sphagnum* moss on the edge facing the open waters of the middle of the lake is kept undisturbed only because of the still water of the small lake protected by the tall forest.

In order to complete the description of Smolaczek lake we must add that plants of the genera *Drosera*, *Andromeda*, *Scheuchzeria* and *Vaccinium*

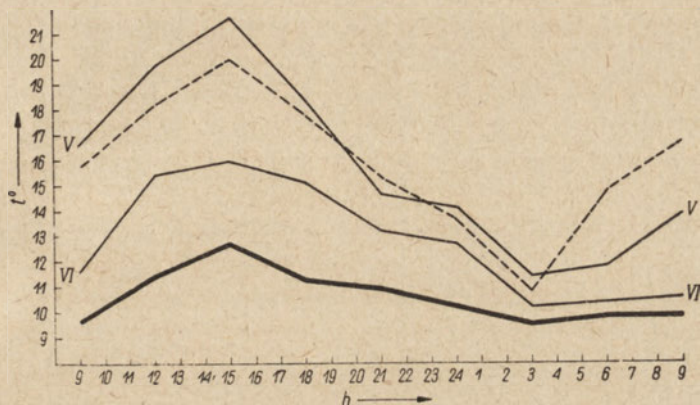


Fig. 2. Lake Mikołajskie. Small bay "A". 4.V.1954. Dashed line denotes the atmospheric temperatures. The thick continuous line denotes the course of the temperatures of the surface on open water (point XI). Continuous lines V and VI denote the course of the temperatures at points V and VI of the small bay "A"

oxyccoccus and others are to be found on the peat-bog and beyond the peat-bog on the land we meet, among other plants, an abundant growth of *Vaccinium uliginosum* and *Ledum palustre*.

I should like to express my gratitude to Mr. J. Gostkowski, Mr. H. Klimowicz, Mr. St. Kosiecki and Mrs Z. Odechowska who contributed to the collection of the material on littoral thermal conditions. In addition, during this work, I frequently availed myself of the aid offered by the Hydrobiological Station of the Polish Academy of Sciences at Mikołajki and should like to thank the director Mg. A. Szczepański for his help. I should also like to express my thanks to Mr. L. Wasilewski for his help in drawing up the numerous graphs and to Mr. R. Klekowski for supplying photographs of Lake Smolaczek.

Survey of 24-hour temperature measurements

Of the twenty one 24-hour littoral temperature measurements taken from Lakes Mikołajskie, Tały, Skonał Duży and Skonał Mały we give eight there in the form of graphs. We describe the results of these measure-

ments on the background of the variation of atmospheric temperatures and the temperature of the surface of the open water far from the shore.

1. On 4—5.V.1954 a 24-hour temperature measurement was made (fig. 2) on Lake Mikołajskie, wind strength at hours 7.30 am, 13.30 and 20.30 was 3, 5 and 0 respectively and cloud cover 1.7 and 1. Minimum temperature was $10,8^{\circ}$, maximum 20° which gives a range of $9,2^{\circ}$ over 24 hours. Mean atmospheric temperature was $15,8^{\circ}$.

The minimum temperature of the surface of the open lake was $9,5^{\circ}$, maximum $12,7^{\circ}$ giving a range of $3,2^{\circ}$ and mean of $10,5^{\circ}$.

Fig. 2 shows two selected points of the littoral. Point V shows the extreme characteristics of the 24-hour variation of temperature of the small water reservoir type, and the 24-hour temperature variation at point VI, situated at considerable distance from the shore, shows a temperature variation more closely related to temperatures at the lake centre. The mean tem-

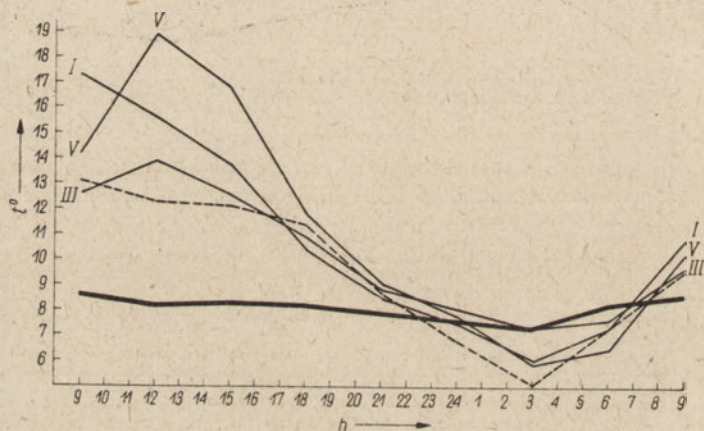


Fig. 3. Lake Mikołajskie. Small bay "A". 12—13.V.1954. Dashed line denotes atmospheric temperatures. Thick continuous line denotes course of temperatures of the water surface at a distance from the shore open water. Continuous lines I, III and V denote the course of the temperatures at the points thus marked in the small bay "A"

perature at point V was $15,8^{\circ}$; this is identical with the mean atmospheric temperature. At point VI it was $12,7^{\circ}$ however which is $2,2^{\circ}$ higher than the mean on the open lake.

2. 24-hour temperature measurements were taken on Lake Mikołajskie from the 12—13.V.1954. Wind strength 4—8 m/sec. from northerly direction and cloud cover mainly total. The meteorological conditions do not promote a greater 24-hour temperature range. The atmospheric temperature of the previous day was considerably higher which is illustrated by the

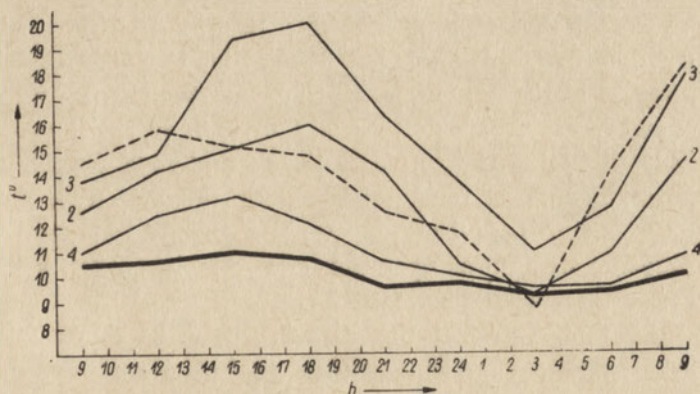


Fig. 4. Tałty Lake. 14.15.V.1954. Dashed line denotes atmospheric temperatures. The thick continuous line denotes the course of temperatures on the surface at a distance from the shore. The continuous line denoted by 4 refers to the point 10 m from the shore. The line denoted by 2 refers to the littoral near to the shore, not sheltered however from the open waters of the lake. Continuous line 3 denotes the part of the littoral sheltered by a belt of reeds

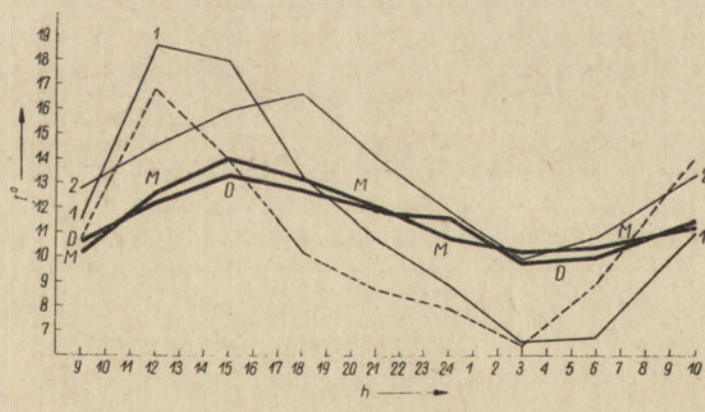


Fig. 5. The thick continuous line denoted by the letter "D" illustrates the course of the temperature on the open water of Lake Skonał Duży on the 14–15.V.1954. A similar line denoted by letter "M" refers to Lake Skonał Mały. The thin continuous line denoted by 1 refers to the littoral of Lake Skonał Mały, line denoted by 2 refers to Lake Skonał Duży

course of the temperature variations since at 9,0 Am the temperature was at its highest falling gradually to a minimum of $5,1^{\circ}$ at 3 h (Fig. 3). Average atmospheric temperature $9,6^{\circ}$ whereas littoral temperature at point V was $12,3^{\circ}$. The average temperature on the open lake was $8,4^{\circ}$ however. On this particularly severe day which was exceptional for the 12—13.V the course of the temperature in the bay was exceptional for the littoral since the marked degree of wave disturbance of the lake was felt in the bay which shows that water from the lake was shifted to the littoral zone. In the early hours of the morning the highest temperature of the previous days was kept up by the water at point 1 which is sheltered by reeds whereas the greatest fall in temperature was at the open point III which reached a temperature somewhat lower than atmospheric temperature.

The maximal temperature has been observed in the shortest time in the point V, while the point I has demonstrated gradual decrease of temperature.

The littoral minima fell to almost one degree below the temperature of the open lake but even on this exceptional days as temperatures are concerned they did not reach the minimum for atmospheric temperatures. At 9 a.m. on 13.V the littoral temperatures soared above both the open lake and the atmospheric temperatures.

3. On the 14—15.V temperature measurements were made on three lakes which are very close to each other. Lakes Tały, Skonał Duży and Skonał Mały (Figs. 4 and 5). On the 14.V in the early hours cloud cover was 8 and in the afternoon 5, evening 2 and on 15.V in the morning 5 and afternoon 9 with a NW wind of strength 3. In spite of the unfavourable conditions for the occurrence of a marked temperature differentiation on the lake we obtained an interesting picture of the temperature variation which is shown in Fig. 4. The thick line represents the temperature of the water surface of the open lake whereas the curve denoted by 4 describes the course of temperature in the littoral zone at a point 10 m. from the shore however and it should be noted that the littoral of Lake Tały is narrow. Curve 2 is for the littoral at a point near the shore but exposed towards the lake and finally curve 3 represents the 24-hour temperature course at a point in the littoral protected by rushes.

Temperature measurements made on the same day on Lakes Skonał Duży and Skonał Mały showed similar temperature variations for the surfaces of the open lake waters, and two different types of littoral temperature variations (Fig. 5). The temperatures of the open waters of these small lakes show a wider 24-hour range than the temperatures of the water of Lake Tały.

4. On the 15, 16, 17 and 18.VIII.1953 (Fig. 6) when the temperature variation was examined for 48 hours, the cloud cover was quite considerable, particularly in the afternoon, as can be seen from Table I. This measure-

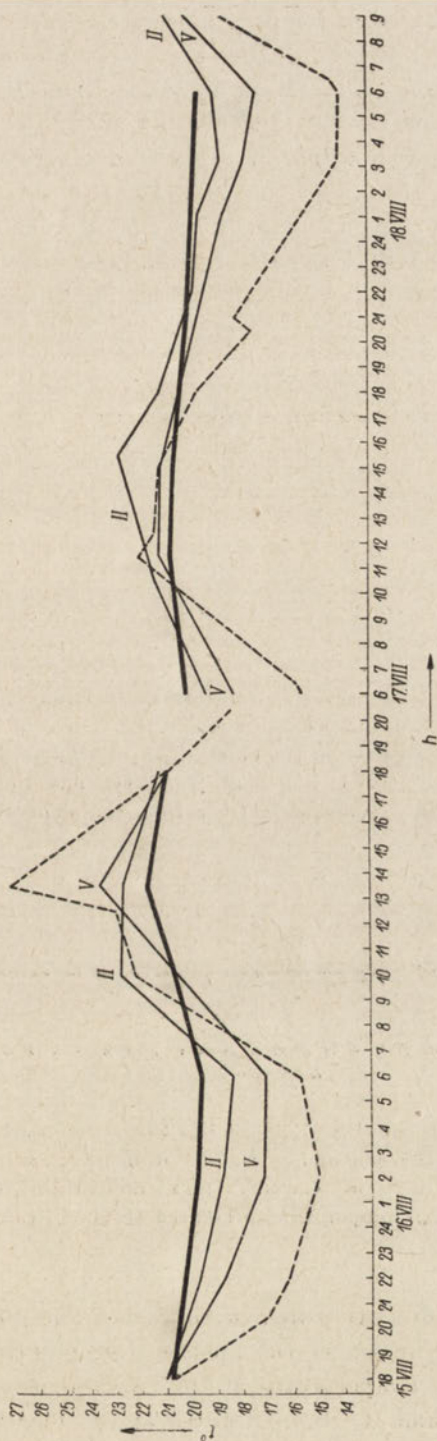


Fig. 6. Lake Mikołajskie. Small bay "A". 15—18.VIII.1953. The dashed line denotes the atmospheric temperatures. The thick continuous line denotes the course of the temperatures of the water surface at a distance from the shore. The thin continuous line II denotes the second and line V the fifth site in the small bay "A"

ment coincided with the maximum temperatures of the surface of the open lake waters which occur in the lake during its yearly thermal cycle. The minimum littoral temperatures fall about 2° lower than the temperature of the lake surface and the maximum exceed it by about the same amount as usual not falling to the minimum atmospheric temperature. The high maximum atmospheric temperature of the 16.VIII exceeded the maximum littoral temperature by over 3° which seems not to be atypical phenomenon.

5. On the days 23—24.XI.1954 the littoral temperatures were the lower the nearer they were measured to the shore. (Fig. 7). The lowest littoral

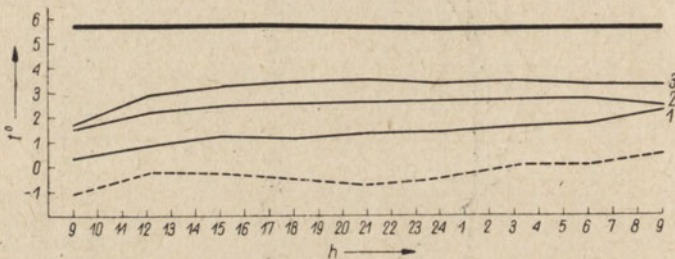


Fig. 7. Lake Mikołajskie. Bay "A" 23—24.XI.1954. The dashed line denotes the atmospheric temperatures. The thick continuous line denotes the course of temperatures on the surface of the water at a distance from the shore. The continuous thin line 1 denotes the course of temperatures at point I, line 2 at point III and line 3 denotes the site of measurements at a point somewhat farther from the shore than point III

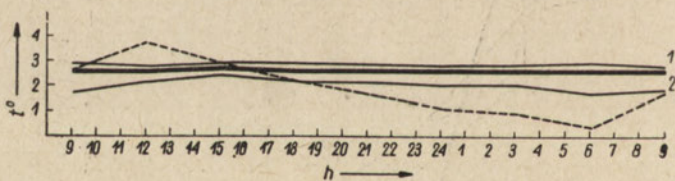


Fig. 8. Lake Mikołajskie. Small bay "A" 22—23.XII.1954. The dashed line denotes the atmospheric temperatures, the continuous thick line denotes temperatures on the water surface at a distance from the shore. Curve 1—maximum littoral temperatures and curve 2—minimum temperatures observed in the littoral

temperature occurred in a site overgrown with rushes and thus at a point most protected from the influence of the open waters (continuous line 1). The next curve denotes the temperatures at the exposed shore (continuous line 2). They were lower than the temperatures at the measurement point

which was somewhat further from the shore (continuous line 3). There was ice beside the shore which explains the temperature distribution of the littoral. The highest temperatures were to be found on the open waters. The 24-hour temperature range was minimal.

Table I

Meteorological data supplied by the Hydrobiological Station of the Polish Academy of Sciences at Mikołajki

Dates	Cloud cover	Wind	Atmospheric temperature
15.VIII 20 ^h 35'	5	0,0	17,1
16 VIII	6 ^h 35'	2 NW	16,3
	12 ^h 35'	3 NW	23,1
	20 ^h 35'	2 NW	18,4
17.VIII	6 ^h 35'	3 W	15,9
	12 ^h 35'	3 WSW	21,4
	20 ^h 35'	0,0	17,6
18.VIII 6 ^h 35'	5	2 WSW	14,5

6. Figure 8 shows the temperature variation from 22—23.XII over the short time before the freezing of the littoral which became covered with ice on the 2.I.1955. The littoral and the lake temperatures were unusually similar and the 24-hour fluctuation completely negligible.

The 24-hour temperature measurements provided a certain amount of morning, afternoon and evening temperatures at various times of the year which we shall describe below with the aid of figures 8, 10 and 11 at the same time trying to extract the typical characteristics of the temperatures occurring in spring, summer, autumn and winter.

Minimum 24-hour temperatures

Spring

The minimum and maximum temperatures which we shall discuss are the lowest or highest temperatures of the 24-hour measurements taken every 3 hours thus they are not, strictly speaking, the maximum and minimum temperatures but only very close to them.

We have at our disposal 7 24-hourly temperature readings taken during the period 30.IV to 14.V (Fig. 9). Minimum temperatures occurred at 3 h. Only in one case was the minimum littoral temperature lower than the atmospheric temperature. In six cases where the littoral temperatures were higher than the atmospheric temperatures the smallest difference in the littoral and atmospheric temperatures was $0,2^{\circ}$, the greatest $3,4^{\circ}$ and the mean $1,6^{\circ}$.

In comparison with the surface temperatures on the open lakes the littoral minimum temperatures were higher in 4 cases and lower in three. The smallest difference in these temperatures was $0,1^{\circ}$ the greatest $3,5^{\circ}$ and the mean

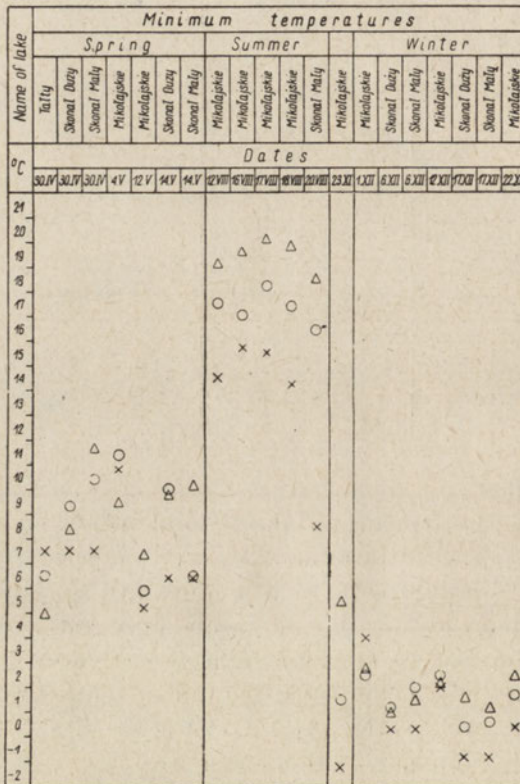


Fig. 9. Minimum temperatures in spring, summer and winter and also the late autumn (23.XI): \times atmosphere, Δ surface of water on open lake and O littoral waters of Lakes Mikołajskie, Talty, Skonał Duży and Skonał Mały

$1,5^{\circ}$ just as in the case of differences between littoral and atmospheric temperatures except that we calculated the temperature differences independently of whether the highest temperatures occurred in the littoral or in the open surface of the lake.

Our material would appear to show that the mutual relationships of the minimum temperatures of the atmosphere, littoral and surface of the open lake are not stabilized (i.e. there is no constant domination of either the littoral or atmospheric temperatures but sometimes one and sometimes another may be the highest). Notwithstanding the littoral temperatures take first place since in three cases they exceeded the atmospheric and open lake temperatures whereas in the remaining cases they take second place (Fig. 9). Only one case was noted where the minimum atmospheric temperatures in the spring were higher than the littoral temperatures.

S u m m e r

We have at our disposal 5 24-hour temperature readings taken during the period 12—20.VIII (Fig. 9). Minimum temperatures occurred at 6 h. In all five cases the minimum temperatures of the surface of the open lake waters were the highest and the minimum atmospheric temperatures were the lowest. The smallest difference between the littoral and atmospheric temperatures was $1,3^{\circ}$, the greatest 8° and the mean $3,7^{\circ}$ whereas between the temperatures of the littoral and the surface of the lake the smallest difference was $1,8^{\circ}$, the greatest $2,6^{\circ}$ and the mean $2,2^{\circ}$.

Thus in the late summer the mutual relations between the minimum temperatures of the atmosphere, littoral and surface of the open water are stabilised. The minimum temperatures on the surface of the lake are always distinctly higher than the littoral temperatures. Littoral temperatures are, however, considerably higher than the minimal atmospheric temperatures. The highest temperatures of the whole year occur in the lake during the late summer and in connection with the fact that the 24-hour variation in temperature of the surface waters of a large lake is small it follows that we have, considerably high minimum temperatures of the open waters of the lake in comparison with the minima both for the atmosphere and the littoral.

A u t u m n a n d W i n t e r

The late autumn (23.XI) and winter littoral temperatures measured seven times as 24-hour measurements from the 1st to 22 December were not far above zero, namely, minimum $0,5^{\circ}$, maximum $2,6^{\circ}$ (Fig. 9). In December there was only one case in our measurements where the atmospheric temperature exceeded the littoral temperature whereas the open lake temperatures were mainly (in 5 cases) somewhat higher than the littoral temperatures. The smallest difference between the littoral and atmospheric temperatures was $0,6^{\circ}$, the greatest $1,4^{\circ}$ and the mean $1,2^{\circ}$ whereas between the tempera-

tures of the littoral and the surface of the lake the smallest difference was $0,1^{\circ}$ the greatest $0,9^{\circ}$ and the mean $0,4^{\circ}$.

Thus, in the winter, before the lake is frozen we noted an insignificant difference between the temperatures of the open lake waters, the littoral and the atmosphere.

From a small pond, "the Lynceusowy", in the spring and summer (1934) I obtained 24 temperature readings in the morning (7 h) which more or less approximated the minimum temperatures. In 20 cases the water temperature of the small pond was higher than atmospheric temperature in two cases it was equal to it and in two cases it was lower. The average of the temperatures of the Lynceusowy pond in the morning was 2° higher than the atmospheric temperature. Similarly the minimal temperatures were in spring and summer $2,2^{\circ}$ higher than the average atmospheric temperature.

However, the average of the minimum temperatures of the surface of the open lake calculated on the basis of 24-hour readings came by $1,1^{\circ}$ higher than the average of the minimum littoral temperatures.

The results of the above calculations should only be regarded as rough because of the scantiness of the material which we had available. It should also be remembered that these calculations were made on material from various lakes, like Skonał Mały, Skonał Duży, which differ in size from lakes Mikołajskie and Tałty.

Maximum 24-hour temperatures

S p r i n g

We have at our disposal eight 24-hour readings taken from 30.IV to 14.V (Fig. 10). In this period, in contrast to the minimum temperatures there is a distinct dominance of the maximum temperatures of the littoral over the maximum temperatures of the surface of the open lake waters which is understandable in view of the inconsiderable 24-hour temperature fluctuation of the open lake. The smallest difference between the temperatures of the littoral and the surface of the open waters was $1,5^{\circ}$, the greatest $8,9^{\circ}$ with a high average difference $5,2^{\circ}$. The average temperature of the littoral for this period was $16,9^{\circ}$, and for the surface of the open waters it was $11,6^{\circ}$.

We have a different picture if we compare the littoral and atmospheric temperatures. The atmospheric temperatures are sometimes lower and sometimes higher than the littoral temperatures the smallest difference being $0,2^{\circ}$ and the greatest $5,8^{\circ}$. The averages of the maximum littoral and the maximum atmospheric temperatures are almost identical namely $16,9^{\circ}$ and $16,8^{\circ}$ respectively.

Summer

In each of the four 24-hour periods when the littoral temperatures were taken they were considerably higher than the temperatures of the surface of the open lake waters (Fig. 10). The minimum difference between the temperature of the littoral and the surface waters of the lake was 1,1°, the

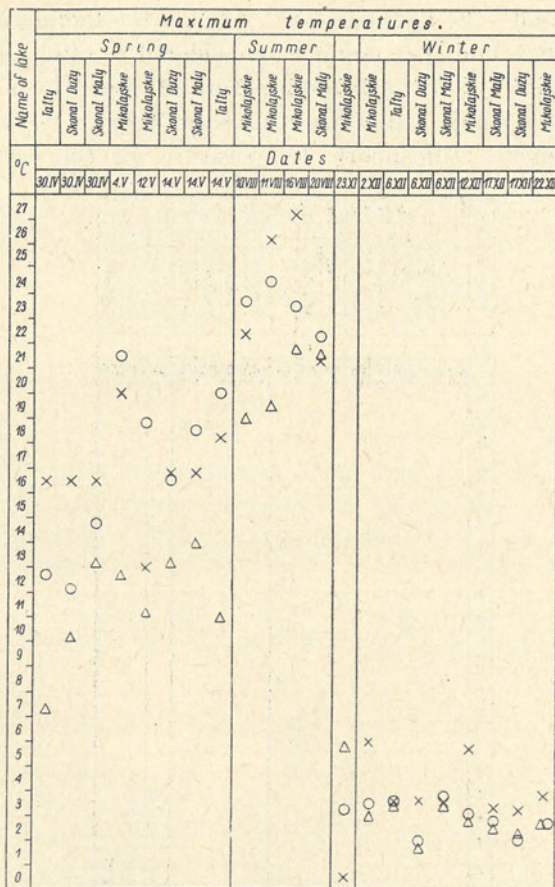


Fig. 10. Maximum temperatures (explanation as for Fig. 9)

maximum 5° and the mean difference was 3,1°. Since the lowest temperature of the lake on the open surface was 19° this indicated a very high littoral temperature.

Just as in the spring the atmospheric temperatures are lower or higher than the littoral temperatures. Differences in temperatures vary from 1,1° to 3,6° and the mean difference is 1,9°. The mean maximum temperatures of the four 24-hour measurements was 23,5° for the littoral, 20,5° for the surface waters of the open lake and 24,3° for the atmosphere.

If we take the maximum temperatures for spring and summer into consideration that is for the warm period of the year and calculate the mean of the maximum temperatures then we get almost identical values for the littoral and the atmosphere and a average temperature for the surface of the open lake which is $4,5^{\circ}$ lower than the littoral and atmospheric temperatures.

In the small pond "the Lynceusowy", I noted the temperatures for spring and summer 39 times and they could be considered as close to the maximum temperatures (1934). The average temperature obtained from the maximum temperatures of this small water reservoir from May to September was $0,6^{\circ}$ higher than the mean atmospheric temperature for the same period. The

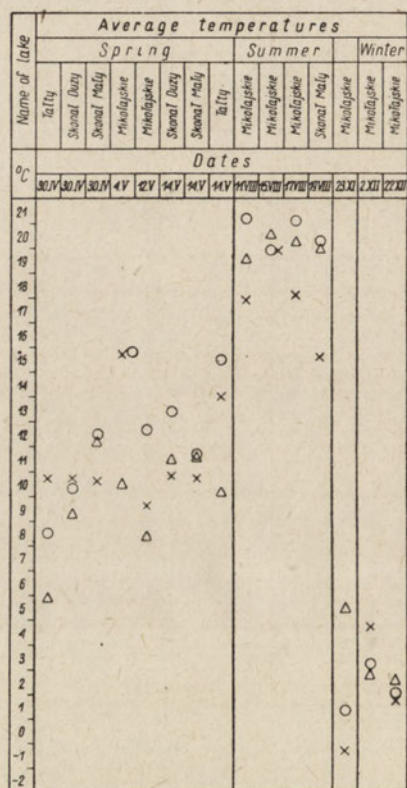


Fig. 11 Mean temperatures (explanation as for Fig. 9)

greatest differences occurred in May when the mean temperature in the Lynceusowy pond was $1,3^{\circ}$ higher than the mean atmospheric temperature. In June and August however, the mean temperature of the Lynceusowy pond was inconsiderably greater than the mean atmospheric temperatures and in July the mean atmospheric temperature was $1,1^{\circ}$ higher than the

mean temperature in the small pond. Thus there were not observed any marked differences in the maximum temperatures of the small water reservoir and the littoral of the lake with respect to the atmospheric temperature.

A u t u m n a n d W i n t e r

A 24-hour reading during the late autumn when the temperatures on the surface of the lake had not yet approached zero showed that the temperatures of the lake surface was considerably higher namely $3,1^{\circ}$ than the littoral temperature. In all the other cases however on the days 2, 6, 12, 17 and 22 December the temperatures of the littoral and lake surface differed only very inconsiderably from each other the maximum difference being $0,6^{\circ}$ and the average about $0,3^{\circ}$ (Fig. 10). These temperatures fluctuated in the range of $0,5^{\circ}$ to $3,7^{\circ}$.

Average temperatures

S p r i n g

The average littoral temperatures calculated from 24-hour readings always exceeded the average temperatures of the surface of the open waters of the lake by at least $0,1^{\circ}$, the maximum difference being $4,2^{\circ}$ and the average $2,6^{\circ}$ (Fig. 11).

The average calculated from 8 mean 24-hour readings was $12,5^{\circ}$ for the littoral, 10° for the lake itself and $11,6^{\circ}$ for the atmosphere.

S u m m e r

We only have four 24-hour readings (Fig. 11) from the summer. Of these, two show that the mean temperatures of the water surface on the lake exceed the littoral temperatures whereas the mean atmospheric temperatures were always lower. According to the 24-hour readings the average of the four sets of temperatures was $20,6^{\circ}$ for the littoral, $20,1^{\circ}$ for the lake and $17,9^{\circ}$ for the atmosphere.

A u t u m n a n d W i n t e r

The measurement for the late autumn on the 23.XI showed an average of $5,6^{\circ}$ for the open lake and $1,3^{\circ}$ for the littoral (Fig. 11). In the winter the littoral and open lake temperatures differed inconsiderably from each other fluctuating in the range $2,1^{\circ}$ — $3,2^{\circ}$.

The temperature range for 24-hours

From the spring we have 24-hour readings from 4 different dates at our disposal. In two cases, however, 30.IV and 14.V the 24-hour readings were carried on simultaneously on 3 different lakes lying very close to each other.

The maximum range of temperature was then 13° with 10° being exceeded three times when the maximum temperature range in the small reservoir (Lynceusowy), according to the work of 1934, was $9,3^{\circ}$ but, however, was 6° to 8° in five cases, 3° to 6° in twelve cases and $0,8^{\circ}$ to 3° in nine cases. The above data, however, give too small ranges in relation to reality (cf. op. cit. p. 105).

In the spring the temperature range of the littoral in three cases was greater than the atmospheric temperature ranges for 24-hour and in five cases was less, the mean of the temperature ranges in the spring was $9,3^{\circ}$ for the atmosphere and $8,3^{\circ}$ for the littoral temperatures.

Obviously the temperature ranges over 24 hours for the surface of the lake itself are in an other category. The maximum range was $3,9^{\circ}$ and the average $2,7^{\circ}$.

In the summer (four 24-hour readings from August) the 24-hour temperature range for the water was smaller than in the spring. There is too small an amount of material however to allow us to draw conclusions from these observations.

The averages of the 24-hour temperature ranges calculated from twelve 24-hour measurements taken both in spring and summer are as follows. Average for atmosphere $10,2^{\circ}$, for littoral $7,2^{\circ}$ and for the lake surface $2,1^{\circ}$.

Similar mutual relations between the 24-hour ranges in temperature for the atmosphere, littoral and open surface of the lake occur, as might have been expected, also for the winter i.e. the widest range occurs for the atmospheric temperatures, a smaller range for the littoral and the smallest for the temperatures on the open lake. However, in all cases the temperature ranges are considerably smaller than in the other seasons of the year and the temperature range in the littoral is closer to the temperature ranges occurring on the lake than to the 24-hour atmospheric temperature ranges.

The mean range of winter temperatures was $3,9^{\circ}$ for the atmosphere, $1,1$ for the littoral and $0,7^{\circ}$ for the open lake.

Littoral temperatures on the Vistula lagoon

From the Vistula lagoon we have at our disposition, among other things, temperature measurements from the 5–6.IX.1954 taken on the surface of the water near the shore, here the depth of water was 10 cm and then from points farther and farther away from the shore but always on the surface

of the water, which were at depths of 30, 50, 55, 77, 90, 100, 110 and 115 cms. We present here (Fig. 12) the temperature course of the surface of the water taken at isobaths 10 cm (curve I) and 115 cm (curve 2). Measurements

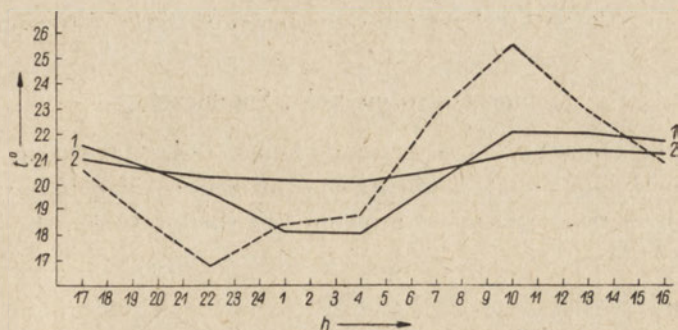


Fig. 12. Vistula lagoon at locality of Piaski. 5—6.IX.1954. Dashed line represents atmospheric temperatures. Curve I denotes the course of the surface temperatures at the nearest point from the shore on isobath 10 cm, curve 2 on isobath 115 cm

which are not shown here show the successive transition from the 24-hour curve of the water illustrated by curve 1 to curve 2 in Fig. 12. Both these curves satisfactorily illustrate that in the Vistula lagoon as far as the thermal

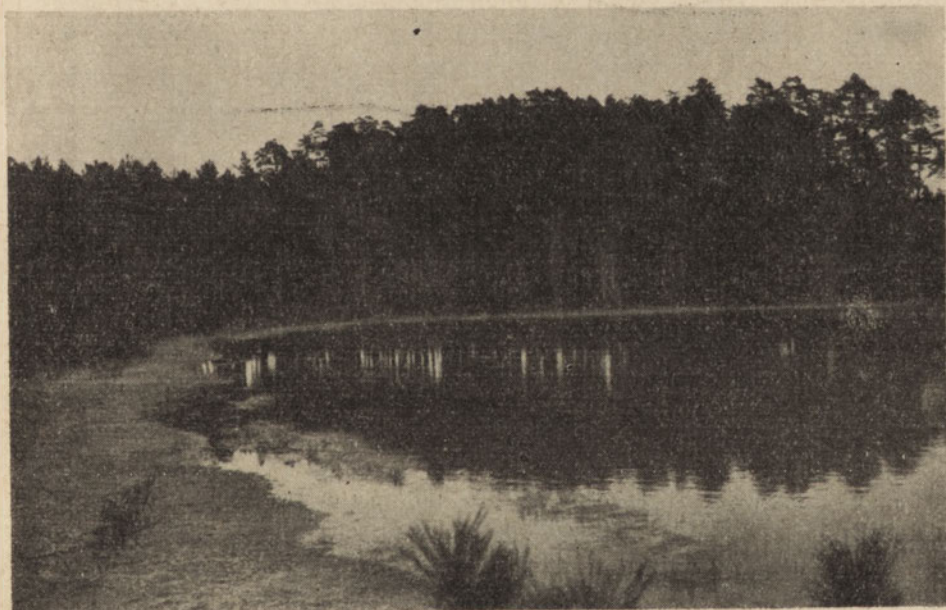


Fig. 13. Lake Smolaczek in the Puszcza Piska (Great Piska Forest) in the Mazurian Lake District

conditions are concerned the coastal zone can be clearly distinguished from the open water of the lagoon.

Additional data on the 24-hour temperatures from the 14 and 15.XII.1954 only show that at this time minimal fluctuations occurred in the 24-hour temperatures of the littoral waters only insignificantly differing from 0°.

Temperatures on Lake Smolaczek

Data on the temperatures of a small, humic forest lake (Fig. 14) which shows very individual relations in its coastal zone because it is surrounded by a homogenous ring of peat-bog growing in a thick layer on the lake (com-

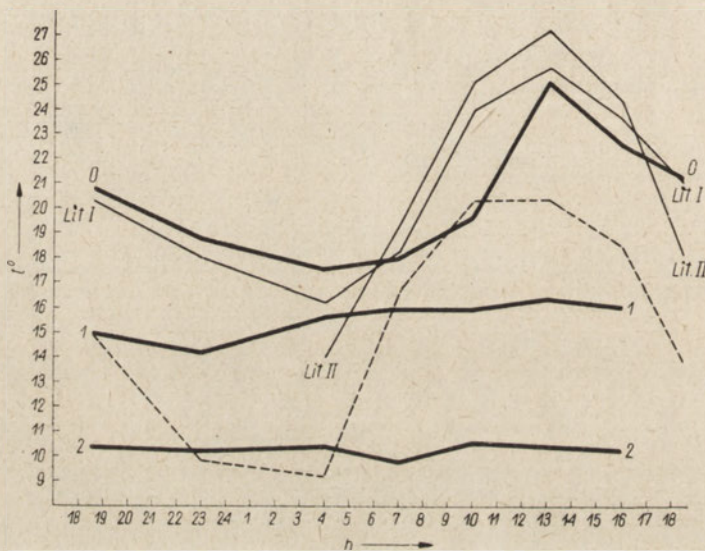


Fig. 14. Lake Smolaczek. 26—27.VIII.1953. The continuous thick line 0 denotes the temperatures of the water surface on the open lake and the curve denoted by 1 m illustrates the course of temperatures at a depth of 1 m and curve 2 m denotes the 24-hour temperatures at a depth of 2 m. The dashed line denotes the atmospheric temperature. The line marked *Lit. I* illustrates the course of the temperatures of the water near the *Sphagnum* bog and that marked *Lit. II* represents the temperatures of the shallow water covering the *Sphagnum* bog near the shore

pare notes earlier on this lake) were collected on the 24—25.V.1954, 26.VIII.1953, 26—27.VIII.1954, and 26—27.XI.1954.

This small lake is similar to the lakes of Sweden described by A I m (1934) who has called them „die Schwinguferseen”.

On the 24—25 May 1954 the course of the variation of temperature over 24 hours, which we shall not give here, showed that both the maximum

and minimum temperature of the littoral water (by this we mean the water immediately in contact with the *Sphagnum* layer and partly covering this layer) considerably exceed atmospheric temperatures and that the course of temperature of these waters is similar to the characteristic course for a shallow littoral in other lakes with a typically developed littoral which is not enclosed by *Sphagnum*.

The mean temperatures for the open lake and the atmosphere were almost identical on these days but the littoral temperature was about $1,5^{\circ}$ higher.

A completely individual picture however is presented by the course of the temperatures over 24 hours on the open surface of this small lake. The 24-hour fluctuation here was very considerable, going up to 6° .

On the 26 and 27.VIII.1953 24-hour temperature readings were taken for the atmosphere, surface of the water of the open lake and the littoral at the same time from 4 h the temperatures were also measured for the very shallow water covering the peatbog near the border where the peat meets the lake water (Fig. 14). The temperature range for the surface of the lake was very considerable on those days. A similar 24-hour temperature range has not been noted for the lake up till now. In my opinion this is a characteristic example for the course of the surface temperatures for small lakes which are sheltered from the wind. One of the factors causing these waters to become considerably heated may very well be their colour caused by the abundance of humic compounds. The minimum temperature of the water of the surface of the open lake was $17,6^{\circ}$, the maximum $25,2^{\circ}$ which gives an usually wide 24-hour range of $7,6^{\circ}$ for the open lake. For the same period the temperature range for the "littoral" water was $9,5^{\circ}$ and for the shallow water on the peatbog was $13,3^{\circ}$ which exceeds the atmospheric temperature range of $11,8^{\circ}$. The considerable 24-hour fluctuations for surface temperatures are responsible for the fact that the thermal character of the coastal zone and open lake are very similar to each other in this lake.

For this period the minimum littoral temperatures were 7° and the minimum temperatures of the open lake $8,4^{\circ}$ higher than the minimum atmospheric temperatures whereas the maximum littoral temperatures were $4,7^{\circ}$ to $6,2^{\circ}$ higher than the maximum atmospheric temperatures. The mean littoral temperature is also considerably higher than the mean atmospheric temperature i.e. by $5,5^{\circ}$ but differs only by $0,5^{\circ}$ from the average temperature of the open lake.

The readings for the 24-hour temperatures taken on the 26, 27.XI unexpectedly made it possible to ascertain the temperatures of the littoral zone (near the peat-bog) which was not frozen while the rest of the lake was covered with ice. The temperature of the water over the littoral zone varied from $0,1^{\circ}$ to $1,3^{\circ}$ at atmospheric temperatures of $-0,5^{\circ}$ to $-4,2^{\circ}$.

General remarks

The material described above shows that the course of the temperatures in the littoral of our lakes differs very considerably from the course of temperatures of the surface water of the open lake. The character of the littoral temperatures corresponds in general with the character of the thermal conditions of water ponds (cf. On the thermal conditions in small ponds, Gieysztor 1937). The minimum 24-hour temperatures in the littoral during the summer are higher than the minimum atmospheric temperatures and most frequently they are also higher in the spring. The maximum 24-hour temperatures during the warm months of the year considerably exceed the maximum 24-hour temperatures of the surface water of the open lake. During the late autumn, at least as far as I have found, it is most probable that the temperatures on the open lake are often higher than the temperatures of the water near the shore. In the winter the temperatures of the open lake and littoral differ very little from each other. Thus, in the warmer months of the year the general character of the littoral temperatures indicates that they are higher than temperatures on the open lake whereas the 24-hour fluctuations, where the minimum temperatures are kept relatively high, do not affect the warm water nature of the littoral waters during the spring summer period which is also particularly distinguished by high maximum temperatures.

It may be considered that the thermal character of the littoral may be very varied depending on development of its width, depth, on the extent to which it is isolated from the centre of the lake or to which it is overshadowed, on its exposure to sunlight, its degree of turbulence or stagnancy, and finally the vegetation present. These wide possibilities for the formation of various types of littoral which affect its thermal character presents a large field of study of the thermal properties of this zone of a lake.

I recall once again that the few rough temperature measurements of the shore line made on the mountain lake in the High Tatras (Morskie Oko, 1393 m) showed the occurrence of characteristic littoral thermal conditions which differed from those of the centre of the lake in spite of the fact that in this lake the littoral is unusually weakly developed which is typical for many mountain lakes. In these remarks we should like to add that the observations on the littoral temperatures drew attention to what appears to be a particularly interesting matter namely the comparison between the ice-formation on the littoral and on the open lake. We have established that in the winter it is common for the water of the shallow part of the littoral to freeze to the bottom. An ice layer of only just 20 cm accompanied by an appropriately shaped littoral zone causes a very considerable part of the littoral to freeze to the bottom in many of our lakes.

It may be assumed that this phenomenon takes place on a very large scale on our lakes as would become very clear if we calculated the total length of littoral zones in our lakes which freezes to the bottom.

Similarly on Lake Smolaczek, whose shores are covered by *Sphagnum*, the water covering the *Sphagnum* freezes completely leaving no water in liquid state. Thus in these cases the peat-bog was frozen within ice.

The common phenomenon of the freezing of part of the littoral to the bottom raises the question of the behaviour of the fauna of a shallow littoral which may retreat into the deeper water or freeze in the egg, larva or adult stage or may bury itself in the sand or slime, if we work on the general assumption that freezing to the bottom of the shallow shore water does not act destructively on its fauna.

BIBLIOGRAPHY

1. Al m. G., 1926. Notizen über Uferwassertemperatur der Seen im Frühling. Arch. f. Hydrobiol., 17: 501—506.
2. Al m. G., 1943. Beiträge zur Kenntnis der Limnologie kleiner Schwinguferseen. Arch. f. Hydrobiol., 40: 555—575.
3. De c k s b a c h N. K., 1933. Uferwassertemperaturen der Seen und Teiche und ihre Bedeutung für die Wasserfauna und Flora. Arch. f. Hydrobiol., 28.
4. G i e y s z t o r M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. Archives d'Hydrobiol. et d'Ichthyol., 8: 75—148.
5. L e p n e w a S. G., 1950. Žizň w ozierach.
6. P i c h l e r W., 1938. Messungen ufernäher Oberflächentemperaturen eines seeartigen Gewässers. Arch. f. Hydrobiol., 33: 93—98.
7. W e s e n b e r g - L u n d C., 1912. Über einige eigentümliche Temperaturverhältnisse in der litoralregion der baltischen Seen und deren Bedeutung. Int. Rev. d. ges. Hydrobiol., 5: 287—316.

Treść następnego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. VIII (XXI)

S. Kosicki

Pionowe rozmieszczenie wrotków pelagicznych w okresie stagnacji letniej w jeziorach Mikołajskim i Śniardwy

L. Szlauer

Wędrówki pionowe planktonu w świetle badań samolówkowych

E. Kamler, W. Riedel

The effect of drought on the fauna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* of a mountain stream

E. Kamler, W. Riedel

A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra stream

E. Kamler

Notes on the *Ephemeroptera* fauna of Tatra stream

A. Galinat

Badania doświadczalne nad stopniem zużytkowania naturalnego pokarmu przez młodsze roczniki karasia (*Carassius carassius* L.) i lina (*Tinca tinca* L.)

A. Chodorowski

Vertical stratification of Turbellaria-species in some littoral habitats of Harsz-Lake

J. Paschalski

Zastosowanie krzywych zbuforowania do charakterystyki jezior

J. Wojnarowicz

Larvae Culicinae of small ponds in the Mikołajki vicinity

J. Kadłubowska

Głony sztucznych term w Łodzi i Pabianicach

Z. Malanowski

Plankton roślinny jeziora Hańcza

H. Wojtusiak, R. Wojtusiak

Biologia, występowanie i użyteczność motyli wodnych z podrodziny *Hydrocampinae* w stawach doświadczalnych PAN Ochaby

A. Tschuschke

Materiały do znajomości wioślarek (*Cladocera*) rzeki Warty, jej dopływów i starorzeczy

