

P 1047
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 VIII (XXI)



PANSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1960

Treść poprzedniego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. VII (XX), 1960

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
B. Czczuga	
Zawartość hemoglobiny u larw <i>Tendipes f.l. plumosus</i> L. (<i>Tendipe-</i> <i>didae</i> w Jeziorze Rajgrodzkim w poszczególnych porach roku	93
E. Fiszer	
Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy	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</i> <i>Nympha</i> Sel	125
M. Wierzbicka	
<i>Cyclops bohater</i> Koźm. dans le nouveau biotope.	143
A. Dowgiałło, E. Fischer	
Chemical and mikrobiological 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	170

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

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

E R R A T A

Str.	wiersz	jest	powinno być
91	Tab. II. kolumna 2	18	1,8
91	Tab. II. kolumna 6	50	5,0
166	6 od dołu	3	3a
166	6 od dołu	3a	3

Polskie Archiwum Hydrobiologii T. VIII (XXI), 1969

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ ИМ. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ VIII (XXI)

ВАРШАВА 1960

POLISH ACADEMY OF SCIENCES

NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formerly

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

Vol. VIII (XXI)

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 VIII (XXI)

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 700 + 225 egz. Ark. wyd. 21,25. Ark. druk. 17,5 + 1 wkł.
kred. + 4 wkł. tekstu. Papier druk. sat 70 g, V kl., 70 × 100/16. Przekazano
do składu w czerwcu 1960. Druk ukończono w grudniu 1960.

Zam. 4174/A

C-70

Cena zł 64.—

Zakłady Graficzne Dom Słowa Polskiego — Warszawa

TREŚĆ — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENTS

S. Kosicki	Pionowe rozmieszczenie wrotków pelagicznych w okresie stagnacji letniej w jeziorach Mikołajskim i Sniardwy	9
L. Szlauer	Wędrówki pionowe planktonu w świetle badań samolówkowych.	63
E. Kamler, W. Riedel	The effect of drought on the fauna <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> and <i>Trichoptera</i> of a mountain stream.	87
E. Kamler, W. Riedel	A method for quatitative study of the bottom fauna of Tatra stream.	95
E. Kamler	Notes on the <i>Ephemeroptera</i> fauna of Tatra streams.	107
A. Galinat	Badania doświadczalne nad stopniem zużytkowania naturalnego pokarmu przez młodsze roczniki karasia (<i>Carassius carassius</i> L.) i lina (<i>Tinca tinca</i> L.).	129
A. Chodorowski	Vertical stratification of Turbellaria-species in some littoral habitats of Harsz Lake.	153
J. Paschalski	Zastosowanie krzywych zbuforowania do charakterystyki jezior.	165
J. Wojnarowicz	Larvae <i>Culicinae</i> of small ponds in the Mikołajki vicinity.	183
J. Kadłubowska	Głony sztucznych term w Łodzi i w Pabianicach.	223
Z. Malanowski	Plankton roślinny jeziora Hańcza.	235
H. Wojtusiak, R. Wojtusiak	Biologia, występowanie i użytkowność motyli wodnych z podrodziny <i>Hydrocampinae</i> w stawach doświadczalnych PAN. Ochaby.	253
A. Tschuschke	Materiały do znajomości wioślarek (<i>Cladocera</i>) rzeki Warty, jej dopływów i starorzeczy.	261

S. Kosiecki.	
The vertical distribution of pelagic Rotatoria during the summer stagnation in Lakes Mikołajki and Śniardwy	9
L. Szlauer	
Vertical migrations of plankton.	63
E. Kamler, W. Riedel	
The effect of drought on the fauna <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> and <i>Trichoptera</i> of a mountain stream.	87
E. Kamler, W. Riedel	
A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra streams	95
E. Kamler	
Notes on the <i>Ephemeroptera</i> fauna of Tatra streams	107
A. Galinat	
Experimental studies upon the degree of utilization of natural food by young crucian (<i>Carassius carassius</i> L.) and tench (<i>Tinca tinca</i> L.).	129
A. Chodorowski	
Vertical stratification of Turbellaria-species in some littoral habitats of Harsz Lake.	153
J. Paschalski	
The use of buffering curves in the characterization of lake.	165
J. Wojnarowicz	
Larvae <i>Culicinae</i> of small ponds in the Mikołajki vicinity	183
J. Kadłubowska	
Algae of artificial ponds in Łódź and Pabianice.	223
Z. Malanowski	
Vegetable plankton of the Hańcza lake	235
H. Wojtusiak, R. Wojtusiak	
Biology, distribution and economical value of the water — moths from the subfamily <i>Hydrocampinae</i> in the experimental ponds of the Polish Academy of Sciences in Ochaby.	253
A. Tschuschke	
Studies on water fleas (<i>Cladocera</i>) of the river Warta, its tributaries and abandoned beds.	261
С. Косицки	
Вертикальное распределение пелагических коловраток во время летней стагнации в озерах Снярдвы и Миколайском	9
Л. Шляуер	
Вертикальные миграции озерного планктона	63
Э. Камлер, В. Ридель	
Последствия суши наблюдаемые в фауне горных потоков	87
Э. Камлер, В. Ридель	
Методы количественных исследований фауны горных потоков	95
Э. Камлер	
Записки о фауне <i>Ephemeroptera</i> в потоках Татр	107

А. Галинат	Исследования над степенью использования естественной пищи у карася и линя в молодом возрасте	129
А. Ходоровски	Вертикальное размещение видов <i>Turbellaria</i> в некоторых биотопах озера Гарш	153
Г. Войнарович	Личники семейства <i>Culicinae</i> в малых прудах	165
Г. Пасхальски	Применение буферных кривых для характеристики озер	183
И. Кадлубовска	Водоросли искусственных терм Лодзи и Пабианиц	223
З. Маляновски	Растительный планктон озера Ганьча	235
Г. Войтусяк, Р. Войтусяк	Биология, распространение и полезность водных бабочек из подсемейства <i>Hydrocampinae</i> в опытных прудах Охабы	253
А. Тшушке	Материалы к изучению ветвистоусых реки Варты, ее притоков и старых руслов	261

S. Kosicki

Pionowe rozmieszczenie wrotków pelagicznych w okresie stagnacji letniej w jeziorach Mikołajskim i Śniardwy

Otrzymano 1.VII.1959

Wstęp

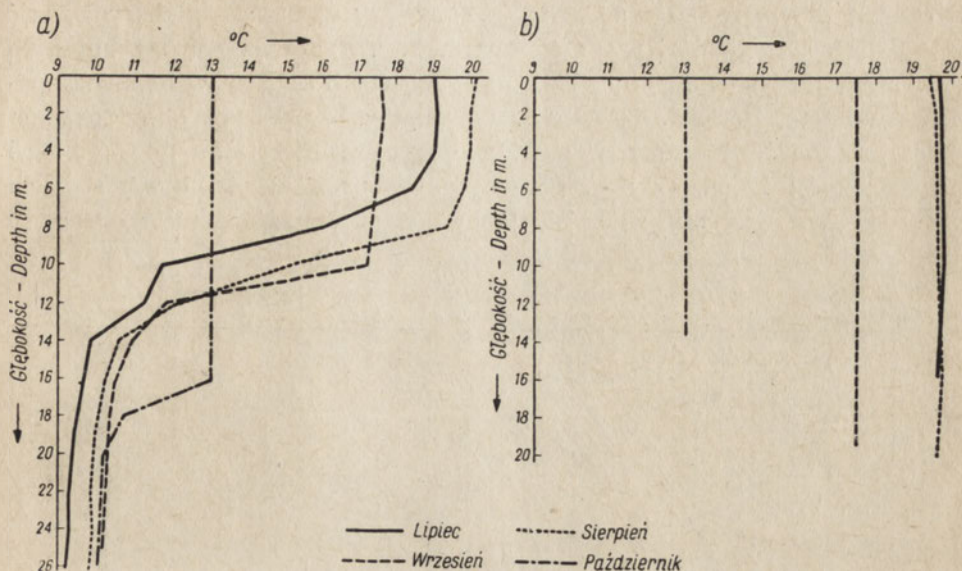
Niniejsza praca ma na celu skonfrontowanie ilościowego rozkładu wrotków pelagicznych dwóch jezior mazurskich, Mikołajskiego i Śniardwy, w okresie stagnacji letniej w roku 1958. Jeziora te, aczkolwiek połączone ze sobą, jednakże w zasadzie różne limnologicznie, miały wykazać jako dwa odmienne tła, w jakim stopniu różnice te wpływają na jakościowy i ilościowy rozkład wrotków planktonowych.

Przy opracowywaniu materiału, a także w uwagach dotyczących rozmieszczenia form badanej grupy posługiwałem się pracami następujących autorów (oprócz cytowanych w dalszej części pracy): H. E. Ahlstrom (1940), E. Bartoś (1948, 1951), A. Collin (1912), H. K. Haring and F. J. Myers (1928), F. J. Myers (1930), K. Wulfert (1941, 1956), B. Pejler (1957), W. Pennak (1953), R. Pourriot (1957), S. Schwarz (1955—56), J. Wiszniewski (1954) i W. J. Żadin (1949).

Pragnę złożyć serdeczne podziękowanie Prof. Dr M. Boguckiemu za bardzo cenne uwagi natury redakcyjnej i merytorycznej, jak również Prof. Dr L. K. Pawłowskiemu za łaskawe przejrzenie wyników pracy oraz uwagi odnośnie występowania niektórych form.

Teren badań

Jeziora Mikołajskie i Śniardwy położone są na 53°45' szerokości północnej i 21°40' długości wschodniej na Pojezierzu Mazurskim (rys. 1). Są one połączone dość wąskim przesmykiem o szerokości w najwęższym

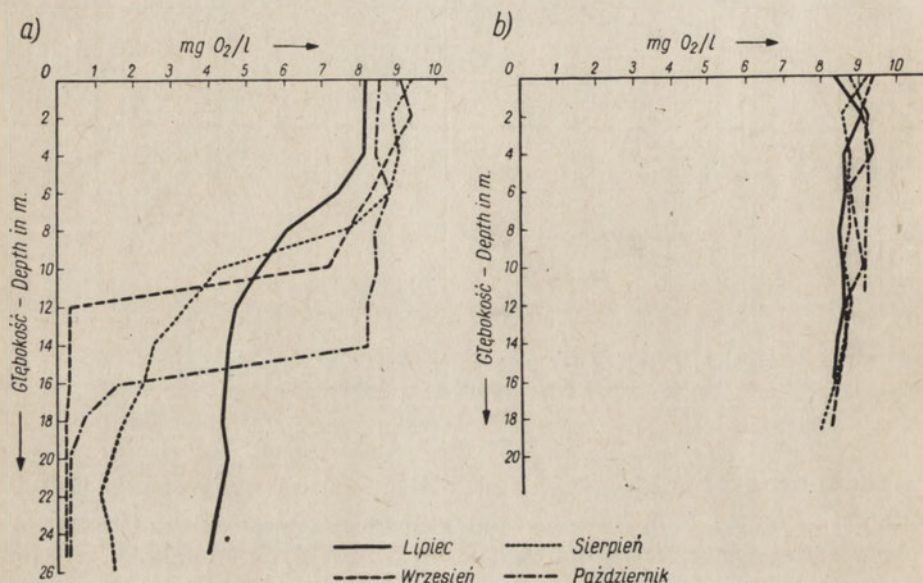


Rys. 2. Przebieg temperatur w okresie pobierania prób:
a) w Jeziorze Mikotajskim, b) w jeziorze Śniardwy

sce między 8 a 14 m głębokości, gdzie temperatura wody spadła z 16,0°C do 9,85°C. Poniżej 14 m różnice temperatur na poszczególnych głębokościach wahały się nieznacznie w granicach kilku dziesiątych stopnia. W sierpniu obserwuje się wzrost temperatury warstw powierzchniowych do wartości 20,15°C — 19,3°C od powierzchni do głębokości 8 m. Ochłodzenie skokowe ma miejsce między 8 a 14 m z 19,3°C do 10,6°C. Warstwy przydenne wykazują w zasadzie te same wartości termiczne co w poprzednim miesiącu, z lekką tendencją (kilka dziesiątych stopnia) do ocieplenia. W miesiącu wrześniu obserwujemy ochłodzenie warstw powierzchniowych do 17,6°C z równoczesnym zmniejszeniem miąższości skoku i jego obniżeniem w głąb wody. Ma on miejsce między 10 (17,2°C) a 12 m (11,8°C). Dolne warstwy wody ulegają dalszemu ociepleniu i w miesiącu wrześniu wykazują wartości powyżej 10°C. Październik jest miesiącem dalszego ochładzania, silnego obniżania skoku oraz pierwszych objawów homotermii jesiennej. W tym miesiącu od powierzchni do 16 m głębokości temperatura jest identyczna i wynosi 13°C. Między 16 a 18 m następuje spadek temperatury do 10,7°C. Wartości termiczne głębszych warstw wody utrzymują się nieco powyżej 10°C.

Warunki tlenowe Jeziora Mikołajskiego w okresie obserwacyjnym przedstawia rys. 3a. Zawartość tlenu w mg/l w lipcu w warstwach powierzchniowych kształtowała się od 8,12 do 6,01 na głębokościach od 0 do 8 m. Między

8 a 12 m obserwowano spadek do 4,72 mg/l, w warstwach głębszych ilość tlenu nie zeszła poniżej wartości 4 mg/l. W sierpniu na powierzchni było 9,30 mg/l, na głębokości 8 m 7,62 mg/l, między 8 a 12 m występował spadek zawartości tlenu do 3,32 mg/l. W warstwach głębszych obserwowałem dalsze, jednakże nieznaczne, zmniejszenie zawartości tlenu do 1,19 mg/l na głębokości 22 m, a w warstwach przydennych niewielki wzrost tych wartości. We wrześniu wartości tlenowe warstw powierzchniowych od 0



Rys. 3. Zawartość tlenu w wodzie w okresie pobierania prób:
a) w Jeziorze Mikołajskim, b) w jeziorze Śniardwy

do 10 m wynosiły od 9,03 mg/l do 7,14 mg/l. Między 10 a 12 m zanotowano silny spadek do 0,30 mg/l, w warstwach głębszych zaś wartość ta ulega niewielkim zmianom. W październiku obserwuje się niewielki spadek zawartości tlenu w warstwach powierzchniowych, z równoczesnym przesunięciem strefy skoku w głąb wody do głębokości 14 m. Do tej granicy wartości tlenowe wahają się od 8,53 mg/l do 8,19 mg/l. Między 14 a 16 m występuje spadek zawartości tlenu do 1,52 mg/l. W warstwach głębszych i przydennych wartości te zmniejszają się do 0,20 mg/l.

Widzialność krążka Secchiego w okresie badawczym uwidoczniła została na wykresie (rys. 4). Jej wartości wahały się w granicach od 1,95 m w dniu 16.IX do 3,20 m w dniu 8.VII, tzn. w kolejnych czterech miesiącach: 3,20 m, 2,75 m, 1,95 m i 2,30 m.

Wartości pH Jeziora Mikołajskiego w okresie badawczym wahały się w granicach od 8,0 do 8,4.

Jezioro Śniardwy

Jezioro to jest dużym płytkim rozlewiskiem pochodzenia morenowego, powstałym wskutek współdziałania moren: dennej i czołowej (J. Kondracki 1952). Charakterystyczną cechą tego jeziora są duże obszary pływiczne pokryte łąkami roślinności podwodnej oraz usypiska głazów polodowcowych, usytuowane także w dużych odległościach od brzegu. Jezioro w zasadzie przypomina kształtem trójkąt skierowany najdłuższym bokiem ku północy. Do jeziora Śniardwy przylegają bezpośrednio: na zachodzie — Jezioro Mikołajskie; od północy — jezioro Łuknajno, łączące się rowem przepływowym; oraz jeziora Tuchlin i Tyrkło. Od wschodu poprzez strugę Wyszkę i Kanał Jegliński Śniardwy łączą się z jeziorami: Białołąwki, Kociołek i Roś (Warszawskie). Na południu, dość szerokimi przejściami, Śniardwy stykają się z jeziorami: Warnołty, Seksty i Kaczerajno. Powierzchnia Śniardw zasadniczych, bez przyległych doń jezior, liczy 102 km², głębokość maksymalna 21,2 m (wynik otrzymany na głęboczku Markwartka zimą 1957/58 z lodu przy wysokim stanie wody). Głębokość średnia około 4,5 m, największa odległość brzegów 16 550 m, średnia odległość brzegów 9000 m, długość brzegów 73 600 m.

W jeziorze Śniardwy brak jest stratyfikacji (rys. 2b). W okresie badawczym wartości termiczne jeziora układały się następująco: W lipcu temperatura powierzchniowa wynosiła 19,65°C, przydenna — 19,55°C. W większości słupa wody — 19,7°C. W sierpniu temperatura powierzchniowa równała się — 19,45°C, przydenna — 19,50°C. W większości słupa wody kształtowała się na wartości — 19,60°C. We wrześniu temperatura powierzchniowa wynosiła — 17,5°C, przydenna — 17,4°C. W październiku obserwuje się już wyraźny spadek temperatury wody wynoszącej w tym okresie 13°C od powierzchni aż do dna.

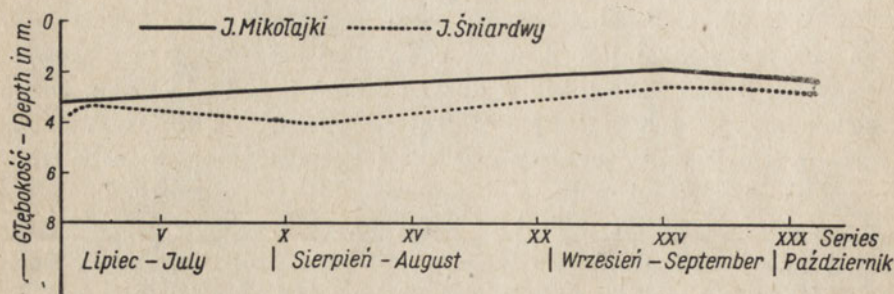
Wartości tlenowe (rys. 3b) w lipcu kształtowały się w granicach 8,35—9,05 mg/l, z tym że wartość 9,05 mg/l wystąpiła na głębokości 2 m. W sierpniu najwyższą wartość tlenu odnotowałem w warstwie powierzchniowej — 9,21 mg/l, przy dnie — 8,05 mg/l. Zawartość tlenu we wrześniu przy powierzchni wynosiła 9,33 mg/l, na głębokości 4 m — 9,35 mg/l i przy dnie 8,27 mg/l. Październik nie przynosi w zasadzie zmian w układzie tlenowym jeziora Śniardwy, a zawartość tlenu w miligramach waha się w granicach od 8,76 do 9,11 mg na jeden liter.

Widzialność krążka Secchiego w okresie badawczym (rys. 4) kształtowała się w poszczególnych miesiącach następująco: lipiec — 3,25 m, sierpień — 4,00 m, wrzesień — 2,30 m, październik — 2,60 m.

Wartości pH jeziora były najwyższe w sierpniu w granicach 8,8—8,3 w słupie wody, najniższe w październiku 8,3—8,0.

Jeziora Mikołajskie i Śniardwy różnią się znacznie między sobą. Wska-

zują na to dane morfologiczne. Obecność stratyfikacji termicznej i tlenowej, stała obecność warstw chłodniejszych i uboższych w tlen w głębi wody, to typowe własności Jeziora Mikołajskiego. Natomiast jezioro Śniardwy odzna-



Rys. 4. Widzialność krążka Secchiego w okresie badań

cza się homogenicznym układem termicznym i tlenowym i w konsekwencji brakiem warstw epi- i hypolimnionu.

Widzialność krążka Secchiego jest lepsza na jeziorze Śniardwy.

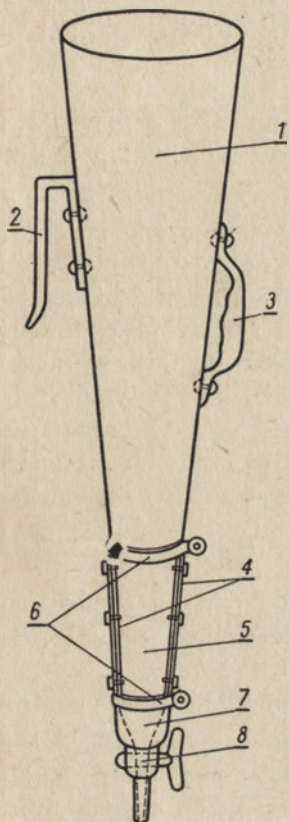
Metoda i materiał

Pomiary zawartości tlenu temperatury i pH oraz przezroczystości wody były w okresie badawczym pobierane raz w miesiącu w najgłębszym miejscu jeziora (rys. 1).

W dalszym ciągu wywodów będę używał określenia *seria*. Oznacza ono jednorazowe w czasie pobranie materiału z różnych głębokości w pionie wodnym co dwa metry od powierzchni do dna. Próby pobierano chwytaczem Bernatowicza o pojemności 5 litrów.

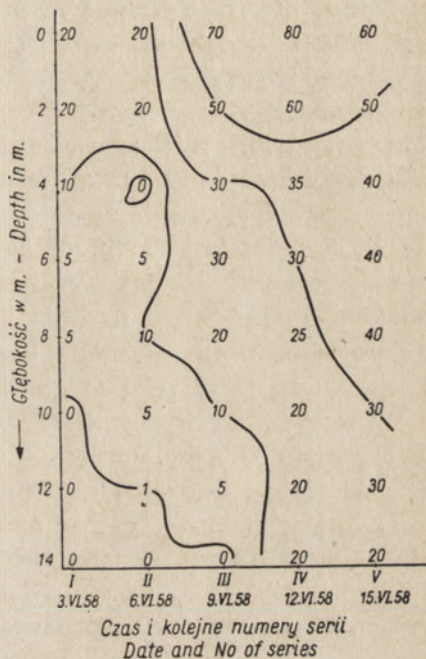
W okresie od 4 lipca 1958 roku do 4 października 1958 roku pobrałem łącznie 58 serii. W tym 31 serii w Jeziorze Mikołajskim, zaś w jeziorze Śniardwy o 4 serie mniej, co było spowodowane niesprzyjającymi warunkami atmosferycznymi. Kolejne serie, pobierane w miarę upływu czasu, zostały oznakowane liczbami rzymskimi od I do XXXI. Brakujące serie przypadają na następujące dni obserwacji: seria nr V — z dnia 17 lipca, nr XII — z dnia 7 sierpnia, nr XIX — z dnia 28 sierpnia i seria nr XXVIII — z dnia 24 września. Wyniki z tych dni na wykresach (rys. 8a — 22b) zostały uzupełnione za pomocą interpolacji graficznej. Serie były pobierane równocześnie na obu jeziorach, w odstępach trzydniowych w godzinach rannych między 9 a 12. Jedynie między serią I a II i serią XXVIII a XXIX z końca września odstępy wynosiły 4 dni.

Mięszkość głęboczka na Jeziorze Mikołajskim wynosi ponad 26 m, a jego usytuowanie w pobliżu brzegów nie nastęrcza trudności w trafieniu na wła-



Rys. 5. Lejek do zagęszczania prób planktonowych

1. stożek blaszany z blachy żelaznej cynkowej; 2. hak umożliwiający zawieszenie aparatu na burcie łodzi; 3. rączka, uchwyt aparatu; 4. ramka metalowa połączona na dole ze stożkiem i naczynkiem dolnym — służy do rozpięcia gazy młynarskiej; 5. gaza młynarska; 6. pierścienie mosiężne ze śrubami uszczelniające górny i dolny; 7. naczynko mosiężne o objętości kilkunastu cm³, w którym pozostaje skondensowana część próby; 8. kranik z odpływem.



Pys. 6. Przykład graficznego przedstawienia izobiont

samych ilości osobników. Z powyższych wykresów można, mimo iż są one w jednej płaszczyźnie, odczytać trzy cechy zmienne, a mianowicie: w jakich ilościach, w jakim czasie i na jakich głębokościach występuje dany gatunek wrotka. Linie łączące punkty, w których znaleziono te same ilości osobników, nazwano i z o b i o n t a m i. Dokumentują one obecność w środowisku pewnych stref, w których występują jednakowe ilości osobników.

Wyniki

W okresie badawczym złowiłem łącznie w obu jeziorach 24 gatunki wrotków. Z tego w Jeziorze Mikołajskim 21 gatunków, a w jeziorze Śniardwy 19 gatunków. 16 gatunków występowało w obu jeziorach równocześnie. Były to: *Trichocerca porcellus* (Gosse), *T. capucina* (Zach.), *Gastropus stylifer* Imhof, *Chromogaster ovalis* (Bergendal), *Ascomorpha ecaudis* Perty, *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *Polyarthra minor* (Voigt)?, *P. vulgaris* Carlin, *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. cochlearis tecta* (Gosse), *K. quadrata* (Müller), *Kellicottia longispina* (Kellicott), *Lepadella triptera* Ehrenberg, *Pompholyx sulcata* Hudson, *Conochilus hippocerpis* (Schrank) i *Conochiloides natans* (Seligo). 5 gatunków występowało tylko w Jeziorze Mikołajskim. Były to następujące gatunki: *Trichocerca pusilla* (Jennings), *Asplanchna Brightwelli* Gosse, *Brachionus angularis* Gosse, *Keratella quadrata brevispina* (Gosse) i *Euchlanis dilatata* Ehrenberg. Natomiast, do gatunków, które występowały w jeziorze Śniardwy, a których nie odnotowałem w Jeziorze Mikołajskim, zaliczyć należy trzy gatunki: *Polyarthra dolichoptera* (Idelson), *Notholca labis* Gosse i *Lepadella patella* (Müller).

Ogólna liczba osobników złowionych w czasie badań w Jeziorze Mikołajskim wynosiła 26 188 (tab. I). Dominowały w czasie całego okresu stagnacji letniej właściwie trzy gatunki: *Keratella cochlearis* (Gosse) w ilości 8170 osobników, co stanowi 31,20% ogólnej liczby osobników złowionych w tym jeziorze; *Pompholyx sulcata* Hudson — 7176 osobników, tj. 27,40% i *Ascomorpha ecaudis* Perty — 2708 osobników, tj. 10,35%.

W jeziorze Śniardwy złowiłem ogółem 4904 osobników. Występowały tu w zasadzie cztery gatunki dominujące, a mianowicie: *Keratella cochlearis* (Gosse) w ilości 1496 osobników, co stanowi 30,51% wszystkich złowionych okazów w tym jeziorze. Następnie, *Conochiloides natans* (Seligo) 784 osobniki, tj. 15,99%, *Ascomorpha ecaudis* Perty — 778 osobników, tj. 15,86% i *Kellicottia longispina* (Kellicott) — 518 osobników, tj. 10,56%.

Znacznie mniejsza ilość złowionych osobników w jeziorze Śniardwy jest wynikiem nie tylko mniej licznego występowania, lecz także wynikiem pobrania mniejszej ilości prób z powodu mniejszej głębokości tego jeziora. Średnie ilości osobników w 1 litrze w całym okresie badawczym wynosiły: w Jeziorze Mikołajskim — 61,8, zaś w jeziorze Śniardwy — 15,3.

Tabela I

Wykaz gatunków i ich procentowy stosunek w Jeziorze Mikołajskim
List of species and their percentage in Mikołajskie and Śniardwy lakes

Lp.	Nazwa gatunkowa — Species	Nazwa jeziora — Name of Lake	
		Mikołajskie	Śniardwy
1	<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse)	0,82 (214)	4,00 (196)*
2	<i>T. pusilla</i> (Jennings)	2,01 (528)	
3	<i>T. capucina</i> (Zach.)	0,65 (170)	0,46 (22)
4	<i>Gastropus styliifer</i> Imhof	0,13 (34)	0,12 (6)
5	<i>Chromogaster ovalis</i> (Bergendal)	0,90 (236)	0,04 (2)
6	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	10,35 (2708)	15,86 (778)
7	<i>Asplanchna Brightwelli</i> Gosse	0,02 (4)	
8	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	0,09 (24)	0,20 (10)
9	<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson)		0,57 (28)
10	<i>P. minor</i> (Voigt)?	1,11 (290)	1,47 (72)
11	<i>P. vulgaris</i> Carlin	2,34 (614)	7,01 (344)
12	<i>Brachionus angularis</i> Gosse	0,04 (8)	
13	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	31,20 (8170)	30,51 (1496)
14	<i>K. cochlearis tecta</i> (Gosse)	6,61 (1730)	3,18 (156)
15	<i>K. quadrata</i> (Müller)	7,14 (1870)	1,63 (80)
16	<i>K. quadrata brevispina</i> (Gosse)	0,23 (70)	
17	<i>Notholca labis</i> Gosse		0,04 (2)
18	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	5,59 (1464)	10,56 (518)
19	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	0,01 (2)	
20	<i>Lepadella patella</i> (Müller)		0,12 (6)
21	<i>L. triptera</i> Ehrenberg	1,94 (508)	1,02 (50)
22	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson	27,40 (7176)	6,89 (338)
23	<i>Conochilus hippocerpis</i> (Schränk)	0,14 (36)	0,33 (16)
24	<i>Conochiloides natans</i> (Seligo)	1,28 (332)	15,99 (784)
Razem		100,00 (26 188)	100,00 (4904)

* W nawiasach liczby złowionych osobników danego gatunku.
In brackets number of Rotifers caught.

Liczebność występowania poszczególnych gatunków

Przy porównaniach, w trakcie omawiania poszczególnych gatunków, opieram się głównie na trzech pracach, a mianowicie: R. Lucкса (1912), J. Wiszniewskiego (1953) a także L. K. Pawłowskiego (1958).

Trichocerca porcellus (Gosse) (rys. 7a i b)

Złowiony w okresie badawczym w obu jeziorach. Według J. Wiszniewskiego (1953) jest to gatunek pospolity wśród roślin w zbiornikach różnych typów, w planktonie spotykany z powodu możliwości przy-

czepiania się do glonów planktonowych. L. K. P a w ł o w s k i (1958) mówi o nim jako o gatunku alkalofilnym i występującym w zbiornikach wód stojących terenu zalewowego. R. L u c k s (1912) uważa, iż gatunek ten występuje raczej nielicznie i w litoralu.

W Jeziorze Mikołajskim gatunek ten został złowiony w ilości 214 osobników, co stanowiło 0,82% ogólnej liczby osobników złowionych w tym jeziorze. W większości przypadków odnotowania obecności tego gatunku w próbie, występował on nielicznie w granicach do 10 osobników w 1 l wody. Jedynie w seriach XX i XXIV na głębokości 8 m wystąpił w granicach 10 do 30 osobników w 1 l. Liczniej występował w drugiej połowie okresu badawczego od serii XVII, to jest od drugiej połowy sierpnia. Również liczniej występował w strefie epilimnionu, do głębokości 12 m, natomiast w warstwach głębszych spotykany był raczej sporadycznie.

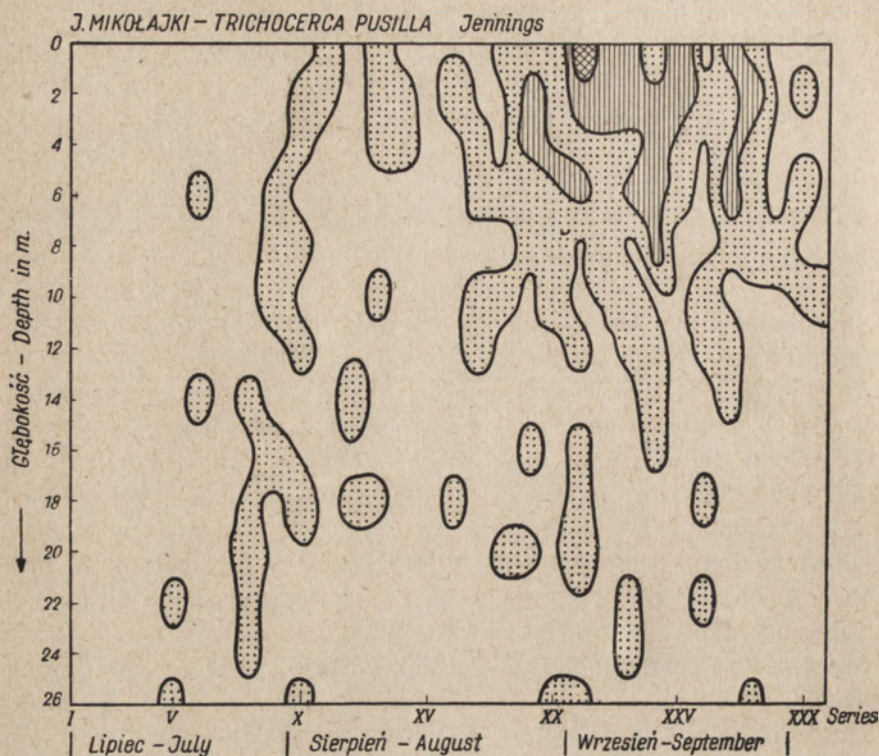
W jeziorze Śniardwy gatunek *Trichocerca porcellus* (Gosse), złowilem w ilości 196 osobników, co stanowi 4,00% ogólnej sumy osobników. Zachowywał się podobnie jak w Jeziorze Mikołajskim, to znaczy w większości prób łowiony był w ilości od 1 do 10 osobników w 1 l, jedynie w seriach XXV na głębokości 8 m i XXXI na głębokości 6 m wystąpił liczniej, jednak ilość osobników nie przekroczyła liczby 30. Liczniej występował również w drugiej połowie okresu stagnacji letniej, od serii XVII począwszy, to jest od drugiej połowy sierpnia. W odróżnieniu od zachowania się tego gatunku w Jeziorze Mikołajskim, w jeziorze Śniardwy gatunek ten mniej więcej równie licznie występuje od powierzchni do dna. Także stosunek procentowy wskazuje, że *Trichocerca porcellus* (Gosse) był w jeziorze Śniardwy jednym z gatunków liczniej występujących.

Trichocerca pusilla (Jennings) (rys. 8)

Gatunek charakterystyczny dla Jeziora Mikołajskiego, nie odnotowany w jeziorze Śniardwy.

Według J. W i s z n i e w s k i e g o (1953) jest to gatunek dość częsty w planktonie jeziornym i heleoplanktonie. L. K. P a w ł o w s k i (1958) uwzględnia nieliczną obecność tego gatunku w zbiornikach typu zalewowego. R. L u c k s (1912) podaje go z jezior powiatu tucholskiego na Pomorzu.

W pelagialu Jeziora Mikołajskiego gatunek ten złowilem w ilości 528 osobników, co stanowi 2,01% sumy złowionych osobników w tym jeziorze. W większości przypadków występował w ilości 1–10 osobników w 1 l wody, jednakże w końcu sierpnia i we wrześniu, szczególnie w warstwach powierzchniowych do głębokości 6–8 m przekraczał ilość 10 osobników w 1 l, zaś w serii XXI z dnia 3 września w próbie powierzchniowej osiągnął liczbę 30 osobników w 1 l. Znacznie liczniej wystąpił w drugiej połowie okresu



Rys. 8. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Trichocerca pusilla* w Jeziorze Mikołajskim

badania, tj. od połowy sierpnia. W pierwszej połowie stagnacji letniej nie widać w zasadzie zróżnicowania w zależności od głębokości, natomiast w drugiej połowie okresu badań widać wyraźne wzmożenie występowania w warstwach epilimnionu.

Trichocerca capucina (Zach.)

W okresie badawczym łowiony w obu jeziorach. Według J. Wiszniewskiego (1953) jest to bardzo częsty, choć przeważnie niezbyt liczny składnik planktonu. R. Luc ks (1912) stwierdza, iż gatunek ten jest liczny w kilku jeziorach powiatu tucholskiego.

W Jeziorze Mikołajskim został złowiony w ilości 170 osobników, co stanowi 0,65% ogólnej ilości osobników całego okresu badawczego tego jeziora. W większości przypadków występował w ilościach nie przekraczających 10 osobników w 1 l, jedynie w czasie serii VIII i XX z końca sierpnia, trzykrotnie w warstwach powierzchniowych do 6 m, wystąpił w ilościach

przekraczających 10 osobników w 1 l. W pierwszej połowie okresu badawczego, tj. do połowy sierpnia, odnotowany był tylko 5-krotnie i tylko w warstwach powierzchniowych w czasie serii V, IX, XII, XIII i XIV. W drugiej połowie stagnacji letniej wystąpił nieco liczniej, przenikając także sporadycznie w warstwy hypolimnionu. Najliczniej wystąpił w końcu sierpnia w warstwach powierzchniowych.

W jeziorze Śniardwy gatunek *Trichocerca capucina* (Zach.) został odnotowany w ilości 22 osobników, co stanowiło 0,46% sumy wszystkich osobników. We wszystkich przypadkach odnotowania obecności tego gatunku ilość osobników nie przekroczyła liczby 10 w 1 l wody. W pierwszej połowie okresu badawczego wystąpił tylko jednokrotnie w serii XIII na głębokości 14 m. We wrześniu i na początku października spotykany był w pojedynczych egzemplarzach.

Gatunek ten stosunkowo równie licznie występuje w obu jeziorach, na co wskazuje stosunek procentowy 0,65% — 0,46%.

Gastropus stylifer Imhof.

W okresie badawczym obserwowany w obu jeziorach. J. Wiszniewski (1953) mówi o nim, iż jest bardzo częstym składnikiem planktonu jezior różnego typu. K. Wulfert (1939) twierdzi, że w niektórych jeziorach może występować masowo. R. Lucks (1912) odnotowuje go z terenu badań na Pomorzu.

W Jeziorze Mikołajskim złowiony został w ilości 34 osobników, co stanowi 0,13% sumy osobników złowionych w tym jeziorze. Występował nielicznie, raczej w pierwszej połowie okresu badawczego, w ilościach nie przekraczających 10 osobników w 1 l wody. Znajdował się głównie w warstwach powierzchniowych do głębokości 6 m. Jedynie w serii I badań wystąpił w ilości 2 osobników w 1 l wody na głębokości 12 m.

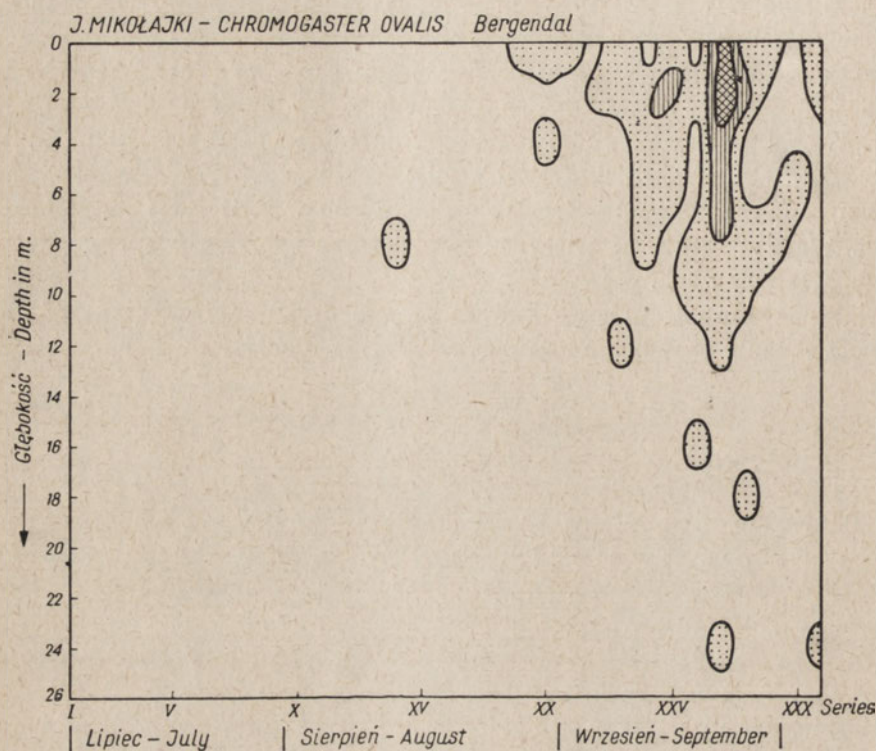
W jeziorze Śniardwy złowiłem ogółem 6 egzemplarzy tego gatunku, co stanowi 0,12% sumy ogólnej osobników. Osobniki te zostały odnotowane w pierwszej połowie okresu badawczego w początkach sierpnia w seriach X i XI na głębokościach 0, 2 i 8 m.

Chromogaster ovalis (Bergendal) (rys. 9)

Występował w obu jeziorach badanych. Według J. Wiszniewskiego (1953) jest to dość częsty, choć nieliczny składnik letniego planktonu jezior, stawów i rzek. R. Lucks (1912) nie wspomina o tym gatunku z terenu Pomorza.

Na Jeziorze Mikołajskim *Chromogaster ovalis* (Bergendal) został złowiony w ilości 136 osobników, co stanowi 0,90% sumy osobników złowionych

w tym jeziorze. W pierwszej połowie okresu badań, do drugiej połowy sierpnia, odnotowany został tylko jeden raz z serii XIV z głębokości 8 m. We wrześniu i październiku wystąpił znacznie liczniej, do 40 osobników w 1 l.



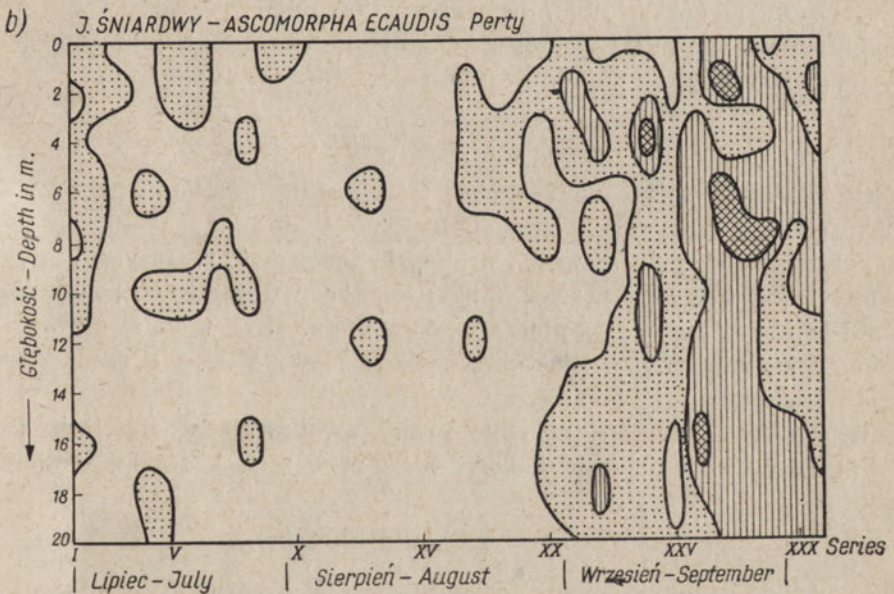
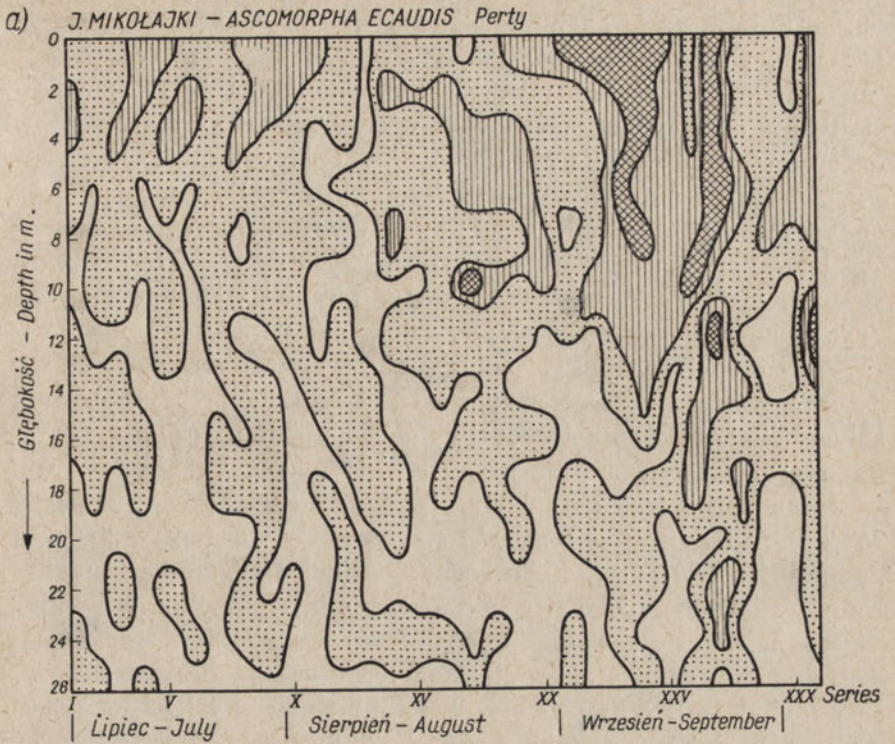
Rys. 9. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Chromogaster ovalis* w Jeziorze Mikołajskim

W tym okresie łowiony był głównie w warstwach powierzchniowych do głębokości 12 m, przenikając sporadycznie do warstw hypolimnionu.

Jest to gatunek raczej typowy dla Jeziora Mikołajskiego, gdyż w jeziorze Śniardwy został odnotowany tylko jednorazowo w serii XXX w pierwszych dniach października w ilości 2 osobników w 1 l na głębokości 4 m, co stanowi 0,04% ogólnej liczby osobników złowionych w tym jeziorze.

Ascomorpha ecaudis Perty (rys. 10a i b)

Jest to jeden z gatunków dominujących w obu jeziorach. J. Wiśniewski (1953) stwierdza, iż jest to częsty, niekiedy dość liczny składnik planktonu mniejszych jezior. B. Carlin (1943) i L. K. Pawłowski



Rys. 10. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Ascomorpha ecaudis*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

(1958) potwierdzają występowanie tego gatunku w planktonie i stwierdzają, że jest w nim dość często znajdowany.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem 2708 osobników tego gatunku, co stanowi 10,35% ogólnej sumy złowionych w tym jeziorze osobników. W większości prób odnotowałem ilości od 1 do 10 osobników, jednakże zwiększenie liczebności zaznacza się szczególnie od połowy sierpnia, osiągając niejednokrotnie powyżej 10 osobników w 1 l wody. W seriach wrześniowych, głównie XXIV i XXVII, w warstwach powierzchniowych do 8–10 m osiągał ilości przekraczające 30 osobników w 1 l wody. Liczniej występował w drugiej połowie stagnacji letniej. Na podkreślenie zasługuje fakt przenikania większych ilości osobników tego gatunku, w miarę upływu stagnacji, do warstw głębszych. W lipcu większe skupiska obserwuje się przy powierzchni do głębokości 4 m; w sierpniu dochodzi do głębokości 10 m, gdzie w serii XVII na tej głębokości osiąga ilość ponad 30 osobników; we wrześniu większe ilości egzemplarzy tego gatunku spotyka się na głębokości nawet 24 m.

W jeziorze Śniardwy *Ascomorpha ecaudis* Perty złowiony został w ilości 778 osobników, co stanowi 15,83% sumy ogólnej. Głównie występuje w ilościach do 10 osobników w 1 l, a we wrześniu, szczególnie w drugiej połowie tego miesiąca i w początkach października, w całym słupie wody od powierzchni do dna ilość jego niejednokrotnie osiąga liczbę 30 osobników w 1 l wody. W serii XXIV na głębokości 4 m; w serii XXVI na głębokości 16 m; w serii XXVII na głębokościach 2, 6, 8 m i w seriach XXVIII i XXIX na głębokości 8 m, przekracza ilość 30 osobników w 1 l wody. Druga połowa okresu stagnacyjnego charakteryzuje się znacznie liczniejszym występowaniem. Brak ilościowego zróżnicowania w słupie wody.

Asplanchna Brightwelli Gosse

Odnutowany tylko w Jeziorze Mikołajskim. J. W i s z n i e w s k i (1953) podaje, iż gatunek ten jest pospolitym składnikiem planktonu jezior, głównie eutroficznych, stawów i drobnych, lecz raczej eustatycznych zbiorników. L. K. P a w ł o w s k i (1958) z obszaru rzeki Grabi podaje znalezienie tylko jednego egzemplarza tego gatunku. R. L u c k s (1912) przytacza go z jeziora Wittstockersee z powiatu Nowe Miasto z zaznaczeniem, iż jest nieliczny.

W Jeziorze Mikołajskim odnotowany dwukrotnie w ilościach dwóch osobników w 1 l wody z głębokości 0 i 2 m w seriach I i IV w miesiącu lipcu.

Synchaeta pectinata Ehrenberg

W okresie badanym łowiony w obu jeziorach. Według J. W i s z n i e w s k i e g o (1953) jest to jeden z najpospolitszych składników planktonu jezior, stawów, starorzeczy, rzek, a także drobnych zbiorników. L. K. P a

w l o w s k i (1958) stwierdza, że gatunek ten przez wielu autorów zaliczany jest zgodnie do najpospolitszych składników planktonu.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem łącznie 24 okazy, co stanowi 0,09% sumy wszystkich złowionych osobników. Spotykany sporadycznie w ilościach do 10 egzemplarzy w 1 l wody, w dwóch osobnych okresach. Pierwszy w serii I — IV w początku lipca na głębokościach: 8, 14, 16, 18 i 22 m; drugi na przełomie września i października w serii XXVIII na głębokości 16 m i w serii XXX na głębokości 6 m. W środkowym okresie stagnacji gatunek ten nie został odnotowany.

W Jeziorze Śniardwy złowiłem 10 osobników *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, co daje wskaźnik procentowy 0,20% sumy ogólnej wrotków tego jeziora. Występował tylko w lipcu, sporadycznie, w seriach III — VII na głębokościach od 2 do 14 m.

Występowanie *Synchaeta pectinata* Ehrenberg w Jeziorze Mikołajskim w końcowym okresie stagnacji nie znalazło swojego odzwierciedlenia w jeziorze Śniardwy i poza występowaniem lipcowym, w późniejszym okresie badań, wrotka tego nie odnotowałem.

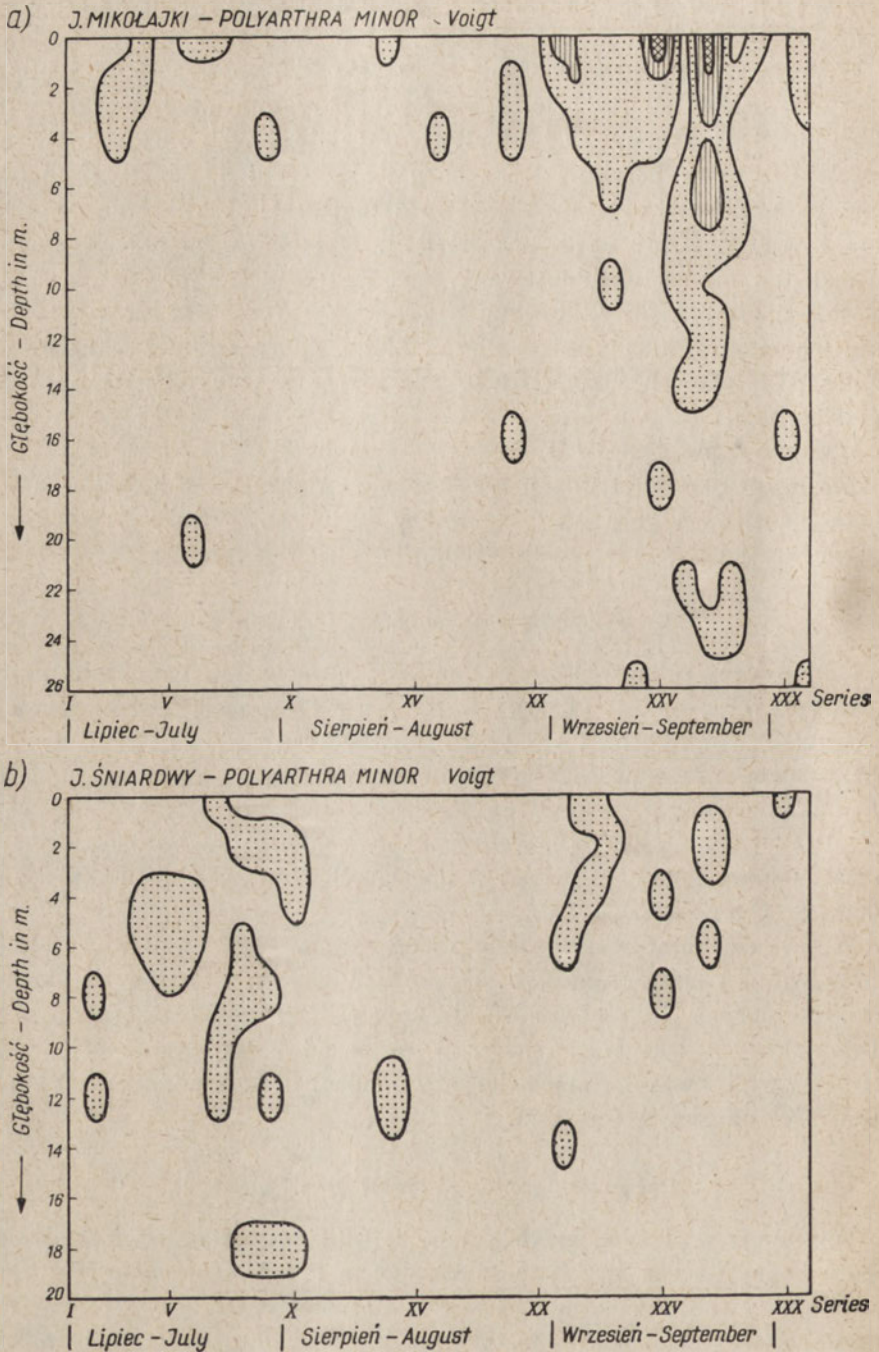
Polyarthra dolichoptera (Idelson)

Odnutowany tylko w jeziorze Śniardwy. Istnieje wśród różnych autorów: J. Wiszniewski (1953), L. K. Pawłowski (1958), B. Carlin (1943), W. M. Rylow (1935), E. Bartoś (1949/50) i R. Luck's (1912) pewna niezgodność co do opisów występowania tego gatunku. W swoich badaniach oparłem się na spostrzeżeniach B. Carlina (1943) i E. Bartośa (1949/50). *Polyarthra dolichoptera* (Idelson) uważany jest za gatunek występujący liczniej w miesiącach zimowych do maja, a nawet lipca (E. Bartoś 1949/50).

W jeziorze Śniardwy złowiłem 28 osobników tego gatunku, co stanowi 0,57% ogólnej sumy osobników. W próbach spotykany był w ilościach nie przekraczających 10 osobników. Występował sporadycznie, raczej w powierzchniowych warstwach wody, w pierwszej połowie stagnacji letniej, w lipcu i w pierwszych dniach sierpnia. Poniżej 12 m odnotowany tylko raz, w serii XI na głębokości 16 m.

Polyarthra minor (Voigt)? (rys. 11a i b)

Występuje w obu badanych jeziorach. Duże podobieństwo morfologiczne tego gatunku do jego najbliższego krewniaka *Polyarthra remata* (Skorikov), powoduje pewnego rodzaju chaos w literaturze omawiającej rodzaj *Polyarthra*. Jestem przekonany, że egzemplarze złowione przeze mnie należały bezsprzecznie do gatunku *Polyarthra minor* (Voigt). J. Wiszniewski (1953) wyróżnia tylko gatunek *Polyarthra remata* (Skorikov) zaliczając do



Rys. 11. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Polyarthra minor*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

niego również okazy opisane przez innych badaczy jako *Polyarthra minor* (Voigt) i mówi o nim, iż jest to stenojonowy, acydofilny gatunek planktonu kwaśnych zbiorników torfowych, zaś stanowiska alkaliczne budzą wątpliwości. L. K. P a w ł o w s k i (1958) wyodrębnia gatunek *Polyarthra minor* (Voigt), podając obok jako synonim — *Polyarthra remata* (Skorikov). B. C a r l i n (1943) wyróżnia oba gatunki obok siebie, mówiąc że znajdował gatunek *Polyarthra minor* (Voigt) także w jeziorach, których pH wynosiło niewiele poniżej punktu neutralnego. M. V o i g t (1957) traktuje gatunek *Polyarthra minor* (Voigt) jako osobny gatunek. R. L u c k s (1912) znajdował go w planktonie jezior. Ta niezwykle skomplikowana sytuacja systematyczna wewnątrz rodzaju *Polyarthra* nasuwa konieczność rewizji i zmusza do postawienia obok nazwy *Polyarthra minor* (Voigt) znaku zapytania.

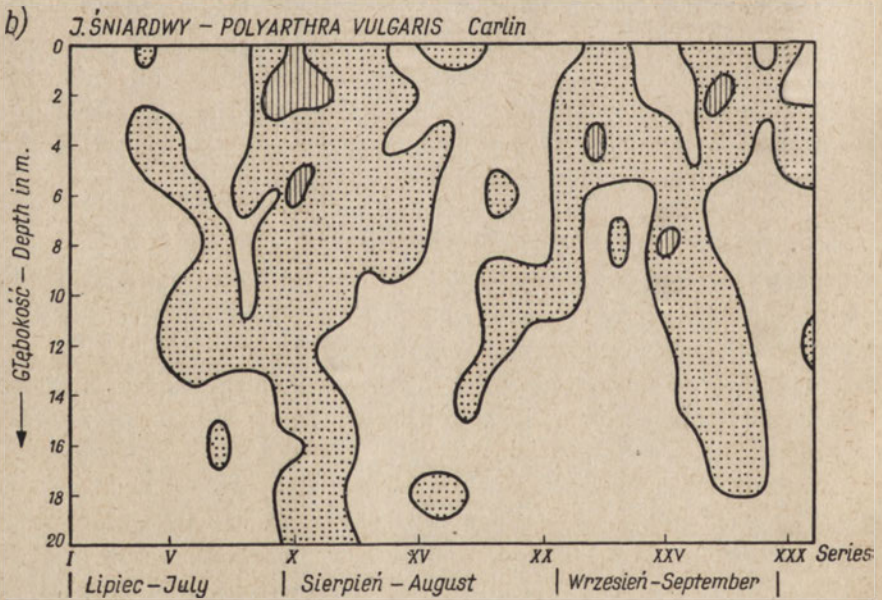
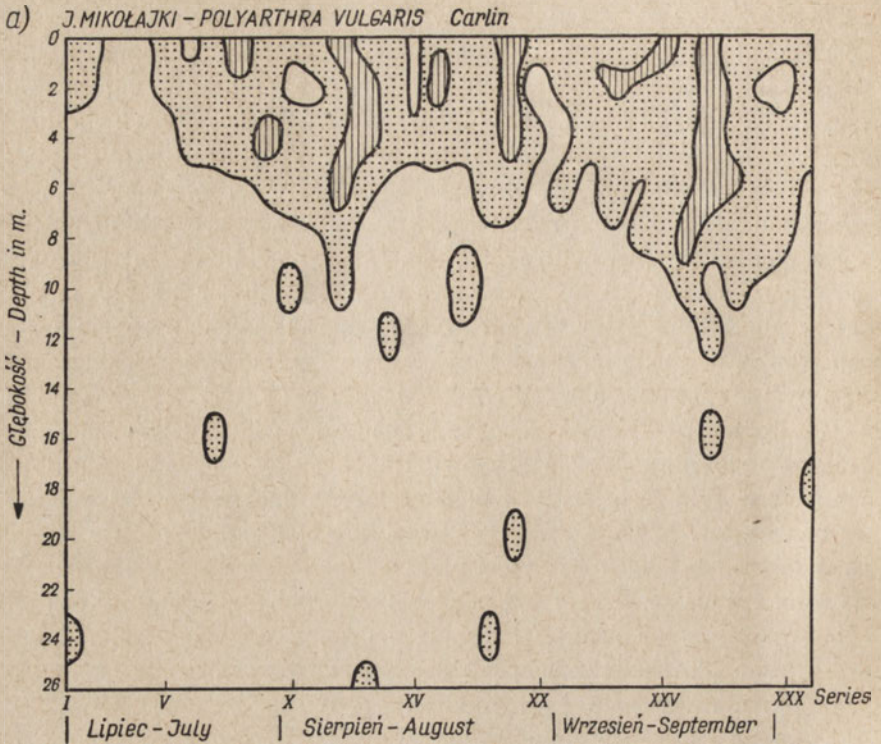
W Jeziorze Mikołajskim w okresie badawczym złowiłem łącznie 290 osobników tego gatunku, co stanowi 1,11% sumy wszystkich osobników złowionych w tym jeziorze. W większości prób spotykany był w ilościach do 10 osobników. We wrześniu, a szczególnie w drugiej połowie tego miesiąca, w czasie serii XXV i XXVII przeszedł przez dwa krótkotrwałe szczyty zakwitowe, osiągając w próbach powierzchniowych do ponad 30 osobników w 1 l wody. Znacznie liczniej wystąpił w drugiej połowie stagnacji letniej. Głównie gromadzi się przy powierzchni i w warstwach epilimnionu, sporadycznie przenika także w hypolimnion.

W jeziorze Śniardwy odnotowany w ilości 72 osobników, co stanowi 1,47% ogólnej liczby osobników. We wszystkich analizowanych próbach nie przekroczył liczby 10 osobników. Występował w zasadzie w całym okresie stagnacji letniej, z tym, że w środkowym okresie stagnacji, mniej więcej w ciągu dwóch tygodni, między seriami XV a XX nie odnotowałem występowania tego gatunku. W powierzchniowej warstwie jeziora Śniardwy jest on znacznie rzadszy niż w Jeziorze Mikołajskim.

Polyarthra vulgaris Carlin (rys. 12a i b)

Gatunek ten występował w obu jeziorach. J. W i s z n i e w s k i (1953) nie wyróżnia tego gatunku. L. K. P a w ł o w s k i (1958) mówi, iż jest to gatunek całoroczny najliczniej występujący we wrześniu. B. C a r l i n (1943) stwierdza, że maksimum produkcyjne wypada latem, lecz niezależnie od przebiegu temperatury w kolejnych latach nie powtarza się w tym samym czasie.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem łącznie 614 osobników, co stanowi 2,34% sumy ogólnej. Z wyjątkiem serii III i IV we wszystkich innych został odnotowany. W większości przypadków nielicznie, do 10 osobników w pojedynczej próbie. W próbach powierzchniowych serii: XII, XIII, XIV i XXVII przekracza wyraźnie liczbę 10 osobników w 1 l. Gatunek ten w Jeziorze Mikołajskim bardzo ściśle trzyma się warstw epilimnionu od powierzch-



Rys. 12. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Polyarthra vulgaris*
a) w Jeziorze Mikołajskim, b) w jeziorze Śniardwy

ni do głębokości 6—8 m. Poniżej tych głębokości spotykany tylko wyjątkowo. Bez szczytów zakwitowych występuje prawie równomiernie w całym okresie stagnacji letniej.

W jeziorze Śniardwy złowiony w ilości 344 osobników. Jest jednym z liczniej występujących gatunków w tym jeziorze, a jego wskaźnik procentowy wynosi 7,01%. Tak jak w Jeziorze Mikołajskim w większości prób nie przekracza 10 osobników. Jedyne większe skupisko, dochodzące do 30 osobników w 1 l, odnotowałem w warstwach powierzchniowych w seriach IX, X i XI na przełomie lipca i sierpnia. W jeziorze tym powierzchnia nie jest czynnikiem grupującym ten gatunek. W środkowym okresie stagnacji, w drugiej połowie sierpnia, obserwuje się zmniejszenie ilości występowania *Polyarthra vulgaris* Carlin w jeziorze Śniardwy.

Brachionus angularis Gosse

Odnotowany tylko w Jeziorze Mikołajskim. J. Wiszniewski (1953) mówi, iż jest to bardzo częsty i niekiedy liczny składnik planktonu jezior, przede wszystkim eutroficznych. L. K. Pawłowski (1958) podaje go z licznych stanowisk z terenu badań. R. Lucks (1912) spotykał go nie tylko w planktonie.

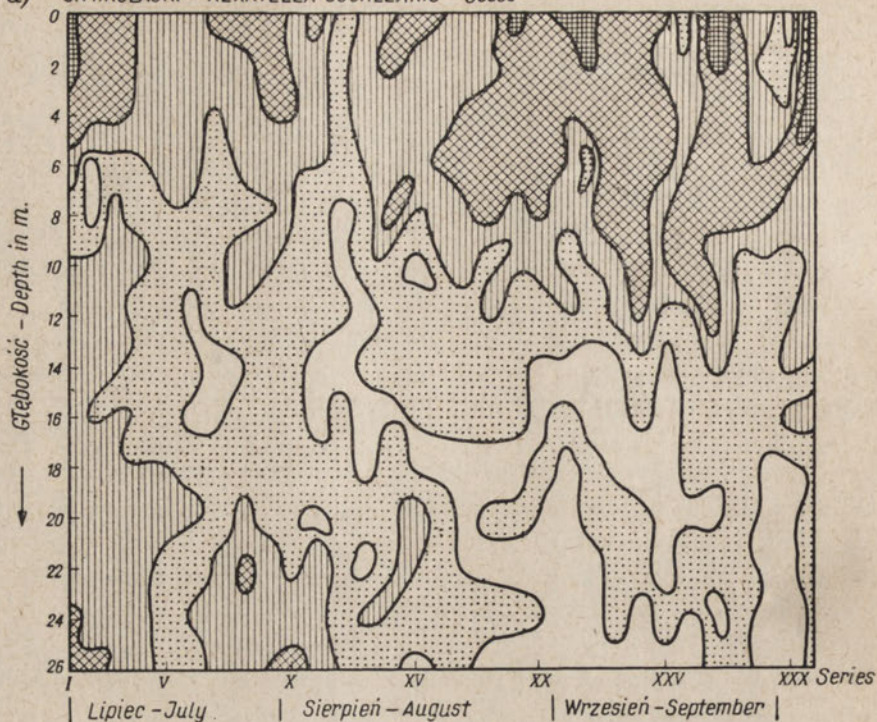
W Jeziorze Mikołajskim odnotowany został w ilości tylko 8 osobników w całym okresie badań. Złowiony został czterokrotnie w seriach: I — na głębokości 14 m; V — na głębokości 2 m; X — na głębokości 8 m i XIX — na głębokości 6 m. We wszystkich czterech przypadkach wystąpił w ilości 2 osobników w próbie.

Keratella cochlearis (Gosse) (rys. 13a i b)

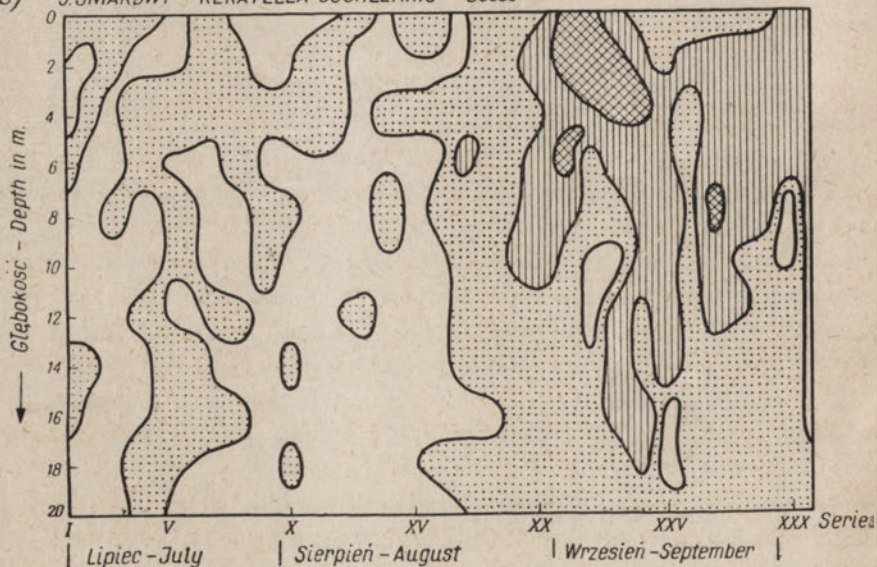
Najliczniej występujący gatunek w obu jeziorach. Wszyscy autorzy zgodnie podkreślają, iż jest to gatunek bardzo licznie występujący i jeden z najpospolitszych wrotków planktonowych, spotykany w zbiornikach wszelkiego typu.

W Jeziorze Mikołajskim złowiony w ilości 8170 osobników, dając wskaźnik procentowy — 31,20%. W większości prób przekracza ilość 10 osobników w 1 l. Wielokrotnie, a szczególnie w epilimnionie osiąga ilość 100 osobników w próbie. W seriach: I, XIX, XXII, XXVII i XXXI w warstwach 0, 2 i 4 m przekracza ilość 100 osobników w próbie. W początkach lipca występuje prawie równie licznie w całym słupie wody. W połowie lipca następuje pewne zmniejszenie liczebności w środkowych warstwach wody, przy zachowaniu dużej liczebności przy powierzchni i przy dnie. W początkach sierpnia obserwuje się zupełny zanik tego gatunku w środkowych warstwach wody, który w miarę upływu stagnacji przesuwa się w strefy przydenne. W drugiej połowie sierpnia, we wrześniu i październiku przechodzi przez cztery kolejne maksima produkcyjne, skupione w strefach

a) J. MIKOŁAJKI - KERATELLA COCHLEARIS Gosse



b) J. ŚNIARDWY - KERATELLA COCHLEARIS Gosse



Rys. 13. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Keratella cochlearis*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

epilimnionu. W miarę upływu stagnacji letniej i w związku z tym w miarę obniżania się warstw metalimnionu obserwuje się także przenikanie większych ilości wrotków tego gatunku w głąb wody. I tak w serii VI większe skupiska utrzymują się na głębokości 6 m, w serii VIII i XVII na 10 m, w seriach XVIII i XXI na 12 m, w seriach XXIV i XXVII na 12 i 14 m głębokości, a w serii XXX i XXXI aż na głębokości 16 m.

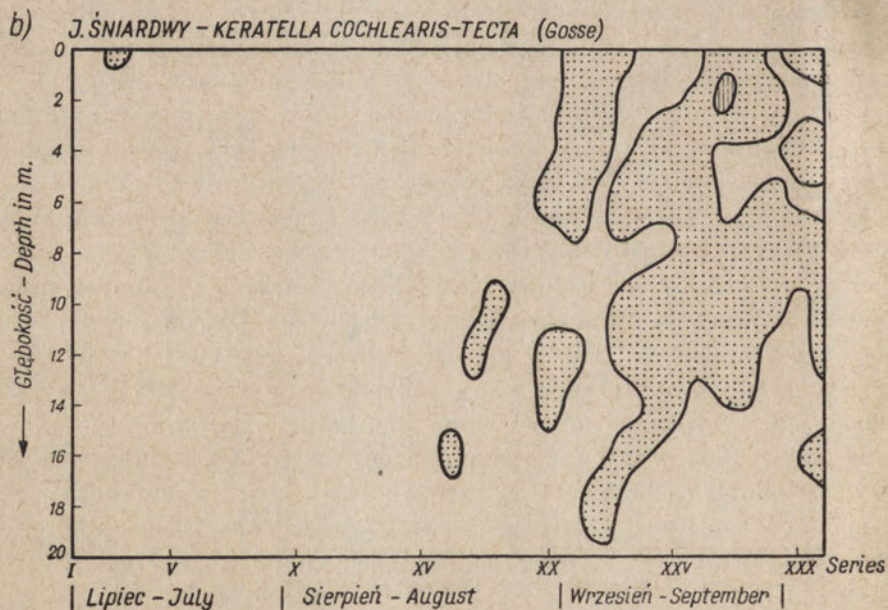
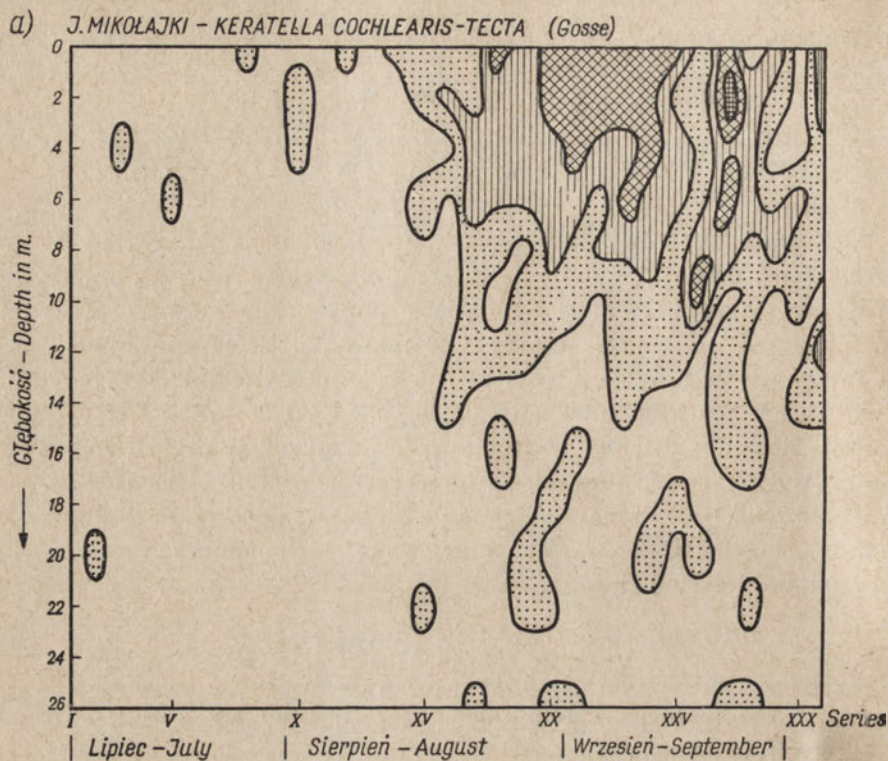
W jeziorze Śniardwy złowiony w ilości 1496 osobników, co stanowi 30,51% sumy wszystkich osobników odnotowanych w tym jeziorze. W większości przypadków łowiony w ilościach do 10 osobników w próbie. We wrześniu przechodzi przez szczyt występowania, który swoje maksimum osiąga w seriach XXI — XXIV, tj. na początku września. W tym czasie w warstwach powierzchniowych osiąga ponad 30 osobników w 1 l wody. Znacznie liczniej występuje w drugiej połowie stagnacji letniej. W pierwszej połowie we wszystkich próbach nie przekracza ilości 10 osobników. W sierpniu obserwuje się pewne zmniejszenie ilości występowania wrotków tego gatunku. Rozkład ilościowy jest mniej więcej równomierny w całym słupie wody od powierzchni do dna.

Keratella cochlearis tecta (Gosse) (rys. 14a i b)

Występuje w obu jeziorach badanych. L. K. P a w ł o w s k i (1958) uważa, iż jest to forma często spotykana. R. L u c k s (1912) odnotował go z terenu Pomorza.

W Jeziorze Mikołajskim złowiony w ilości 1730 osobników, które dały wskaźnik procentowy — 6,61%, czyli jest to jeden z liczniejszych wrotków w tym jeziorze. Mniej więcej w połowie prób ilość osobników występujących nie osiągała liczby 10/l. Stosunkowo bardzo licznie występuje w epilimnionie, w hypolimnionie raczej sporadycznie. W pierwszej połowie stagnacji letniej odnotowany tylko w kilku próbach w ilościach nie przekraczających 10 osobników w 1 l wody. W drugiej połowie stagnacji osiąga swoje maksimum produkcyjne w postaci dwóch szczytów. Jeden dość długotrwały od serii XVII do serii XXV; od połowy sierpnia do połowy września. W okresie tym w warstwach powierzchniowych do głębokości 4 m, w ciągu przeszło dwóch tygodni, ilość osobników nie schodziła poniżej 30 w 1 l wody. Drugi szczyt, krótkotrwały, osiągnął swoje maksimum w serii XXVII z końca września. W tym czasie na głębokości 2 m gatunek ten wystąpił w ilości ponad 100 osobników w 1 l. Po tym okresie, w serii XXX nastąpił spadek liczebności do 0 osobników w warstwach powierzchniowych, aby w serii następnej osiągnąć ponownie wysokie wartości liczbowe. Gatunek ten w Jeziorze Mikołajskim jest typowym składnikiem planktonu w drugiej połowie stagnacji letniej.

W jeziorze Śniardwy złowiony został w ilości 156 osobników, co stanowi 3,18% ogólnej liczby osobników. Z wyjątkiem jednej próby o wyż-



Rys. 14. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Keratella cochlearis tecta* a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

szych wartościach liczbowych, we wszystkich pozostałych nie osiągnął liczby 10 osobników w 1 l wody. W pierwszej połowie okresu badawczego złowiony tylko jednokrotnie, przy powierzchni wody w serii III; reszta osobników odnotowana została w drugiej połowie stagnacji letniej. Gatunek ten nie skupia się przy powierzchni jeziora, równie często spotykany jest w głębi wody.

Keratella quadrata (Müller) (rys. 15a i b)

Występuje w obu badanych jeziorach. J. Wiszniewski (1953) podaje, że jest to jeden z najpospolitszych wrotków planktonowych, częsty i liczny w zbiornikach wszelkich typów przez cały rok, charakterystyczny przede wszystkim dla stawów, eutroficznycy jezior itp. Według L. K. Pawłowskiego (1958), jest równie częsty jak gatunek poprzedni.

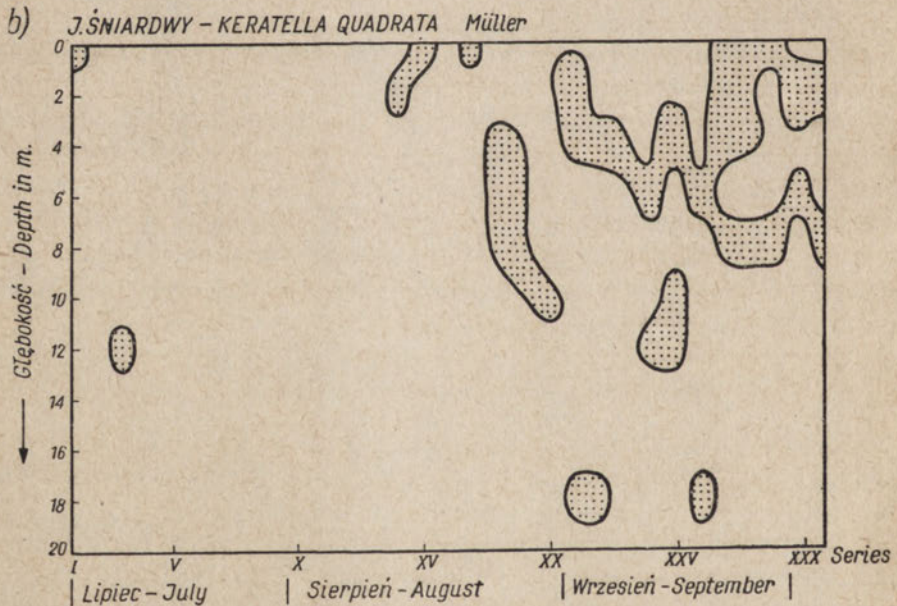
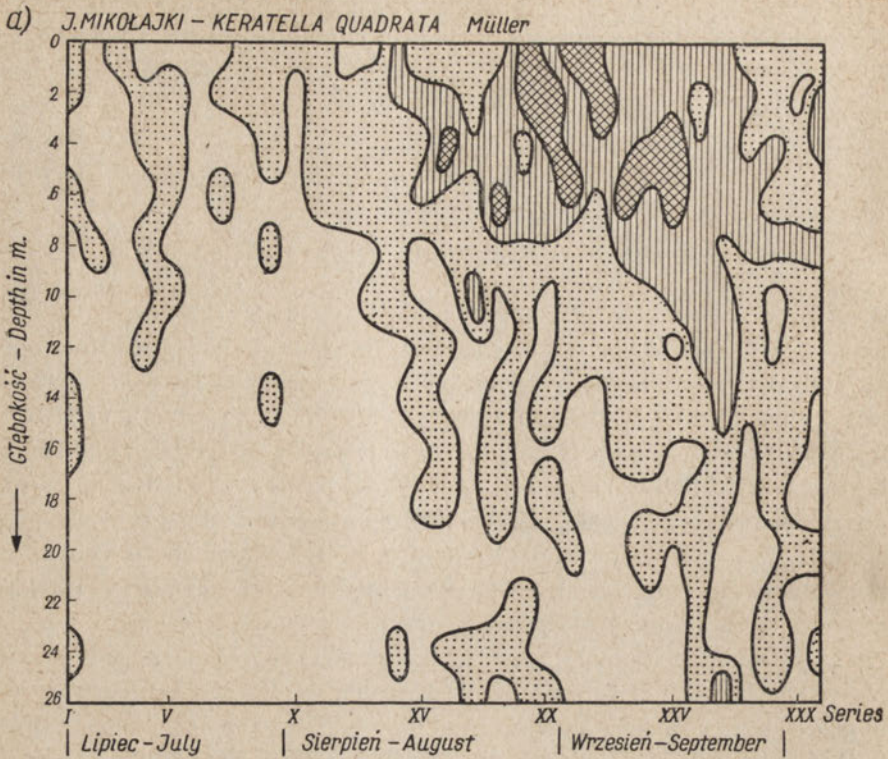
W Jeziorze Mikołajskim złowiony w ilości 1870 osobników, co w stosunku procentowym wynosi — 7,14%. Jest to jeden z liczniej występujących wrotków w tym jeziorze. W większości prób łowiony do 10 osobników w 1 l. W pierwszym okresie stagnacji nieliczny, dopiero od serii XIV, w połowie sierpnia, w próbach powierzchniowych przekracza ilość 10 osobników. W drugiej połowie stagnacji przechodzi przez trzy krótkotrwałe okresy szczytowe, w których ilość osobników dochodzi do 100/l. Szczytowy wzrost liczebności jest poprzedzony wzmaganiami się liczebności tego gatunku w środkowych warstwach epilimnionu na 10 dni przed pierwszym szczytem. W pierwszej połowie stagnacji znacznie mniej liczny aniżeli w drugiej. W strefach hypolimnionu w pierwszym okresie stagnacji spotykany sporadycznie, w drugim okresie znacznie częściej.

W jeziorze Śniardwy wystąpił nielicznie. Ogółem złowiono 80 osobników, co stanowi 1,63% sumy wszystkich osobników. We wszystkich przypadkach złowień nie przekroczył liczby 10 okazów w 1 l. W pierwszej połowie stagnacji odnotowany tylko dwukrotnie: w serii I przy powierzchni i w serii III na głębokości 12 m. Reszta okazów została złowiona w drugiej połowie stagnacji od serii XIV począwszy. Gatunek ten w tym jeziorze chętniej występuje w warstwach powierzchniowych.

Keratella quadrata brevispina (Gosse)

Występuje tylko w Jeziorze Mikołajskim. J. Wiszniewski (1953) wspomina o jego występowaniu z terenu Pomorza, okolic Gdańska, Warszawy, Wigier oraz Wielkopolski, Łódzkiego i Krakowskiego.

W danym jeziorze złowiłem 70 okazów, co stanowi 0,23% sumy ogólnej. We wszystkich przypadkach wystąpił w ilościach poniżej 10 osobników w 1 l, w dwóch charakterystycznych okresach. W pierwszych trzech seriach obserwacji znaleziony był w pięciu próbach z różnych głębokości od 0 do



Rys. 15. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Keratella quadrata*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

22 m, a następnie dopiero we wrześniu i październiku. Unika wyraźnie głębszych warstw wody. Między seriami III a XIX nie został złowiony.

Notholca labis Gosse

Odnotowany tylko z jeziora Śniardwy. J. Wiszniewski (1953) mówi, iż jest to gatunek dość pospolity w planktonie zbiorników różnych typów. Według L. K. Pawłowskiego (1958) *N. labis* Gosse nie daje wysokich maksimumów produkcyjnych, licznie występując tylko w listopadzie. W. M. Ryłow (1935) podaje, iż jest bardzo rozpowszechniony w jeziorach, ale występuje przeważnie nielicznie.

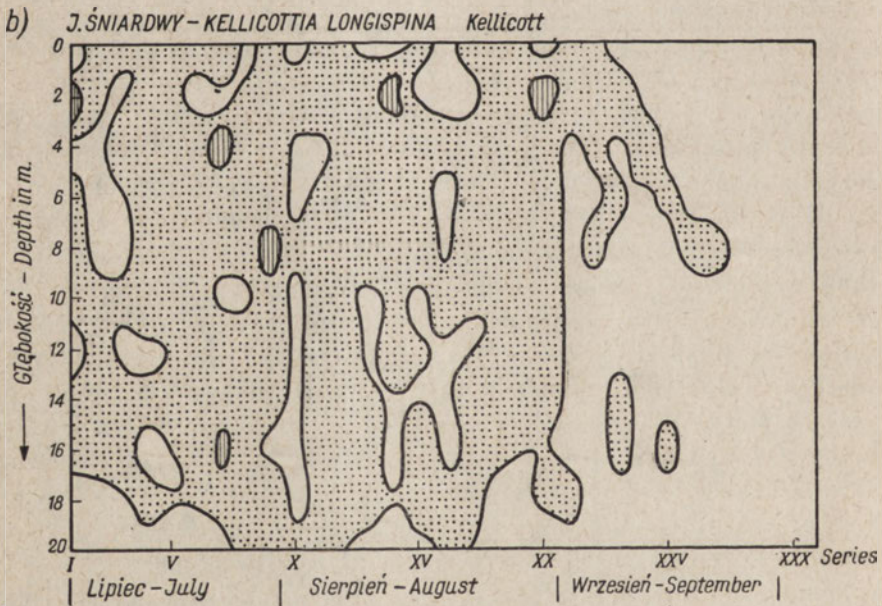
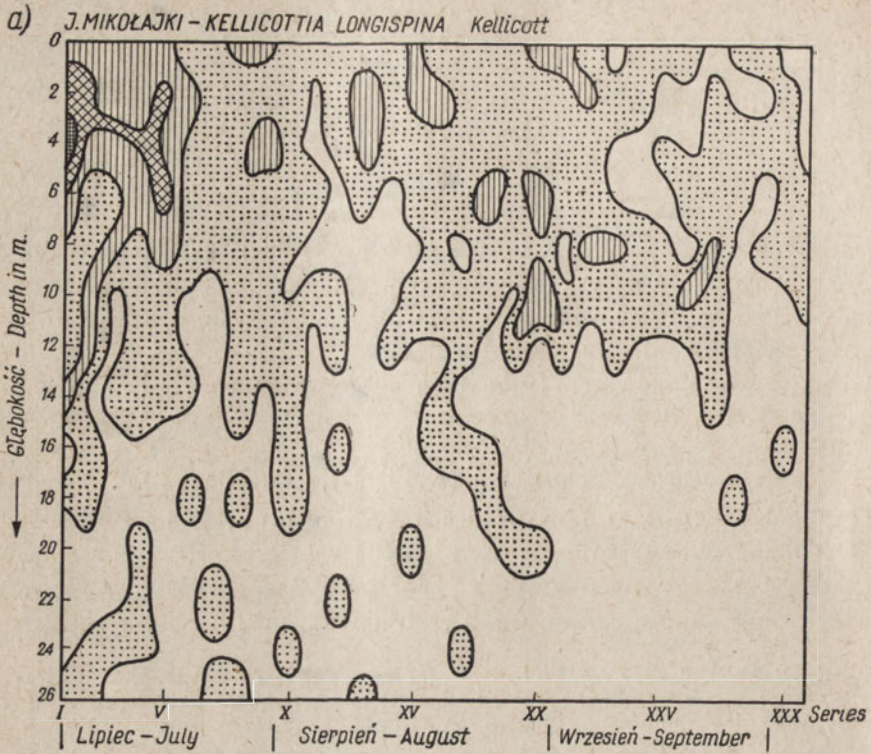
W Śniardwach złowiono tylko dwa egzemplarze tego gatunku w serii II na głębokości 10 m.

Kellicottia longispina (Kellicott) (rys. 16a i b)

Występuje licznie w obu jeziorach badanych. J. Wiszniewski (1953) podaje, że jest to jeden z pospolitszych wrotków planktonowych, charakterystycznych dla planktonu jezior wszelkiego typu, od oligotroficzných do silnie zeutrofizowanych. R. Lucxs (1912) podaje go z jezior Pomorskich.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem łącznie 1464 osobniki, co stanowi 5,59%, czyli jest jednym z liczniejszych gatunków. Odnotowany we wszystkich seriach, w większości prób do 10 osobników w 1 l wody. W ilościach do 100 osobników spotykany w warstwach powierzchniowych w początkowym okresie stagnacji do V serii włącznie. W I serii na głębokości 4 m przekroczył nawet tę ilość. Od VI serii spotykany głównie w ilościach do 10 osobników w 1 l, powyżej tej liczby sporadycznie i tylko w epilimnionie. W końcowym okresie stagnacji od połowy września, nawet w warstwach powierzchniowych obserwuje się coraz częstsze przypadki braku tego gatunku. W strefach hypolimnionu występuje w pierwszej połowie stagnacji dość licznie, w drugiej w bardzo niewielu próbach. Ogólnie, znacznie liczniej wystąpił w pierwszej połowie stagnacji letniej.

W jeziorze Śniardwy złowiony w ilości 518 osobników, dając wskaźnik procentowy — 10,56%, czyli i w tym jeziorze jest jednym z gatunków dominujących. Tylko w 6 próbach w całym okresie badawczym odnotowany w ilościach powyżej 10 osobników w 1 l. W reszcie przypadków nie osiąga tej liczby. Od serii XXI, to jest od początków września, ilość występowania gwałtownie maleje i w końcowym okresie obserwacji nie występuje w ogóle. Wykazuje bardzo charakterystyczny równomierny rozkład ilościowy od powierzchni do najgłębszych warstw wody. Liczniej występuje w pierwszej połowie stagnacji letniej, w środkowym okresie, w okolicach XV serii przechodzi przez pewien kryzys. W drugiej połowie sierpnia odnotowany równie licznie jak w początkach obserwacji.



Rys. 16. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Kellicottia longispina*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

Kellicottia longispina (Kellicott)

W przeciwieństwie do większości gatunków wrotków tych dwu jezior znacznie liczniej występowała w pierwszej połowie stagnacji.

Euchlanis dilatata Ehrenberg

Tylko w Jeziorze Mikołajskim. Według J. Wiszniewskiego (1953), jest bardzo pospolity wśród roślin, w litoralu jezior, stawów, rzek i drobnych zbiorników, niekiedy też podawany z planktonu. R. Lucksa (1912) znajdował, nawet licznie, w planktonie niektórych jezior Pomorza. L. K. Pawłowski (1958) podaje, że na terenie badań występował jako gatunek epifityczny, drobnozbiornikowy lub stawowy, w warunkach podobnych do warunków panujących w strefie litoralu jezior.

W Jeziorze Mikołajskim odnotowany tylko jednokrotnie w ilości dwóch egzemplarzy, w próbie w serii XXVI z końca września na głębokości 10 m.

Lepadella patella (Müller)

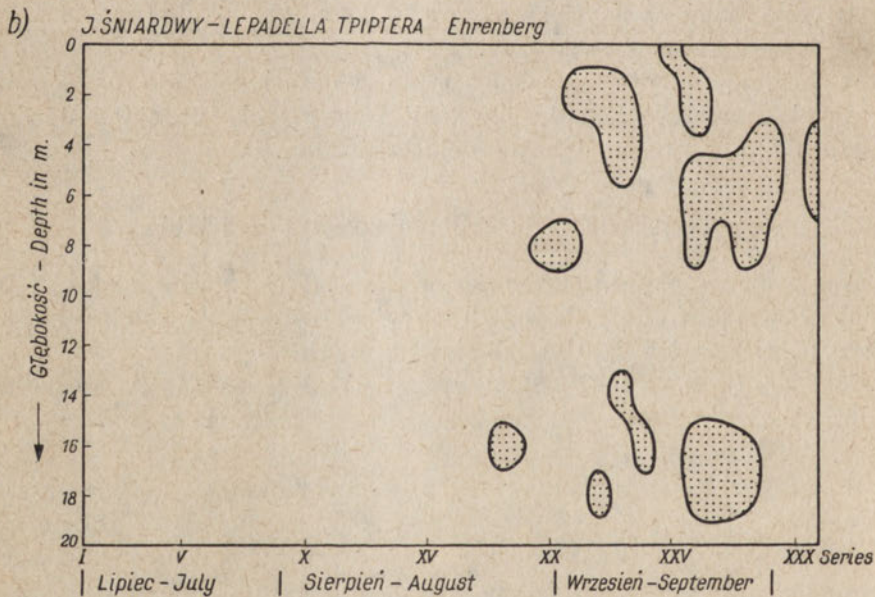
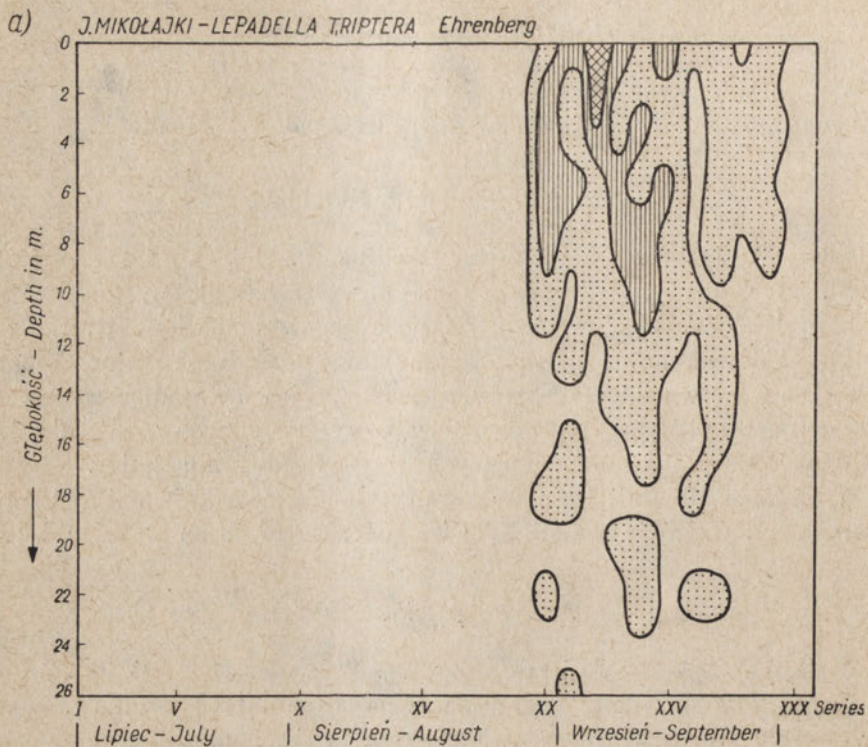
Znaleziony tylko w Jeziorze Śniardwy. W wykazach J. Wiszniewskiego (1953) podany jako jeden z najpospolitszych wrotków, eurytopowy wśród roślin w zbiornikach różnych typów, rzadziej w planktonie. Na terenie badań L. K. Pawłowskiego (1958) nigdzie nie występował licznie. Gatunek całoroczny.

W jeziorze Śniardwy złowiony tylko w trzech próbach na początku okresu obserwacyjnego, w lipcu w serii I na głębokościach 0 i 6 m oraz w serii III przy samym dnie na głębokości 20 m.

Lepadella triptera Ehrenberg (rys. 17a i b)

Występuje w obu badanych jeziorach. J. Wiszniewski (1953) podaje, iż jest dość częsty choć nieliczny wśród roślin w różnych zbiornikach. Przez R. Lucksa (1912) odnotowany także, lecz nie z planktonu. L. K. Pawłowski (1958) pisze, iż na terenie badań jest to gatunek bardzo rzadki, w Polsce był dotąd stwierdzany zaledwie w kilku stanowiskach.

W Jeziorze Mikołajskim złowiony w ilości 508 okazów, co daje wskaźnik procentowy 1,94%. W większości przypadków występuje w ilościach do 10 osobników w 1 l, jednakże wykazuje trzy wyraźne maksima ilości występowania w warstwach epilimnionu. Pierwszy szczyt (do 30 osobników w 1 l) odnotowałem w serii XX z końca sierpnia, na głębokościach od 2 do 8 m. Szczyt ten przechodzi w drugie maksimum (do 100 osobników w 1 l) w serii



Rys. 17. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Lepadilla triptera*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

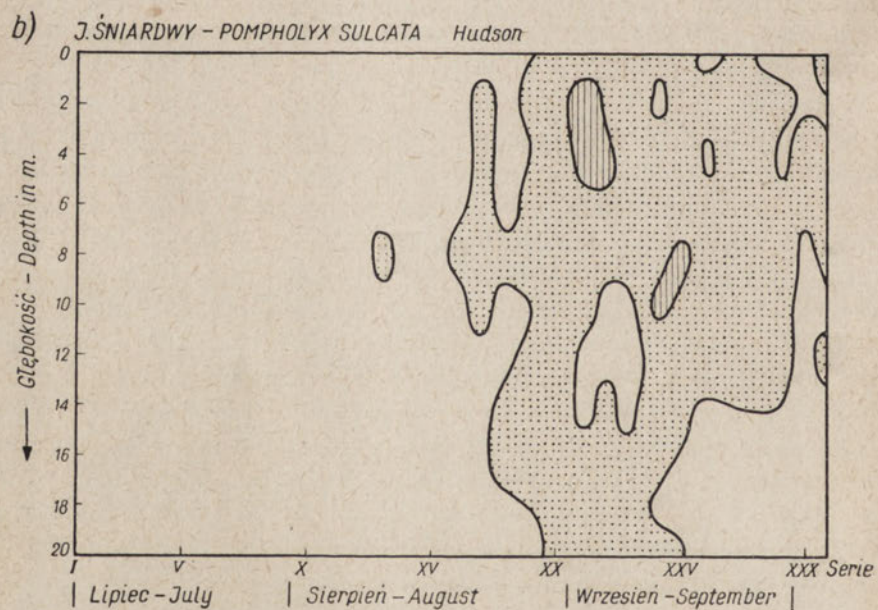
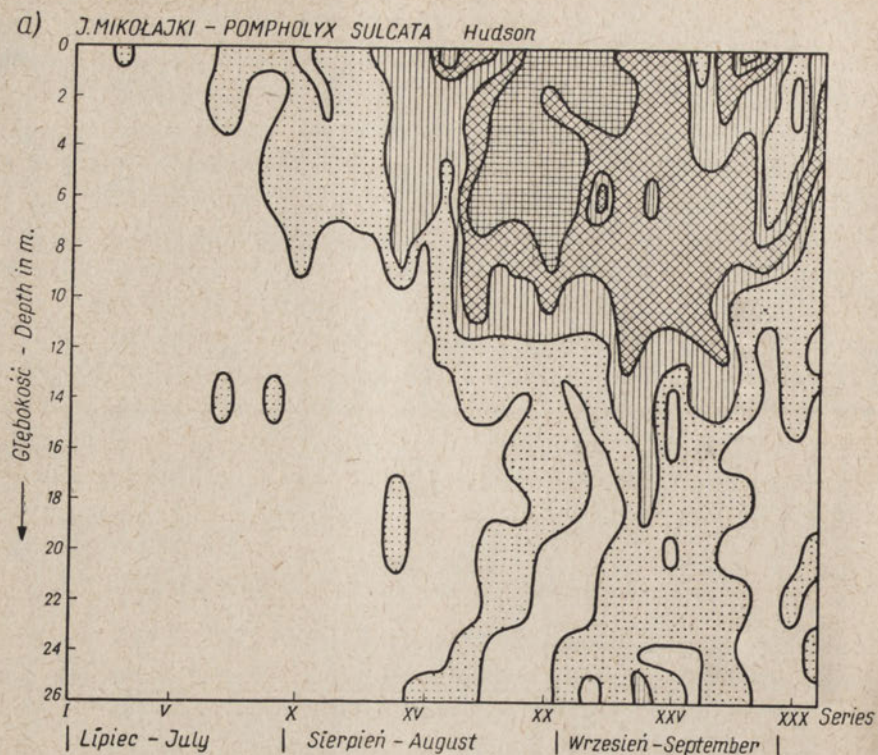
XXII na początku września. Szczyt ten w miarę upływu czasu przesuwa się w głąb wody do głębokości 10 m, na której w serii XXIV osiąga jeszcze wartości ponad 10 osobników w 1 l. W końcu września obserwowałem silny spadek ilości występowania, a w październiku całkowity zanik tego gatunku. W głębokich strefach wody spotykany nielicznie. Do serii XIX nie występuje zupełnie, a już w serii XX osiąga wysokie wartości liczbowe.

Podobnie sytuacja przedstawia się w jeziorze Sniardwy, z tym, że gatunek ten występuje znacznie mniej licznie. Złowiłem łącznie 50 osobników, co stanowi 1,02% ogólnej liczby odnotowanych okazów w tym jeziorze. We wszystkich przypadkach złowień nie przekroczył liczby 10 osobników w 1 l. Gatunek ten nie wykazuje zróżnicowania głębokościowego. Występuje w warstwach powierzchniowych jak i przydennych. W żadnej z prób z głębokości 10 i 12 m nie został odnotowany. Zupełnie nie spotykany w pierwszej połowie stagnacji letniej. Odnotowany po raz pierwszy dopiero w serii XVIII z głębokości 16 m.

Pompholyx sulcata Hudson (rys. 18a i b)

Występuje w obu badanych jeziorach. J. Wiszniewski (1953) stwierdza, iż jest to pospolity składnik letniego planktonu jezior, rzek i stawów, znajdujący też i wśród roślin w zespołach litoralnych. Na terenie badań L. K. Pawłowski (1958) odnotowany został w nielicznych okazach, a jedynie w jednym ze stawów rybnych wystąpił masowo. R. Luczkowski (1912) mówi o nim, że występuje głównie w planktonie wielu jezior Pomorza w okresie od maja do września.

W Jeziorze Mikołajskim był drugim gatunkiem, po *Keratella cochlearis* (Gosse), co do ilości występowania. Złowiony łącznie w ilości 7176 osobników, co stanowi 27,40% sumy ogólnej osobników. W większości prób przekraczał liczbę 10 osobników w 1 l. Między seriami XVI a XXVIII posiadał szeroko rozbudowane i bardzo liczne maksimum produkcyjne. Pierwsze bardziej stałe pojawy tego gatunku obserwowałem w serii IX w końcu lipca w warstwach 4 i 6 m, a już w serii XIV na głębokościach od 0 do 8 m osiągał do 30 osobników w próbie. Między serią XVI a XVII w drugiej połowie sierpnia na głębokości 6 m obserwowałem gwałtowny wzrost występowania. W okresie tym osiąga liczbę ponad 100 osobników w 1 l. W miarę upływu czasu opanowuje tą ilością warstwy powierzchniowe do głębokości 8 m. Wartości te utrzymują się do serii XXIII, to jest przez blisko 20 dni. Równoległe do tego wzrostu, tylko znacznie dłużej w czasie i znacznie głębiej, występuje również w poważnych ilościach, w granicach od 30 do 100 osobników w 1 l. Szerokimi pasami przenika w głębsze warstwy wody, wielokrotnie osiąga dno i utrzymuje się w tych warstwach przez prawie cały wrzesień. Druga połowa stagnacji letniej charakteryzuje się znacznie



Rys. 18. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Pompholyx sulcata*
 a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

liczniejszym występowaniem tego gatunku. W okresie tym także dość licznie występuje w strefach hypolimnionu, jednakże jego szczyt występuje raczej w epilimnionie. Warstwa metalimnionu wyraźnie wpływa hamująco na przenikanie tego gatunku w głąb wody.

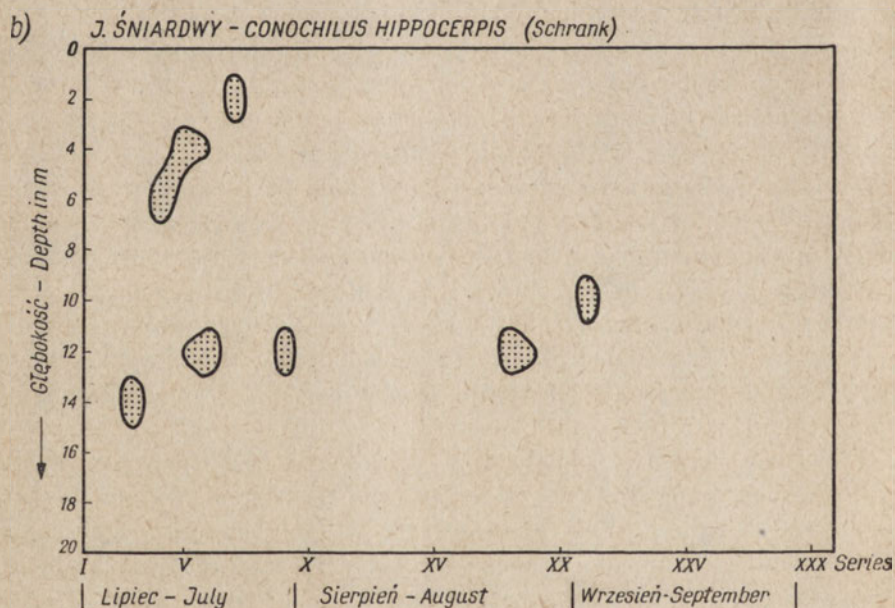
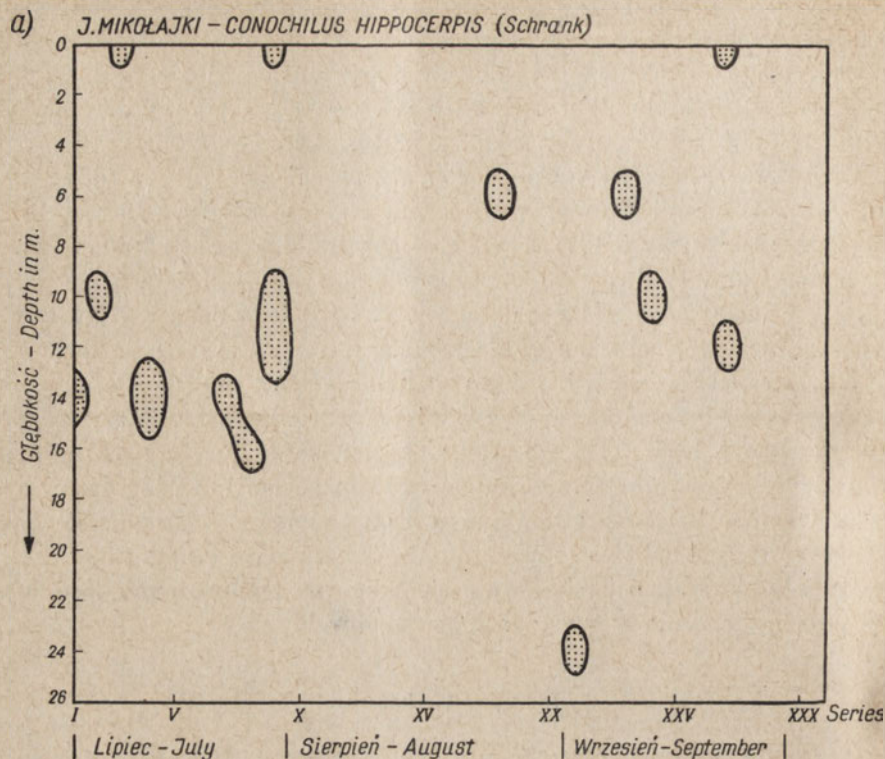
W jeziorze Śniardwy gatunek *Pompholyx sulcata* Hudson złowiony został znacznie mniej licznie, w ilościach 338 osobników. Liczba ta dała wskaźnik procentowy 6,89%, czyli i w tym jeziorze jest to jeden z liczniejszych gatunków. W dużej większości prób złowiony w ilościach nie przekraczających liczby 10 osobników w 1 l wody. Jedynie w seriach XXI i XXII, w początkach września, na głębokościach 2 i 4 m oraz w seriach XXIV i XXV, na głębokościach 8 i 10 m przekroczył liczbę 10 osobników w 1 l. Nie występował zupełnie w pierwszej połowie stagnacji. Pierwszy pojaw odnotowałem w serii XIII z sierpnia, z głębokości 8 m, a bardziej ustabilizowane występowanie odnotowałem dopiero od serii XVII w drugiej połowie sierpnia. Brak metalimnionu w tym jeziorze powoduje mniej więcej równomierny rozkład ilościowy tego gatunku w całym słupie wody. W końcowym okresie stagnacji obserwuje się ponowne zmniejszenie ilości występowania, szczególnie w warstwach przydennych.

Conochilus hippocerpis (Schrank) (rys. 19a i b)

Występuje w obu badanych jeziorach. Według J. Wiśniewskiego (1953), jest to pospolity składnik planktonu i fauny litoralu jezior, zwłaszcza mniejszych i silniej zeutrofizowanych, często liczny w heleoplanktonie stawów, łąk, młak oraz w potamoplanktonie. L. K. Pawłowski (1958) podaje go tylko z jednego stanowiska z terenu badań z zastrzeżeniem, że licznie występował w miesiącach czerwcu i lipcu.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem go w ilości 36 osobników, co stanowi 0,14% ogólnej sumy wrotków tego jeziora. We wszystkich próbach nie przekroczył 10 osobników w 1 l. W okresie badawczym odnotowany 15-krotnie w próbach z różnych głębokości. Nieznacznie liczniej spotykany był w pierwszej połowie stagnacji, najczęściej w środkowych warstwach wody, mniej licznie w warstwach głębszych aniżeli powierzchniowych. W środkowym okresie stagnacji w sierpniu, między seriami X a XVII nie złowiony.

W jeziorze Śniardwy odnotowany w ilości 16 osobników, co stanowi 0,33% ogólnej sumy wrotków tego jeziora. We wszystkich przypadkach złowień nie osiągnął liczby 10 osobników w 1 l. Odnotowany tylko w 8 próbach, przede wszystkim w pierwszej połowie stagnacji letniej. Od serii X z początku sierpnia, do końca obserwacji, tj. do 4 października, został odnotowany tylko dwukrotnie w seriach XVIII i XXI z głębokości 10 i 12 m. Gatunek ten najczęściej odnotowywany był z głębokości 10—14 m.



Rys. 19. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Conochilus hippocerpis*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

Conochiloides natans (Seligo) (rys. 20a i b)

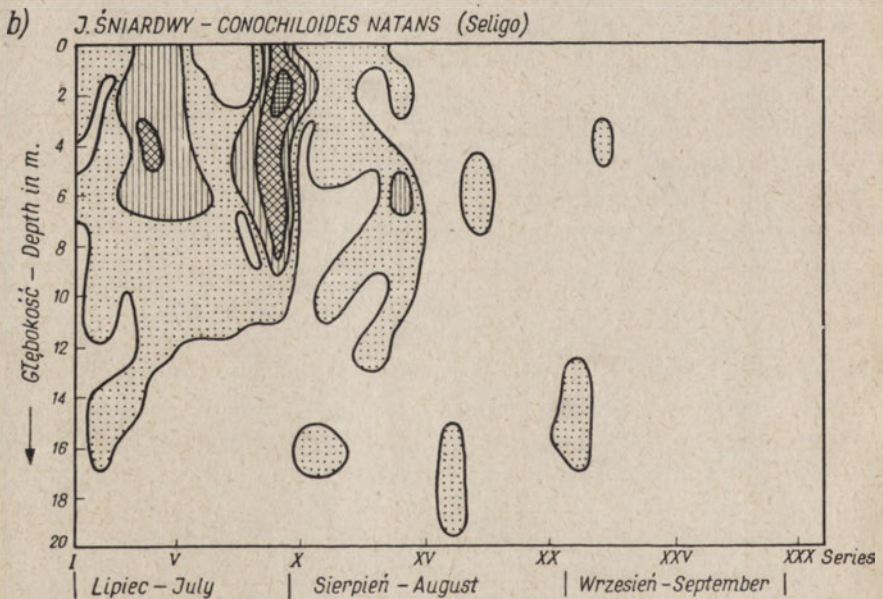
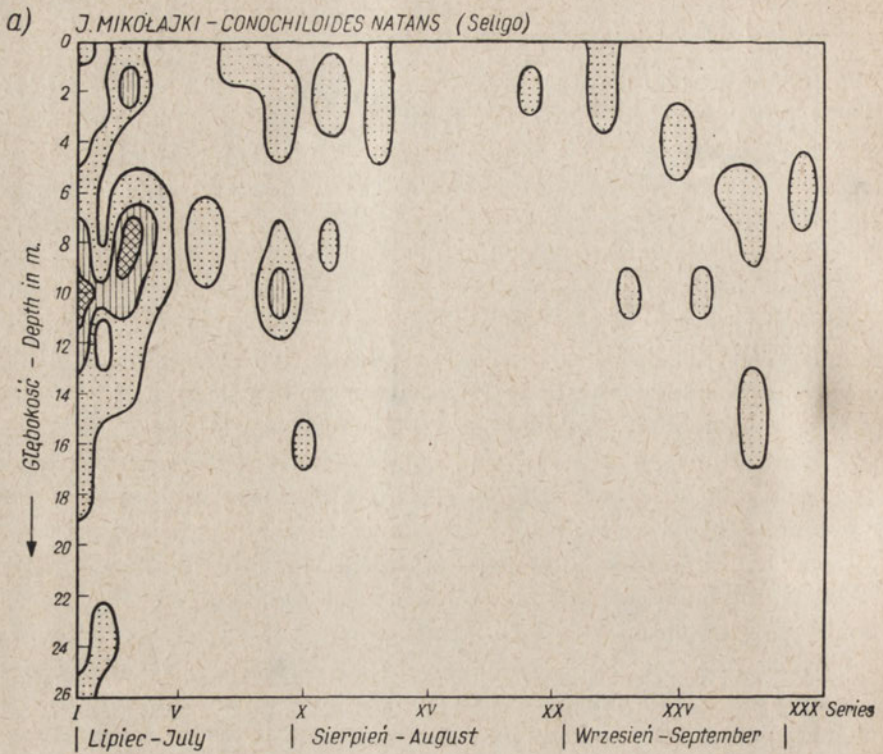
Występuje w obu badanych jeziorach. J. W i s z n i e w s k i (1953) mówi, iż jest dość częsty i niekiedy liczny w planktonie zimowym i wiosennym jezior zwłaszcza mniej zeutrofizowanych. R. L u c k s (1912) wspomina, że tylko raz licznie występował w kwietniu, w Wittstockersee, pow. Nowe Miasto.

W Jeziorze Mikołajskim złowiłem go w ilości 332 okazów, co stanowi 1,28% sumy ogólnej. W większości przypadków notowany w ilościach do 10 osobników w 1 l. Większe skupiska tego gatunku obserwowałem w I serii, gdzie na głębokości 10 i 12 m osiągał do 100 osobników w 1 l. Podobna sytuacja miała miejsce w III serii na głębokości 8 m. Liczniej występuje w epilimnionie, jednakże nie skupia się ściśle przy powierzchni, tak jak inne gatunki, a raczej gromadzi się w głębszych strefach epilimnionu. W hypolimnionie spotykany tylko wyjątkowo. Znacznie liczniejszy w pierwszej połowie stagnacji, w drugiej spotykany jedynie sporadycznie.

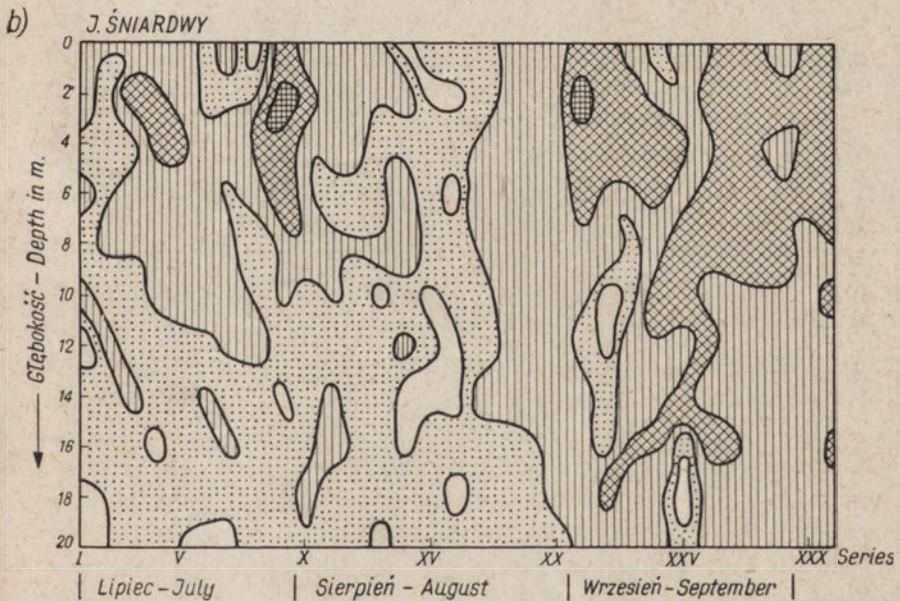
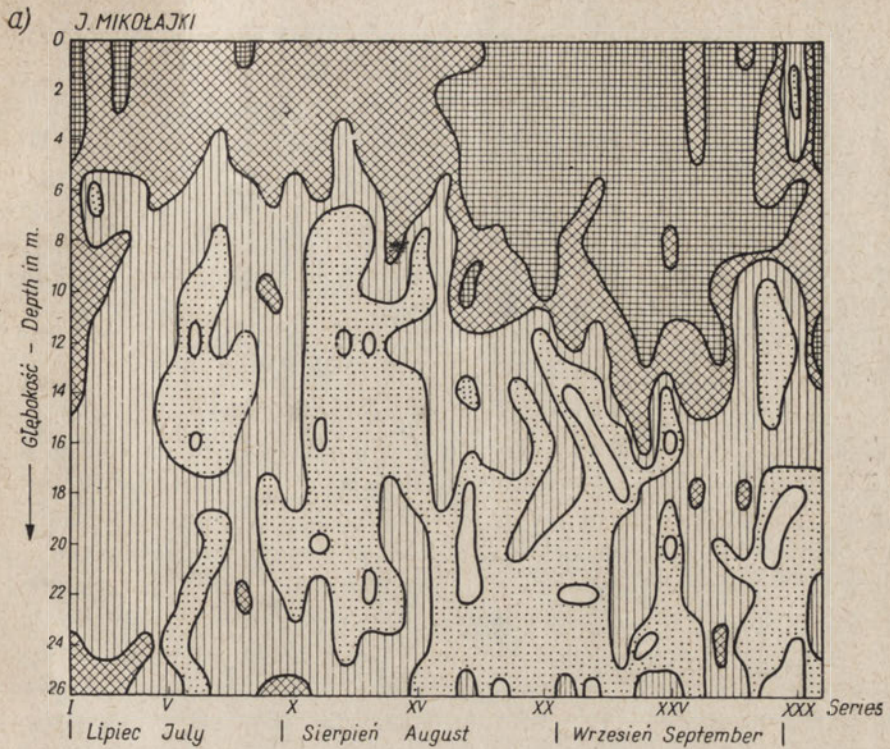
W jeziorze Śniardwy złowiony w ilości 784 osobników, co stanowi 15,99% ogólnej sumy wrotków odnotowanych w tym jeziorze. Jest to drugi co do liczebności gatunek jeziora Śniardwy. W większości przypadków łowiony był w ilościach do 10 osobników w 1 l. W seriach III — VI występuje w zwiększonych ilościach, a na głębokości 4 m w serii IV osiąga maksimum tego okresu przekraczając 30 osobników w 1 l. Drugi szczyt występowania znacznie liczniejszy i silniej rozbudowany w głąb wody obserwowałem w serii IX w końcu lipca, gdzie od powierzchni do głębokości 8 m stale były przekraczane ilości 30 osobników w 1 l, a na głębokości 2 m tej serii odnotowałem nawet ponad 100 osobników w 1 l. Mimo braku metalimnionu w tym jeziorze znacznie liczniej występuje w warstwach powierzchniowych. Całość występowania mieści się w zasadzie w pierwszej połowie stagnacji. W drugiej połowie odnotowany tylko w 7 nielicznych próbach. Od serii XXIII w początkach września do końca obserwacji nie odnotowany.

Rozmieszczenie pionowe wrotków

Na wykresach (rys. 21a i 21b) podane zostały osobno dla każdego jeziora izobionty sumy osobników wszystkich złowionych gatunków. Duży wpływ na rozmieszczenie wrotków w okresie stagnacji letniej w Jeziorze Mikołajskim (rys. 21a) ma obecność skoku termicznego rozgraniczającego warstwy epi- i hypolimnionu. Niewiele jest takich punktów w przekroju pionowym jeziora w okresie obserwacji, w których nie odnotowałem obecności wrotków. Miejsca takie występują tylko w hypolimnionie od 12 m głębokości w głąb. W pierwszej połowie stagnacji wrotki nie zostały odnotowane tylko z 6 prób, z głębokości 12, 16, 20 i 22 m w seriach: VI, XI i XIII. W drugiej połowie



Rys. 20. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie *Conochiloides natans*
a) w Jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy



Rys. 21. Izobionty wskazujące na pionowe rozmieszczenie wrotków (suma wszystkich gatunków) w okresie od lipca do października
a) w jeziorze Mikołajskim; b) w jeziorze Śniardwy

stagnacji prób pozbawionych wrotków było nieco więcej i skupiały się od 14 m do dna.

Strefy, w których występowały wrotki w ilościach od 1 do 10 osobników w 1 l wody, były spotykane głównie w warstwach głębszych od 8 m. W epilimnionie tę ilość wrotków odnotowałem tylko w dwóch próbach, a mianowicie: z głębokości 6 m w serii II i z głębokości 2 m w serii XXX. Pewne wyraźne skupienie prób o ilościach od 1 do 10 osobników w litrze obserwowałem w pierwszej połowie sierpnia, w seriach od X do XV na głębokościach od 8 do 22 m. W miarę upływu czasu zmniejsza się ilość prób, w których odnotowuje się ilości osobników w podobnych granicach.

Strefy charakteryzujące się obecnością w nich wrotków w ilościach od 10 do 30 osobników w 1 l występują głównie w pierwszej połowie stagnacji. Skupione są one w seriach między I a X w miesiącu lipcu na głębokościach od 6 m w głąb wody, niejednokrotnie osiągając dno. W seriach XV — XXI, w drugiej połowie sierpnia, na głębokościach 12—20 m, obserwuje się pewne skupienie prób, w których ilość wrotków występuje w omawianych granicach. To liczniejsze występowanie przenikające poprzez metalimnion do głębszych warstw wody jest odpowiednikiem gwałtownego wzrostu liczebności wrotków w warstwach powierzchniowych. Zimny i ubogi w tlen hypolimnion nie jest, jak się zdaje, środowiskiem sprzyjającym liczniejszemu występowaniu wrotków. Przenikanie ich w głąb jest krótkotrwałe i wrotki albo giną, albo wycofują się z powrotem w warstwy powierzchniowe. Zjawisko to obserwuje się szczególnie wyraźnie na głębokościach 12—20 m na przełomie sierpnia i września, kiedy pomiędzy jedną serią a drugą na tych samych głębokościach występują wahania ilościowe nawet do 100 osobników. Maksimum liczebności wrotków występuje w połowie września. Wówczas to próby zawierające od 10 do 30 osobników w 1 l spotyka się coraz częściej w warstwach hypolimnionu, a niejednokrotnie także przy dnie.

Próby, w których ilość wrotków została odnotowana w granicach 30—100 osobników w 1 l były zebrane głównie z warstw epilimnionu. W warstwach głębszych, próby o tych wartościach liczbowych spotykałem sporadycznie i stanowiły one maksimum ilościowego występowania, jakie tam odnotowałem. Szczególnie w początkach obserwacji w warstwach przydennych w seriach: I, II, III, IX i X na głębokościach 24—26 m. Te ilości wrotków zanotowałem także w okresie maksymalnego ich występowania na głębokościach 12—16 m w pierwszej połowie września. W pierwszej połowie stagnacji na głębokościach od powierzchni do 4—6 m w seriach I—XVI wrotki występowały stale w ilościach 30—100 osobników w 1 l.

Jednakże już w czasie serii I na głębokościach 0—4 m, serii III na głębokościach 0—2 m i serii IX, przy powierzchni, ilość wrotków w 1 l wody przekraczała liczbę 100 osobników. W okresie zakwitowym, począwszy

od serii XVI z połowy sierpnia do końca września, w warstwach powierzchniowych występuje stale ponad 100 osobników w 1 l. Niejednokrotnie liczba ta jest wyższa, a w niektórych okresach szczytowego pojawu wrotków odnotowałem ponad 500 osobników w 1 l wody. W miarę upływu czasu, w tym okresie, obserwuje się, iż strefy licznego występowania (ponad 100 osobników w 1 l) przenikają od powierzchni w głąb wody. I tak początek pojawu szczytowego wystąpił w serii XVI, gdzie na głębokości 2 m po raz pierwszy odnotowałem ponad 100 osobników w 1 l. Już w serii następczej ilość ta występuje nieprzerwanie na głębokościach od 2 do 6 m. Odosobnione tego rodzaju stanowisko w tej serii odnotowałem także na głębokości 10 m. W serii XVIII osiąga ona powierzchnię i utrzymuje się przy niej nieprzerwanie do serii XXIX, z dwoma wyjątkami w seriach XXVI i XXVIII. W serii XX ponad 100 wrotków w 1 l odnotowałem w słupie wody od powierzchni do 10 m głębokości łącznie. Nasilenie to wypada w końcu sierpnia. We wrześniu, po krótkotrwałym kryzysie, ilości te powtarzają się ponownie, od powierzchni do warstw głębszych, gdzie ekspansja przebiega w postaci dwóch klinów osiągając w seriach XXIV i XXVII głębokość 12 m. W końcu września na tych głębokościach obserwuje się gwałtowny spadek ilości osobników. Seria XXXI, ostatnia w obserwacji, wykazuje ponowny wzrost występowania, jakoby początek nowego nasilenia liczebności wrotków.

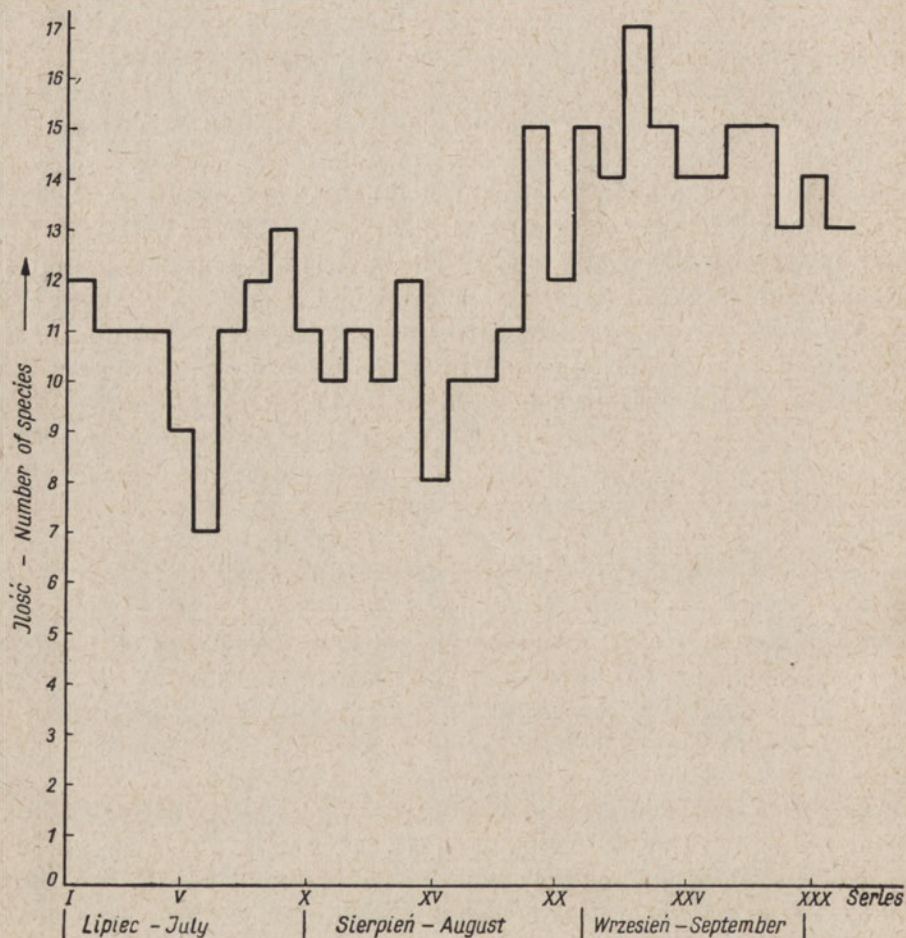
Ogólnie w Jeziorze Mikołajskim wrotki wystąpiły znacznie liczniej w drugiej połowie stagnacji, w której umiejscowiły się maksima produkcyjne gatunków: *Trichocerca pusilla* (Jennings), *Chromogaster ovalis* (Bergendal), *Ascomorpha ecaudis* Perty, *Polyarthra minor* (Voigt)?, *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. cochlearis tecta* (Gosse), *K. quadrata* (Müller), *Lepadella triptera* Ehrenberg, a szczególnie *Pompholyx sulcata* Hudson. W okresie poprzedzającym maksimum, tj. w pierwszej połowie sierpnia, obserwowałem w tym jeziorze wyraźne zahamowanie liczniejszego występowania.

Brak obecności skoku i rozgraniczenia na warstwy epi- i hypolimnionu w jeziorze Śniardwy (rys. 21b), powoduje odmienny układ ilościowy wrotków tego jeziora. Prób, w których brak wrotków, jest równie mało jak w Jeziorze Mikołajskim, są raczej chaotycznie rozrzucone w całym okresie stagnacji, bez względu na głębokość. Jedynie w środkowym okresie stagnacji, mniej więcej w połowie sierpnia, widać pewne skupienie tych prób, które świadczą o zahamowaniu występowania wrotków w tym okresie.

Strefy, w których wrotki występują w ilościach od 1 do 10 osobników w 1 l, spotyka się głównie w pierwszej połowie stagnacji, często w głębszych warstwach wody, a poniżej 10 m są w poważnej większości. W drugiej połowie stagnacji występują znacznie większe ilości wrotków.

Próby, w których ilość wrotków występuje w granicach 10—30 osobników w 1 l, spotykane są raczej w warstwach powierzchniowych do głębokości 10—12 m, głównie w pierwszej połowie stagnacji. Szczególnie w lipcu

w seriach od II do VIII. W drugiej połowie sierpnia, począwszy od serii XVII, na głębokościach 4, 6, 8 i 14 m obserwuje się zwiększone występowanie wrotków, do 30 osobników w 1 l. Już w serii następnej wartości te osiągają powierzchnię jeziora, a w serii XXI — dno. Bardzo charakte-



Rys. 22. Liczba gatunków w Jeziorze Mikołajskim w kolejnych seriach połowu

rystyczne jest szybkie opanowanie całego słupa wody równymi ilościami osobników, od powierzchni do dna i utrzymanie się tych wartości w większości prób do października, tj. do kresu obserwacji. Izobionty na rys. 22b wykazują wyraźnie to zjawisko, jak również charakterystyczny podział stagnacji na dwa okresy ilościowo silnie się od siebie różniące.

Próby zawierające od 30 do 100 osobników wrotków w 1 l zostały odnotowane w stosunkowo mniejszych ilościach aniżeli w Jeziorze Mikołajskim.

Procentowy udział poszczególnych gatunków w kolejnych seriach
Percentage of particular species in successive series of samples

Tabela II

Jeziro Mikołajskie — Mikołajskie Lake (1958)

No	Data pobrania serii — Date of sampling	4.VII	8.VII	11.VII	14.VII	17.VII	20.VII	23.VII	26.VII	29.VII	1.VIII	4.VIII	7.VIII	10.VIII	13.VIII	16.VIII	19.VIII	22.VIII	25.VIII	28.VIII	31.VIII	3.IX	6.IX	9.IX	12.IX	15.IX	18.IX	21.IX	24.IX	28.IX	1.X	4.X				
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII	XIX	XX	XXI	XXII	XXIII	XXIV	XXV	XXVI	XXVII	XXVIII	XXIX	XXX	XXXI				
		Suma osobników w serii — Number of individuals	1112	444	636	394	366	228	252	430	436	336	238	186	262	394	328	390	906	1090	1610	1822	2210	1424	1690	1836	1196	1000	2240	846	464	380	1052			
		Średnia ilość osobników w 1 litrze wody — Average number in 1 litre	80,3	31,8	48,9	28,1	26,1	16,3	18,9	30,7	31,1	22,3	18,2	14,5	18,9	30,3	23,5	26,1	64,8	78,1	124,6	129,0	156,8	101,0	113,8	131,1	86,1	41,4	160,1	60,3	33,0	24,3	68,0			
Gatunek — species		Ilość osobników danego gatunku w % sumy ogólnej dla każdej serii — Number of rotifers in % of total number caught																																		
1	<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse)		0,5		0,5			1,6	0,5	1,8	2,4	1,7	1,1	0,8	1,5	0,6		1,1	0,4	1,2	1,2	0,5	0,7	0,8	1,6		0,8	1,1	0,9	1,3		0,4				
2	<i>T. pusilla</i> (Jennings)					1,1	1,8		2,8	2,8	4,2	1,7	3,2	3,8	1,0		1,5	0,9	0,7	2,1	1,8	3,5	2,9	2,8	3,2	2,8	2,2	2,1	3,1	0,9	2,1	0,2				
3	<i>T. capucina</i> (Zach.)				0,5					0,5			1,1	0,8	0,5			1,5	2,6	1,0	2,4	0,4		0,4	0,4	0,2		0,8	0,7		1,6	0,4				
4	<i>Gastropus stylifer</i> Imhof	0,2			0,5			2,4	0,9	0,9		1,7					0,5							0,4	0,2											
5	<i>Chromogaster ovalis</i> (Bergen.)															0,5			0,1	0,3	0,1	0,1	0,7	0,8	1,7	1,2	5,4	2,6	1,3	1,1	1,1					
6	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	4,1	5,8	8,2	11,7	11,5	14,0	12,7	15,3	20,2	16,1	9,2	24,6	4,6	16,8	9,3	9,2	9,3	8,6	4,6	3,1	3,2	5,8	15,5	17,0	10,0	16,8	17,1	10,4	7,3	6,8	15,2				
7	<i>Asplanchna Brightwelli</i> Gosse	0,2			0,5																															
8	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	0,4	0,5	0,6	2,0																								0,2		1,1					
9	<i>Polyarthra minor</i> (Voigt)			0,9	1,0		1,8	0,8		0,5					0,5		0,5		0,4		0,7	1,1	1,2	0,4	5,4	1,8	3,9	1,7	0,4	0,5	1,3					
10	<i>P. vulgaris</i> Carlin	0,9	0,9			2,2	1,8	4,0	4,7	6,4	3,6	8,4	23,7	13,7	5,1	0,6	6,7	1,3	1,8	3,4	0,2	0,5	0,8	1,3	0,9	2,3	3,0	3,8	3,6	4,3	3,2	1,3				
11	<i>Brachionus angularis</i> Gosse	0,2				0,5					0,6								0,1																	
12	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	57,8	62,4	59,5	49,3	46,5	62,2	57,0	59,0	44,5	53,4	59,6	16,1	41,2	38,1	45,1	34,4	22,1	19,4	22,1	17,6	13,2	20,6	22,0	28,9	20,9	22,0	29,8	35,9	33,6	40,0	52,6				
13	<i>K. cochlearis tecta</i> (Gosse)		0,5	0,3		0,5			0,5		1,8				0,5	3,0	4,1	7,3	8,8	4,3	7,6	8,9	11,7	11,1	9,6	8,5	6,2	11,0	7,9	6,0	5,3	6,3				
14	<i>K. quadrata</i> (Müller)	1,1	0,5	0,3	2,0	2,7		1,6	1,4	3,2	0,6	7,6	4,3	4,6	9,1	15,2	18,5	5,7	7,2	6,4	7,5	5,4	8,3	7,6	7,4	13,9	15,6	7,2	9,2	13,8	14,7	6,3				
15	<i>K. quadrata brevispina</i> (Gosse)	0,9	0,5	0,6																0,1		0,2		0,2	0,3	0,3				1,7	1,1	2,1				
16	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	23,2	22,5	15,8	26,4	34,5	15,8	14,3	13,0	10,6	13,1	3,4	10,8	16,0	7,1	11,0	8,2	3,1	3,3	2,6	4,1	1,6	2,7	1,2	1,1	1,0	1,8	1,5	0,9	2,2	2,6	0,6				
17	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg																																			
18	<i>Lepadella triptera</i> Ehrenberg																			4,0	2,8	7,2	3,9	4,2	4,5	1,2	1,5	1,2	3,9							
19	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson			0,3				3,2	0,5	1,8	3,6	4,2	12,9	12,2	19,3	15,2	16,4	47,7	47,0	51,5	50,2	58,9	37,1	30,9	24,1	28,2	27,0	14,4	20,8	23,3	18,8	12,2				
20	<i>Conochilus hippocerpis</i> (Schränk)	0,2	0,5	0,3	1,0		0,8	0,5	1,8			1,1							0,2			0,1		0,1	0,1			0,2								
21	<i>Conochiloides natans</i> (Seligo)	10,8	5,4	13,2	5,1		2,6	1,6	0,9	5,0	0,6	2,5		2,3					0,1			0,6	0,1			0,3	0,2	0,2	0,9		1,1					

Procentowy udział poszczególnych gatunków w kolejnych seriach
Percentage of particular species in successive series of samples

Tabela III

Jeziro Śniardwy — Śniardwy Lake (1958)

No	Data pobrania serii — Date of sampling	4.VII	8.VII	11.VII	14.VII	20.VII	23.VII	26.VII	29.VII	1.VIII	4.VIII	10.VIII	13.VIII	16.VIII	19.VIII	22.VIII	25.VIII	31.VIII	3.IX	6.IX	9.IX	12.IX	15.IX	18.IX	21.IX	28.IX	1.X	4.X	
	Numer kolejny serii — No of series	I	II	III	IV	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XIII	XIV	XV	XVI	XVII	XVIII	XX	XXI	XXII	XXIII	XXIV	XXV	XXVI	XXVII	XXIX	XXX	XXXI	
	Suma osobników w serii — Number of individuals	76	60	98	178	112	112	100	498	144	120	64	74	30	40	82	112	150	398	274	270	312	250	292	358	204	200	296	
	Średnia ilość osobników w jednym litrze wody — Average number in 1 litre	6,9	7,5	8,9	17,8	12,4	10,0	10,0	49,8	14,4	12,0	5,8	8,2	3,3	3,6	9,3	11,2	19,0	39,8	27,4	27,0	31,2	22,8	29,2	71,6	29,1	28,1	32,9	
Gatunek — Species		Ilość osobników danego gatunku w % sumy ogólnej dla każdej serii — Number of rotifers in % of total number																											
1	<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse)			2,0			3,6				3,4					2,4	1,8	2,6	3,5	2,2	1,5	3,8	9,6	3,4	10,0	6,8	8,0	12,4	
2	<i>T. capucina</i> (Zach.)											3,1							1,0			1,3	0,8	0,7	1,1		1,0	0,9	
3	<i>Gastropus stylifer</i> Imhof									2,8	1,4																		
4	<i>Chromogaster ovalis</i> Bergendal																											1,0	
5	<i>Ascomorpha caudis</i> Perty	23,7	16,7	2,0	3,4	8,9	1,8	6,0	0,8	1,3		6,3				9,8	3,6	2,6	7,5	12,4	9,6	28,2	8,0	52,1	36,5	41,2	29,0	26,0	
6	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg			2,0	2,3	1,8	1,8																						
7	<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson)			4,1	2,3		5,4	2,0		5,6	3,4																		
8	<i>P. minor</i> (Voigt)?		6,7		2,3	1,8	5,4	10,0	1,6	4,2		5,4						1,0	3,6	0,7		1,6		1,6		1,0			
9	<i>P. vulgaris</i> Carlin				3,4	7,2	8,9	4,0	6,8	47,2	35,0	28,1	16,3						6,6	4,4	1,3	7,2	7,5	6,4	1,0	3,0	2,0		
10	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	15,8	10,0	8,2	7,8	14,4	12,5	16,0	1,2	5,6	8,3	6,3	8,1	20,0	30,0	34,1	41,1	46,6	57,4	46,0	63,2	46,8	44,0	17,8	24,7	34,3	42,0	45,9	
11	<i>K. cochlearis tecta</i> (Gosse)			2,0											5,0	2,4	1,8	4,0	4,0	5,8	4,4	1,3	6,4	6,2	6,4	5,9	6,0	5,5	
12	<i>K. quadrata</i> (Müller)	2,6		6,2									2,7	6,7			2,4	5,4	1,4	2,5	1,5	0,7	1,3	3,2	1,4	2,8	2,0	4,0	1,6
13	<i>Notholea labis</i> Gosse		3,3																										
14	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	36,8	30,0	16,3	16,8	30,1	39,2	32,0	9,6	4,2	33,4	40,6	37,8	73,3	30,0	24,5	28,5	24,0	2,5	5,1	3,7	1,3	1,6	0,7	0,6				
15	<i>Lepadella patella</i> (Müller)	5,3		2,0																									
16	<i>L. triptera</i> Ehrenberg																	1,8	1,4	1,0	1,5	2,9	0,6	1,6	4,1	1,1	2,0	1,6	
17	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson											3,1			5,0	14,6	7,1	16,0	14,1	14,6	8,9	14,1	16,0	6,1	8,8	6,8	5,0	4,1	
18	<i>Conochilus hippocerpis</i> (Schränk)			4,1	1,1	1,8	1,8		0,4									1,8		0,5									
19	<i>Conochiloides natans</i> (Seligo)	15,8	33,3	51,1	60,6	34,0	19,6	30,0	79,6	29,1	15,1	12,5	29,7		15,0	4,9			1,5	0,7									

Pierwsze tego rodzaju skupienie wystąpiło między seriami III a V na głębokości 2—4 m. Następne, na przełomie lipca i sierpnia w seriach IX, X i XI od powierzchni do głębokości 6 m. W drugiej połowie stagnacji spotyka się znacznie więcej prób zawierających omawiane ilości wrotków. Wystę-



Rys. 23. Liczba gatunków w jeziorze Śniardwy w kolejnych seriach połowu

pują one w dwóch dużych skupiskach. Pierwsze w początkach września i trwa do połowy tego miesiąca w seriach od XXI do XXV, od powierzchni do 6 m głębokości. Drugie skupisko ma swój początek w serii XXII w warstwach przydennych na głębokości 18 m i w miarę upływu czasu przenika ku powierzchni wycofując się równolegle z głębszych warstw wody.

Większe skupiska tych ilości wrotków obserwowałem od połowy września do końca badań w warstwach od 0 do 8 m. Dwukrotnie tylko w jeziorze Śniardwy odnotowałem próby, w których ilość sumaryczna wrotków przekroczyła liczbę 100 osobników w 1 l wody. Oba te przypadki miały miejsce na głębokości 2 m; pierwszy, w serii IX z końca lipca, drugi w serii XXI na początku września.

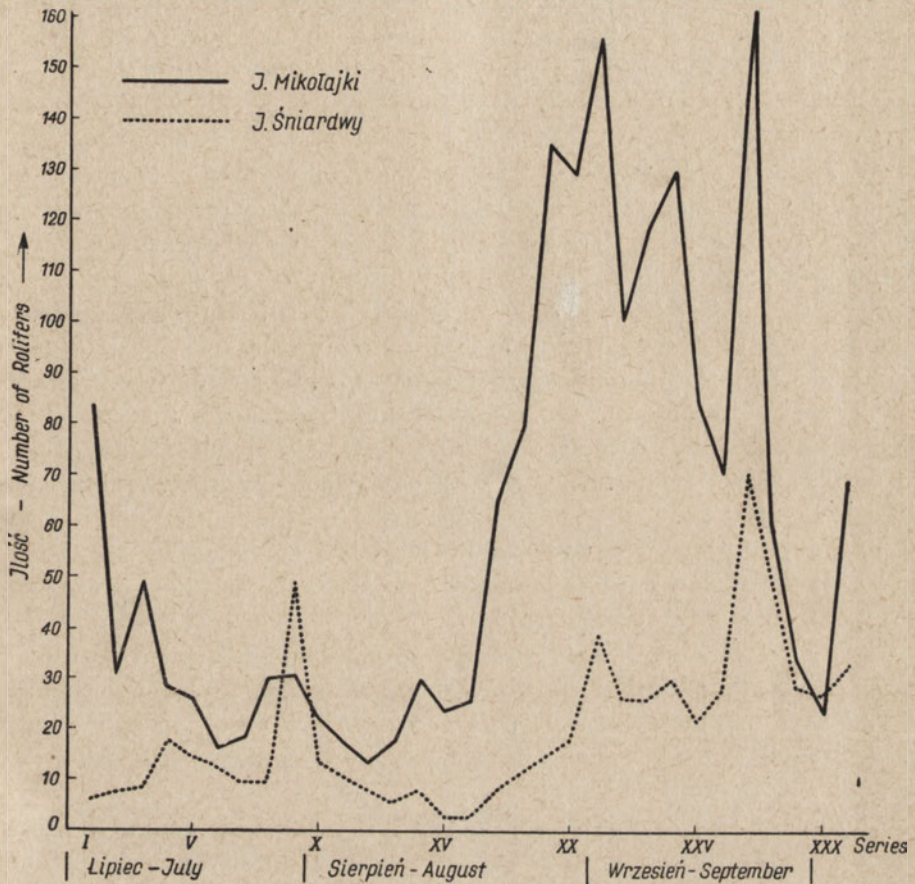
W tabelach II i III, osobno dla każdego jeziora, uwidocznione zostały w procentach udziały ilościowe wszystkich występujących gatunków wrotków w poszczególnych seriach. Na uwagę zasługuje stały wysoki udział procentowy gatunku *Keratella cochlearis* (Gosse), którego najniższa wartość wynosiła 13,2% w serii XXI z 3 września. Na podkreślenie zasługuje również fakt, iż w serii X z 1 sierpnia zbiegły się najwyższe udziały procentowe aż 6 gatunków, po 3 w każdym jeziorze. W Jeziorze Mikołajskim były to: *Trichocerca porcellus* (Gosse), *T. pusilla* (Jennings) i *Brachionus angularis* Gosse, czyli gatunki raczej nielicznie występujące. W jeziorze Śniardwy były to gatunki: *Gastropus stylifer* Imhof, *Polyarthra dolichoptera* (Idelson) i *P. vulgaris* Carlin. Z wyjątkiem ostatniego też gatunki nieliczne. Zjawisko to nastąpiło wskutek zmniejszenia udziałów procentowych innych gatunków. W przypadku Jeziora Mikołajskiego był to głównie gatunek *Ascomorpha ecaudis* Perty, którego liczebność spadła z 20,2% do 9,2% pomiędzy seriami IX a XI, jak również gatunek *Conochiloides natans* (Seligo), który w serii X przeszedł przez chwilowy kryzys. W Jeziorze Śniardwy dwa gatunki wykazały ubytki we wkładach procentowych w serii omawianej, a mianowicie: *Kellicottia longispina* (Kellicott) i szczególnie *Conochiloides natans*, (Seligo), którego ilość w serii IX wynosiła 79,6%, a w serii XI tylko 15,1% sumy osobników tych serii. Rys. 22 i 23 przedstawiają dla każdego jeziora oddzielnie ilość złowionych gatunków w każdej kolejnej serii.

W Jeziorze Mikołajskim średnio łowiono 12,1 gatunków w serii. W pierwszej połowie stagnacji odnotowałem maksymalną liczbę w ilości 13 gatunków, miało to miejsce w serii IX z końca lipca. Minimalna liczba wynosiła 7 gatunków w serii VI z połowy lipca. W połowie stagnacji obserwuje się kryzys, który przypada na serię XV z połowy sierpnia, w której złowiono tylko 8 gatunków. W drugiej połowie stagnacji obserwuje się znaczny wzrost ilości złowionych gatunków, a maksimum odnotowałem w serii XXIII w początku września w ilości 17 gatunków. Większość serii tego okresu wyraża się obecnością 14—15 gatunków w serii.

W jeziorze Śniardwy łowiłem średnio 8,6 gatunków w serii, a minimum wypadło w połowie stagnacji w serii XV w połowie sierpnia. Wynosiło ono trzy gatunki złowione. Pierwsza połowa okresu stagnacji charakteryzuje się średnią ilością 7 gatunków w serii z maksimum w ilości 11 gatunków w serii III w początku lipca. Druga połowa stagnacji przedstawia wartości wyższe z maksimum w ilości 13 gatunków w serii XXI w początku września i średniej ilości 9—10 gatunków w serii.

Rysunek 24 przedstawia krzywe średnich ilości osobników w 1 l wody każdej serii, dla obu jezior. Pierwszą rzeczą, która rzuca się w oczy, są wyraźnie większe wartości średnich w Jeziorze Mikołajskim. W jeziorze Śniardwy w dwóch tylko seriach IX i XXX średnie ilości osobników są większe, aniżeli w tym samym okresie w Jeziorze Mikołajskim. Drugie zja-

wisko — to wyraźnie rysujący się w drugiej połowie stagnacji wzrost liczebności wrotków w obu jeziorach, szczególnie jaskrawy w Jeziorze Mikołajskim. W środkowym okresie stagnacji ma miejsce kryzys, w którym wy-



Rys. 24. Średnia liczba wrotków w 1 l wody w każdej serii

stępują zmniejszone ilości wrotków. Uderzający jest fakt dużej zgodności w przebiegu krzywych obrazujących średnie ilości osobników obu jezior w całym przebiegu stagnacji.

Dyskusja

Zasadnicza cecha różniąca jeziora Mikołajskie i Śniardwy między sobą, to obecność w pierwszym jeziorze stratyfikacji termicznej i tlenowej, przy braku tejeż w jeziorze Śniardwy.

Warstwa skokowa w Jeziorze Mikołajskim w okresie stagnacji letniej w roku 1958 przebiegała średnio na głębokości około 8—14 m. W początkach

stagnacji metalimnion znajdował się bliżej powierzchni, jednakże w miarę upływu czasu ulegał on obniżeniu, tak że średnia głębokość warstwy skokowej w okresie całej stagnacji przebiegała między 10 a 12 m. Jeżeli porównać ilość wrotków złowionych w okresie stagnacji w epilimnionie z ilością wrotków złowionych w tym samym czasie w hypolimnionie, to stosunek procentowy będzie wyraźnie korzystny dla epilimnionu. Będzie się on wyrażał liczbami: epilimnion = 82,9%; hypolimnion = 17,1% ogólnej sumy wrotków złowionych w okresie stagnacji w Jeziorze Mikołajskim.

W Jeziorze Śniardwy w okresie stagnacji brak stratyfikacji uniemożliwia dokonanie naturalnego podziału na warstwy powierzchniowe i głębokie wody i zmusza do zastosowania w celach porównawczych sztucznych metod podziału. Jako kryterium przy rozgraniczeniu wody na warstwy powierzchniową i głęboką w Jeziorze Śniardwy przyjąłem ten sam stosunek, jaki jest wynikiem naturalnego rozgraniczenia na warstwy epi- i hypolimnionu w Jeziorze Mikołajskim. W takim układzie w Jeziorze Śniardwy warstwa powierzchniowa, odpowiadająca epilimnionowi Jeziora Mikołajskiego, będzie sięgać do głębokości 7,69 m. Od tej głębokości do 20 m, tj. do dna, znajduje się warstwa głęboka odpowiadająca hypolimnionowi Jeziora Mikołajskiego.

W powierzchniowych warstwach wody Jeziora Śniardwy zgromadziło się 50,5% sumy złowionych wrotków w tym jeziorze, natomiast w warstwach głębszych wystąpiła reszta, tj. 49,5%.

Ogólnie w Jeziorze Mikołajskim w epilimnionie znajdowało się o 65,8% więcej wrotków, aniżeli w hypolimnionie, natomiast w Jeziorze Śniardwy w warstwach powierzchniowych było tylko o 1,0% więcej wrotków, aniżeli w warstwach głębszych odpowiadających hypolimnionowi Jeziora Mikołajskiego.

Liczby dla Jeziora Śniardwy są w pewnym sensie hipotetyczne z powodu braku prób z warstw najgłębszych. Wynikło to z niezmiernie skromnej powierzchni głęboczka, co w porównaniu z dużą powierzchnią jeziora powodowało trudność trafienia na najgłębsze miejsce. Przy przeliczeniach uwzględniłem brakujące próby, przyjmując wartości liczbowe wrotków dla tych prób w postaci średniej z ilości wrotków łowionych w 1 l wody z warstw głębokich.

W ogólnym układzie procentowym pomiędzy epi- i hypolimnionem Jeziora Mikołajskiego, który wyraża się stosunkiem: 82,9%—17,1%, poszczególne gatunki wystąpiły w następujących proporcjach:

	epilimnion (w %)	hypolimnion (w %)
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin	97,1	2,9
<i>Chromogaster ovalis</i> (Bergendal)	94,9	5,1
<i>Keratella cochlearis tecta</i> (Gosse)	94,2	5,8

	epilimnion (w %)	hypolimnion (w %)
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof	94,1	5,9
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson	92,7	7,3
<i>Trichocerca capucina</i> (Zach.)	91,5	9,5
<i>Polyarthra minor</i> (Voigt)?	89,8	10,2
<i>Lepadella triptera</i> Ehrenberg	87,6	12,4
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	87,1	12,9
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings)	86,9	13,1
<i>Keratella quadrata</i> (Müller)	85,4	14,6
<i>K. cochlearis</i> (Gosse)	80,4	19,6
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse)	78,5	21,5
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	77,7	22,3
<i>Conochiloides natans</i> (Seligo)	75,3	24,7
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	75,0	25,0
<i>Keratella quadrata brevispina</i> (Gosse)	72,2	27,8
<i>Conochilus hippocerpis</i> (Schränk)	55,6	44,4
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	25,0	75,0

W jeziorze Śniardwy poszczególne gatunki wystąpiły w następujących proporcjach:

	powierzchniowa warstwa (w %)	warstwa głęboka (w %)
<i>Conochiloides natans</i> (Seligo)	74,5	25,5
<i>Lepadella patella</i> (Müller)	66,6	33,4
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof	66,6	33,4
<i>Keratella quadrata</i> (Müller)	63,6	36,4
<i>K. cochlearis</i> (Gosse)	58,7	41,3
<i>K. cochlearis tecta</i> (Gosse)	56,6	43,4
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin	54,7	45,3
<i>Lepadella triptera</i> Ehrenberg	53,6	46,4
<i>Polyarthra minor</i> (Voigt)?	51,9	48,1
<i>P. dolichoptera</i> (Idelson)	50,0	50,0
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson	48,9	51,1
<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	45,8	54,2
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse)	42,9	57,1
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	39,1	60,9
<i>Trichocerca capucina</i> (Zach.)	38,5	61,5
<i>Conochilus hippocerpis</i> (Schränk)	31,6	68,4
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	16,7	83,3

W zestawieniach powyższych zostały pominięte gatunki: z Jeziora Mikołajskiego: *Asplanchna Brightwelli* Gosse i *Euchlanis dilatata* Ehrenberg; z jeziora Śniardwy: *Chromogaster ovalis* (Bergendal) i *Notholca labis* Gosse, ze względu na bardzo rzadkie ich występowanie.

Na szczególowsze omówienie zasługują gatunki: *Conochiloides natans* (Seligo), który występuje w obu jeziorach w ilościach bardzo zbliżonych (Mikołajskie: 75,3% — 24,7%; Śniardwy: 74,5% — 25,5%), mimo różnic układów termicznych i tlenowych tych jezior; *Polyarthra vulgaris* Carlin w Jeziorze Mikołajskim wykazuje w epilimnionie skupienie najwyższej liczby osobników; podobnie w jeziorze Śniardwy większość osobników tego gatunku zajmuje warstwy powierzchniowe, a więc nie tylko zmniejszone ilości tlenu i niska temperatura są czynnikami, których ten gatunek unika. Podobnie zachowują się: *Gastropus stylifer* Imhof, *Keratella cochlearis* (Gosse), *K. cochlearis tecta* (Gosse), *K. quadrata* (Müller) i *Lepadella triptera* Ehrenberg gromadząc w obu jeziorach w warstwach płytszych większość swoich osobników. Natomiast *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, zarówno w Jeziorze Mikołajskim (25,0% — 75,0%) jak i w jeziorze Śniardwy (16,7% — 83,3%) wykazuje układ odwrotny. aniżeli gatunki omawiane poprzednio, co wskazuje, że gatunek ten bez względu na zawartość tlenu w wodzie i układ termiczny unika wyraźnie powierzchniowych warstw wody. Podobnie, aczkolwiek w mniejszym stopniu, zachowuje się gatunek *Conochilus hippocerpis* (Schrank). Reszta gatunków obu jezior to takie, które w Jeziorze Mikołajskim są bardzo liczne w epilimnionie, a w jeziorze Śniardwy są rozmieszczone mniej więcej równomiernie w całym słupie wody od powierzchni aż do dna. Z tego należy wnioskować, że dla gatunków tych temperatura, jak i tlen są czynnikami w wysokim stopniu decydującymi o pionowym ich rozmieszczeniu w słupie wody.

Izobionty rozgraniczające strefy ilościowego występowania wrotków mają w obu jeziorach odmienny przebieg (np. rys. 12a, 12b, 13a, 13b, 16a, 16b, 18a 18b, 21a i 21b). W Jeziorze Mikołajskim linie te przebiegają faliste, ale raczej w kierunkach poziomych, zaś w jeziorze Śniardwy izobionty przebiegają w kierunkach pionowych, co uwidocznione jest szczególnie wyraźnie w przypadku linii rozgraniczającej strefy występowania o wartościach 0—10 i 10—30 osobników w próbie, między seriami XV a XX (rys. 21b). Przyczyną takiej sytuacji jest homogeniczny układ stagnacji letniej w tym jeziorze. W Śniardwach przebieg krzywych termicznych i tlenowych odznacza się bardzo niewielkim zróżnicowaniem tych wartości w słupie wody. Podobnie układają się ilości wrotków występujących w tym jeziorze. Jest to jedna z zasadniczych różnic ilościowego rozmieszczenia wrotków w jeziorach Mikołajskim i Śniardwy i świadczy o znaczeniu strefy skokowej w rozmieszczeniu wrotków.

Silny wzrost liczebności wrotków, jaki miał miejsce w obu jeziorach

w drugiej połowie letniego okresu stagnacyjnego, był wyrazem bardzo różnorodnego zachowania się poszczególnych gatunków pod względem zwiększania lub zmniejszania stanu liczbowego ich populacji. W związku z powyższym można zgrupować gatunki podobne do siebie pod względem ilościowego występowania w czasie.

Grupę gatunków, która charakteryzuje się względnie dużymi ilościami występujących osobników w pierwszej połowie stagnacji i zmniejszaniem ilości osobników lub nawet brakiem ich w pojawach szczytowych, tworzą: *Gastropus stylifer* Imhof w jeziorze Śniardwy, w okresie pojawów szczytowych nie łowiony zupełnie; *Synchaeta pectinata* Ehrenberg zachowujący się podobnie jak gatunek poprzedni; *Conochiloides natans* (Seligo) (rys. 20a i 20b) — posiadający własne szczyty występowania szczególnie wyraźnie widoczne w jeziorze Śniardwy, lecz w pierwszej połowie stagnacji; *Kellicotta longispina* (Kellicott) (rys. 16a i 16b), w miarę upływu czasu zmniejszający ilości występujących osobników i niezbyt liczny *Conochilus hippocerpis* (Schrank) (rys. 19a i 19b), także nie reagujący zwiększeniem populacji na okres wzmożonego występowania wrotków połowie stagnacji.

Do grupy gatunków występujących mniej więcej równomiernie w całym okresie stagnacji i nie reagujących zmianami ilościowego występowania na okres pojawów szczytowych należą: *Polyarthra vulgaris* Carlin (rys. 12a i 12b) w obu jeziorach i *P. minor* (Voigt)? (rys. 11a i 11b) w jeziorze Śniardwy, gdyż w Jeziorze Mikołajskim gatunek ten wystąpił licznie w drugiej połowie stagnacji, przechodząc przez dwa krótkotrwałe szczyty.

Najliczniej reprezentowana jest grupa gatunków występujących w całym okresie badawczym, jednakże posiadająca wyraźne wzrosty ilościowe w drugiej połowie stagnacji. Podaję w kolejności od gatunków, których liczebność w drugiej połowie stagnacji wzrasta nieznacznie tylko, do gatunków, których liczebność w końcu stagnacji wzrasta bardzo wybitnie. Należą tu: *Keratella cochlearis* (Gosse) (rys. 13a i 13b) i *Ascomorpha ecaudis* Perty (rys. 10a i 10b), są gatunkami bardzo licznie reprezentowanymi w okresie szczytowym w drugiej połowie stagnacji; *Trichocerca pusilla* (Jennings) (rys. 8) występujący tylko w Jeziorze Mikołajskim; *T. porcellus* (Gosse) (rys. 7a i 7b); *T. capucina* (Zach.); *Keratella cochlearis tecta* (Gosse) (rys. 14a i 14b) i *K. quadrata* (Müller) (rys. 15a i 15b) to gatunki, których udziały w okresie pojawów szczytowych są szczególnie wyraźnie widoczne w Jeziorze Mikołajskim, natomiast w jeziorze Śniardwy pojawiają się raczej dopiero w drugiej połowie stagnacji. Gatunek *Pompholyx sulcata* Hudson (rys. 18a i 18b) znajduje się na pograniczu do grupy następnej, będąc w okresie pojawów szczytowych w Jeziorze Mikołajskim reprezentowany najliczniej.

Czwartą i ostatnią grupę wyodrębniłem z gatunków, które pojawiły się dopiero w drugiej połowie stagnacji, a poprzednio nie były łowione. Są

to dwa gatunki: *Chromogaster ovalis* (Bergendal) (rys. 9) i *Lepadella triptera* Ehrenberg (rys. 17a i 17b).

W okresie stagnacji obserwuje się pewien kryzys występowania wśród większości gatunków odnotowanych w czasie badań. To zmniejszanie ilości występujących osobników ma miejsce w środkowym okresie stagnacji, w seriach XI — XV, w sierpniu, w zależności od gatunku. Kulminacyjny punkt kryzysu wypada w serii XV z 16 sierpnia. Zjawisko to jest szczególnie wyraźnie widoczne na przykładzie gatunków: *Trichocerca pusilla* (Jennings) (rys. 8), *T. porcellus* (Gosse) (rys. 7a i 7b), *Polyarthra minor* (Voigt)? (rys. 11a i 11b), *P. vulgaris* Carlin (rys. 12a i 12b) i *Conochilus hippocerpis* (Schrank) (rys. 19a i 19b). Kryzys występowania tych gatunków wypada głównie w serii XV. U innych gatunków jak: *Conochiloides natans* (Seligo) (rys. 20a i 20b) i *Synchaeta pectinata* Ehrenberg zjawisko to jest mniej wyraźne ze względu na specyficzność występowania tych gatunków. *Kellikottia longispina* (Kellicott) (rys. 16a i 16b) zmniejsza swój stan liczebności wyraźnie w serii XI, a w jeziorze Śniardwy pewne ubytki ilościowe tego gatunku obserwuje się już w serii X. *Keratella cochlearis* (Gosse) (rys. 13a i 13b) przechodzi swój kryzys w Jeziorze Mikołajskim w serii XII, a w Śniardwach w seriach XIII — XV. U gatunku *Ascomorpha ecaudis* Perty (rys. 10a i 10b) w Jeziorze Mikołajskim fakt ten odnotowałem w serii XIII, w jeziorze Śniardwy środek okresu zmniejszonego występowania wypada w serii XV.

W Jeziorze Mikołajskim, w miarę upływu stagnacji letniej, obserwuje się obniżanie warstw metalimnionu i przenikanie w głąb ogrzanych i bogatszych w tlen warstw wody. W związku z tym faktem, także niektóre gatunki wrotków w miarę upływu stagnacji i obniżania się skoku termicznego podążają za tymi zmianami w głąb wody. Zjawisko to jest wyraźnie czytelne na wykresie izobiont sumy wrotków złowionych w tym jeziorze (rys. 21a). W poszczególnych przypadkach daje się ono zauważyć u gatunków: *Ascomorpha ecaudis* Perty (rys. 10a); *Polyarthra vulgaris* Carlin (rys. 12a); *Keratella cochlearis tecta* (Gosse) (rys. 14a), *K. quadrata* (Müller) (rys. 15a) i *Pompholyx sulcata* Hudson (rys. 18a). Jest ono szczególnie wyraźne i przebiega niemal idealnie równoległe do zmian położenia metalimnionu w okresie stagnacji w Jeziorze Mikołajskim u gatunku *Keratella cochlearis* (Gosse) (rys. 13a).

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Ahlstrom E. H., 1940. A Revision of the Rotatorian Genera *Brachionus* and *Platyas* with descriptions of one new species and two new varieties. Bull. Am. Mus. Nat. Hist., New York, 67, art. III, 143—184.
2. Bartoš E., 1948. České druhy rodu *Pedalia* Barras s Kličem k určování vseh druhu tohoto rodu. Čas. Nár. Mus., R—CXVII, Odd. Přír. č. 2, Praha.

3. Bartoś E., 1949/50. Klič k určování viřniku rodu *Polyarthra* Ehrenberg. Čas. Nár. Mus., Odd. Přír., Praha, 118/119.
4. Bartoś E., 1951. Československé druhy rodu *Testudinella* a *Pompholyx* (Rot.), Sborník Klubu Přírodovědeckého, Brno (28).
5. Bernatowicz S., 1953. Czerpak do ilościowego połowu planktonu. — Wszechświat, PWN (5), Kraków.
6. Carlin B., 1943. Die Planktonrotatorien des Motalaström. Zur Taxonomie und ökologie der Planktonrotatorien. Medd. Fran. Lunds. Univers. Limnol. Inst., Lund (5).
7. Collin A., 1912. *Rotatoria*. A. Brauer: Die Süßwasserfauna Deutschlands, Verlag von Gustaw Fischer, Jena (14).
8. Harring H. K. and Myers F. J., 1928. The Rotifer Fauna of Wisconsin, IV. The Diceranophorinae. Notes from the Biological Laboratory of the Wisconsin Geological and Natural History Survey., 30, Madison.
9. Kondracki J., 1952. Uwagi o ewolucji morfologicznej Pojezierza Mazurskiego. Państw. Inst. Geolog. Biul., 65, Z badań czwartorzędu w Polsce, 1, Warszawa.
10. Lucks R., 1912. Zur Rotatorienfauna Westpreussens. Westpreuss. Bot. Zool. Veriein., Danzig.
11. Myers F. J., 1930. The Rotifer Fauna of Wisconsin. V., The Genera *Euchlanis* and *Monommata*. Notes from the Biological Laboratory of the Wisconsin Geological and Natural History Survey XLI, Madison.
12. Pawłowski L. K., 1958. Wrotki (*Rotatoria*) rzeki Grabi. Cz. I — Faunistyczna. Łódzkie Tow. Nauk., Wyd. III, Łódź.
13. Pejler B., 1957. On Variation and Evolution in Planktonic Rotatoria. Zoologiska Bidrag Frän., Uppsala, 32.
14. Pennak R. W., 1953. Fresh-Water Invertebrates of the United States. The Ronald Press Company, New York.
15. Pourriot R., 1957. Sur la nutrition des Rotifères a partir des Algues d'eau douce. Acta Hydrob. — Hydrograf. et Protistologica, 9 (1).
16. Rylov W. M., 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer. A. Thienemann: Die Binnengewässer, Stuttgart, 15.
17. Schwarz S., 1955/56. Die Rotatorienfauna der Boddengebiete um Hiddensee. Wiss. Zeit. d.E.M. Arnolt-Univer. M. naturwiss. Reihe (5/6), Jhg. V, Greifswald.
18. Szczepański A., 1958. Das Strenungsvermögen des Naturalwassers der Mazurischen Seeplatte. Pol. Arch. Hydrob. PWN, Warszawa, 5 (18), (1), 25—43.
19. Wiszniewski J., 1953. Fauna wrotków Polski i rejonów przyległych. Pol. Arch. Hydrob. PWN, Warszawa, 1(14).
20. Wiszniewski J., 1954. Materiaux relatifs à la nomenclature et à la bibliographie des Rotifères. Pol. Arch. Hydrob., PWN, Warszawa, 2(15), (2).
21. Wulfert K., 1939. Beiträge zur Rädertierfauna Deutschlands. Teil IV. Die Rädertiere der Saale-Elster-Niederung bei Merseburg in ökologisch-faunistischer Beziehung. Arch. f. Hydrobiol., Stuttgart, 35.
22. Wulfert K., 1941. Einige seltenere Planktonrädertiere des Netzchkauer Schachtteiches. Zeitsch. f. Naturwiss., Naturwiss. Ver. Sachsen u. Thüringen zu Halle a. S., Halle an der Saale, 95.
23. Wulfert K., 1956. Die Rädertiere des Teufelssees bei Fridrichshagen Arch. f. Hydrobiol. Stuttgart, 51, 457—495.
24. Voigt M., 1957. *Rotatoria*, Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntracow, Berlin.
25. Żadin W. J., 1949. *Žižů presnych wod ZSRR*. Izd. Akademii Nauk ZSRR, Moskwa.

С. Косицки

Вертикальное распределение пелагических коловраток в периоде летней стагнации в озерах Снярдвы и Миколайском

Резюме

Настоящая работа касается количественного исследования фауны коловраток двух соединенных между собой мазурских озер: Миколайского и Снярдвы. Озера отличаются друг от друга рядом лимнологических черт (рис. 1).

Миколайское озеро имеет вид удлиненного жолоба о максимальной глубине 26 метров и отчетливо выраженной стратификаций в периоде летней стагнации (июль—октябрь). Рис. 2а и 3а. Озеро Снярдвы о поверхности 102 км² и средней глубине 4,5 м. не обнаружило во время исследований следов стратификации (рис. 2б и 3б). Пробы планктона собирались 5-литровым черпаком Бернатовича (Бернатович — 1953) через каждые 2 метра от поверхности до самого дна, одновременно в обоих озерах с трехдневными промежутками. Исследования проводились с 4 июля по 4 октября. Собираение проб осуществлялось всегда в одинаковых, самых глубоких местах озера (рис. 1). Для сгущения планктона применялась воронка из мельничной марли. Пробы хранились 96% спиртом, который прибавлялся постепенно, в течение нескольких часов, с целью избежания свертывания форм, не имеющих панцыря.

Совместно выловлено в обоих озерах 24 вида коловраток. В Миколайском выловлено 21 вид, в озере Снярдвы — 19. 16 видов выступало одновременно в обоих озерах.

Общее количество выловленных во время исследований особей равнялось 26188 (рис. 7) в Миколайском Озере и 4904 в озере Снярдвы. Среднее количество коловраток в одном литре воды равнялось 61,8 в Миколайском Озере и 15,3 в озере Снярдвы.

Оба озера отличались не только количеством коловраток но и их распределением в столбе воды. В Миколайском Озере, отмечающимся явной стратификацией во время летней стагнации, коловратки выступали значительно более обильно в эпилимнионе (82,9% общего числа выловленных коловраток), чем в гиполимнионе (17,1%). В меромиктическом озере Снярдвы с однородной температурой и содержанием кислорода в воде обнаружено равномерное распределение коловраток в целом водяном столбе. Различное распределение коловраток в обоих озерах относится к большинству видов в них выступающих.

Отдельные же виды ведут себя весьма разным образом: *Canochiloides natans*, *Polyarthra vulgaris* и другие одинаково распределены в столбе воды обоих озер, 75% особей этого вида выловлено в эпилимнионе Мико-

лайского Озера и в соответствующем слое озера Снярдвы. *Synchaeta pectinata* сосредотачивалась, главным образом, в придонных слоях воды (75—83%). Вертикальное распределение отдельных видов представлено на рис. 8—21. Другие виды, которые в Миколайском Озере выступают в большом числе в эпилимнионе, распределяются в озере Снярдвы более или менее равномерно по всему столбу воды от дна до поверхности. Можно на этом основании сделать вывод, что при вертикальном распределении этих видов, температура и содержание кислорода являются решающими факторами.

В Миколайском Озере, по мере истечения летней стагнации, наблюдается понижение металимниона, чему сопутствует устремление вглубь воды некоторых видов коловраток, сосредоточенных раньше в слое эпилимниона. Явление это изображает кривая изобионтов суммы коловраток, выловленных в этом озере (рис. 25а). Оно выражено тоже на кривой изобионтов отдельных видов: *Ascomorpha ecaudis* (рис. 13а), *Polyarthra vulgaris* (рис. 16а), *Keratella cochlearis* (рис. 17а) и другие.

Список рисунков

- Рис. 1. Карта Миколайского Озера и озера Снярдвы. ⊙ — места наблюдений
 Рис. 2а. Температура воды во время летней стагнации в Миколайском Озере
 Рис. 2б. Температура воды во время летней стагнации в озере Снярдвы
 Рис. 3а. Содержание кислорода в воде во время летней стагнации в Миколайском Озере
 Рис. 3б. Содержание кислорода в воде во время летней стагнации в озере Снярдвы
 Рис. 4. Видимость диска Secchi
 Рис. 5. Воронка для конденсации планктонных проб
 Рис. 6. Пример графического представления изобионт
 Рис. 7—21б. Изобионты изображающие количественное распределение отдельных видов коловраток и суммы всех видов
 Рис. 22. Число видов коловраток в последовательных сериях лова и Миколайском Озере
 Рис. 23. Число видов коловраток в последовательных сериях лова в озере Снярдвы
 Рис. 24. Среднее число коловраток в 1 литре воды в каждой серии

S. K o s i c k i

The vertical distribution of pelagic *Rotatoria* during the summer stagnation in Lakes Mikołajskie and Śniardwy

Summary

This paper describes the quantitative studies of the *Rotatoria* fauna in two Mazurian lakes which join each other, Lakes Mikołajskie and Śniardwy. These lakes differ from each other in a number of limnological characters (Fig. 1).

Lake Mikołajskie is an elongated glacial tunnel lake of maximum depth 26 metres and is distinguished in the summer stagnation period (July—October) by a clearly defined stratification. (Figs. 2a and 3b). Lake Śniardwy, surface area 102 km² and mean depth 4.5 metres did not exhibit any signs of stratification during the period of the summer stagnation (Figs. 2b and 3b).

Plankton samples were taken by means of a 5 litre sampler of the Bernatowicz type (Bernatowicz 1953) every two metres from surface to bottom in two lakes simultaneously at three day intervals. The period of study was during the summer stagnation from July 4th to October 4th. Sampling was always performed at the same deepest points of both lakes (Fig. 1). To concentrate the plankton from the 5 litre samples a funnel with miller's gauze was used (Fig. 5).

The samples were conserved in 96% ethyl alcohol which was introduced into the sample gradually over several hours. This prevented the furling up of the forms without a shell.

24 species of *Rotatoria* were collected from both the lakes inclusively. 21 species from Lake Mikołajskie and 19 from Lake Śniardwy. 16 species occurred in both lakes.

The overall number of individuals caught in the period of study was 26 188 (Fig. 7) in Lake Mikołajskie and 4904 in Lake Śniardwy. The average number of *Rotatoria* was 61.8 individuals per litre of water in Lake Mikołajskie and 15.3 in Lake Śniardwy.

The lakes differed not only in the number of *Rotatoria* present but also in the vertical distribution.

In Lake Mikołajskie whose waters show a distinct stratification, in the summer stagnation, the *Rotatoria* occurred more profusely in the epilimnion (82.9% of the overall number of *Rotatoria* caught) than in the hypolimnion (17.1%). In the meromictic Lake Śniardwy whose waters have uniform temperature and oxygen content, an even vertical distribution of *Rotatoria* was found.

This diverse distribution of *Rotatoria* in the two examined lakes concerns all the species found in them. Particular species, however, behave very differently. *Conochiloides natans*, *Polyarthra vulgaris* and others are uniformly distributed in the water of both lakes. 75% of the individuals of these species were caught in the epilimnion of Lake Mikołajskie and the corresponding surface layer of Lake Śniardwy. *Synchaeta pectinata* however, in both lakes was concentrated mainly in the water layers just above the bottom (75—83%).

The vertical distribution of the separate species is given in Fig. 8—21.

Other species, which in Lake Mikołajskie occur in very large numbers in the epilimnion are distributed more or less evenly throughout the whole

vertical section of the water in Lake Śniardwy. It can be concluded from this that, for these species, temperature and oxygen content are factors which to a large extent determine their vertical distribution.

In Lake Mikołajskie in the course of the summer stagnation, we observe a lowering of the metalimnion accompanied by the migration deeper into the water of some species of Rotifers which were originally in the epilimnion. This phenomenon is illustrated by a diagram of the isobionts of the sum of the *Rotatoria* caught in this lake (Fig. 25a). This is also visible on the diagram of the isobionts of particular species: *Ascomorpha ecaudis* (Fig. 13a), *Polyarthra vulgaris* (Fig. 16a), *Keratella cochlearis* (Fig. 17a) and others.

List of figures

- Fig. 1. Map of Mikołajskie and Śniardwy Lakes. ⊙ — places of sampling
Fig. 2. Temperature of water during the period of summer stagnation a) in the Mikołajskie Lake, b) in the Śniardwy Lake
Fig. 3. Oxygen content in mg/l. during the period of summer stagnation a) in the Mikołajskie Lake, b) in the Śniardwy Lake
Fig. 4. Visibility of Secchi's disc in the period of plankton sampling
Fig. 5. Funnel for condensing plankton samples
Fig. 6. Example of graphic representation of isobionts
Fig. 7—21. Isobionts referring to particular species and sums of species
Fig. 22. Number of species caught in successive series of sampling in Mikołajskie Lake
Fig. 23. Number of species caught in successive series of sampling in Śniardwy Lake
Fig. 24. Average number of rotifers per 1 liter in each series

L. S z l a u e r

Wędrówki pionowe zooplanktonu w świetle badań samolówkowych

Z Zakładu Biologii Wód Śródlądowych WSR w Olsztynie

Otrzymano 15.IX.1959

Wstęp i metoda

Badania wędrówek zooplanktonu rozpoczęte już przez C u v i e r a były w ciągu minionych lat kontynuowane przez wielu hydrobiologów. Brak zadowalającego wyjaśnienia tego zjawiska czyni problem wędrówek nadal aktualnym, o czym świadczą ukazujące się wciąż nowe prace na ten temat.

W parze z szerokim zainteresowaniem wędrówkami nie szedł rozwój metodyki ich badania. Mimo wprowadzania różnych innowacji technicznych, w dotychczas prowadzonych badaniach stosowano zawsze tę samą metodę, polegającą na pobieraniu prób planktonu z tych samych głębokości w różnych porach doby. Panująca jednolitość metodyczna obok niewątpliwych zalet posiada słabą stronę, którą jest jednostronne podejście do badanego problemu. W związku z tym autor podjął się przebadania wędrówek za pomocą zupełnie odrębnej metody. Zastosował on do tego celu urządzenie samolówkowe, używane przez H a l m e (1937).

Stosowana metoda pozwoliła na śledzenie pionowych wędrówek w ciągu kolejno po sobie następujących dni, a także sezonów, bez większego nakładu pracy.

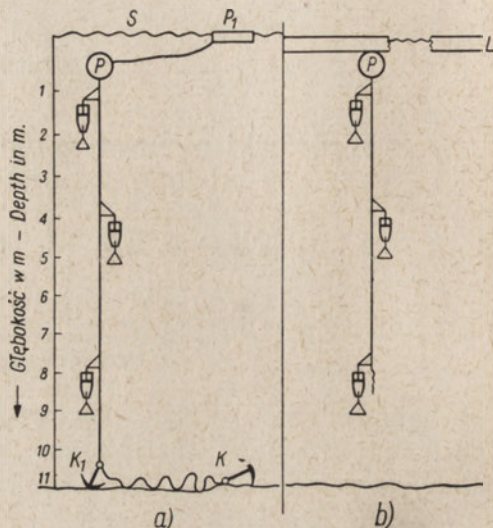
Schemat używanej samolówki przedstawia rys. 1. Urządzenie składało się z butelki oraz szklanego lejka. Butelkę pojemności 150 ml napełniano przedcedzoną wodą, zatykano lejkiem, po czym całość zawieszano w jeziorze na odpowiedniej głębokości (wlotem lejka ku dołowi). Funkcjonowanie samolówki polegało na tym, że wędrujące do góry organizmy dostawały się przez lejek do flaszki, gdzie były więzione, ponieważ miały otwór szyjki lejka (około 7 mm średnicy) praktycznie uniemożliwiający zwierzętom powrót. Ilości złowionych do

samolówki organizmów odzwierciedlały ich wędrówki. Stosowanie podczas badań takich samych lejków (o średnicy 12 cm, oraz dł. szyjki 4 cm) umożliwiło porównywanie pobranych prób z różnych warstw i okresów.

Badania samolówkowe prowadzono na znajdującym się w Olsztynie eutroficznym Jeziorze Kortowskim. Samolówki zatapiały na głębokościach 2,5 oraz 9 m. Sznur z pułapkami był zastawiany zawsze w tej samej części



Rys. 1. Samolówka planktonowa



Rys. 2. Schemat zawieszenia samolówek w jeziorze: a) w okresie bez powłoki lodowej; b) po lodem
K, K₁ — kotwice; P, P₁ — boje; L — łód

jeziora o głębokości 11 m, wobec czego ostatnia samolówka zawieszona na głębokości 9 m znajdowała się zarazem w odległości dwu metrów od dna. Sposób zastawiania samolówek w okresie bezlodowym ilustruje rys. 2a, natomiast pod lodem, rys. 2b. Wybierania złowionych do samolówek organizmów dokonywano dwa razy na dobę (o świcie i wieczorem). Ponieważ w zależności od pory roku długość dnia oraz nocy ulegały wahaniom, ilość łowionego planktonu była przeliczana na 8 godz. Połowów samolówkowych dokonywano w różnych porach roku (1.XII, 27.XII, 2.I, 28.I, 3.III, 8.IV, 26.IV, 23.V, 9.VIII), za każdym razem przez kilka dni z rzędu. Wymienione daty oznaczają początki kilkudniowych okresów pobierania prób. Równoległe z badaniami wędrówek prowadzono obserwacje stanu pogody oraz innych czynników mogących mieć wpływ na ich przebieg. Dane dotyczące temperatury oraz natlenienia zbiornika w okresie prowadzonych badań zebrano w tab. I. Łącznie z połowami samolówkowymi dokonano ilościowych połowów planktonu za pomocą czerpaka Patalasa.

Tabela I

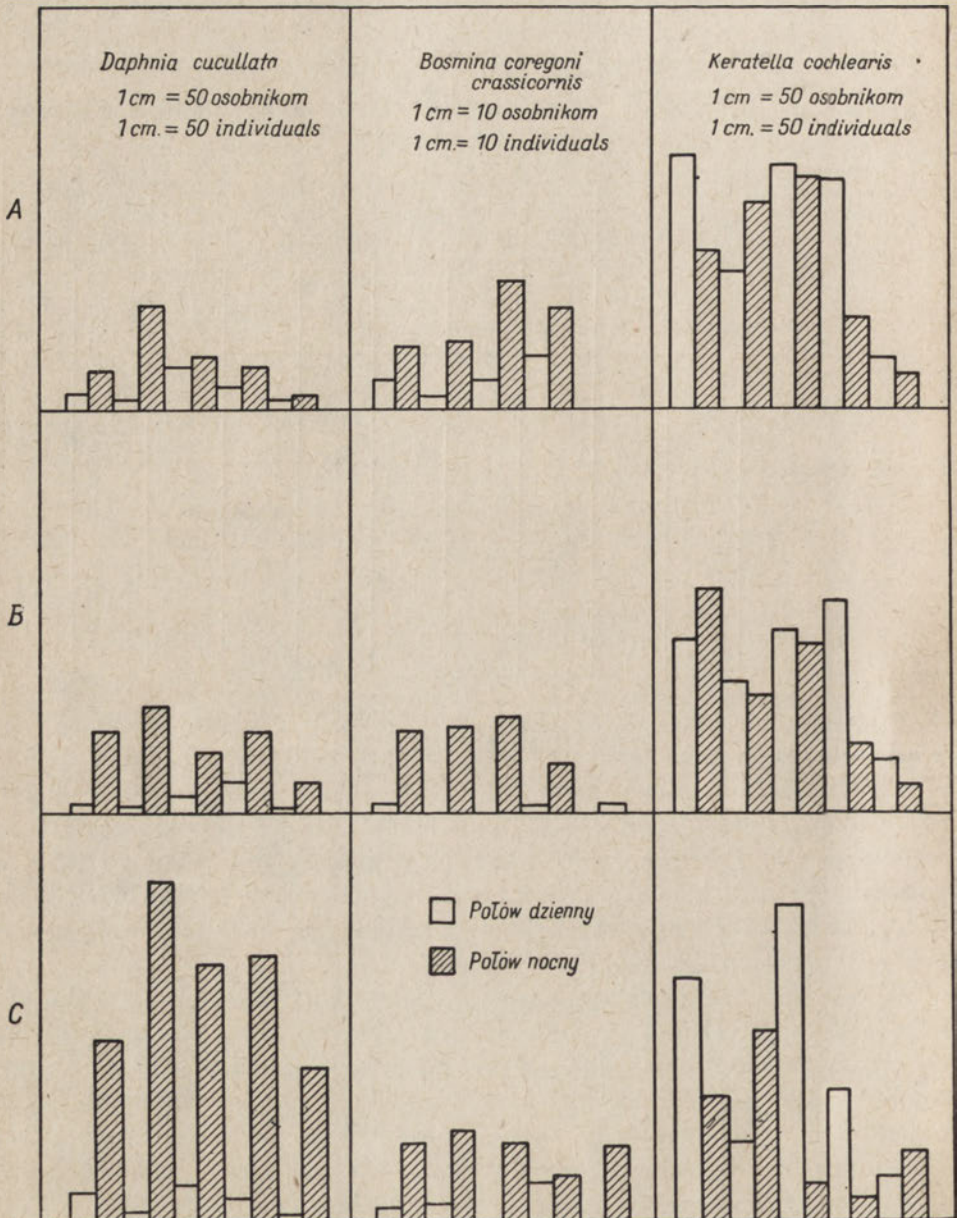
Termika i natlenienie Jeziora Kortowskiego w okresie przeprowadzanych badań

Temperature and O₂ content in the water of the Kortowo Lake during the research

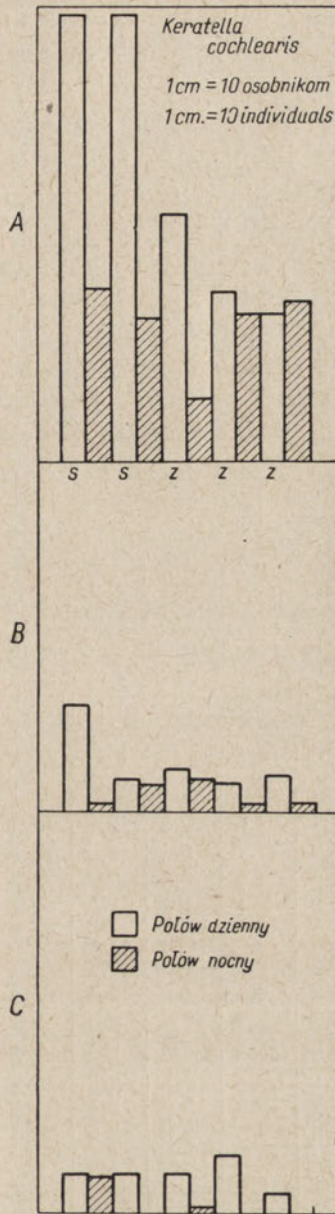
Głębokość w m Depth in m.	Data pomiaru — The date of the measurement									
	4.XII.1957		17.I.1958		4.IV.1958		20.V.1958		12.VIII.1958	
	t°C	mgO ₂ /l	t°C	mgO ₂ /l	t°C	mgO ₂ /l	t°C	mgO ₂ /l	t°C	mgO ₂ /l
0	3,2	8,2	0,6	8,3	2,3	7,5	13,6	9,5	21,2	8,1
1	3,2	7,8	0,8	7,0	2,9	7,5	13,5	9,2	21,0	6,8
2	3,2	8,2	1,6	7,1	2,7	—	13,0	9,4	20,7	6,0
3	3,3	8,2	1,7	6,5	2,7	3,9	12,7	9,4	20,6	5,0
4	3,3	7,8	1,8	6,2	2,7	3,0	12,6	9,1	20,4	3,8
5	3,5	7,8	1,8	7,0	2,7	2,9	12,3	8,2	20,0	2,8
6	3,5	6,8	2,0	6,4	3,0	2,3	11,3	7,3	19,8	0,7
7	3,5	7,4	2,2	5,5	3,1	1,4	10,7	6,5	18,2	0,0
8	3,6	7,0	2,3	5,3	3,1	0,9	10,1	6,1	16,1	0,0
9	3,6	7,8	2,3	5,3	3,1	0,5	9,7	5,6	14,7	0,0
10	3,7	—	2,3	5,1	3,2	0,6	9,5	5,5	14,0	0,0
11	3,7	8,1	2,3	5,0	3,2	0,3	9,2	5,2	13,6	0,0

Zastosowanie samolówki planktonowej do badań wędrówek planktonu w aspekcie sezonowym jest pewną innowacją. Samolówkowe badania H a l m e (1937) były prowadzone w innym kierunku, ograniczały się do pomiaru intensywności wędrówek zwierząt planktonowych oraz ich poziomego rozmieszczenia. Połowów samolówkowych dokonywał on tylko na jednym poziomie (powierzchnia morza) oraz w kilkugodzinnych okresach. Badania te nie obejmowały cyklu dobowego. Do podobnych celów stosowała samolówki W o r o n i n a (1958).

W celu dokonania analizy zebranego materiału oparto się na kilku założeniach popartych badaniami eksperymentalnymi. Przyjęto, że łowienie się organizmów do samolówki jest dowodem wędrowania ich ku górze, natomiast niełowienie się dowodzi niewędrowania w tym kierunku lub braku organizmów w warstwie wody, wewnątrz której była zawieszona samolówka. Ilość organizmów łowiących się do samolówki traktowano jako efekt ich liczebności oraz wyraz skłonności do wędrowania ku górze. Za miernik owej skłonności uznano wprowadzony współczynnik łowności. Współczynnik uzyskano przez dzielenie przeciętnej ilości organizmów łowiących się do samolówki w ciągu 8 godz nocy lub dnia przez liczbę osobników zasiedlających w okresie prowadzonego badania 1 l wody. Np. podczas pięciodniowego badania od 1.XII do 5.XII.1957 r. przeciętnie w ciągu 8 godz nocnych łowiło się do samolówki zawieszonyj pod powierzchnią wody 48



Rys. 3. Wyniki połowów samolówkowych przeprowadzonych w dniach 1-5.XII.1957
A - połowy na głębokości 2 m; B - połowy na głębokości 5 m; C - połowy na głębokości 9 m;
S - słonecznie, P - zachmurzenie zmienne; Z - zachmurzenie całkowite



Rys. 4. Wyniki połowów w dniach 3—7.III.1958

osobników *Daphnia cucullata*, natomiast w okresie 8 godz dziennych średnio 14 osobników. Połowy planktonu dokonane za pomocą czerpacza wykazały, że 1 l wody jeziornej zasiedlało w tym okresie 11,3 osobników omawianego gatunku. Nocny współczynnik łowności dla samolówki zawieszanej pod powierzchnią wyniósł więc 4,2, dzienny natomiast 1,2. Obliczone w identyczny sposób nocne współczynniki łowności *D. cucullata* dla samolówki pośredniej i naddennej wynosiły 6,3 i 21,3, a dzienne odpowiednio 0,9 oraz 1,9. Nocne i dzienne współczynniki łowności dla wszystkich samolówek stały się podstawą do wyliczenia współczynnika średniego, będącego średnią arytmetyczną wymienionych współczynników elementarnych. W przypadku podanego przykładu średni współczynnik wyniósł 6,0. Średni współczynnik łowności charakteryzuje skłonność do wędrowania ku górze danego gatunku w okresie przeprowadzanego kilkudniowego badania. Wartości współczynników średnich zebrano w tab. II.

Tabela II

Średnie współczynniki łowności zwierząt planktonowych w różnych porach roku

The average catching coefficients of the plankton animals in various seasons of the year

Gatunki — Species	Data pomiaru — The date of the measurement								
	1.XII	27.XII	2.I	28.I	3.III	8.IV	26.IV	23.V	9.VIII
<i>Bosmina longirostris</i>	4,1	1,4	10,5	12,1	36,4	18,1	12,6	3,7	—
<i>Chydorus sphaericus</i>	5,8	1,7	6,4	12,0	18,7	45,0	15,0	1,0	0,5
<i>Daphnia cucullata</i>	6,0	1,8	6,3	7,2	23,7	5,7	28,0	1,8	1,5
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	0,9	0,1	1,2	1,5	22,9	17,9	28,9	0,5	1,3
<i>Cyclops kolensis</i>	1,2	—	—	14,8	10,9	7,3	3,3	—	—
<i>Kopepodit-Cyclopoida</i>	0,2	0,5	3,3	9,2	33,5	8,8	1,9	0,6	0,3
<i>Nauplius-Copepoda</i>	0,3	0,9	1,2	2,7	2,9	1,7	1,2	0,4	0,2
<i>Polyarthra</i> sp.	18,7	6,3	16,8	2,8	3,5	11,8	22,5	0,6	0,4
<i>Keratella cochlearis</i>	2,8	3,8	4,6	9,0	5,5	5,1	3,6	1,9	1,2
<i>Synchaeta</i> sp.	1,1	3,8	0,7	—	9,2	2,1	1,7	0,1	—
<i>Filinia longiseta</i>	2,8	2,4	2,9	3,5	1,9	1,5	1,8	0,6	—
<i>Notholca longispina</i>	0,8	2,4	2,9	2,9	1,0	2,4	0,7	0,2	0,2
<i>Leptodora kindtii</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	21,5
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	—	—	—	—	—	—	8,9	3,2	0,1
<i>Bosmina coregoni</i>	—	—	—	—	—	—	2,1	3,0	0,7
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	—	—	—	—	—	—	3,6	0,2	—
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	0,1
<i>Asplanchna priodonta</i>	0,4	4,1	1,2	—	—	—	5,1	2,0	—
<i>Keratella quadrata</i>	—	—	—	—	—	—	2,4	0,3	1,2

Wyniki badań

Rezultaty samolówkowych badań, przedstawione na rys. 3—9, obrazują łowienie się organizmów do samolówek zawieszonych na trzech poziomach. Górny rząd diagramów ilustruje łowienie się do samolówki zawieszonej pod powierzchnią, środkowy i dolny — łowienie się do pułapek zawieszonych na pośredniej głębokości oraz przy dnie. Pojedyncze diagramy symbolizują ilość organizmów złowionych do samolówki w ciągu 8 godz. Diagramy zakreskowane oznaczają połowy nocne, niezakreskowane — dzienne. Kolejno po sobie stojące diagramy przedstawiają wyniki połowów nocnych i dziennych następujących po sobie dób.

Nie wszystkie diagramy zostały zrobione w tej samej skali ze względu na duże wahania liczebności poszczególnych gatunków.

Stopień nasłonecznienia w okresie prowadzonych badań zaznaczono symbolami umieszczonymi poniżej diagramów dziennych.

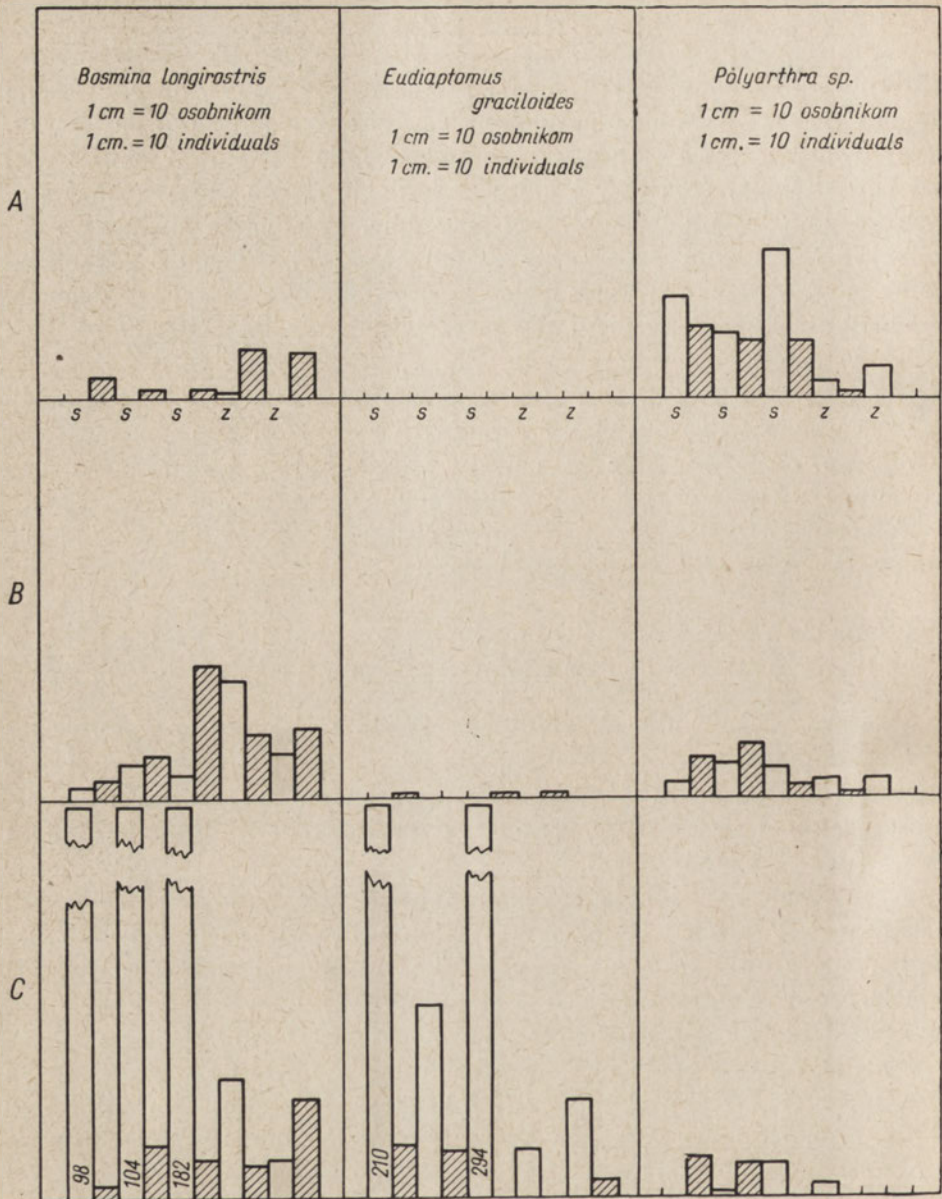
Załączone wykresy stanowią przykładową ilustrację zachowania się zwierząt w okresie przeprowadzania badań.

Wpływ warunków świetlnych i oddechowych na skłonność zwierząt do wędrowania ku górze

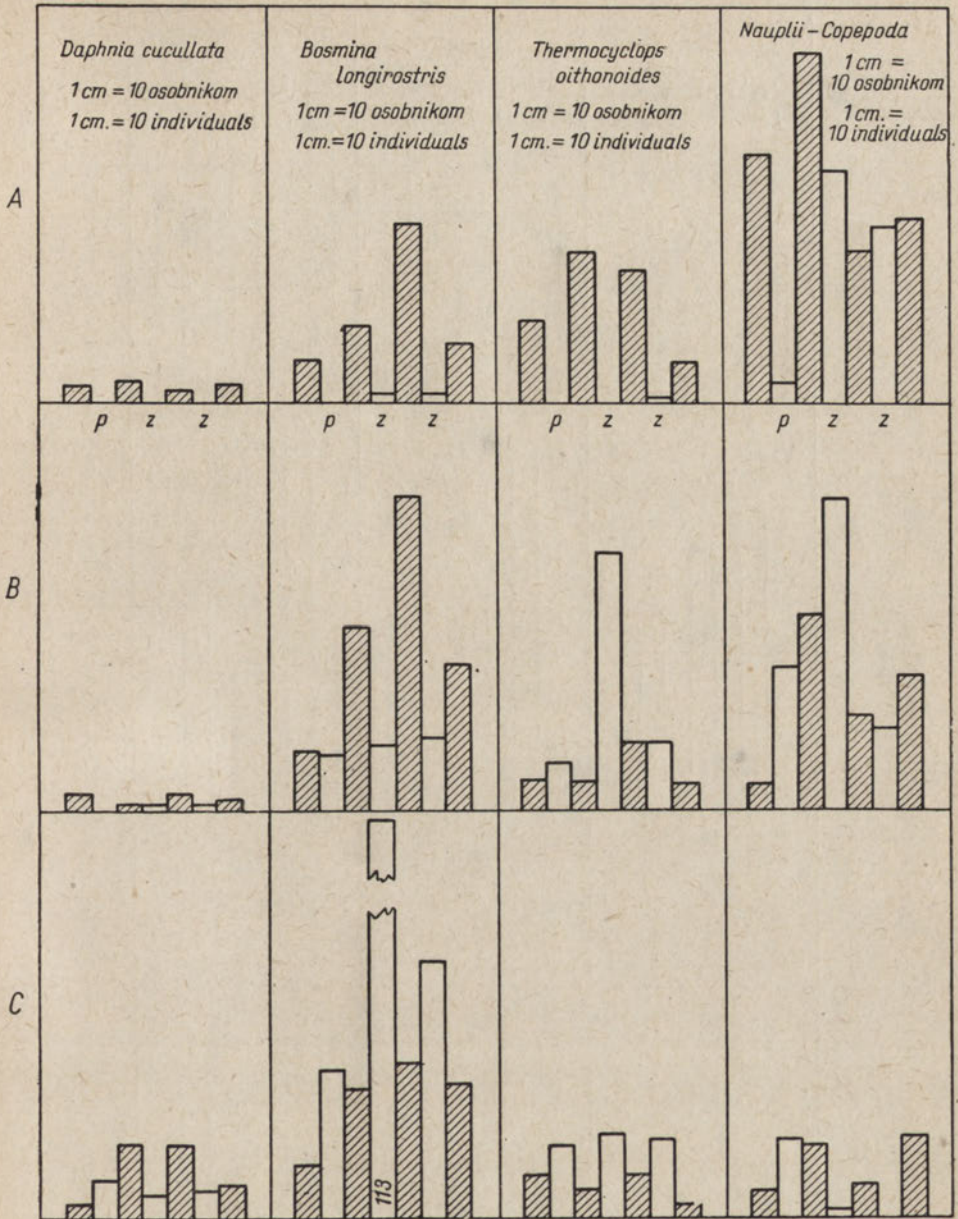
Zjawisko wzrostu skłonności do poruszania się ku górze, wywołwane u zwierząt planktonowych nieodpowiednimi warunkami oddechowymi oraz słabym światłem, było wielokrotnie stwierdzone w eksperymentach laboratoryjnych (Clarke 1933, Naumann 1921, 1924, Skadowski 1939, Woltereck 1913).

Przeprowadzane badania samolówkowe umożliwiły prześledzenie tych reakcji w warunkach naturalnych. Na ich podstawie zdołano ustalić, że nasilenie wędrowki zwierząt ku górze jest uzależnione od intensywności światła. Przy słabszym świetle zwierzęta wykazują większą skłonność do wędrowania ku górze niż przy pełnym nasłonecznieniu.

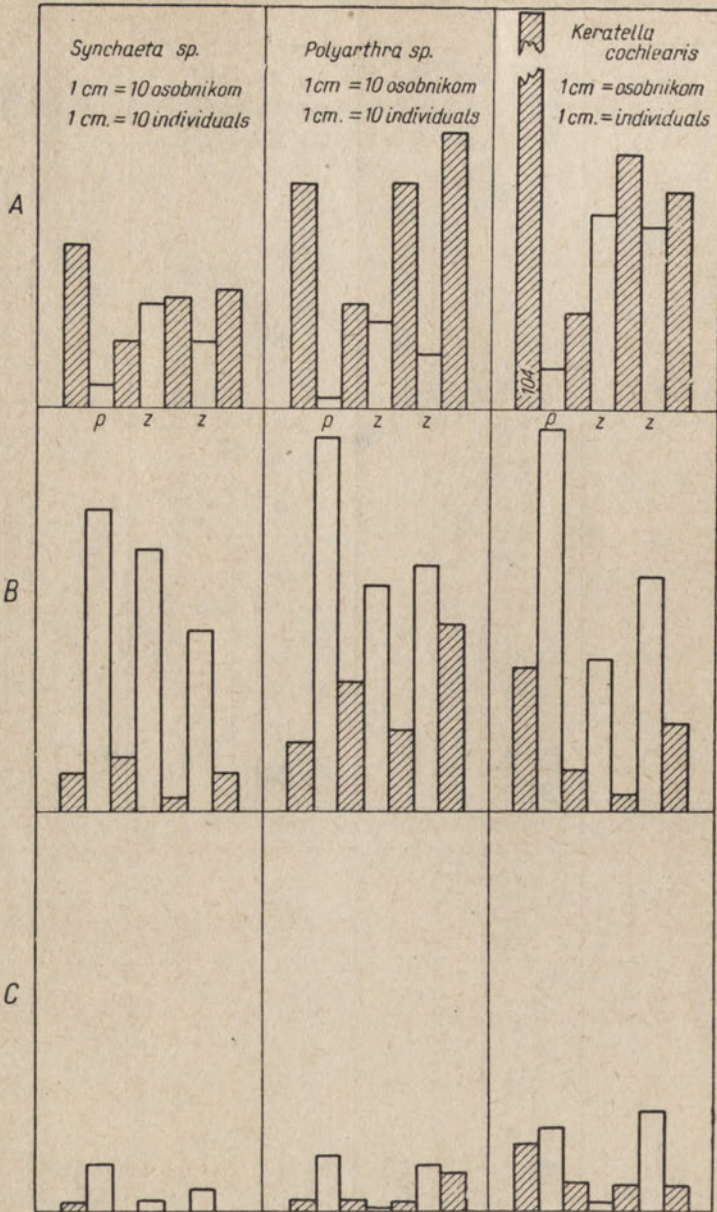
Oddziaływanie stopnia nasłonecznienia na skłonność do wędrowania ku górze udało się prześledzić u wszystkich badanych gatunków. Np. w kwietniu 1957 r. (rys. 7), stwierdzono, że *Keratella cochlearis* intensywniej łowiła się w okresie dziennym do samolówki zawieszonej głębiej, niż do samolówki przypowierzchniowej. Zupełnie podobnie łowiły się w tym okresie *Synchaeta* sp. oraz *Polyarthra* sp. (rys. 7). Stwierdzone nasilenie łowności wrotków do samolówki pośredniej należy tłumaczyć panującym na większych głębokościach słabym światłem, które wywoływało u zwierząt wzrost skłonności do wędrowania ku powierzchni, podczas gdy intensywne światło w górnych warstwach zbiornika, powodując spadek tendencji do wędrowania ku górze, wywołało obniżenie łowności do samolówki przypowierzchniowej. Analo-



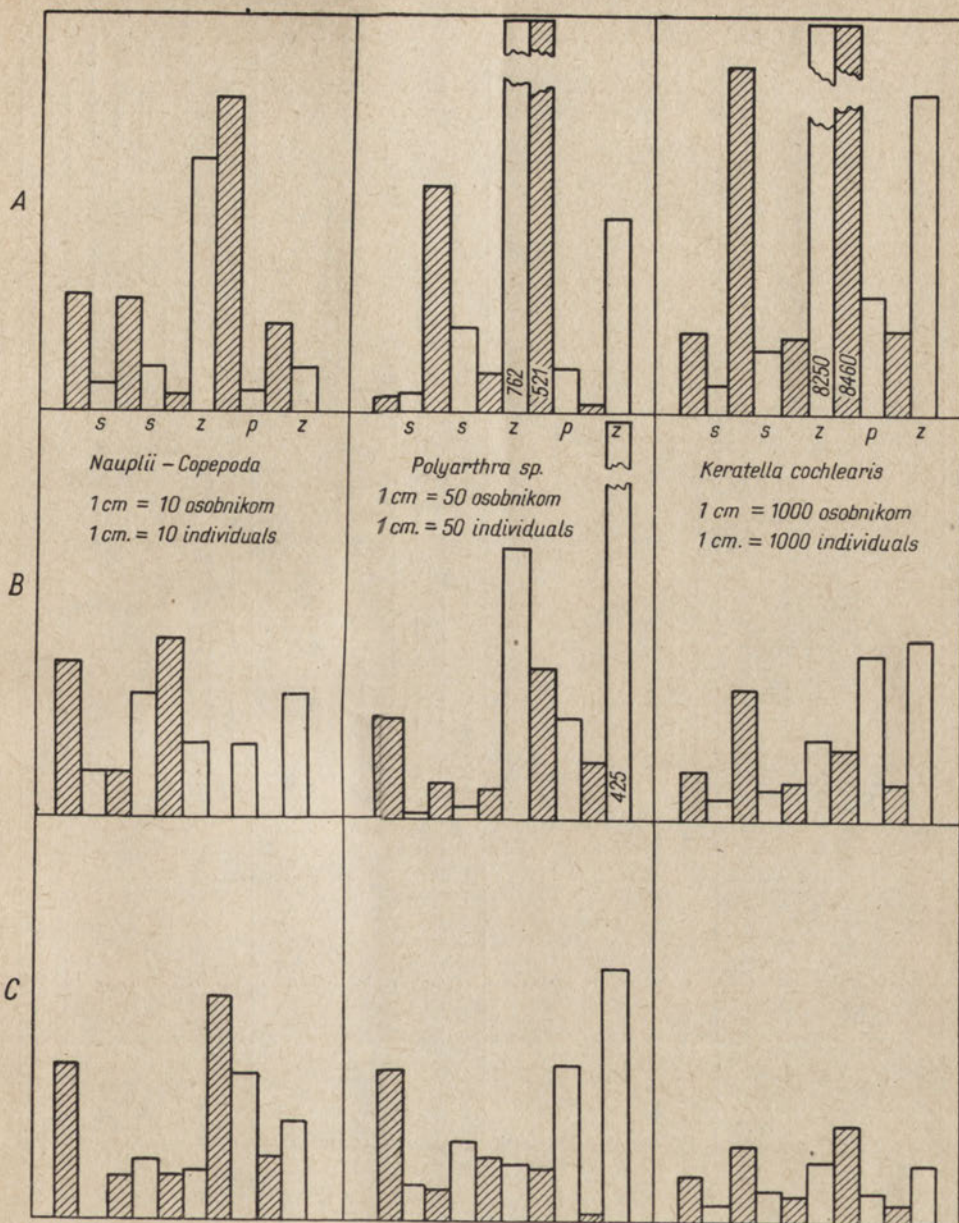
Rys. 5. Wyniki połowów w dniach 8—12.IV.1958



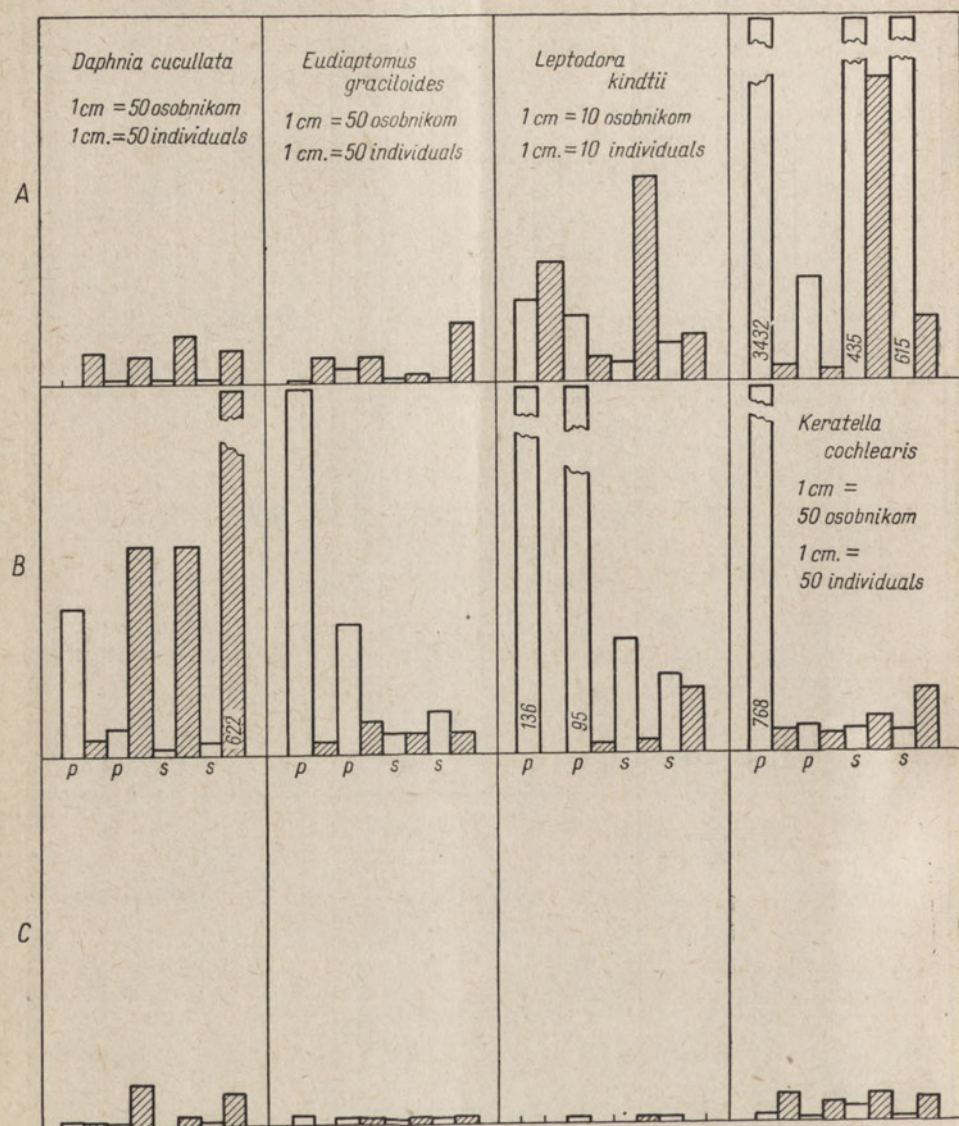
Rys. 6. Wyniki połowów w dniach 26—28.IV.1958



Rys. 7. Wyniki połowów w dniach 26—28.IV.1958



Rys. 8. Wyniki połowów w dniach 25—27.V.1958



Rys. 9. Wyniki połowów w dniach 9—12.VIII.1958

giczne zachowanie się *Keratella cochlearis* stwierdzono w badaniach grudniowych (rys. 3).

Opisane zjawisko przejawia się mniej lub bardziej wyraźnie również u skorupiaków. Z reguły stwierdzano większą ich łowność podczas dnia w warstwach głębszych niż przy powierzchni (rys. 5, 6, 9).

Wykazywanie przez zwierzęta wzrostu skłonności do wędrowania ku górze w strefie przydennej przeważnie nie jest wyłącznym wynikiem słabego naświetlenia. Walnie przyczyniają się do tego wzrostu panujące tam warunki oddechowe. Zwłaszcza w końcowych okresach stagnacji rola ich staje się decydująca.

Dalszymi obserwacjami świadczącymi o oddziaływaniu intensywności światła na zachowanie się zwierząt jest ich reagowanie na stopień zachmurzenia. Prześledzić to można na rys. 6 i 7 obrazujących wędrówki planktonu w okresie od 26 do 28. IV włącznie. Pierwszy z trzech dni był słoneczny, następne dwa pochmurne. Łowienie się *Keratella cochlearis*, *Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp. oraz nauplii do samołówki przypowierzchniowej podczas dni pochmurnych było intensywniejsze niż w dniu słonecznym. Analogiczne zachowanie *K. cochlearis*, *Polyarthra* sp. oraz nauplii stwierdzono w badaniach przeprowadzonych od 23.V do 27.V (rys. 8). Wzrost łowności do samołówki przypowierzchniowej podczas dni pochmurnych można wiązać z nasileniem wędrówki do góry wywołanym słabszym naświetleniem.

Godne uwagi jest reagowanie wrotków na zmiany zachmurzenia w okresie zimowym (rys. 4 i 5). Występująca w planktonie *K. cochlearis* oraz *Polyarthra* sp. łowiły się intensywniej do samołówki przypowierzchniowej podczas dni słonecznych, mniej intensywnie w dni pochmurne. Specyficzne zachowanie się wrotków należy wiązać z niewielkimi ilościami światła przedostającymi się przez lód nawet podczas dni słonecznych. Osłabione przez powłokę lodową i śnieżną pełne światło słoneczne powoduje wzrost ich skłonności do poruszania się ku górze, co doprowadza do skupienia się wrotków w przypowierzchniowej warstwie jeziora. W związku z tym następuje wzrost łowności do samołówki przypowierzchniowej. Dalsze osłabienie światła podczas dni pochmurnych powodując dodatkowe nasilenie wędrówki doprowadza do skupienia się wrotków w strefie podlodowej; na skutek tego dochodzi do zmniejszenia ilości tych zwierząt w warstwach głębszych, a to powoduje spadek łowności do samołówki przypowierzchniowej zawieszonyj na 2 m głębokości. Powyższe obserwacje oraz ich interpretacja są zgodne z wynikami badań R u t t n e r a (1909) nad wędrówkami wrotków pod lodem.

Powodowane stopniem zachmurzenia zmiany intensywności światła wywierają również wpływ na zachowanie się dojrzałych skorupiaków. Podczas badania przeprowadzonego w początkach kwietnia (8.IV.1958, rys. 5) stwierdzono intensywniejsze łowienie się do samołówki przydennej *Bosmina longirostris* oraz *Eudiaptomus graciloides* w dni słoneczne niż w dni pochmurne. Podobne zachowanie się *D. cucullata*, *B. longirostris* i *Thermocyclops oithonoides* zaobserwowano w badaniach z końca kwietnia (rys. 6). Tak samo reagowały na stopień zachmurzenia *Leptodora kindtii*, *Daphnia cucullata* oraz *Eudiaptomus graciloides* w okresie badań sierpniowych (rys. 9).

Stwierdzone nasilenie łowienia się skorupiaków do samolówki przydennej podczas dni słonecznych można traktować jako wynik opadania ich do większych głębokości, spowodowanego zmniejszeniem skłonności do wędrowania ku górze przy jaśniejszym świetle. Przedstawione wyniki badań są zgodne z obserwacjami innych autorów (Brönsted i Wesenberg-Lund 1915, Ruttner 1930, Hardy 1956), którzy stwierdzili opadanie skorupiaków do większych głębokości podczas dni słonecznych.

Tabela III

Prędkości opadania nieruchomych zwierząt planktonowych
mierzone w wodzie o temperaturze 18° C

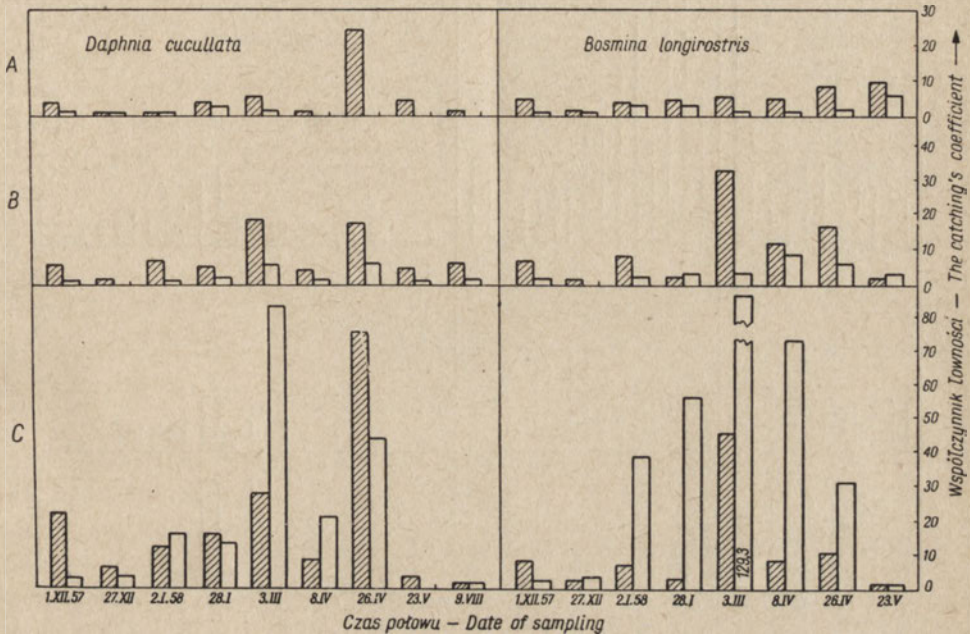
The sinking velocity of immobile plankton animals measured
in the water at 18° C

Gatunek — Species	cm/godz — cm/hour
<i>Leptodora kindtii</i>	698
<i>Bosmina longirostris</i>	491
<i>Cyclops kolensis</i>	356
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	330
<i>Chydorus sphaericus</i>	303
<i>Daphnia cucullata</i> (form. z hełmem)	254
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	175
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	143
Nauplius (dł. 40 mikronów)	90
<i>Asplanchna priodonta</i>	88
<i>Brachionus angularis</i>	72
<i>Keratella quadrata</i>	63
<i>Keratella cochlearis</i>	44
<i>Filinia longiseta</i>	39
<i>Polyarthra</i> sp.	37
<i>Notholca longispina</i>	27

Omawiane wyżej przykłady reagowania zwierząt planktonowych na zmiany intensywności światła nie dotyczyły zachowania się ich w zupełnych ciemnościach. Badania samolówkowe wykazały, że zachowanie to jest różne w wypadku nauplii i wrotków oraz dojrzałych skorupiaków. Ostatnie podczas nocy nasilają wędrówkę ku górze, co bez trudu można prześledzić na rys. 3—9. Obserwujemy na nich znacznie większą łowność skorupiaków do samolówek (środkowej oraz przypowierzchniowej) podczas nocy niż podczas dnia. Dowodzi to zwiększania skłonności do poruszania się ku górze w ciemnościach. W odróżnieniu od skorupiaków, wrotki i nauplii

nie nasilają wędrówki w godzinach nocnych, łowność ich w tym okresie spada lub utrzymuje się na poziomie dziennym (rys. 3—9).

Można przypuszczać, że odrębność zachowania się dojrzałych skorupiaków i wrotków w ciemnościach jest skutkiem słabszego reagowania wrotków na grawitację. W związku z małymi prędkościami opadania tych zwierząt (tab. III) są one mniej wrażliwe na działania siły grawitacji. W sposób



Rys. 10. Sezonowe zmiany skłonności do wędrowania ku górze *Daphnia cucullata* i *Bosmina longirostris* wyrażone za pomocą współczynnika łowności

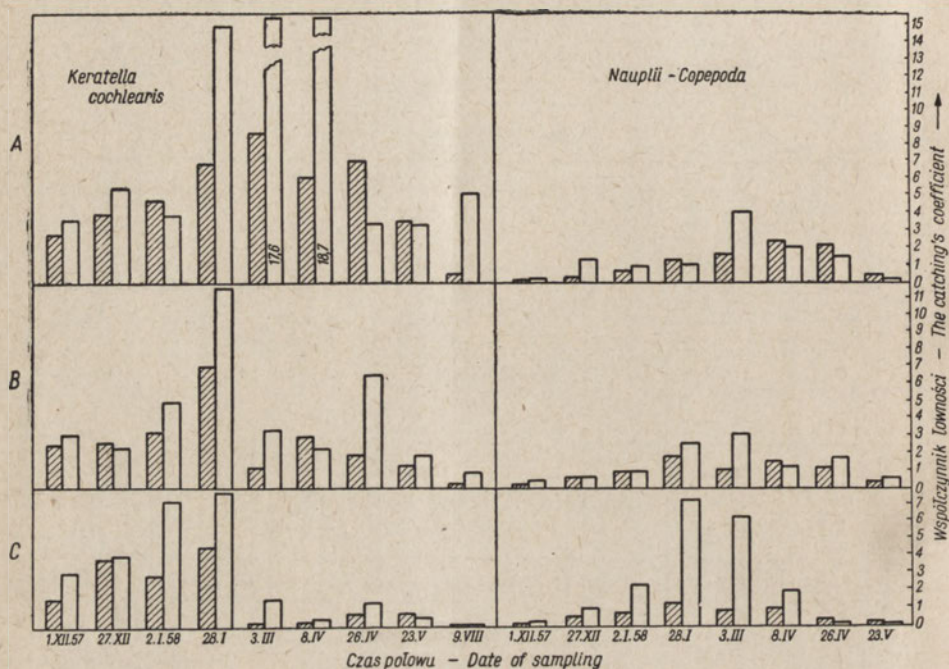
skoordynowany mogą się one poruszać tylko przy świetle, wykorzystując je jako czynnik orientujący w przestrzeni. Nocą, wobec niemożności oparcia orientacji na grawitacji, poruszanie ich staje się bezładne.

W odrębnej sytuacji znajdują się szybciej opadające zwierzęta, takie jak dojrzałe skorupiaki, które właśnie dzięki większej prędkości opadania są w stanie wykorzystać grawitację jako element orientacji przestrzennej, a co za tym idzie posiadają zdolność skoordynowanego poruszania ku górze w ciemnościach.

Obok czynnika świetlnego na skłonność zwierząt do wędrowania ku górze wydatnie wpływają zmieniające się warunki oddychowe. Podczas prowadzenia badań na Jeziorze Kortowskim zmieniały się one w sposób typowy. W czasie trwania stagnacji ulegały stopniowemu pogarszaniu, polepszały się podczas cyrkulacji. Stagnacja zimowa trwała od początku grudnia 1957 r.

do początku kwietnia 1958 r. Wobec powyższego badania w okresie od 27.XII do 12.IV włącznie były prowadzone z lodu. Zachodzące w jeziorze zmiany termiczno-tlenowe w okresie prowadzenia badań ilustruje tab. I.

Prześledzenie wpływu zmieniających się warunków oddechowych na skłonność zwierząt do wędrowania ku górze umożliwiają rys. 10 i 11. Przedsta-



Rys. 11. Sezonowe zmiany skłonności do wędrowania ku górze *Keratella cochlearis* i nauplii *Copepoda* wyrażone za pomocą współczynnika łowności

wione na nich diagramy odpowiadające wartości współczynnika łowności dla każdej samolówki, wyrażają skłonność zwierząt do wędrowania ku górze na poszczególnych głębokościach, w różnych okresach doby oraz w różnych porach roku. Zademonstrowany materiał wykazuje, że zwierzęta zdradzały mniejszą skłonność do wędrowania ku górze podczas panowania w jeziorze dobrych warunków oddechowych (grudzień, maj), natomiast wędrowki ku górze nasilały się w końcowym okresie stagnacji zimowej, to jest w okresie panowania w zbiorniku nieodpowiednich warunków oddechowych (marzec, początek kwietnia). Nie udało się stwierdzić ścisłej proporcjonalności pomiędzy skłonnością do wędrowki a warunkami oddechowymi. Np. *Bosmina longirostris* wykazywała największą skłonność do wędrowki w marcu, a nie na początku kwietnia, kiedy to warunki oddechowe były najbardziej pesymalne (rys. 10). Takie samo zachowanie się w analogicznych okresach wyka-

zała *Daphnia cucullata* rys. 10. Wnioski odnośnie skłonności do wędrawania omawianych gatunków wyciągano na podstawie współczynników łowności, dotyczących samolówki przypowierzchniowej oraz pośredniej. Nieproporcjonalnie wysoka łowność do samolówki przydennej w okresie zimowym będzie tematem dalszych rozważań.

Brak ścisłej proporcjonalności pomiędzy stanem warunków oddechowych a skłonnością zwierząt do wędrawania ku górze stanie się zrozumiałą, jeśli uwzględnimy, że ta ostatnia warunkowana jest również szeregiem innych czynników, jak np. temperatura, kondycją organizmu. Wpływ tych czynników na poruszanie się ku górze zwierząt planktonowych był przedmiotem badań laboratoryjnych prowadzonych przez autora (niepublikowane). Między innymi wykazały one, że zwierzę wyczerpane nie zdradza tendencji do wędrówki ku górze mimo znajdowania się w jak najbardziej nieodpowiednich warunkach oddechowych lub świetlnych.

Korelacja zachodząca pomiędzy prędkościami opadania zwierząt a ich skłonnością do wędrawania ku górze

Dokonane w tab. II zestawienie średnich współczynników łowności, charakteryzujących skłonność zwierząt do wędrawania ku górze, wykazuje, że wioślarki oraz dojrzałe widłonogi cechują się większą tendencją do wędrawania ku górze niż wrotki oraz nauplii. Przyczyną stwierdzonych różnic nie jest zapewne odległość systematyczna obu grup. Świadczy o tym tego samego rzędu skłonność do wędrawania tak odległych systematycznie zwierząt jak nauplii i wrotki. Według autora, omawiana odrębność wiąże się z prędkościami opadania zwierząt. Wyrażony pogląd popiera zarysowująca się korelacja pomiędzy prędkościami opadania zwierząt a ich skłonnością do wędrawania ku górze. Konfrontując średnie współczynniki łowności (tab. II) z prędkościami opadania zwierząt (tab. III) dochodzimy do wniosku, że największą skłonność do wędrówek ku górze wykazują najszybciej opadające zwierzęta planktonowe. Natomiast najwolniej opadające, jak np. *Notholca longispina*, zdradzają minimalną tendencję do wędrówek. Wyjątkiem nie potwierdzającym powyższej zasady jest zachowanie się *Polyarthra* sp. oraz *Chydorus sphaericus*, wykazują one mimo małych prędkości opadania bardzo wysokie współczynniki łowności.

Omawiane problemy rzucają światło na sposoby utrzymywania się zwierząt w toni wodnej. Można sądzić, że dojrzałe skorupiaki utrzymują się w powierzchniowych warstwach zbiornika w większym stopniu dzięki aktywnemu poruszaniu się ku górze niż wolniej opadające wrotki i nauplii. O nieopadaniu ostatnich w dużej mierze decyduje ich duża powierzchnia względna, w wydatny sposób zmniejszająca prędkość opadania.

Zachowanie się zwierząt w okresie dziennym

Prześledzenie zachowania się zwierząt planktonowych w okresie dziennym umożliwia rys. 10. Na tej podstawie można wnosić, że *Daphnia cucullata* oraz *Bosmina longirostris* opadają podczas dnia do głębiej położonych warstw wody, gdzie wykazują bardzo intensywne oscylacje. Dowodem tego jest wysoka łowność wioślarek do samolówki przydennej. Zakres oscylacji ograniczał się do stosunkowo cienkiej warstwy. Można o tym sądzić na podstawie zdecydowanie mniejszej łowności wioślarek do samolówki pośredniej, podwieszanej zaledwie o 4 m wyżej.

Położenie strefy oscylacji nie jest stałe, lecz ulega przemieszczaniu w ciągu roku, w zależności od kształtowania się w zbiorniku warunków oddechowych i świetlnych. W okresie dobrego natlenienia jeziora znajdowała się ona tuż nad dnem. Świadczyła o tym niska łowność podczas dnia do samolówki przydennej podwieszanej w odległości 2 m od dna. Pogarszanie się warunków oddechowych przy dnie zbiornika (koniec stycznia, marzec, początek kwietnia) doprowadziło do podniesienia strefy oscylacji, wobec czego samolówka naddenna została objęta jej zasięgiem. Tym należy tłumaczyć gwałtowny wzrost łowności *D. cucullata* oraz *B. longirostris* do samolówki przydennej podczas wymienionych miesięcy. Jeszcze wyższe umiejscowienie się strefy oscylacji stwierdzono w sierpniu 1958 r., to jest podczas krańcowego pogorszenia się warunków oddechowych (rys. 9). Znajdowała się ona wtedy nad samolówką przydenną, obejmując swym zasięgiem samolówkę pośrednią, zawieszoną w odległości 5 m od powierzchni. Opisane podnoszenie się strefy oscylacji pod wpływem pogarszających się warunków oddechowych prześlędzono również na przykładzie innych gatunków.

Pionowe rozmieszczenie zwierząt planktonowych

Zjawisko przemieszczania się do góry strefy oscylacji pod wpływem pogarszających się warunków oddechowych prowadzi do zawężenia zakresu wędrówek dobowych, a to oznacza ograniczenie zasięgu występowania zwierząt. Fakt ten stwierdziło wielu badaczy zajmujących się pionowym rozmieszczeniem planktonu w jeziorach (Borucki 1950, Naber 1933, Patalas 1954, Pennak 1944, Ruttner 1930, 1943).

Na podstawie badań samolówkowych ustalono, że podnoszenie się zasięgu występowania powodowane pogarszaniem się warunków oddechowych nie jest jednakowe u wszystkich gatunków planktonowych (rys. 9 i 10). Stwierdzone masowe łowienie się *Bosmina longirostris* i *Daphnia cucullata* do samolówki przydennej w końcowym okresie stagnacji zimowej (marzec, początek kwietnia) świadczyło o występowaniu wioślarek w tej strefie,

mimo panowania tam nieodpowiednich warunków oddechowych. Odębne zachowanie w tym samym okresie wykazywała *Keratella cochlearis*. Zasiadła przypowierzchniowe warstwy zbiornika, o czym świadczyła wysoka łowność wrotka do samolówki przypowierzchniowej oraz pośredniej. Również nauplii widłonogów wykazały podobne zachowanie. Nieco większą łowność ostatnich do samolówki przydennej, a więc i występowanie w tej strefie, należy wiązać z faktem „rozsiewania” ich przez formy dojrzałe zdradzające tendencję do zasiedlania głębszych stref.

Zebrane obserwacje dowodzą, że w tych samych warunkach środowiskowych takie zwierzęta jak wrotki i nauplii są w stanie ograniczyć swe występowanie do bardziej powierzchniowych warstw jeziora niż dojrzałe skorupiaki. Opadanie ostatnich do stref cechujących się ubytkami lub wręcz brakiem tlenu trudno tłumaczyć predylekcją do zasiedlania przydennej warstwy wody lub wymaganiami świetlnymi. Prowadzone eksperymenty wykazały, że zwierzęta planktonowe znalazły się w złych warunkach oddechowych wykazują bardzo intensywną wędrówkę do góry nawet przy jasnym świetle. Autor sądzi, że stwierdzone opadanie skorupiaków jest nieuchronną koniecznością wynikającą ze znacznych prędkości opadania tych zwierząt (tab. III).

Wędrówki dobowe planktonu

Wyróżnianie przez wielu badaczy dwu typów wędrówek dobowych znalazło uzasadnienie w wynikach badań samolówkowych. Stwierdzone w planktonie Jeziora Kortowskiego skorupiaki (*Daphnia cucullata*, *Kahlbergensia* Schödler, *Daphnia longispina hyalina* Leydig, *Diaphanosoma brachyurum* Lieven, *Bosmina longirostris* O. F. Müller, *Bosmina coregoni crassicornis* Lilljeborg, *Chydorus sphaericus* O. F. Müller, *Leptodora kindtii* Focke, *Cyclops kolensis* Lilljeborg, *Mesocyclops leuckarti* Claus, *Thermocyclops oithonoides* G. O. Sars.) wykazywały tego samego typu wędrówki. Nocą oraz podczas świtu i zmierzchu wędrowały ku górze, w dzień opadały. Powyższe wnioski oparto na obserwacjach opisanych w poprzednich rozdziałach oraz dalszej analizie zebranego materiału, która poglądowo zostanie przeprowadzona w oparciu o wyniki dotyczące łowienia się *Daphnia cucullata*.

W okresie 1—5.XII stwierdzono łowienie się podczas nocy dużych ilości tej wioślarki do wszystkich samolówek (rys. 3). Wynik ten należy traktować jako rezultat wędrowania jej ku powierzchni. Do przypowierzchniowych warstw docierały jednak tylko nieliczne osobniki, większość populacji osiągnęła w swej wędrówce nocnej poziom zawieszenia samolówki pośredniej oraz przydennej. Przemawia za tym złowienie się znacznie większych ilości *Daphnia* właśnie do tych pułapek. Niska łowność wioślarki podczas dnia świadczyła o spadku skłonności do wędrowania ku górze, co według

autora oznaczało opadanie wioślarki. Wniosek ten stanie się oczywisty, jeśli uwzględnimy sytuację, w jakiej znajdują się zwierzęta planktonowe. Należy podkreślić, że ich prędkość oraz kierunek przesuwania się w słupie wody jest wypadkową działania siły grawitacji oraz intensywności poruszania się zwierzęcia ku górze. Jeśli ta ostatnia jest większa od siły grawitacji zwierzę wędruje ku górze, natomiast utrzymuje się na tym samym poziomie lub opada, jeżeli wysiłek jego jest równy lub mniejszy od siły ciężenia. W omawianym przypadku *Daphnia cucullata* podczas dnia opadała, czego dowodziła jej koncentracja w strefie przydennej objawiająca się wysoką łownością do samolówki przydennej w godzinach nocnych. Opisany typ wędrowki wykazywał ten gatunek także w innych porach roku (rys. 6 i 9).

Podobnie jak *D. cucullata* wędrowały widłonogi oraz inne wioślarki (rys. 3, 5, 6, 9). Skorupiaków wędrujących w inny sposób nie stwierdzono z wyjątkiem nauplii *Copepoda*. Metoda samolówkowa nie pozwoliła bliżej ustalić sposobu wędrowania *Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg (rys. 5, 9). Zapewne zadecydował o tym oryginalny sposób poruszania się tego widłonoga.

Odtworzenie wędrowek występujących w planktonie Jeziora Kortowskiego wrotków (*Brachionus angularis* Gosse, *Keratella cochlearis* Gosse, *Keratella quadrata* Müller, *Notholca longispina* Kellic., *Asplanchna priodonta* Gosse, *Filinia longiseta* Ehrb., *Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp.) oraz nauplii na podstawie uzyskanych wyników nastroczało nieco trudności. Prowadzone badania pozwoliły jedynie ustalić, że zwierzęta te nasilają wędrowkę do góry przy słabym świetle oraz osłabiają ją przy pełnym nasłonecznieniu. Ponadto wykazano u nich spadek skłonności do poruszania się ku górze w zupełnych ciemnościach. Opierając się na tych obserwacjach odtworzono przebieg wędrowek omawianych zwierząt. O świetle i wieczorem wędrują one ku górze na skutek intensyfikacji poruszania się wywołanej słabym światłem; w okresie dziennym, ze względu na spadek skłonności do wędrowania ku górze przy pełnym nasłwieteniu, następuje ich opadanie wskutek ulegania sile ciężkości. Podobna sytuacja zachodzi nocą. Poruszając się bezładnie w tym okresie nie przeciwstawiają się sile grawitacji, co prowadzi do opadania.

Podczas prowadzonych badań wybierania złowionych do samolówki organizmów dokonywano po świetle oraz podczas zachodu słońca. Dzięki temu połowy z części okresu świetowego i zmierzchowego były wliczane do połowu nocnego. Osobniki intensywnie wędrujące ku górze o świetle i wieczorem (przy wybieraniu zawartości samolówek mniej więcej w środku tych okresów) łowiły się zarówno na początek dnia jak i nocy. Popelnione uchybienia metodyczne zapewne przyczyniły się do zatarcia różnic pomiędzy nocnymi i dziennymi połowami wrotków oraz nauplii (rys. 3, 7, 8), a także odbiły się ujemnie na uzyskanym obrazie wędrowek dojrzałych skorupiaków. Błędu tego ustrzeżono się w badaniach sierpniowych (rys. 9).

Wyniki przeprowadzonych badań pozwalają uznać zmieniającą się w ciągu doby intensywność nasświetlenia za podstawową przyczynę pionowych wędrowek planktonu.

Zmieniające się w ciągu roku warunki świetlne i oddechowe powodowały modyfikacje wędrowek. Polegały one na ograniczaniu ich zasięgu, natomiast sam schemat wędrowek nie ulegał zmianom.

Streszczenie wyników

Prowadzone badania pozwoliły na dokonanie następujących uogólnień:

1. Skłonność zwierząt planktonowych do wędrowania ku górze jest na ogół proporcjonalna do ich prędkości opadania.

2. Nieodpowiednie warunki oddechowe, słabe światło lub ciemność powodują u *Cladocera* oraz dojrzałych *Copepoda* wzrost skłonności do wędrowania ku górze.

3. *Rotatoria* oraz nauplii widłonogów, reagując podobnie jak dojrzałe skorupiaki na słabe światło oraz nieodpowiednie warunki oddechowe, nie wykazują wzrostu skłonności do wędrowania ku górze w zupełnych ciemnościach.

4. *Rotatoria* i nauplii pod wpływem pogarszających się warunków oddechowych i świetlnych wydatniej zawężają strefę swych wędrowek niż *Cladocera* i dojrzałe *Copepoda*.

5. Zwierzęta planktonowe w okresie dziennym opadają do głębiej położonych warstw wody, gdzie wykazują pionowe oscylacje o dość ograniczonym zakresie. Położenie tak pojętej strefy oscylacji uzależnione jest od panujących w zbiorniku warunków świetlnych i oddechowych oraz od indywidualnych cech zwierzęcia, wśród których istotną rolę odgrywa ich prędkość opadania.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Brönsted J. W. und Wesenberg-Lund C. 1911. Chemisch-physikalischen Untersuchungen der dänischen Gewässer. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. 4 (3—4).
2. Clarke G. L., 1933. Quantitative aspects of change of phototropic sing in *Daphnia*. The Journal of Experimental Biology 10.
3. Halme E., 1937. Eine neue Methode zur Bestimmung der relativen Wanderung intensitet des Zooplanktons. Acta Soc. Fauna Flora Fennica. 60.
4. Hardy A. C., 1956. The open sea. Boston.
5. Naber H., 1933. Die Schichtung des Zooplanktons in holsteinischen Seen und der Einfluss des Zooplanktons auf den Sauerstoffgehalt der bewohnten Schichten. Arch. Hydrob. 25 (1).
6. Nauman E., 1921. Untersuchungen über das Verteilungsproblem des limnischen Bioestons. Kugl. SV. Akademiens Handlingar. 61 (6).

7. N a u m a n n E., 1924. Untersuchungen über das Verteilungsproblem des limnischen Bioestons. II Archiv. För Zoolog. 16 (26).
8. N a u m a n n E., 1924. Untersuchungen über des Verteilungsproblem des limnischen Bioestons. III. Archiv. För Zoolog. 16 (26).
9. P a t a l a s K., 1954. Zespoły skorupiaków pelagicznych 28 jezior pomorskich. Ekologia Polska. Tom II.
10. P a t a l a s K., 1954. Ilościowe badania nad dobowymi i sezonowymi zmianami w rozmieszczeniu skorupiaków pelagicznych w jeziorze Charzykowo. Pol. Arch. Hydrob., 2 (1).
11. P a t a l a s K., 1956. Sezonowe zmiany w zespole skorupiaków pelagicznych w Jeziorze Zamkowym na tle stosunków termiczno tlenowych. Pol. Arch. Hydrob., 3.
12. P e n n a k R., 1944. Diurnal movements of zooplankton organisms in some Colorado mountain lakes. Ecology, 25 (4).
13. R u t t n e r F., 1909. Über tägliche Tiefenwanderung von Planktontieren unter dem Eis und ihre Abhängigkeit vom Lichte. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 2.
14. R u t t n e r F., 1930. Das Plankton des Lunzer Untersees. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 23.
15. R u t t n e r F., 1943. Beobachtungen über die täglichen Vertikalwanderung des Planktons in tropischen Seen. Arch. f. Hydr., 40 (2).
16. S k a d o w s k i S. N., 1939. Fizjologiczeskij analiz fototaksisa u dafnij. Učen. Zap. M. G. U. 33.
17. W o l t e r e c k R., 1913. Über Funktion, Herkunft und Entstehungsursachen der sogen. „Schwabe-Fortsätze“ pelagischer Cladoceren, Zoologica, 26.
18. W o r o n i n a N. M., 1958. O wlijanii wietra na gorizontalnoje raspredienije zooplanktona. Zool. Žurn., wyp. 12, 37.

Л. Ш л я у э р

Вертикальные миграции озерного зоопланктона

Резюме

Исследования вертикальной миграции планктона при применении самоводки Гальме (рис. 1, 2) дали возможность обнаружить следующее:

1. Склонность зоопланктона к перемещению кверху является пропорциональной к скорости их оседания.

2. Неблагоприятные дыхательные условия, слабое освещение или полная темнота вызывают у *Cladocera* а также у зрелых *Copepoda* увеличение склонности к миграции кверху.

3. *Rotatoria* а также *nauplii Copepoda*, у которых реакция на слабое освещение и неблагоприятные условия дыхания является сходной с реакцией *Cladocera* и зрелых *Copepoda*, не обнаруживают увеличения склонности к перемещению кверху в случае полной темноты.

4. *Rotatoria* и *nauplii* более отчетливо уменьшают зоны своих перемещений под влиянием ухудшающихся условия дыхания и освещения чем *Cladocera* и зрелые *Copepoda*.

5. В дневное время зоопланктон опускается в глубше расположенные слои воды, где проявляет вертикальные колебания в довольно узких пределах. Месторасположение этой зоны осцилляций зависит от существующих в водоеме условий освещения и дыхания, а также от индивидуальных особенностей животного, среди которых существенную роль играет скорость оседания.

Список рисунков

- Рис. 1. Планктонная самоловка
 Рис. 2. Схема подвешивания самоловок летом (а) и зимой (б). К.К₁ — якорь, РР₁ — буй, L — лед
 Рис. 3. Результаты улова 1—5.XII.57. А — на глубине 2 м, В — 5 м, С — 9 м; S — солнечная погода, P — переменная погода, Z — хмурная погода
 Рис. 4—9. Результаты уловов: 3—7.III, 8—12.IV, 26—28.IV, 23—27.V, 9—12.VIII.1958. Объяснения смотри рис. 3.
 Рис. 10. Сезонные изменения склонности к вертикальной миграции у *Daphnia cucullata* и *Bosmina longirostris* выраженные коэффициентом улова
 Рис. 11. Сезонные изменения склонности к вертикальной миграции у *Keratella cochlearis* и науплиусов *Copepoda* выраженные коэффициентом улова

L. Szlauer

Vertical migrations of zooplankton

Summary

The studies warrant the following generalizations:

1. The tendency of animal plankton to migrate upwards is on the whole proportionate to their sinking velocity.

2. Unsuitable breathing conditions, and poor light or darkness, increase in *Cladocera* and adult *Copepoda* their upward tendency.

3. *Rotatoria* and *Copepoda* nauplii react to unsuitable breathing conditions and poor light very much like adult crustaceans, but show no tendency to rise in darkness.

4. In deteriorating breathing conditions and illumination *Rotatoria* and nauplii restrict the zone of their migrations more than *Cladocera* and *Copepoda*.

5. During the day, zooplankton sinks to deeper layers, where they show fairly limited vertical oscillations. The location of this zone of oscillation depends on illumination and breathing conditions and on the individual characteristics of the animals, among which an essential role is played by the sinking velocity.

List of figures

- Fig. 1. Selfacting plankton sampler
- Fig. 2. Diagram of suspending plankton sampler in lake. A — during the spring—autum period. B — under ice cover. K, K₁ — anchors, P, P₁ — buoys, L — ice
- Fig. 3. Results of catching done with plankton sampler between 1—5 December 1957. Explanations concerning Figs. 3—9: A — samples collected from a depth of 2 m; B — samples collected from a depth of 5 m; C — samples collected from a depth of 9 m; S — sunny weather; P — variable weather; Z — cloudy weather
- Fig. 4—9. Catch done with plankton sampler between 3—7 March 1958, 8—12 April 1958, 26—28 April 1958, 26—28 April 1958, 23—27 May 1958, 9—12 August 1958
- Fig. 10. Seasonal variations of tendency to vertical migrations of *Daphnia cucullata* and *Bosmina longirostris* expressed by catching coefficient: A — 2 m depth, B — 5 m depth, C — 9 m depth
- Fig. 11. Seasonal variations of tendency to vertical migrations of *Keratella cochlearis* and *nauplii Copepoda*, expressed by catching coefficient. A — 2 m depth, B — 5 m depth, C — 9 m depth

E. Kamler, W. Riedel

The effect of Drought on the Fauna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* of a Mountain Stream

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 15 February 1959

Streams of the Tatra mountains are characterised by swift current, caused by large falls in level, e. g. for Roztoka Stream $100^0/_{00}$, and low water temperature e. g. yearly average for the Kościeliski Stream was $4,46^{\circ}\text{C}$ in 1950 (according to I. Gieysztor's unpublished data-see M. Gieysztor 1955). Both these factors are the cause of considerable oxygen content of the water and the continuous transport of materials with the flow of water. On the whole, streams of the Tatra mountains are not very wide (to 15 m.), or deep (average to 50 cm.). The shallowness of these streams results in considerable variations in the water level, which become more marked the smaller the stream. The considerable flux in the water level is observed to be not only seasonal but also diurnal. The variations in the water level are accompanied by changes in the bottom configuration and the shape of the shore line. In extreme cases they lead to the drying up of some parts of the channel and even the whole stream.

In the year 1956/57 during studies on the *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* fauna of the streams of the Tatra mountains attention was drawn to the influence of variations in the flow of water, drying up and freezing to the bottom, on the occurrence and distribution of stream fauna. The terrain first observed consisted of small rivulets, affluents of the streams Olczyski and Roztoka. In July 1957, in order to corroborate the observations made on these streams, more systematic work was started on the stream Świński, an affluent of the Olczyski, from the 7th of July to 1st August.

The 7th to the 9th July were the last three days of a long period of high temperatures and very sparse rainfall. However, from the 9th to the 29th July was a period of continuous rainfall. On the 29th of July the rain stopped. At the beginning of the period of study a plan of the Świński stream was drawn up of scale 1:5000 (fig. 1). It was established that during

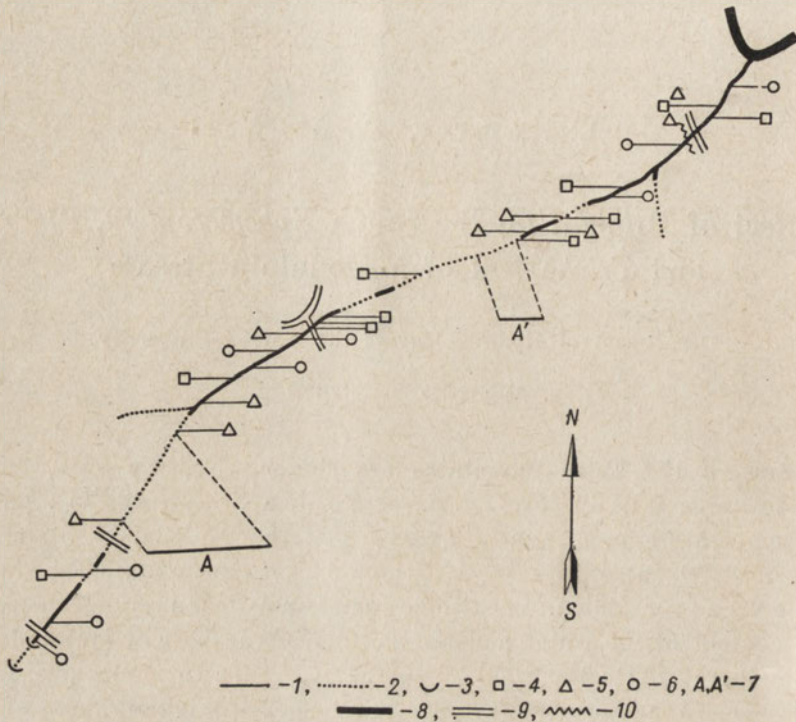


Fig. 1. Plan of the Świński stream according to the water level on the 7th August 1957.

1 — sections of the stream with running water; 2 — sections of dry channel; 3 — sources of stream; 4 — quantitative samples from stony milieu; 5 — quantitative samples from stagnant milieu; 6 — quantitative samples from mossy milieu; 7 — sections which after the period of rainfall, dried up again; 8 — stream Olczyski; 9 — road; 10 — station where measurements of flow were taken

a period of drought the stream bed is not devoid of water for its whole length. Sections with flowing water are separated by stretches of dried up channel. In the upper stretches of the stream rheocrenes occur. On the 7th do the 9th of July water from the bed was observed to disappear. Sections with a dry bed considerably increased in size. Thus, for example, one stretch of the dry bed of the rivulet measured 20 m. on the 7th July, 38.5 m. on the 8th July and 40.5 m. on the 9th July. On the days 10th to 19th July however, water was observed to collect in the rivulet. As a result

of rainfall, the dry stretches of bed gradually become smaller and on them there arose small isolated pools. Two such pools were observed. The dimensions of the surface area of the water changed as follows: Pool I — day 8th July dimensions of surface area of the water 38×26 cm., 11th July — 40×26 cm., 12th July — 55×30 cm.; Pool II — 8th July 35×25 cm., 11th July 37×26 cm., 12th July 39×29 cm. After the 12th July a third pool was formed (dimensions 20×15 cm.) and from the 17th July in place of the separate pools there was a uniform stream of water 1.5 m in width. From the 17th July to the 29th July the stream flowed its whole length, its width varying from 1—2.5 m. On the 1st August stretches of dry bed started to appear afresh. They appeared in the same places where the stream was dried up previously (fig. 1). Rivulets, therefore, always lose their water in the same places. This is corroborated by observations made in other rivulets in 1956 and 1957.

At the same time observations were also made on the fluctuations in the water level of the Olczyński stream. Measurements and calculations of the flow of water in both streams were performed, taking 15 measurements at selected points which were stable for each stream. Tables I and II give some of the data from these measurements: shape of the cross sections, (bathymetry), surface of cross section, flow (according Biuletyn Geograficzny.1954) maximum depth, surface current velocity and daily rainfall

Table I

Variations in water level of the stream Olczyński depending on rainfall

Date	Rainfall in mm.	Cross-section in dcm. ^a	Flow in liter/sec.	Maximum depth in cm.	Surface velocity of current m./sec.
8.VII	0.5	126	546.0	27	0.59
9.VII	0.0	134	861.2	30	0.76
11.VII	0.8	105	658.6	27	0.73
12.VII	14.2	114	762.1	30	0.78
17.VII	3.8	211	1848.0	48	1.03
18.VII	0.0	190	1507.0	40	0.93
19.VII	—	157	1147.0	30	0.86
20.VII	2.7	121	818.1	33	0.79
22.VII	12.5	130	822.9	33	0.74
25.VII	1.7	166	1175.8	40	0.83
26.VII	1.8	160	1046.1	35	0.76
27.VII	6.3	151	898.5	35	0.70
28.VII	0.0	160	1379.7	30	1.01
29.VII	—	138	873.5	30	0.74
1.VIII	—	130	1268.0	30	1.14

in mm for Zakopane. The magnitude of the flow of water in the Olczyński and Świński streams varied with the amount of rainfall (tables I and II). After rainfall the flow increases. Fig. 2 illustrates the ratio of the flow on a given day in the period studied to the minimal flow in this period which is taken as 1. From this curve, it can be seen that the flow in the Świński

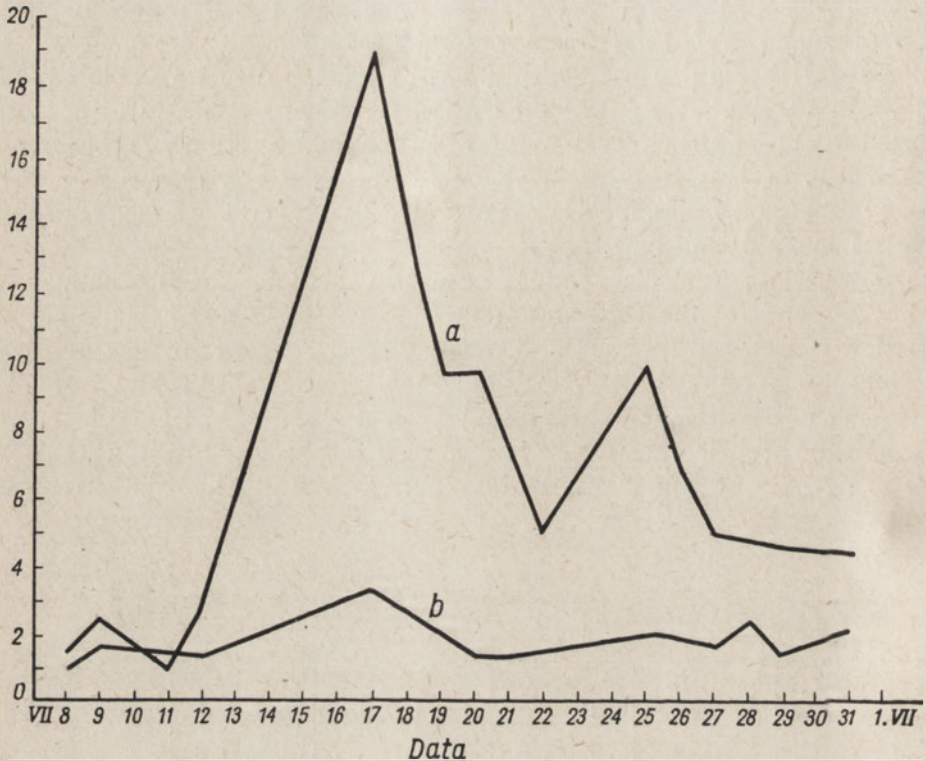





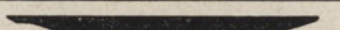


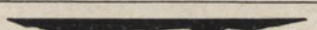
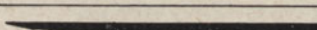
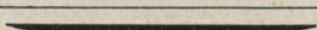
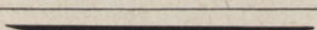
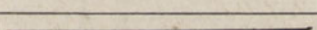
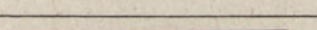
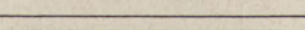


Fig. 2. Ratio of flow on a given day to minimal flow taken as 1 in the period under study
a — Świński stream; b — Olczyński stream

stream has a greater amplitude of variation than the Olczyński stream. This corroborates our observations that small streams are less stable than large ones. Comparing the average flow of the Olczyński stream, with the average for the Świński stream it is seen that the average flow of the Olczyński stream was, in July 1957, 138 times greater than in the Świński stream. During high rainfall changes in bottom configuration were observed. These changes are caused by the amplitude of variation of the flow and the type of bottom. Considerable changes in the bottom configuration were seen in small streams e. g. Świński (table II). It was observed that flow of water in streams, both large and small, reacts to rainfall with a delay of one day.

Table II

Variations in water Level of the stream Świński depending on rainfall						
Date	Rainfall in mm.	Cross-section of Świński stream skala 1:10	Cross-section in dcm.	Flow in litr./sec.	Maximum depth in cm.	Surface velocity of current m./sec.
8.VII	0,5		0,62	1,57	2,5	0,29
9.VII	0,0		0,70	2,76	2,4	0,46
11.VII	0,8		0,50	1,15	2,0	0,29
12.VII	14,2		0,70	3,17	2,5	0,53
17.VII	3,8		4,25	22,02	7,5	0,61
18.VII	0,0		3,31	14,07	6,5	0,50
19.VII	-		2,52	11,15	5,0	0,52
20.VII	2,7		2,49	11,26	5,0	0,53
22.VII	12,5		1,79	5,94	5,5	0,39
25.VII	1,7		2,62	11,36	4,5	0,51
26.VII	18		1,70	8,03	3,0	0,55
27.VII	6,3		1,31	5,68	3,0	0,51
28.VII	0,0		1,30	5,68	3,0	0,51
29.VII	-		1,40	5,41	3,0	0,45
1.VIII	-		1,38	5,25	3,0	0,44

Ephemeroptera and *Trichoptera* larvae were collected quantitatively from the Świński stream and the following percentage composition of species were found.

<i>Ephemeroptera</i>	percentage
1. <i>Ecdyonurus subalpinus</i> K. (only imagines)	—
2. <i>Ecdyonurus venosus</i> Fabr.	1,7
3. <i>Rhitrogena semicolorata</i> Curt.	74,5
4. <i>Ameletus inopinatus</i> Eaton	5,1
5. <i>Baëtis carpathica</i> Mort.	17,0
6. <i>Baëtis bioculatus</i> L.	1,7
7. <i>Habroleptoides modesta</i> Hag.*	—

[In the identification of *Ephemeroptera* use was made of the following papers: Handlirsch (1926—30), Kimmins (1950), Lestage (1916, 1919), Macan (1950), Mikulski (1936)]

<i>Trichoptera</i>	percentage
1. <i>Rhyacophila septentrionis</i> McL.	2,0
2. <i>Rhyacophila tristis</i> Pict.	2,0
3. <i>Rhyacophila philopotamiodes</i> McL.	2,0
4. <i>Plectrocnemia conspersa</i> Curt.*	—
5. <i>Stenophylax rotundipennis</i> Bran.	2,0
6. <i>Halesus</i> sp.	2,0
7. <i>Chaetopteryx villosa</i> Fabr.	57,0
8. <i>Metanoea flavipennis</i> Pict.	6,0
9. <i>Drusus discolor</i> Ramb.	9,0
10. <i>Apatania</i> sp.	14,0
11. <i>Lithax niger</i> Hag.	2,0
12. <i>Sericostoma personatum</i> Spen.	2,0

[In the identification of *Trichoptera* use was made of the paper of Meyer Ulmer (1909)]

As a result of the loss of water in the stream, a considerable increase in the density of the larvae of insects was observed in the pools which were forming. With the further loss of water the fauna of the pools gradually disappeared. The last representatives of the insects larvae surviving in the disappearing pools were caddis flies.

Table III

Influence of drought on fauna of Świński stream. Comparison of the number of specimens of *Plecoptera*, *Ephemeroptera* and *Trichoptera* per unit of surface

Stony environment				Stagnant depths			
Flowing stream		Drying — up stream		Flowing stream		Drying — up stream	
No of sample	No of specimens per m. ²	No of sample	No of specimens per m. ²	No of sample	No of specimens per m. ²	No of sample	No of specimens per m. ²
235	114	237	44	245	5	248	10
236	127	238	0	246	2	252	0
240	180	239	0	247	4	253	0
241	89	244	0	249	1	254	0
242	134			250	20		
243	37			251	3		

* Does not occur in the quantitative samples, found in the stream from time to time.

After the whole channel fills up with water in consequence of rainfall the only representatives of the examined insects groups, occurring in the sections which periodically dry up, are caddis flies. However, they also rarely invade these areas. Table III give the numbers of specimens collected in specific milieu of the stream, on stretches with water and stretches which periodically dry up. Those which periodically dry up show a differentiation into only two types of milieu: a-stony bed and shallow water, b-stagnant deep water. A mossy milieu which occurs in sections with continually flowing water was absent. In all samples from sections which were drying up, only one species of caddis fly was found, *Chaetopteryx villosa*. This species was usually collected in large numbers in the bed depressions of small streams and in the stagnant regions of large streams and thus always in calm water.

A quantitative analysis of the caddis fly fauna showed that the species *Chaetopteryx villosa* representing 57% of the collected specimens, dominates in Świński stream. In the Olczyski stream this same species represents 6% of all the larvae collected. Species representing a large proportion of the fauna of the Olczyski stream like *Metanoea flavipennis* (48%) and *Drusus discolor* (33%), in the Świński stream only represent 6% in the first case and 9% in the latter. Similarly, of the *Ephemeroptera*, the species *Rhitrogena semicolorata* (mean current velocity in which this species is found is 0.43 m/sec.) which shows a weak positive rheotaxis, dominates in the Świński stream (74.5%) whereas in the Olczyski it appears in smaller numbers (27%) giving way to *Baëtis carpathica* (73%) which exhibits a stronger positive rheotaxis. Such a different frequency of the same species in large (Olczyski stream) and in small (Świński) streams, as it seems, is the result of much larger fluctuations in the water level in the case of small streams than in large ones. These fluctuations promote the creation, in small streams, of large sections with calm water and sections which are drying up.

In small streams, less species are met with than in large streams e. g. in Świński rivulet—12 species, in Olczyski—19. At the same time a smaller density of fauna was found for small streams. Specimens number per 1 m². in the small (Świński) and large (Olczyski) streams was as follows:

	Olczyski Stream	Świński Stream
<i>Plecoptera</i>	1192	57
<i>Ephemeroptera</i>	66,5	21
<i>Trichoptera</i>	866,5	312

The characteristics of small streams mentioned above, influence the species composition of the fauna, causing the elimination of some of the species which are living in large streams, and also influence the quantitative relations and the density of fauna in the stream.

REFERENCES

1. Biuletyn Geograficzny, 7, 1954.
2. Despax R., 1927. Observations biologiques en montagnes. Recherches sur les fructeurs de la distribution des organismes. Bul. Biol. de la Fr. et de la Belg. 61.
3. Dorier A., Vaillant F., 1954. Observations et experiences relatives á la résistance au courant de diverses Invertébrés aquatiques. Trav. Lab. Pisc. Grenoble. XLV et XLVI année.
4. Gieysztor M., 1955. O wodach tatrzańskich i ich faunie. Tatrzański Park Narodowy.
5. Handlirsch A., 1926—30. *Ephmeroidea* in: Kükenthal T. Krumbach. Handbuch der Zoologie 4 (4).
6. Kimmins D. E., 1950. Handbook for identification of British insecta. *Ephemeroptera*. R. Ent. Soc. 1.
7. Lestage J. A., 1918, 1919. Contribution á l'étude des larves d'Ephémères. Palearctiques. Ann. Biol. Lac. 8, 9.
8. Macan T. T., 1950. Descriptions of some nymphs of the British species of the genus *Baetis* (*Ephemeroptera*). Trans. Soc. Brit. Ent. 10.
9. Mayer K., 1936. Příspěvek k poznání chrostiků jižního svahu vysokých Tater. Bratislava 10 (3).
10. Mikulski S., 1936. Jętki (*Ephemeroptera*). Fauna Ślaskowa Polski 15.
11. Ulmer G., 1909. *Trichoptera* w: Die Süßwasserfauna Deutschlands (5/6).

E. Kamler and W. Riedel

A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra streams

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 2.X.1959

The majority of authors consider water flow to be dominant in the group of factors influencing the stream fauna. This is the view taken by Popovici-Bazosanu (1928), Avel (1932), Verrier (1948, 1954), Drier and Vaillant (1948, 1954).

The oxygen content of the water is related to the turbulent flow of streams and their low temperatures. The influence of the dissolved oxygen on the stream fauna is discussed by Avel (1932), Verrier (1948) et al.

Despax (1927) describes, among other things, how the temperature of the water gradually increases with distance from the source, how the shape of the bed changes, the current velocities, and the influence of these factors on the fauna of mountain streams.

Michejda (1954) attempts to connect the stream fauna with the hydrological, geological and hydrochemical relations. Beyer 1932 is one of the authors who attempt to relate the stream fauna to the character of the bed of the stream and to such factors as light, current velocity and others. Dudziak (1956) draws attention to the following factors influencing stream fauna: light, temperature, mass of water carried by stream, pH, abundance or scarcity of food. He claims that the type of rock forming the bed does not affect the streams fauna.

The work mentioned above draws attention to the fact that many factors influence the fauna of streams including the nonuniform milieu surrounding them.

An the beginning of our studies on the *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and

Trichoptera of the Tatra streams an analysis has been made of the variable nature of stream water which is evident even over small stretches. This is related to the very varied structure of the bed of a stream as has been shown by Gieysztor in his unpublished plans of the course of a mountain stream.

Character of stream bed

We meet with five basic types of stream bed: that formed by large rocks, by smaller stones, by gravel, a slimy bed and a bed formed by moss growing over large rocks or rocky shelves. The existence of each of these types of bed depends on the appropriate water velocity and depth. The weakest current occurs over slimy beds and weak currents also occur over gravel beds. Large stones usually create small waterfalls where the current is greatest. Whirlpools form near these waterfalls which are usually deep. The variability of the velocity of the water flow and the corresponding type of bed create well defined milieux for the stream fauna. Depending upon the structure of the bed, the following types of milieux can be distinguished: a-stony, b-gravel, c-stagnant with slimy-detritus bed, d-moss, e-large rocks

By a stony environment we mean those stretches of the stream whose character has been determined by a bed covered with stones. Rocky material found in the streams was very heterogeneous from the point of view of its dimensions: from large rocks of linear dimensions of the order of several metres sticking out of the stream to fine gravel and even sand. In the classification of the size of stones we have omitted rocks of linear dimensions greater than 20 cms because it was technically impossible to study the fauna on the bed covered with large stones.

The following classification of the rock rubble covering the stream bed was made.

Diameter of stone in cms	class
20—10	I
10—5	II
5—2	III
2—1 (coarse gravel)	IV
<1 (fine gravel)	V

In the stony milieu stones covered with periphyton were found. Stones which were not covered with algae occurred in stream channels which were intermittent (K a m l e r and R i e d e l 1960). The current velocities in the stony milieu varied from 0.13 to 1.41 m./sec. and the water depth from 4 to 20 cm.

In 1957 we started the ecological study of the stream milieux mentioned and the quantitative assessment of their fauna. These studies were made on streams flowing through two Tatra valleys: the Roztoka and Olczyška valleys. Their affluents were also taken into account.

Sampling of faunal material

In the selection of sites for collecting faunal material we tried to avoid stones covered with moss and the neighbourhood of gravel and slime. With a ruler we measured a rectangle 30×70 cm. marking the four corners in the stream. The rectangles selected could not always be of the same size because of the conditions on the terrain. A side of the rectangle could not pass through, for example, the middle of a stone. The rectangle was always set up with the long side parallel to the direction of the current. Within the limits of the rectangle measurements were made five times of the water depth at various points and of the current velocity on the water surface.

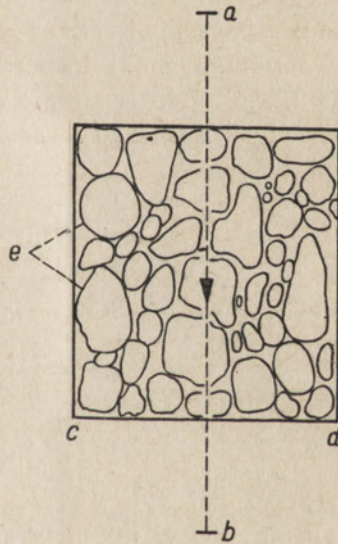


Fig. 1. Rectangle selected for examination direction of current

Current measurements were taken by means of a float and a stop watch. Trupp's apparatus was not suitable for work in streams. There is a basis for assuming that the current velocity at a point in the stream is not constant but rapidly fluctuates. This can be seen by carefully observing the same point in a stream. By immersing a Trupp's apparatus in a stream it is

possible to observe that the water lines made by the barbs of the apparatus do not reach one point on the graduated rule but rythmically oscillate along the rule.

It was difficult to use an electric current meter, an apparatus essential to the study of bottom currents, because of the difficult terrain conditions presented by a rushing mountain stream and because this apparatus is too delicate. Thus it was only used in the first phase of our studies. The results of these measurements are recorded in unpublished work by Gieysztor. In the rest of our work we kept to measurements of surface current basing ourselves on the commonly accepted fact that the velocity of the surface current influences the velocities of the currents in a vertical cross-section of the stream. Measurements of the currents velocities were made as follows: a certain stretch e. g. a-b (fig. 1), was measured which passed through the rectangle marked on the bed. Next the time taken for the float to pass this stretch was measured five times by means of two stop watches (Geographical Bulletin 1954).

Stony milieu

In order to collect quantitative samples of fauna in a stony environment a linen bag attached to a folding metal frame of diameter 30 cm. was placed on the side c-d of the selected rectangle and stones were dragged into it from the whole surface by dragging a bag against the current (fig. 2).

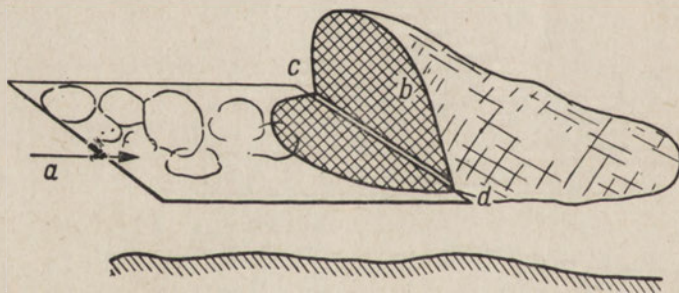


Fig. 2. Net for collecting samples from stony milieu
a — direction of current; b — net placed on the countercurrent side c-d of rectangle

Stones together with the fauna on them were thus gathered into the bag. These stones were rinsed in a cuvette and the insect larvae found there were taken away. Since most of the larvae were found not on the stones but on the bottom of the bag, having been carried there by current, it was not possible by this method to get an idea of the fauna living on individual stones. This was attempted in another way which we shall describe below.

The stones found in the bag were measured, counted and their petrographic character was determined. The measurements were made to give approximate data as to the dimensions of the stones: length, width and height. The dragging described above was done twice with a 20 min. interval. The number of specimens of insect larvae for the first and second drags was as 5:1. Apparatus based on a similar principle used for collecting insect larvae in mountain streams was described by Macan (1958). This author also used a bag attached to a stiff frame except that in the frame he fixed a kind of shovel. This apparatus is pushed against the current by means of a handle. We became acquainted with this work after the end of our studies. In the stony milieu we collected altogether 113 quantitative samples containing 5900 specimens of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera.

We arranged the individual samples in order of increasing surface current velocity and examined the corresponding changes in density of inhabitation of the bed surface. We also examined what changes per cent wise there were in the occurrence of particular species due to the increase in current velocity.

The influence of current velocity on individual species was also studied by two control methods. Observations were made on the inhabitation of

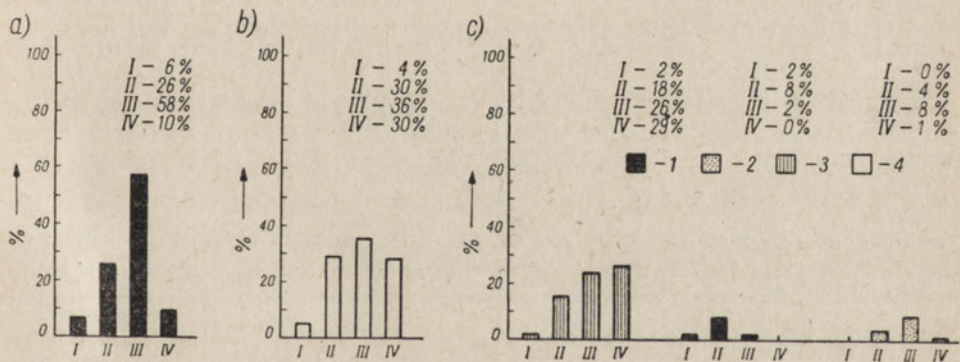


Fig. 3. Mean % composition of stones forming bed of streams with respect to size of stones. a) — in Roztoka stream, b) — in Olczyński stream, c) — in Olczyński stream 1 — granites, 2 — slate. 3 — dolomite, 4 — granite, slate and dolomite together

the upper and lower surfaces of particular stone in a stream. It follows from the work of DORIER and VAILLANT (1954) that the current velocity under a stone is considerably less than above it. Notes on the inhabitation of the under side or surface of a stone made it possible to get an introductory idea of the degree of positive rheotaxis exhibited by the numerous species which were found.

The degree of positive rheotaxis of individual species was defined on the basis of the mean current velocity of all cases when the given species was found.

In examining the influence of the type of bed on the fauna the following factors were taken into consideration: linear dimensions of the stones, their number in samples of the same surface area and their petrographic nature. A method was worked out which to a certain extent gives us an idea as to what size of stones is associated with insect larvae. In the case of a geologically uniform bed such as we have in the Roztoka valley (fig. 3a), this method consists in the following:

1. For each sample we calculate the % of stones from each of the classes of stone size given above.
2. We calculate the mean % of stones from each class found in the stream.
3. In each sample we note which of size of stones exceeds, percentwise, the mean composition of the stream bed previously calculated.
4. We calculate the number of specimens of larvae/m.² in the samples noted above.
5. For each class of size of stones we define the mean number of animal specimens/m.².

In the case of the Olczyski stream (fig. 3b, c) where we have a geologically nonuniform bed (Wierzejski 1883, Wrzosek 1933, Passendorfer 1952), the method described above was used for each kind of rock separately.

The object of this method is to get an idea as to whether the petrographic character and size of the stones influence the fauna inhabiting them and if so in what way. A stony milieu however is a mixture of stones of various sizes. Separate studies of the fauna inhabiting individual stones are treated as supplementary evidence and a criterion for the method described above. Thus, in order to determine the absolute amount of inhabitation of stones of particular dimensions by fauna of the groups of insects which interest us, the following procedure was carried out: individual stones were removed from the stream in such a way that the fauna washed off by the swift current fell into a net placed against the current. The dimensions of the stone were measured, its petrographic character noted and the number of specimens of *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* living on the stone were counted. The results of this procedure confirmed the data obtained by the previous method.

In order to study the effect of the depth of water on the occurrence of fauna the samples were arranged in order of increasing depth and faunal changes taking place in the milieu were noted. Since the water depths in streams are not, on the whole, very great the possibilities of the emergence of parts of the bed and their submergence again as a result of the periodic

fluctuation in the water level must be considered when judging the influence of this factor. Thus this factor should not be omitted in the consideration of the influence of environmental factors on the fauna.

Gravel milieu

A gravel environment arises in a stream by the accumulation over a certain area of the bed of gravel material deposited by the water of the stream. The accumulation of gravel is illustrated by figures 4 and 5. Gravel material

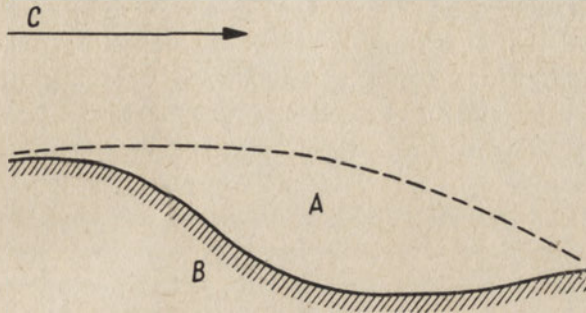


Fig. 4. Gravel deposit by the bank of a stream
A — gravel deposit; B — bank of stream; C — direction of current

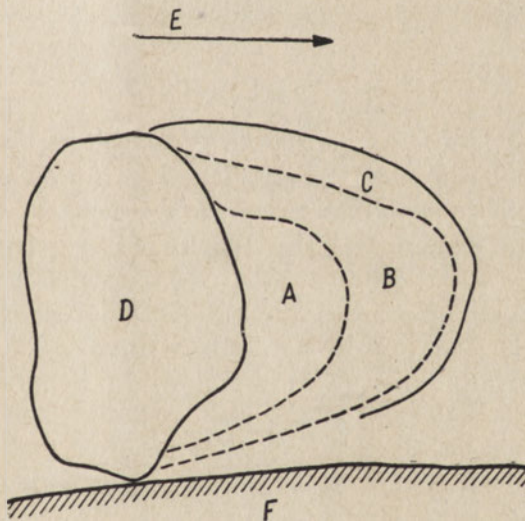


Fig. 5. Diagram illustrating the formation of stagnant pools and the gravel deposits accompanying them
A — detritus, B — slime, C — gravel deposit, D — rock, E — direction of current, F — bank of stream

consists of pebbles of unequal sizes. Gravel „beaches” are to be found with or without a mixture of slime or detritus. The occurrence of such a mixture in pebble deposits is due to the fact that, in a stream, a gravel milieu usually borders onto a stagnant milieu with a slimy-detritus bed. In a gravel milieu we find current velocities: 0.05—0.62 m./sec. These are lower than the values for a stony milieu. Also in such milieux we do not have only linear „currents” but in many cases we have waves, eddy currents and back currents. The depths of the water varied from 1.7 to 40.0 cm.

The method for quantitative fauna studies in a gravel milieu was as follows: a suitable gravel deposit, not contaminated by slime and detritus, was selected and the length and width of the deposit and the thickness of the gravel noted. Three depth measurements were made at three points of the gravel deposit and current velocity was measured. Next samples were taken at 3 sites where the depths had been measured. The scoop used consisted of a metal cylinder closed at one end. For the Olczyski stream and its affluents a cylinder of 7 cm. diameter was used. For the Roztoka stream and its affluents a cylinder of 10 cm. diameter was used. The method of collecting gravel is illustrated in fig. 6. The scoop was pressed into the gravel to a depth of about 3 cm. then the gravel in the scoop was sealed off from the bottom by means of a metal plate and quickly turning the scoop through 180° it was removed from the water. The gravel was washed in a cuvette and the larvae collected. The influence of the current velocity and water depth on the fauna was studied by the method described above.

Stagnant milieu

A stagnant milieu arises in a stream as a result of the accumulation of slimy material and detritus over a certain area (fig. 5). A stagnant pool always occurs behind a large rock at the surface sheltered from the current. Our measurements showed that the dimensions and depth of a stagnant pool formed in this way depend on the dimensions of this natural obstacle: the bigger the obstacle the bigger the stagnant pool which is formed. The bed of the pool is made up of the detritus (in 85% of samples), gravel (in 62% samples) and slime (37% samples). In 15% samples individual stones were found on the bed of the pool.

The most important character of those parts of a stream where there is a stagnant pool is absence of current. The water either stands here or gently ripples. This makes it possible for delicate organic matter (slime and detritus) to settle here. Because it is the lightest, detritus accumulates furthest from the current and the gravel settles nearest to it. In the stream studied this sort of milieu occurred rather rarely but sufficiently frequently

to warrant attention. Since the stretches of the streams being studied were relatively short and did not occur lower than the coniferous forest zone no increase in the frequency of the occurrence of pools in the lower parts of the sections was observed. The depth of water in the pools examined varied from 1.7 to 40 cm.

Quantitative samples were taken from the stagnant pool milieu by the same method as described for a gravel milieu.

Gravel and stagnant pool milieu are found only in „main” streams (Roztoka and Olczyński) which have a depth of 40 cm or over and a width up to 10 m. In small streams, however, thanks to the small dimensions (depths

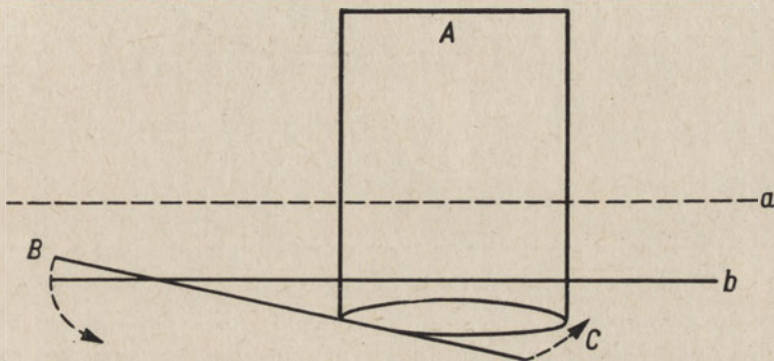


Fig. 6. Diagram illustrating method for collecting samples of gravel
 A — cylinder, B — metal plate, C — direction of motion of plate, a — surface of water,
 b — surface of gravel

under 40 cm., width to 2 m.) and the frequent, considerable falls in level and instability of the flow (Kamler and Riedel 1960) we do not find distinct gravel and stagnant water milieux. Instead we find bath shaped depressions in the bottom in which are combined, as it were, the properties of a stagnant water and gravel milieu. The bed of such depressions is covered with gravel and also slime and detritus and often individual stones occur here. The water flows slowly and only on the surface.

Moss milieu

A moss milieu is to be found both in large streams and their affluents. This consists of moss growing over stones (fig. 7) around which the stream flows violently. These layers of moss were of various thicknesses. Observations showed that the thickness of the layers depends on the current velocity of the water flowing over the moss: the greater the current velocity the thinner the layer. The thickness of the moss layer varied from 1—7 cm.

As follows from the work of D o r i e r and V a i l l a n t (1954) and also from data in unpublished work by Gieysztor the current velocity in the layers of moss falls almost to zero.

Material from the moss milieu for quantitative studies was collected in the following way: a square of side 10 cm. was cut out of the moss layer

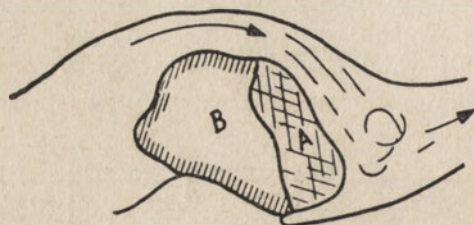


Fig. 7. Stone overgrown by layers of moss
A — moss layer, B — stones, → current direction

by means of a scalpel, then it was scraped into a net placed against the current. It was measured and the length of the stems of the moss were noted. The moss was removed bit by bit to a cuvette and the larvae collected. The effect of the thickness of the layers of moss on the type and quantity of fauna found on them was calculated.

REFERENCES

1. A v e l A., 1932. Les causes de la répartition de quelques larves d'Éphémères dans les diverses zones des torrents en Auvergne. Bull. Soc. Zool. France 57, 100.
2. B e y e r H., 1932. Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumberge Gebietes. Abh. Westf. Prov. Museums Nat. Kunde, 3, 1.
3. Biuletyn Geograficzny, 1954 (7).
4. D e s p a x R., 1927. Observations biologiques en montagnes. Recherches sur les facteurs de la distribution des organismes. Bull. Biol. de la France et de la Belg. 61, 126—142.
5. D o r i e r A. et V a i l l a n t F., 1948. Sur la résistance au courant de quelques Invertébrés rhéophiles. Trav. Lab. Hydrob. Pisc. Grenoble Années 1945—1948.
6. D o r i e r A. et V a i l l a n t F., 1954. Observations et expériences relatives à la résistance au courant de divers Invertébrés aquatiques. Trav. Lab. Hydrob. Pisc. Grenoble XLV^e et XLVI^e années, 9—30 + 2 planches.
7. D u d z i a k J., 1956. Obserwacje nad występowaniem i ekologią wypławka alpejskiego w Tatrach Zachodnich. Pol. Arch. Hydrob. 3 (16), 11—42.
8. K a m l e r E., R i e d e l W., 1960. The effect of Drought on the Fauna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* of a Mountain Stream. Polish Archives of Hydrobiology 7 (20).

9. Macan T. T., 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. International Association of Theoretical and Applied Limnology. Comm. 8.
10. Michejda J., 1952. Analiza stosunków ekologicznych źródeł i potoków Gór Stołowych.
11. Popovici-Bazosanu A., 1928. Sur la prétendue adaptation morphologique des larves à la vie rhéophile. Bull. Biol. Fr. et Belg. 62.
12. Passendorfer E., 1952. Jak powstały Tatry.
13. Verrier M. L., 1948. L'Oxygène dissous et la répartition des larves d'Éphémères. C.R. Ac. Sc. Paris (226), 1948.
14. Verrier M. L., 1954. Le rhéotropisme des larves d'Éphémères. Bull. Biol. Fr. et Belg. (I/LXXXVII), 1—34 + fig. 13 + tabl. 2.
15. Wierzejski A., 1883. Tatry w okresie lodowym. Pam. Tow. Tatr. 8.
16. Wrzosek A., 1933. Z badań nad zjawiskami krasowymi Tatr Polskich.

E. K a m l e r

Notes on the *Ephemeroptera* Fauna of Tatra streams

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 30.IX.1959

Since the time of *Dziędziewicz* (1919) and *Nowicki* (1867) no work on the *Ephemeroptera* of the Tatra has appeared in Poland.

The following work is an attempt at a general faunal picture of the *Ephemeroptera* of the Polish Tatra.

Material and methods

The studies were carried out on the terrain of the Polish side of the High Tatra and Western Tatra in 1954—1957 in the months: May, July, August, September, October.

In all 34 streams (fig. 1, table I), 9 lakes (in the Valley of Five Polish Lakes: Lake Przedni, Lake Wielki, Lake Czarny, Wole Oko and Lake Zadni, one lake from the Valley of Five Spiskich Lakes, Lake Morskie Oko, Lake Toporowy, Lake Kurtkowiec in Gąsienicowa Valley) and 2 sources in the Kościeliska Valley: source on the Hala Pisana and the Lodowe source were examined.

Fig 1. gives a map of the Tatra waters. The lakes studied are denoted by straight line shading, streams studied by dots along their courses. Numbers 1—14 denote small streams studied:

- | | | |
|----------------|-----------------------------------|-------------------|
| 1. Pod Mostem | 6. Stream flowing from Lake | 10. Czerwony |
| 2. Zagonny | Czarny Gąsienicowy | 11. Prawy |
| 3. Prostopadły | 7. Stream in the Spadowiec Valley | 12. Skomplikowany |
| 4. Potrójny | 8. Sarni stream | 13. Mały |
| 5. Czarny | 9. Świński | 14. Za Prawym |

Table 1

Occurrence of Ephemeroptera in examined Tatra streams

× — larvae and imagines, □ — larvae alone, △ — imagines alone

Species	Name of stream		Swinski (affluent of Olczycki)	Roztoka	Hyla	Olczycki	Prawy (affluent of Olczycki)	Mazy (affluent of Olczycki)	Small stream on Boczan	Prostopady (affluent of Roztoka)	Koczieliski	Skomplikowany (affluent of Olczycki)	From Lake Czarny (Valley of 5 Lakes)	Waksmundzki	From Lake Czarny above Morskie Oko	Potrdny (affluent of Roztoka)	Pod Mostem (affluent of Roztoka)	Zanikajacy (affluent of Roztoka)	Biaty	Stream in the Spadowiec Valley	Strzyski	Czerwony (affluent Olczycki)	Zagony (affluent Roztoka)	From Lake Czarny Gajencowy	Small stream from side of Mt. Miedziane	Sucha Woda	From Lake Zadni (Valley of 5 Lakes)	Stream from side of Mt. Koszysta (affluent of Waksmundzki)	Jaworzynka	Stream in the Zimna Woda Valley	Za Prawy (affluent Olczycki)	Stream in the Ku Dziurze Valley	Dystra	Czarny (affluent of Olczycki)	Sarni	Small stream (affluent of Strzyski)	% inhabited streams							
	Swinski (affluent of Olczycki)	Roztoka																																										
<i>Baetis carpathica</i> (typical)	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	100	
<i>Rhytrogenia semicolorata</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	76
<i>Ecdyonurus venosus</i>	×	×	×	×	×	△	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	41	
<i>Ameletus inopinatus</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	27	
<i>Habroleptoides modesta</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	15	
<i>Baetis carpathica</i> (of long middle cerci)	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	15		
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	9	
<i>Epeorus assimilis</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	6	
<i>Ecdyonurus forcipula</i>	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	3	
<i>Baetis bioculatus</i>	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	3	
<i>Cloëon dipterum</i>	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	—

654 samples were taken which yielded 4620 specimens of *Ephemeroptera*. Methods for taking samples, the working over of the material and the character of the stream milieux were described in the paper by K a m l e r and R i e d e l (1960 and 1960a).

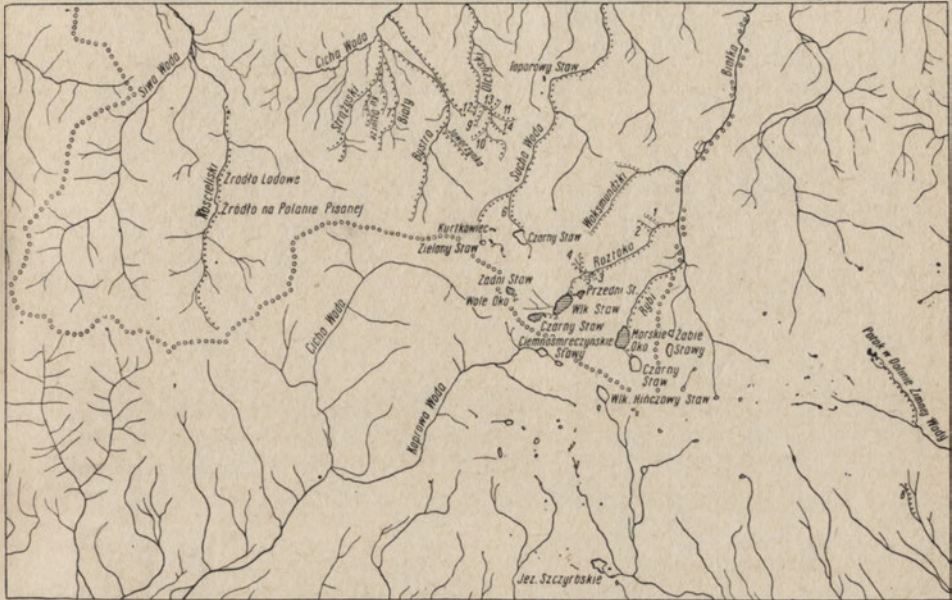


Fig. 1. Map of Tatra waters

oooo state border, hatched areas — examined lakes; — examined streams

Species were found belonging to the following taxonomic divisions:

Suborder: *Heptagenioidea*

Family: *Ecdyonuridae*

1. *Epeorus assimilis* Eaton
2. *Ecdyonurus forcipula* Kollar-Pictet
3. *Ecdyonurus subalpinus* Klapalek
4. *Ecdyonurus venosus* Fabricius
5. *Rhitrogena semicolorata* Curtis

Family: *Siphonouridae*

6. *Ameletus inopinatus* Eaton

Suborder: *Baëtoidea*

Family: *Baëtidae*

7. *Baëtis carpathica* Morton
8. *Baëtis bioculatus* Linné
9. *Cloëon dipterum* Linné

Family: *Leptophlebidae*

10. *Habroleptoides modesta* Hagen

In identifying the species use was made of the following keys and specialised work. Bengtsson (1912, 1917), Bogoescu and Tabacaru (1957), Gauthier (1933—1934, 1952), Handlirsch (1926—1930), Keffermüller (1956), Kimmins (1950), Kla-



Fig. 3. Part of upper surface of femur of larvae *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2

Fig. 2. Terminations of tarsus of I pair of legs of larvae *Baëtis carpathica* (typical) found 15.VIII.1954 in Roztoka stream

palek (1909), Landa (1945), Lestage (1916, 1919), Macan (1950), Mikulski (1931, 1935, 1936), Morton (1910) Schoenemund (1929, 1930), Tabacaru (1956), Ulmer (1928, 1943).

Up till now species of the genus *Baëtis* have been poorly described from the morphological taxonomic point of view. This presents considerable difficulties in the identification of species belonging to this genus as has been mentioned by many authors.

Results

Baëtis carpathica Morton (larva). I found this species in large numbers in all the Tatra streams examined. The imago is described by Morton (1910), larvae by Mikulski (1935) and Bogoescu and Tabacaru (1957). Mikulski (1936) writes „till now in Czarnohora, probably endemic”. This statement when compared with my findings as to the very large quantities of specimens which I found made me doubt the correctness of my findings and necessitated the accurate re-examination of my specimens. Of the 28 known species of the genus *Baëtis* coming from Eurasia, the species, which I dealt with from the morphological point of view, is related to 6 species: *Baëtis carpathica* Morton, *Baëtis rhodani* Pictet, *Baëtis vernus* Pict., *Baëtis tenax* Eaton, *Baëtis alpinus* Pictet and *Baëtis gemellus* Eaton.

Of the individuals of *Baëtis carpathica* which were found the one character which does not quite agree with Mikulski's description (1935) is the greater slenderness of the maxillae in the larvae (fig. 6). This difference, however, may be considered as relatively unimportant in view of the fact that the larvae described by Mikulski came from Czarnohora as well as the fact that larvae of the genus *Baëtis* are distinguished by their considerable variability (Steinberg 1935, Verrier 1943, Macan 1950). After becoming acquainted with the work of Bogoescu and Tabacaru (1957) I came to the conclusion that, the larvae which I found correspond to the exhaustive description of *Baëtis carpathica* given in that work (fig. 2). I discovered however certain differences in the structure of the *area canini*. The variability of the structure of the *mandibulae* in the larvae belonging to the same species of the genus *Baëtis* is known in the literature. Steinberg (1935) even states that she found a variation in the shape of the *mandibulae* during the individual lifetime of *Baëtis* sp.

Figures 2—12 refer to the specimens of *Baëtis carpathica* (typical) which were found.

Legs. (figs. 2,3). On the upper surface of the *femur* (fig. 3) there are long, sharply pointed spines. I p.—60, II p.—58, III p.—50. In addition



Fig. 5. Left mandible, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2



Fig. 4. Right *maxilla* of larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2

there are short strong spines: I p. — 26, II p. — 26, III p. — 40, and also sparse, fine hairs. At the *apex* of *femur* — 10 short, thick spines and fine hairs. The *tibia* connects with the *tarsus* by a short apophysis equipped with 3 spines. On the upper surface there are strong spines and short, fine sparse hairs.

Maxillae (fig. 4) — slender. At $1/3$ of their length near the external border a vertical row of bristles. *Palpus maxillaris* extends beyond *galea-lacinia* and is bijointed. Its second joint terminates in several short hairs.

Mandibulae (figs. 5,6). Left mandible (fig. 5) has external tooth truncated. It stands up above the other canines. The left *prothaeca* is equipped with 3—4 short and 2—3 long teeth. The *prothaeca* is absent from the right mandible (fig. 6) and the canines are poorly differentiated. The mandible of the species found confirms the thesis put forward by Steinberg (1935) that the left-hand canines are dichotomous and the right-hand are monochotomous.

Labium is presented on fig. 9. *Paraglossa* (fig. 7) has 3 rows of bristles on the apex. *Glossa* (fig. 10) on internal border — 16 bristles, on external border — 7. *Palpus labialis* (fig. 8) has 3 joints. Length of first joint equals



Fig. 6. Right mandible, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2



Fig. 7. *Paraglossa*, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2



Fig. 8. *Palpus labialis*, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2

the combined lengths of the second and third. The third joint is dome shaped. Where the second and third joints join there is a vertical row of four bristles lying closer to the external surface. Numerous hairs on the apex of the third joint.

Gills (fig. 11) length in mm.: 0.54, 0.68, 0.72, 0.72, 0.60, 0.56, 0.40, ratio of lengths to first gill: 1, 1.26, 1.33, 1.33, 1.11, 1.04, 0.74. End of gills covered with short, very delicate hairs. Venation (*trachea*) not visible. Dark borders absent.

Labrum (fig. 12). 16 long bristles on each side of front border. They are arranged in a row beginning at one third of the length from the axis.



Fig. 9. *Labium*, larva *Baëtis carpathica* (typical) found 14.VIII.1954 in Olczyski stream

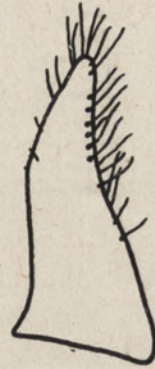


Fig. 10. *Glossa*, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2

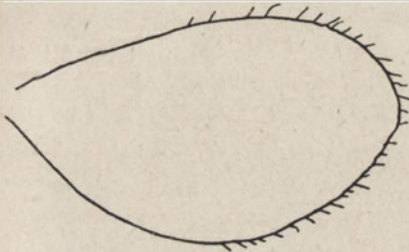


Fig. 11. Gills IV pair, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2



Fig. 12. *Labrum*, larva *Baëtis carpathica* (typical) see Fig. 2



Fig. 13. *Area canini*, right mandible, larva *Baëtis carpathica* (with long middle cerci) found 22.VIII.1956 in Rybi stream



Fig. 14. *Area canini*, left mandible, larva *Baëtis carpathica* (with long middle cerci) see Fig. 13

In addition one bristle is visible on each side of the axis as if a continuation of the above mentioned row. 8 bristle on each side of the *labrum*. The anterior edge of the bristles lies behind the anterior edge of the *labrum*.

Cerci. Lateral *cerci* covered with long, dense hairs on the internal side. Central shorter than lateral by more than three times.

On reviewing the material it was seen that some specimens deviated in their structure from the description given above. These differences occur in the ratio of the lengths of the central *cerci* to the lateral, their chaetotaxy, the details of the structure of the mandibles (figs. 13, 14) and the shape of the body. These differences were insignificant however. Comparing the structure of the larvae named above with data from work on larvae of the genus *Baëtis*, particularly the papers by Macan (1950) and by Bogoescu and Tabacaru (1957) it is seen that these specimens most clearly resemble *Baëtis carpathica*. Thus in this paper specimens with these structural characteristics will be called *Baëtis carpathica* Morton (with long central *cerci*) to distinguish them from larvae *Baëtis carpathica* (typical). It would appear that differences in the structure of the mandibles are not sufficient for qualifying specimens to separate species. Steinberg (1935) describes the occurrence of three types of mandibles in one species of the genus *Baëtis* from the streams of the Lower Tatra. She states that all three types may occur in one individual at various stages of the development of the larvae and thus the *mandibulae* are not a constant, valuable taxonomic character. The difference in the ratio of the lengths of the central and lateral *cerci* is large in individuals of *Baëtis carpathica* (typical) and those having long central *cerci*. In individuals of *Baëtis carpathica* (with long central *cerci*) the central *cerci* exceeds $1/3$ of the length of the lateral *cerci*. There is also noted a considerable variation in the occurrence of this characteristic in larvae of the genus *Baëtis* (Steinberg 1935, Verrier 1942). In the opinion of the above authors the ratio of the lengths of the central *cerci* to the lateral plays a part in the resistance to swift current.

9 specimens of *Baëtis carpathica* (with long central *cerci*) were found, all specimens in sites where there was either no current or a feeble one.

Baëtis carpathica Morton (imago). There were also difficulties in identifying the imagines. The specimens found differ from the description given by Morton (1910) in the venation of the second pair of wings. Other structural details are the same. The second pair of wings of the collected specimens lack the transverse veins going from the spur of the wing to the first longitudinal vein. The transverse veins between the first and second longitudinal veins are also absent and also those between the second longitudinal vein and the edge of the wing. This is a „venation of the second order” (if we take as „venation of the first order” three longitudinal veins which are in accordance with the description). Intraspe-

cial differences in „venation of the second order” of the second pair of wings in the genus *Baëtis* are described by Verrier (1944). She says that twelve types of „venation of the second order” of the second pair of wings occurred in *Baëtis vernus* reared from larvae collected from a 40-metre stretch of a stream.

Larvae and imagines of *Baëtis carpathica* Morton were found in all the Tatra streams under study (tab. I). Larvae of this species were not found in lakes but were found in two sources in the Kościeliska Valley: in the source on the Polana Pisana and in the Lodowe source. Specimens of this species accounted for 55,2% of the specimens collected. In streams it was found in all environments but most of all in stony milieu. This is a mountain species showing positive rheotaxis. Together with *Rhitrogena semicolorata* it is the main species inhabiting Tatra streams. I have not met with this species elsewhere than in the Tatra. It is described from Czarnohora in the Eastern Carpathians (from the Rumanian side of the Eastern Carpathians, the region of Suceava) from Vistula in Beskidy Śląskie and from the Cracow district. Thus it is a new species for the Tatra. According to Mikulski (1935) this species is the only representative of the *Ephemeroptera* in the places examined above. My observation confirm this.

Zoogeographical references: Bogoescu and Tabacaru (1957), Dziędziewicz (1917—18, 1919—20), Lestage (1916), Mikulski (1935, 1936, 1950) and Sowa (1958).

Rhitrogena semicolorata Curtis. Larvae and imagines of this species were found in 26 Tatra streams (tab. I) and in one lake (Wole Oko in the Valley of Five Polish Lakes). Specimens of this species comprise 38.8% of all the specimens of Mayfly collected. In the streams it was found in stony, gravel and stagnant milieux. (Kamler, Riedel 1960a). This species shows positive rheotaxis and is also found at great heights (see below). Together with *Baëtis carpathica* it is the main species inhabiting the Tatra streams. Apart from the Tatras I found it on the Orawa district (river Czarna Orawa) and in the streams below Mount Babia (Western Beskidy, Carpathians). The literature emphasises that it is distributed over the waters of the whole of Europe. It is described from Norway mountains, from the Tatra and all other parts of the Carpathians and also from the Alps, Pyrenees, Black Forest, Central Massif and the Vosges. It is a widely distributed species occurring in high and low mountains and on lowland, in Northern, Central and Southern Europe.

Zoogeographical references. Despax (1927), Drier and Vailant (1954), Dziędziewicz (1867, 1891, 1911, 1917—18, 1919—20), Gauthier (1952), Kimmins (1950), Klapalek (1909), Lestage (1916), Mikulski (1935, 1936, 1937, 1950), Nowicki (1867), Schoenemund (1930), Ulmer (1928), Verrier (1943, 1953).

Ecdyonurus venosus Fabricius. I found this species in 14 Tatra streams (tab. I) and in the lake Morskie Oko. Specimens of this species account for 1,9% of the collected specimens of *Ephemeroptera*. It occurred in the streams, in an environment of grooved depressions in the bottom of small streams and in stagnant and stony environments. It is a species with a poorly developed rheotaxis (see below) and mountain characteristics more weakly developed than in the previous species (see below). Apart from the Tatra I met this species in the Orawa district (in the river Czarna Orawa) in streams on the side of Mount Babia, in the Bieszczady (Carpathian range on the south-east of Poland, maximum height 1335 metres). According to T i e n s u u (1939) this is a Central European species of which the northern border of its range reaches to Southern Finland. The species is described from the Tatra, from the Carpathians other than the Tatra (the Beskidy, Eastern Carpathians) and from the Alps, Black Forest and Central Massif. It occurs most frequently at the foot of mountains and on mountains of medium height rather than on high mountains. Thus it is a mountain species, typical for the lower heights of Central Europe and also occurring in Southern Scandinavia. Zoogeographical references: Avel (1932), D o r r i e r and V a i l l a n t (1954), D z i e d z i e l e w i c z (1917-18, 1920), G a u t h i e r (1952), K l a p a l e k (1909), K i m m i n s (1950), L e s t a g e (1916, 1919), M i k u l s k i (1931, 1935, 1936, 1937, 1950), S c h o e n e m u n d (1930), T i e n s u u (1939), U l m e r (1928) V e r r i e r (1948, 1953).

Ameletus inopinatus Eaton. I found this species in 9 of the 34 streams studied (tab. I). I confirmed the occurrence of this species in the Valley of Five Polish Lakes: Lake Przedni, Lake Wielki, Lake Czarny and Lake Zadni, in the Valley of the Gąsienicowy Lakes in Lake Kurtkowiec and in one lake in the Valley of Five Spiski Lakes. Specimens of this species accounted for 2.4% of the specimens of *Ephemeroptera* found. This species mainly inhabits lakes and penetrates to streams rarely. (*Ameletus* comprises 0.35% of the stream *Ephemeroptera*). In streams it is restricted to stretches with a weak current, the maximum current velocity at which this species was found was 0.24 m./sec. It mainly favours stagnant pools of dimensions from 30×30 cm. to 70×80 cm. with a slimy-detritus bottom and relatively large depth. It is a northern mountain species of a typical discontinuous distribution. Apart from the Tatra I found this species in slowly flowing stretches of streams in the Bieszczady. The literature describes this species also from Northern Europe: Northern Norway and Northern Finland. M i k u l s k i (1933) considers it as an arctic species. Up till now it has been described from the Tatra and other parts of the Carpathians (Czarnohora) and also from the Alps, Black Forest and the Vosges. K i m m i n s (1950) quotes it from lower mountain streams.

Zoogeographical references: D z i ę d z i e l e w i c z (1917—18, 1919—20), K i m m i n s (1950), K l a p a l e k (1909), L e s t a g e (1916), M i k u l s k i (1935, 1936), T i e n s u u (1939), U l m e r (1928).

Habroleptoides modesta Hagen. I found this species in 5 Tatra streams (tab. I). I did not meet *Habroleptoides modesta* in lakes. Specimens of this species account for 0.62% of the specimens of *Ephemeroptera* found. In streams I found this species only in stony milieux. The mountain character of this species is poorly defined. Apart from the Tatra I found this species in the Bieszczady and in the Czarna Orawa River in the Orawa district. It is not described from the Tatra. It is known from the Gorce (Beskid Western Carpathians) Vistula river in Beskid Śląski, known also from the Harz mountains, the Dauphiné Alps, the Maritime Alps and Central Massif. Thus it is a mountain species, typical for the lower heights of Central and Southern Europe (Genoa and Corsica regions). The stations from the Tatra given here, particularly considering the climatic conditions have the most mountainous character of the stations described up till now.

Zoogeographical references: G a u t h i e r (1952), M i k u l s k i (1936, 1937, 1950), S c h o e n e m u n d (1930), U l m e r (1928), V e r r i e r (1953).

Epeorus assimilis Eaton. This species was found in two Tatra streams (tab. I). Its larvae do not occur in lakes. Specimens of this species comprise 0.109% of the number of specimens of *Ephemeroptera* caught. Apart from the Tatra I found this species in streams in the district of Mount Babia and in Czarna Orawa river. Not given from the Tatra before. It has been noted however from the Eastern Carpathians, the Beskid Wyspowy, the Beskid Śląski, the Dauphiné Alps, the Bavarian Alps, Black Forest, the Balkans, Harz Mountains, Erzgebirge Mountains, Central Massif. It has been noted from medium and low mountains. It is a species characteristic for the lower heights of Central and Southern Europe. The stations from the Tatra have a more mountainous character than the previous findings (see later).

Zoogeographical references: A v e l (1932), D o r i e r and V a i l l a n t (1954), D z i ę d z i e l e w i c z (1917—18, 1919—20), G a u t h i e r (1952), K l a p a l e k (1909), L e s t a g e (1916), M i k u l s k i (1935, 1936, 1937, 1950), S c h o e n e m u n d (1930), U l m e r (1928).

Ecdyonurus subalpinus Klapalek. This species was found in 3 streams (tab. I). Its larvae do not occur in lakes but were found, however in sources on the Polana Pisana in the Kościeliska Valley. Specimens of this species account for 0.43% of the specimens of *Ephemeroptera* collected. The mountainous character is poorly defined (see later). Known from the Tatra, Eastern Carpathians, Gorce, Beskid Śląski. It is endemic for the Carpathians. Not noted from lowland.

Zoogeographical references: D z i ę d z i e l e w i c z (1917—18, 1919—20), L e s t a g e (1916), M i k u l s k i (1931, 1935, 1936, 1937, 1950).

Ecdyonurus forcipula Kollar-Pictet. Larvae of this species were found only in the Roztoka stream. Specimens of this species comprise 0.065% of the Ephemeroptera specimens collected. It was found at heights about 1150 metres above sea level. Known up till now from Tatra, Western Carpathians, Dauphiné Alps, Riesengebirge, Harz mountains and Erz Gebirge Mountains. Thus it is a characteristic species for the lower heights of Central Europe. Not noted from lowland.

Zoogeographical references: D z i ę d z i e l e w i c z (1917—18, 1919—20), G a u t h i e r (1952), K l a p a l e k (1909), L e s t a g e (1916), M i k u l s k i (1936, 1937, 1950), S c h o e n e m u n d (1930), U l m e r (1928).

Cloëon dipterum Linné. In the Tatra I found larvae of this species only in Lake Toporowy in the coniferous forest zone. Specimens of this species comprise 0.32% of the number of *Ephemeroptera* specimens collected. I only found this species in the lowest lying Tatra lakes. This is connected with the lowland and non rheophyllous character of this species. T i e n s u u (1939) states that this species reaches the northern borders of its range in Southern Finland. Not noted from Tatra to date. From hilly districts it has only been given from the environs of Grenoble, from „Baumberge” in the Munich district and from the Romanian Carpathians (Suceawa). Apart from the Tatra I found this species, as the only representative of *Ephemeroptera* fauna, in pools of water in the vicinity of Mikołajki (Mazurian Lake District in Northern Poland). It is a lowland species frequently occurring in the European lowlands and sporadically in lower mountainous heights.

Zoogeographical references: B e y e r (1932), B o g o e s c u and T a b a c a r u (1957), G a u t h i e r (1952), K i m m i n s (1950), K l a p a l e k (1909), L e s t a g e (1916), M i k u l s k i (1936), S c h o e n e m u n d (1930), T i e n s u u (1939), U l m e r (1928).

Baëtis bioculatus Linné. I found only one specimen of this species (larva) in the Tatra, in the Świński stream (an affluent of the Olczyński). It represents 0.02% of the collected specimens of *Ephemeroptera*. It was found at a height of about 1000 metres above sea level. The literature underlines its lowland character. Apart from the Tatra I found this species in the Czarna Orawa river in the Orawa district. In the north known from Finland and Norway. T i e n s u u (1939) describes this species as being widely distributed in Central and Northern Europe. It has been given from the Vosges, the „Baumberge” and from the Rumanian Carpathians (Suceawa). However it is mainly given from hilly country and lowlands. It is therefore a characteristic species for the European lowlands, sporadically appearing in low mountains.

Zoogeographical references: Beyer (1932), Bogoescu and Tabacaru (1957), Dziędzielewicz (1917—18), Kimmins (1950), Klapalek (1909), Landa (1945), Lestage (1916), Macan (1950), Mikulski (1931, 1936, 1937), Schoenemund (1930), Tiensuu (1939), Ulmer (1928), Verrier (1953).

Among those found new species for the Tatras are *Baëtis carpathica*, *Habroleptoides modesta*, *Epeorus assimilis*, *Cloëon dipterum* and *Baëtis bioculatus*.

New species for the Carpathians.: *Habroleptoides modesta*, *Cloëon dipterum* and *Baëtis bioculatus*.

Influence of altitude on the distribution of *Ephemeroptera*

The Tatra are divided up into 3 regions: Bielskie Tatra, High Tatra and Western Tatra. The Bielskie Tatra stretch in the east from the „pod Kopa” pass. They are made up of sedimentary rock. They lie entirely on the Czechoslovakian side and were not studied. High Tatra stretch from the „pod Kopa” pass in the east (1756 metres above sea level) to the Liliowe pass in the west (1952 metres above sea level). It is the one group of the Carpathians of a truly high mountainous character. It is composed of granite. The highest peak—Gerlach (2663). Western Tatra range in the west to the Liliowe pass. They are mainly composed of sedimentary rock. Highest peak—Bystra (2250 metres).

Comparing the streams of the High and Western Tatra from the point of view of the qualitative differentiation of *Ephemeroptera* it was found that the streams of the Western Tatra are richer in species of *Ephemeroptera*. It was found that in the Western Tatra there is an average of 3.4 species per stream whereas in the High Tatra 2.5. In the Western Tatra flow all streams in which 5 species were found, 75% in which 4 species were found 43% streams with 2 species and 33% of all the streams in which 1 species was found. The streams of the Western Tatra which were examined are on a lower level than the streams of the High Tatra. The causes of the relatively greater abundance of fauna of the Western Tatra streams may be looked for in the eliminating influence of height on some species. At heights of 1000—1100 metres above sea level 8 species were found, 1100—1200 metres — 6 species and over 1200 metres only 3 species. In fig. 15 are given the heights at which I found particular species and a comparison with data from the literature. Various authors give various borders of heights for a given species. On the fig. 15 the maximum and minimum value quoted is taken into account independently from which mountain the data comes.

Similarly D o d d s and H i s a w (1925) present the height range of larvae of aquatic insects. A given species does not appear within the same altitudinal border in all ranges. This is due to the climatic differences of mountains of different geographical situation. Thus, for example, *Rhetrogena semico-*

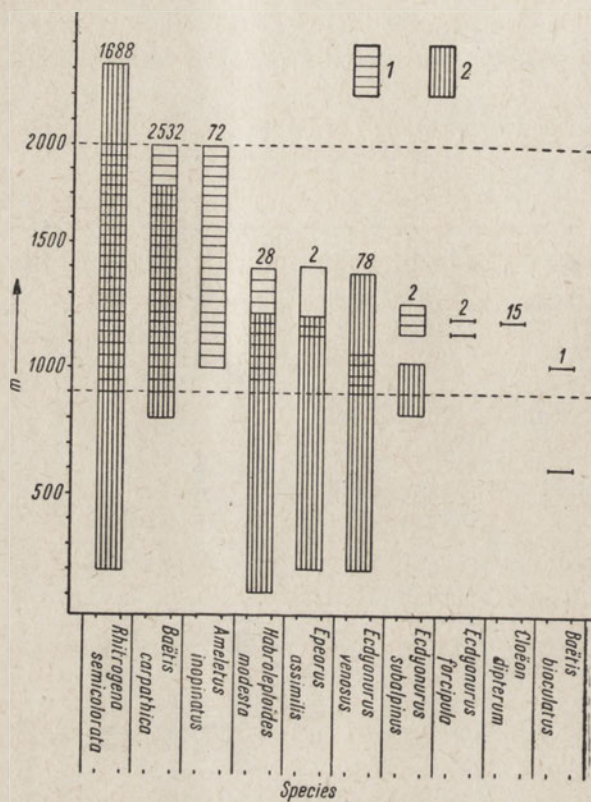


Fig. 15. Altitudinal range for particular species of *Ephemeroptera*

1 — height at which I found a given species; 2 — range of occurrence of particular species given in the literature (numerical data show numbers of specimens of a given species caught)

lorata is given from the Pyrenees from heights of 2200 metres above sea level, from the Alps from 200—2000 metres. *Ecdyonurus venosus* is given from the Alps from heights of 200—1000 metres, from the Eastern Carpathians at 1200—1400 metres. Of the 10 species studied in this work the one which most favours a mountain habitat was *Rhetrogena semicolorata* and the one which least favours it was *Baëtis bioculatus*. It would appear significant that in the waters of the Tatra the most specimens were collected

from 2 species which most strongly favour a high mountain habitat whereas species favouring medium mountains and lowland account for only a very small % of the material collected (comp. numerical data giving the number of specimens caught of each species)(fig. 15).

R h e o t a x i s p h e n o m e n a

In order to determine the degree of positive rheotaxis of the larvae of some species of Ephemeroptera the data concerning the current velocities, collected during the ecological studies in July and August 1957, were considered (Kamler and Riedel 1960a and Kamler 1960a). I was able to obtain data on 4 species, the rest were found either in too small numbers or in places where the terrain conditions hampered the measurement of current velocities. The results obtained are given in table II. Of the four species studied the most positive rheotaxis is shown by *Baëtis carpathica* and the least by *Ameletus inopinatus*. This way of arranging species according to decreasing rheotaxis is confirmed by the other data. It is characteristic that markedly rheophyllous species dominate in a stony milieu and species which are less rheophyllous transfer to lenitic milieu: to stagnant pools, grave milieu and bath shaped bottom depressions in small stream. Observations were made on the inhabitation of single stones by particular species of May-fly depending on the strength of the current and the side of the stone. (It follows from the studies by D o r i e r and V a i l l a n t (1954) that the current is weaker under the stone than over it. In these observations no measurements were made of the current velocities). Where the surface current is weak *Ecdyonurus venosus* occurs on the surface of stones and where there is a medium current it occurs under the stones and where there is a strong current it does not occur at all. *Rhitrogena semicolorata* appeared on the surface of a stone if the surface current was medium *Baëtis carpathica* does not occur under the conditions of weak currents but only in medium and strong currents and then mainly on the upper surface of the stone. It was also confirmed that in a stony environment as the current velocity increases a drop in the % of *Rhitrogena semicolorata* is observed and an increase in the % of *Baëtis carpathica* (in environments populated mainly by these two species). This shows that of these two species *Baëtis carpathica* exhibits a more positive rheotaxis. I have not seen data on the positive rheotaxis of *Baëtis carpathica* in the literature. The authors however emphasise the extremely positive rheotaxis of some species of this genus, presumably closely related to *B. carpathica* (*B. gemellus*, *B. alpinus*, *B. niger*) Lestage—1916, Ulmer—1928, Schoenemund—1930, Verrier—1948, 1953, Mikulski—1936, D o r i e r and V a i l l a n t—1954, Verrier, 1948, 1953). D o

rier and Vaillant (1954) state that *Ecdyonurus venosus* is a species which is weakly rheophyllous. I did not find data in the literature on the current velocities prevailing where *Ameletus inopinatus* occurs in streams. The weak rheotaxis shown by this species is demonstrated by the fact that it occurs mainly in lakes and by its streamlined type of structure, long middle cerci, abundant cilia on cerci. As mentioned above, Verrier (1942) and Steinberg (1935) established the presence of these characteristics in species of lowland and mountain May-fly occurring in lenitic water and their absence in species from lotic waters. However Dorier and Vaillant (1948, 1954), Avel (1932), Popovici-Bazonosanu (1928) discuss this point of view claiming that habitus does not influence adaptation to swift current.

The question of sensitivity to current velocity is connected with the question of the differentiation of fauna into stream and lake fauna. In the greater number of lakes studied (6 out of 9) *Ameletus inopinatus* was found which shows a weak rheotaxis. Larvae of *Baëtis carpathica* which has the strongest rheotaxis were not found in the lakes. In Lake Wole Oko in the Valley of Five Polish Lakes *Rhitrogena semicolorata* was found and *Baëtis carpathica* (with long middle cerci). The latter is less rheophyllous than *Baëtis carpathica* (typical). The occurrence of *Rhitrogena semicolorata* and *Baëtis carpathica* (of long middle cerci) in Lake Wole Oko can be explained by the fact that through this small, shallow body of water (surface area 0.1 ha and depth 2.5 metres), flows a large stream which may give the lake fauna a more rheophyllous character. *Ecdyonurus venosus* was found in Lake Morskie Oko. The lowland and non rheophyllous species *Cloëon dipterum* was found, as I mentioned earlier, in the lowest lying lakes in the Tatra.

The species compounds of fauna in streams is different. The most common species here is *Baëtis carpathica* (found in 100% of streams examined). The least common species are *Ecdyonurus forcipula* and *Baëtis bioculatus*, both species found in 3% of the streams (table I). The most commonly found groups are

<i>Baëtis carpathica</i> , <i>Rhitrogena semicolorata</i>	— in 10 streams
<i>Baëtis carpathica</i> , <i>Rhitrogena semicolorata</i> , <i>Ecdyonurus venosus</i>	— in 4 streams
<i>Baëtis carpathica</i> , <i>Rhitrogena semicolorata</i> , <i>Ameletus inopinatus</i>	— in 4 streams
<i>Baëtis carpathica</i> , <i>Ecdyonurus venosus</i>	— in 3 streams

and finally in three streams only *Baëtis carpathica* was found. The groups given above are found altogether in 71% of the streams examined. Other

groupings occur in single streams. According to Verrier (1953), Gauthier (1952) and others larvae of the genera *Baëtis* and *Rhitrogena* have the largest frequency of occurrence in mountain streams.

The emergence of imagines

Imagines of 7 species of May-fly were caught. I was unable to catch the adult forms of *Cloëon dipterum*, *Habroleptoides modesta* and *Baëtis bioculatus*, presumably because on the terrain under study larvae of these species occurred only sporadically and in small numbers. The imagines of those species whose larvae were collected in the water (table I) were not caught over all the streams. There may be several reasons: 1) at the time of collecting samples there was not an emergence of imagines (Macan 1958); 2) the difficulty of finding rarely occurring individuals. The imagines of those species whose larvae were not found in streams were sometimes found over streams.

Table II
Current velocities of streams water inhabited by Ephemeroptera species

Species	Minimum and maximum values of current velocity at which a given species was found m./sek.	Mean current velocity m./sek.	Experimental data by Dorier and Vaillant (1954) on the maximum current velocity overcome in the experiment m./sek.
<i>Ameletus inopinatus</i>	0 —0.24	0.068	—
<i>Ecdyonurus venosus</i>	0 —0.36	0.16	0.99
<i>Rhitrogena semicolorata</i>	0 —1.41	0.43	1.25
<i>Baëtis carpathica</i>	0.11—1.41	0.51	—

The emergence of imagines was observed during the following periods:

over streams

<i>Rhitrogena semicolorata</i>	5.VII — 14.X
<i>Baëtis carpathica</i>	5.VII — 14.X
<i>Ameletus inopinatus</i>	24.VII — 16.VIII
<i>Ecdyonurus venosus</i>	9.VII — 22.IX
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	22.VII and 22.IX
<i>Ecdyonurus forcipula</i>	15.VII
<i>Epeorus assimilis</i>	24 and 26.VII

over lakes

<i>Ameletus inopinatus</i>	15.VII — 20.VII
<i>Baëtis carpathica</i>	18.VII
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	10.X

The imagines of *Ameletus inopinatus* caught over lakes come from larvae living in lakes which comprise the greater part of the May-fly fauna.

Larvae of *Baëtis carpathica* were not found in Lakes. However, I caught two specimens of imagines over the Przedni Lake 18.VII. I assume that they flew here from one of the numerous streams in this valley.

Table III

Dates of emergence of *Ephemeroptera* imagines
 × — my findings, — periods of emergence after other authors

Species \ Months	May	June	July	August	September	October
<i>Rhitrogena semicolorata</i>			x x x x x x	x x x x x x x x	x x x x	x x x
<i>Baëtis carpathica</i>	—		x x x x x	x x x x	x	x x
<i>Ameletus inopinatus</i>		—	x x x x x	x		
<i>Ecdyonurus venosus</i>			x x x	x x		x
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>			x		x	
<i>Ecdyonurus forcipula</i>				x		
<i>Epeorus assimilis</i>		—	x x			

Table III compares the data of my findings with the findings of other authors for imagines. Data from other authors have been taken into account taking into consideration the most early and most recent findings for a given species. Since the data quoted not only relate to the Tatra but also to lower mountains (Eastern Carpathians, Gorce, Central Massif) it is understandable that they show ranges of occurrence which are wider in time than for the Tatra themselves. It is significant that during our searches in May imagines were not found in spite of the fact that the literature records appearances in this month of some species. However imagines of *Rhitrogena semicolorata* and *Ecdyonurus venosus* were found in the latter days of October. The appearances of imagines *Ephemeroptera* in this month till now was not observed.

My observations confirm the known fact that the metamorphosis of larvae into subimagines and then into imagines occurs in a period of considerable atmospheric humidity. In July 1957 on the Olczyski stream I more than once came across numerous subimagines emerging from the water. This was a period of exceptionally high rainfall (monthly sum of rainfall — 189.7 mm.). It was also shown that the flight of imagines occurred on a damp day. *Ephemeroptera* observed over streams flew in the direction of the source

by a zigzag route advancing feebly then returning and again making a zigzag flight towards the source of the streams. Swarming was observed for only three species: *Baëtis carpathica*, *Rhitrogena semicolorata* and *Ecdyonurus venosus*. As has already been mentioned these three species represent the greater part of the fauna on this terrain. This may account for the fact that we did not see swarming of other species. In the case of simultaneous swarming individual swarms do not mix with each other. Swarming of *Baëtis carpathica* was only observed twice: 17.VII.1956 and 18.VII.1957 over the stream Pod Mostem at the same place in both cases. This was a widening of the gully through which the stream flowed shaded by *Pinus montana*. In both cases the atmosphere was very humid. Dziędziewicz (1917—18) writes that this species „chooses quiet places as stations for such activities, among mountain ridges . . . among trees or *Pinus montana*”.

REFERENCES

1. Avel A., 1932. Les causes de répartition de quelques larves d'Éphémères dans les diverses zones des torrents en Auvergne. Bull. Soc. Zool. France. 57.
2. Bengtsson S., 1912. Neue Ephemeriden aus Schweden. Entomol. Tidskr. Stockholm 33.
3. Bengtsson S., 1917. Weitere Beiträge zur Kenntnis der Nordischen Eintagsfliegen Ent. Tidskr. Upsala 38.
4. Beyer H., 1932. Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumberggebietes. Abh. Westw. Prov. Museums Nat. Kunde 3.
5. Bogoescu C. et Tabacaru I., 1957. Contributul la studiul sistematic al nimfelor de Ephemeroptere din R.P.R. I Genul Baëtis Leach. Buletin Scientific sectia de biologie si stiinte agricole 3 tomul IX.
6. Bogoescu C. et Tabacaru I., 1957. Etude comparée des nymphes d'Acen-trella et de Pseudocloëon. Beiträge zur entomologie, 7 (5/6).
7. Brzezińska-Kamler E., 1958. Ephemeroptera potoków tatrzańskich i ich dopływów. Streszczenia referatów IV Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Krakowie (Note préliminaire).
8. Despax R., 1927. Observations biologiques en montagnes. Recherches sur les facteurs de la distribution des organismes. Bull. Biol. de la Fr. et de la Belg. 61.
9. Dodds G. S. et Hisaw F. L., 1925. Ecological studies on aquatic insects. IV. Altitudinal range and zonation of mayflies, stoneflies and caddisflies in the Colorado Rochiers. Ecology 6.
10. Dorier A. et Vaillant F., 1948. Sur la résistance au courant de quelques Invertébrés rhéophiles. Trav. Lab. Hydrob. Pisc. Grenoble.
11. Dorier A. et Vaillant F., 1948. Sur la vitesse du courant et la répartition des Invertébrés rhéophiles. C.R.Ac. Sc. Paris, 226.
12. Dorier A. et Vaillant F., 1954. Observations et expériences relatives à la résistance au courant de diverses Invertébrés aquatiques. Trav. Lab. Pisc. Grenoble. XLV-e et XLVI-e année.
13. Dziędziewicz J., 1867. Wykaz owadów siatkoskrzydłych. Spr. K. Fizj. 1.
14. Dziędziewicz J., 1891. Przegląd fauny krajowej owadów siatkoskrzydłych. Spr. K. Fizj. 26.

15. Dziędziewicz J., 1911. Owady siatkoskrzydłe (*Neuropteroidea*) w Zachodnich Karpatach w r. 1909. Spr. K. Fizj. AU, 95.
16. Dziędziewicz J., 1917—18. Owady siatkoskrzydłe ziem Polski. Rozpr. i Wiad. Muz. Dzied. (3).
17. Dziędziewicz J., 1919—20. Owady siatkoskrzydłe ziem Polski. Rozpr. i Wiad. Muz. Dzied. (3, 4).
18. Gauthier M., 1933—34. Étude descriptive de la nymphe de *Baëtis pumilus*. Trav. du Lab. d'Hydrob. Grenoble (25, 26).
19. Gauthier M., 1952. Stations d'Éphéméropteres dans les Alpes du Dauphiné. Trav. du Lab. d'Hydrob. Grenoble.
20. Handlirsch A., 1926—30. Ephemeroidea. W. Kükenthal, T. Krumbach-Handbuch der Zoologie 4 (1).
21. Hisaw F. L., 1924. Ecological studies of aq. Insects. I. Adaptations of Mayfly nymphs to swift streams. Ecology 5.
22. Kamler E., 1960. Ekologiczne porównanie fauny Ephemeroptera dwóch potoków tatrzańskich. (in print)
23. Kamler E., Riedel W., 1960. The effect of Drought on the Fauna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* of a Mountain Stream. Polish Archives of Hydrobiology 7(20).
24. Kamler E., Riedel W., 1960 a. A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra streams. Polish Archives of Hydrobiology 7(20).
25. Keffermüller M., 1956. Materiały do fauny jętek Wielkopolski. Pam. Tow. Przyj. Nauk 18 (3).
26. Kimmins D. A., 1950. Handbook for identification of British insects. R. Ent. Soc. 1. *Ephemeroptera* (9).
27. Klapálek F., 1909. Ephemera. A. Brauer—Die Süßwasserfauna Deutschlands (8).
28. Landa V., 1945. České jepice. *Ephemeroptera*. Acta Soc. Ent. Čsl. Prague 42.
29. Lestage J. A., 1916. Contribution à l'étude des larves d'Éphémères Paléarctiques. Ann. Biol. Lac. 8.
30. Lestage J. A., 1919. Ann. Biol. Lac. 9.
31. Macan T. T., 1950. Descriptions of some nymphs of the British species of the genus *Baëtis* (*Ephemeroptera*). Trans. Soc. Brit. Ent. Southampton. 10.
32. Macan T. T., 1957. The *Ephemeroptera* of a stony streams. J. Anim. Ecol. 26.
33. Macan T. T., 1958. Causes and effect of short emergence periods in insects. Verh. internat. Ver. Limnol. 13.
34. Michejda J., 1952. Analiza stosunków ekologicznych źródeł i potoków Gór Stołowych.
35. Mikulski J., 1931. O kilku nowych dla Polski gatunkach jętek (*Ephemeroptera*) Fragm. Faun. Mus. Zool. Pol. 1 (11).
36. Mikulski J., 1933. Próba charakterystyki zoogeograficznej jętek (*Ephemeroptera*) fauny Polski. Pam. XIV Zjazdu Lek. i Przyr.
37. Mikulski J., 1935. Przyczynek do znajomości fauny Czarnohory. 7-*Ephemeroptera*. Rozpr. i Spraw. Inst. Bad. Lasów Państwowych Ser. A (7).
38. Mikulski J., 1936. Jętki (*Ephemeroptera*). Fauna Ślaskowa Polski (15).
39. Mikulski J., 1937. Materiały do poznania jętek (*Ephemeroptera*) Beskidu Wyspowego i Gorców. Fragm. Faun. Mus. Zool. Pol. 3.
40. Mikulski J., 1950. Fauna of mayflies (*Ephemeroptera*) in spring torrents of Vistula. Prace Biol. Śląskie. 2. Kraków.

41. Minkiewicz S., 1914. Przegląd fauny jezior tatrzańskich. Spr. K.F.A.U. 48.
42. Morton K. J., 1910. A new species of *Baëtis* (*Ephemeridae*) from the eastern Carpathians. Entomologist.
43. Nowicki M., 1867. Zapiski z fauny tatrzańskiej. Spr. K. Fizj. 1.
44. Paryski W., Taty Wysokie 1—8.
45. Popovici-Bazosanu A., 1928. Sur la prétendue adaptation morphologique des larves á la vie rhéophile. Bull. Biol. Pr. Belg. 62.
46. Schoenemund E., 1929. *Habroleptoides*, eine neue Ephemeropteren Gattung. Zool. Anz. 80.
47. Schoenemund E., 1930. Eintagsfliegen oder *Ephemeroptera* F. Dahl — Die Tierwelt Deutschlands 19.
48. Sowa R., 1958. Przyczynek do poznania fauny jętek (*Ephemeroptera*) okolic Krakowa. Streszczenia referatów IV Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Krakowie (Note préliminaire).
49. Steinberg A., 1935. Zur Biologie und larvalen Entwicklung einer unbekanntnen *Baëtis* larve. Verh. Int. Ver. f. th. u.a. Limnol. 7.
50. Tabacaru I., 1956. Contribuțiuni la studiul faunei de Ephemeroptere den regiunea Suceava. Analele Universitaii C. I. Parhon 12.
51. Tiensuu L., 1939. A survey of the distribution mayflies (*Ephemeroptera*) in Finland. Ann. ent. fenn. Helsingfors 5.
52. Ulmer G., 1928. Eintagsfliegen, *Ephemeroptera*. Die Tierwelt Mitteleuropas 4.
53. Ulmer G., 1943. Die von Prof. A. Thienemann in der Umgegend von Abisko (Lappland) gesammelten Eintagsfliegen und ihre larven. Archiv für Hydrobiologie 40.
54. Verrier M. L., 1942. Observations sur les larves de *Baëtis* (*Ephemeroptera*) des torrents d'Auvergne. Bull. de la Soc. Ent. France, Paris 47.
55. Verrier M. L., 1943. 2-e note. Bull. de la Soc. Zool. France, Paris 68.
56. Verrier M. L., 1944. La notion d'aspect les variations de *Baëtis vernus* (Éphéméroptère). Bull. de la Soc. Zool. France, Paris 69.
57. Verrier M. L., 1948. L'oxygène dissous et la répartition des larves d'Éphémères. C.R.Ac. Sc. Paris 226.
58. Verrier M. L., 1948. La vitesse du courant et la répartition des larves d'Éphémères. C.R. Ac. Sc. Paris 227.
59. Verrier M. L., 1953. Le rhéotropisme des larves d'Éphémères. Bull. Biol. de Fr. et Belg. 87 (1).
60. Verrier M. L., 1956. Biologie des Éphémères.

A. Galinat

Badania doświadczalne nad stopniem zużytkowania naturalnego pokarmu przez młodsze roczniki karasia (*Carassius carassius* L.) i lina (*Tinca tinca* L.)

Zakład Ochrony Przyrody i Ekologii UMK w Toruniu

Otrzymano 15.IX.1959

Wstęp

Pierwsze prace, mające na celu wyjaśnienie stosunku między przyrostem ryb a ilością zjedanego przez nie pokarmu, datują się na koniec XIX i początek XX wieku. Doświadczenia prowadzone były w warunkach terenowych i celem ich było określenie opłacalności tego czy innego sposobu dokarmiania ryb w hodowli stawowej.

Okazało się jednak, że chcąc poznać dokładnie ilościową zależność pomiędzy przyrostem ryby a zjedanym przez nią pokarmem, należy przeprowadzić obserwacje w warunkach laboratoryjnych. Można wtedy stwierdzić, ile jednostek wagowych zjedzonego pokarmu przypada na jednostkę wagową przyrostu. Tę liczbę przyjęto nazywać „współczynnikiem pokarmowym”, chociaż znaczenie jego jest w tym przypadku nieco inne, niż chciał twórca tego pojęcia, Walter (1905, 1928, 1929). Według Waltera współczynnik pokarmowy wyrażał ilość paszy wrzuconej do stawu, która dawała 1 kg przyrostu mięsa rybiego. Samo pojęcie nie jest jednak jeszcze dostatecznie sprecyzowane i różni autorzy ujmują je w różny sposób. Szerzej to zagadnienie omawia Karzinkin (1955). Tutaj należy tylko wspomnieć, że obecnie w pracach autorów radzieckich (Karzinkin 1952, Kriwobok 1952, Kuznecowa 1955) na pierwsze miejsce wysuwa się metoda obliczania stopnia zużytkowania pokarmu przy pomocy tzw. bilansu azotowego.

Z historii badań nad ilościowym zużytkowaniem pokarmu przez ryby należy wymienić prace Seiler (1937) nad karpem, Scholtza (1932) nad szczupakiem, Corneliusa (1933) nad pstrągiem, a wreszcie prace Karzinkina (1939, 1952, 1953) i innych badaczy radzieckich, pracujących pod jego kierunkiem.

Ogólnie rzecz biorąc, w pracach, które dotychczas się ukazały, istnieje dostatecznie duża ilość danych, pozwalających na zorientowanie się, w jaki sposób wykorzystują pokarm ryby drapieżne oraz pozostałe gatunki ryb w wieku najmłodszym, w okresie wyłącznego odżywiania się planktonem. Gorzej przedstawia się sprawa, jeżeli chodzi o znajomość współczynników pokarmowych w odniesieniu do starszych roczników ryb, odżywiających się organizmami dennymi i litoralowymi. Z prac poruszających to zagadnienie, obok wspomnianej już pracy Seiler, należy wymienić prace Kriwoboka nad leszczem, Karzinkina nad karpem i płocią, poza tym prace Fortunatowej (1948), Bokowej (1939) i Nikiforowa (1953).

Celem niniejszej pracy było określenie stopnia zużytkowania różnych rodzajów pokarmu naturalnego przez młodsze roczniki karasia i lina, na drodze obliczenia współczynników pokarmowych metodą prostych stosunków wagowych. Ogólnikowe wzmianki o składzie pokarmu obu tych gatunków ryb spotyka się często, jednak oryginalnych prac, ustalających z dostateczną dokładnością charakter odżywiania się karasia i lina jest bardzo mało. Należy tu wymienić pracę Uspienskiej (1953), odnoszącą się do starszego, czteroletniego karasia. Według obliczeń autorki najpoważniejszą pozycję, po przeliczeniu na kalorie, stanowią mięczaki (46%), następnie larwy owadów (26%), niższe skorupiaki (22%), wreszcie *detritus* (6%). Ogólnie rzecz biorąc, karaś odżywia się zwierzętami zamieszkującymi pas przybrzeżny, a więc larwami owadów, skąposzczetami, ślimakami, nie gardząc także pokarmem roślinnym, co prawdopodobnie w pewnym stopniu umożliwia mu bytowanie nawet w wyjątkowo ubogich w faunę zbiornikach. Pokarm lina jest zasadniczo podobny do pokarmu karasia, tak że w pewnych przypadkach ryby te są konkurentami, z tą różnicą, że lin lepiej wykorzystuje głębsze, muliste partie zbiorników wodnych, pobierając tam larwy *Tendipedidae*. Tutaj też nie potrzebuje obawiać się konkurencji, ryjąc głęboko w mule, do czego karaś zdolny jest w minimalnym stopniu. Starsze roczniki lina chętnie wyjadają drobniejsze ślimaki jak *Bithynia tentaculata* i *Valvata piscinalis*. Według Pliszki (1953) jesienią i zimą pokarm lina składa się niemal wyłącznie z *Asellus aquaticus*.

Brak zupełnie danych dotyczących ilościowego wykorzystania pokarmu przez karasia i lina. Starmach (1951) podaje stopień wykorzystywania pokarmów sztucznych przez lina, jednak obliczony na podstawie innej metody, mianowicie Waltera.

Doświadczenia zostały w całości wykonane w Zakładzie Ochrony Przyrody i Ekologii UMK w Toruniu. Kierownikowi Zakładu, Prof. dr J. Mikulskiemu chciałbym złożyć podziękowanie za życzliwą pomoc i opiekę podczas przeprowadzania doświadczeń i opracowywania materiału.

Metoda doświadczeń

Doświadczenia prowadzone były w akwariach o objętości 900 l wody. Tylko przy pierwszej serii doświadczeń z linami używano akwariów mniejszych o objętości 100 l. W każdym akwarium znajdowało się jednocześnie 10 (w dwu przypadkach — 7) ryb. Dno akwariów pokryte było przemytym piaskiem o grubości kilku cm. W każdym akwarium na dno wstawiona była wanienska winidurowa o wymiarach 30×40 cm wypełniona dwucentymetrową warstwą drobnego piasku. Do wanienek tych wrzucany był pokarm, o ile stanowiły go organizmy denne. 2-cm warstwa piasku nie powinna stanowić dla żerującego lina żadnej przeszkody, który wg Karzina przenika znacznie głębiej. W pewnym stopniu mogła ona utrudniać żerowanie karasia. Z uwagi jednak na to, że pokarm był podawany w nadmiarze, zaś ryby wyjadały go prawie w całości zaraz po wrzuceniu, nie mogło się to odbić w wyraźny sposób na wysokości współczynnika pokarmowego. Warstwa piasku miała stworzyć warunki możliwie zbliżone do naturalnych i zmusić ryby do pewnego „wysiłku” przy pobieraniu pokarmu.

Temperatura wody w akwariach, mierzona codziennie, wynosiła przeciętnie 15—16°C. Jedynie podczas dwu doświadczeń, rozpoczętych w pierwszych dniach maja, była nieco niższa — ok. 13°C. Również w ostatnim doświadczeniu, prowadzonym przy użyciu jako pokarmu larw *Tendipes plumosus*, temperatura była sztucznie podwyższona do 19°C.

Zawartość tlenu, mierzona metodą Winklera, wynosiła średnio 6—7 mg/l. Wahań ilości rozpuszczonego w wodzie tlenu były dość duże, na skutek rozkładania się nie zjedzonych resztek pokarmu i odchodów ryb. Zasada przeprowadzenia doświadczeń uniemożliwiała umieszczenie w akwarium roślin. Aby przeciwdziałać nadmiernemu znikaniu tlenu z wody, stosowano przewietrzanie za pomocą pompki poruszanej motorkiem elektrycznym, usuwanie zanieczyszczeń i zmianę wody w akwarium. Dzięki temu zawartość tlenu w poszczególnych przypadkach osiągała, a nawet przekraczała stan nasycenia.

Koncentracja jonów wodorowych, mierzona metodą kolorymetryczną, nie przekraczała wahań pH pomiędzy 7,3 a 7,8.

Jako pokarm użyto gatunki, które normalnie wchodzi w skład pożywienia 1—2 letnich karasi i linów, i mają największe znaczenie ilościowe i jakościowe. Oba gatunki ryb w pierwszych miesiącach swojego życia odżywiają się planktonem, później przechodzą na pokarm składający się z larw

owadów, skąposzczetów i drobnych ślimaków. Mimo to zwykle w żołądkach starszych osobników spotyka się pewną ilość form planktonowych. S t a r m a c h (1951) podaje, że starsze liny pobierają plankton jedynie z konieczności, przy braku dostatecznej ilości fauny dennej.

Do doświadczeń użyto 3 rodzajów pokarmu. Pokarm planktonowy reprezentowały wioślarki z gatunku *Daphnia magna* (Straus). Pokarm denny — larwy *Tendipes plumosus* f. *plumosus* (L.) i skąposzczety z gatunku *Tubifex tubifex* (Müller) i *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède). Larwy ochotek pochodziły z zastoisk Wisły w okolicy Torunia, pozostały pokarm był dostarczany przez firmę B. Szumski w Toruniu.

Pewną trudność stanowiło ważenie organizmów pokarmowych, które należało wrzucać do akwarium żywe i możliwie nieuszkodzone. Ostatecznie przyjęto następującą metodę:

Ważono pewną ilość organizmów pokarmowych na ramce obciążonej gazą jedwabną, przy czym obsuszano ramkę jedynie ze ściekającej wolno wody. Następnie pokarm został dokładnie obsuszony na bibule i ponownie ważony. Różnica obu tych pomiarów wykazywała ilość wody, potrzebną do utrzymania zwierząt przy życiu podczas ważenia. Ilość ta stanowiła pewien procent wartości otrzymanej w czasie pierwszego ważenia. Po przeprowadzeniu kilku pomiarów i obliczeniu średniej okazało się, że % wody wynosił: przy wioślarkach — 48%, przy skąposzczetach — 39%, a przy larwach ochotek — 25% początkowej wagi. Przy karmieniu ryb ważono pokarm zawsze z wodą, a otrzymane wyniki zredukowano o % odpowiadający ilości wody, otrzymując ciężar samych organizmów.

Przy końcu każdego doświadczenia sumowano wagę pokarmu wrzuconego do akwarium i odejmowano ciężar wody, przypadający według obliczonego dla danego rodzaju organizmów procentu, otrzymując w ten sposób liczbę, wyrażającą ogólną ilość podanego pokarmu. Pokarm był zwykle podawany w nadmiarze, zaś organizmy nie zjedzone były wybierane albo za pomocą siateczki (wioślarki), albo przez przemywanie piasku w wanienkach (skąposzczety i larwy ochotek). Organizmy te ważono w podobny sposób jak przy podawaniu pokarmu, zaś otrzymany wynik odejmowano od ogólnej ilości podanego pokarmu otrzymując ilość pokarmu faktycznie spożytego.

Również początkowo były trudności z ważeniem ryb doświadczalnych. Całkowite obsuszenie powierzchni ciała ryby było niemożliwe do przeprowadzenia, gdyż łatwo można było zwierzę pokaleczyć, zwłaszcza jeżeli miało się do czynienia z linami, mającymi bardzo delikatny i wrażliwy naskórek. Poza tym długie przebywanie bez wody też mogło się odbić niekorzystnie na organizmie zwierzęcia. Ważenie w odmierzonej ilości wody też się nie udawało, gdyż zwykle pewna jej ilość ulegała rozpryskiwaniu przez rzucające się ryby. Ostatecznie przyjęto metodę następującą: ryby były zawijane w kawałek wilgotnej siatki o gęstych oczkach i ważone dopiero

po usunięciu ściekającej wolno wody. Następnie była ważona sama siatka, zaś różnica obu pomiarów dawała wagę ryby. Waga ta obejmowała rzeczywisty ciężar zwierzęcia + ciężar osiadłej na łuskach i skrzelach wody. Przy końcu doświadczenia ryby były ważone w ten sam sposób, przy czym przyrost wagi służył do obliczenia współczynnika pokarmowego. W tym przypadku ciężar przypadający na wodę redukowal się, tak że wartość przyrostu wyrażała zmianę ciężaru samej ryby. Różnice w ilości wody związane ze zwiększeniem się powierzchni ciała wskutek wzrostu były zbyt małe, by miały jakiegokolwiek znaczenie na wysokość współczynnika pokarmowego.

Jako obiekt doświadczalny zostały użyte liny sprowadzone z gospodarstwa stawowego w Osieku (pow. Nakło). Ryby odpowiadały grupie wieku 1 + (wg skali Meissnera podanej przez Sakowicza 1952), były to więc tzw. roczniaki. Karasie, odłowione w stawie w pobliżu Aleksandrowa Kuj., miały klasę wieku 2 +.

Otrzymane wyniki posłużyły następnie:

1) do obliczenia współczynników pokarmowych, czyli ilości pokarmu, wyrażonej w jednostkach wagowych, potrzebnej do uzyskania przyrostu ciężaru ryby o jedną jednostkę wagową;

2) do obliczenia dziennego zapotrzebowania pokarmu, wyrażonego w stosunku procentowym wagi dziennie zjedanego pokarmu do wagi ryby, z zastrzeżeniem, że otrzymane dane nie muszą odpowiadać istotnemu zapotrzebowaniu na pokarm w warunkach naturalnych;

3) do obliczenia wskaźnika intensywności przyrostu otrzymanego przez podzielenie wartości dziennego zapotrzebowania pokarmu przez wartość współczynnika pokarmowego. Wskaźnik ten pokazuje, przy jakich pokarmach ryba przyrasta szybciej, a przy jakich wolniej, z zastrzeżeniem tym samym co pod 2);

4) do porównania 3 rodzajów pokarmu pod względem ich wartości odżywczych, zależnych od zawartości substancji przyswajanych przez rybę.

Przebieg doświadczeń i wyniki

Doświadczenia prowadzono jedynie w sezonie wiosenno-letnim ze względu na możliwość uzyskiwania pokarmu. Wszystkie doświadczenia zostały wykonane przy użyciu tych samych metod. Wyniki były obliczane łącznie dla 10 (w kilku przypadkach dla 7) ryb. Ponieważ między nimi znajdowały się osobniki szybciej i wolniej rosnące, chodziło o ustalenie wartości średnich dla większej ilości osobników. Poza tym nie jest wykluczone, że ryby umieszczone pojedynczo wykazywałyby różnice w intensywności żerowania. Do poszczególnych doświadczeń jednej serii używano tych samych okazów. Jedynie w doświadczeniach nr 3, 8, 12 i 13 trzeba było pojedyncze osobniki wymienić na skutek zaatakowania ich przez pasożyty.

Tabela I

Wyniki doświadczeń z karmieniem karasi czystą kulturą *Tubificidae*
 Results of experiments with a crucian fed with a pure culture of *Tubificidae*

Nr doświadczenia No of experiment	1	2	3
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	2—24.V	26.V—23.VI	2.VII—7.VIII
Gatunek ryb Fish species	karas crucian	karas crucian	karas crucian
Temperatura °C Temperature °C	12,5	15,5	16,0
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.	9,7	9,1	6,5
pH	7,4	7,4	7,4
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish, used to one experiment	10	10	10
Waga ogólna zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	66,09	84,34	109,47
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	2,87	2,91	2,96
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby* Daily need of food in % of average fish weight	4,40	3,59	2,99
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	57,00	73,40	88,20
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	73,40	88,55	109,50
Przyrost, w g Increase, in g.	16,40	15,15	21,30
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	1,09	0,64	0,58
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	4,03	5,57	5,14

* Średnia z początkowego i końcowego ciężaru ryb.

Tabela II

Wyniki doświadczeń z karmieniem linów czystą kulturą *Tubificidae*Results of experiments with a tench fed with a pure culture of *Tubificidae*

Nr doświadczenia No of experiment	4	5	6
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	7—24.V	25.V — 23.VI	2.VII — 7.VIII
Gatunek ryb Fish species	lin tench	lin tench	lin tench
Temperatura °C Temperature °C	12,9	15,3	16,0
Zawartość tlenu w wodzie w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.	8,8	6,8	7,4
pH	7,4	7,4	7,4
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish used to one experiment	10	10	10
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	20,97	40,13	50,58
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	1,16	1,34	1,37
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	4,99	3,84	3,03
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	17,80	28,65	41,30
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	28,65	41,20	49,10
Przyrost, w g Increase, in g.	10,85	12,55	7,80
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	2,59	1,20	0,47
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	1,93	3,20	6,48

Tabela III

Wyniki doświadczeń z karmieniem karasi pokarmem
mieszanym (68% *Daphnia*, 32% *Tubificidae*)

Results of experiments with a crucian fed with
a mixture of *Daphnia* (68%) and *Tubificidae* (32%)

Nr doświadczenia No of experiment	7	8
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	29.V — 21.VI	3.VII — 7.VIII
Gatunek ryb Fish species	karaś crucian	karaś crucian
Temperatura °C Temperature °C	15,8	16,0
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.	7,4	6,9
pH	7,4	7,5
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish used to one experiment	10	10
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	140,95	288,49
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu w g Mean weight of daily taken food, in g	5,87	8,01
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	8,35	8,00
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiments, in g.	60,80	79,55
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	79,80	120,70
Przyrost, w g Increase, in g.	19,00	41,15
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	1,13	1,14
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	7,42	7,01

Tabela IV

Wyniki doświadczeń z karmieniem karasi czystą kulturą *Daphnia magna*

Results of experiments with a crucian fed with a pure culture of *Daphnia magna*

Nr doświadczenia No of experiment	9	10
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	29.V — 20.VI	3.VII — 6.VIII
Gatunek ryb Fish species	karas crucian	karas crucian
Temperatura °C Temperature °C	15,8	16,0
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.	7,7	7,1
pH	7,4	7,4
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish, used to one experiment	10	10
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	142,83	292,62
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	6,21	8,36
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	8,03	8,54
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	71,60	83,40
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	83,10	112,30
Przyrost, w g Increase, in g.	11,50	28,90
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	0,65	0,84
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	12,42	10,13

Tabela V

Wyniki doświadczeń z karmieniem linów czystą kulturą *Daphnia magna*
 Results of experiments with a tench fed with a pure culture of *Daphnia magna*

Nr doświadczenia No. of experiment	11	12	13
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	28.V — 10.VI	22.VI—3.VII	22.VI—4.VII
Gatunek ryb Fish species	lin tench	lin tench	lin tench
Temperatura °C Temperature °C	16,9	16,0	16,1
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.			7,2
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish, used to one experiment	10	10	10
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	31,45	21,52	24,88
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	2,25	1,79	1,91
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	12,16	8,68	9,22
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	17,10	19,85	20,10
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	19,90	21,40	21,32
Przyrost, w g Increase, in g.	2,80	1,55	1,22
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	1,08	0,63	0,45
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	11,23	13,88	20,39

Tabela VI

Wyniki doświadczeń z karmieniem linów pokarmem mieszanym
(18,00% larwy *Tendipes plumosus*, 82,00% *Enchytraeidae*)

Results of experiments with a tench fed with a mixture of larvae
Tendipes plumosus (18%) and *Enchytraeidae* (82%)

Nr doświadczenia No of experiment	14	15
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	12.VII — 29.VII	17.VIII—30.VIII
Gatunek ryb Fish species	lin tench	lin tench
Temperatura °C Temperature °C	17,9	19,4
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg./l.	9,0	9,0
pH	7,3	
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish, used to one experiment	7	7
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	27,20	19,96
Średnia waga dziennie zjadanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	1,51	1,43
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	9,51	6,22
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	14,30	21,35
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	17,45	24,65
Przyrost, w g Increase, in g.	3,15	3,30
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intenseness	1,10	1,03
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	8,63	6,05

Tabela VII

Wyniki doświadczeń z karmieniem karasi czystą
kulturą larw *Tendipes plumosus*

Results of experiments with a crucian fed with
a pure culture of larvae *Tendipes plumosus*

Nr doświadczenia No of experiment	16	17
Czas trwania doświadczenia Time of experiment	17.V — 12.VI	14.VI — 2.VII
Gatunek ryb Fish species	karas crucian	karas crucian
Temperatura °C Temperature °C	14,9	19,0
Zawartość tlenu w mg/l Dissolved oxygen in mg/l.	8,1	8,1
pH	7,8	7,8
Ilość ryb użytych do jednego doświadczenia Number of fish, used to one experiment	10	10
Ogólna waga zjedzonego pokarmu, w g Total weight of taken food, in g.	54,41	31,58
Średnia waga dziennie zjedanego pokarmu, w g Mean weight of daily taken food, in g.	2,01	1,66
Dzienne zapotrzebowanie na pokarm w % ciężaru ryby Daily need of food in % of average fish weight	2,89	2,27
Waga ryb przy początku doświadczenia, w g Fish weight at the beginning of experiment, in g.	66,80	72,05
Waga ryb przy końcu doświadczenia, w g Fish weight at the end of experiment, in g.	72,05	74,50
Przyrost, w g Increase, in g.	5,25	2,45
Wskaźnik intensywności przyrostu Index of weight increase intensesness	0,28	0,18
Współczynnik pokarmowy Food coefficient	10,36	12,89

Na podstawie wyników podanych w tabelkach widać, że wartości współczynników pokarmowych, uzyskiwane nawet w tych samych warunkach różnią się nieraz znacznie między sobą. Różnice mogą powstać albo wskutek błędów w technice ważenia pokarmu czy też ryb, lub też mogą odzwierciedlać rzeczywisty stan rzeczy. Należy się więc zastanowić, które wartości współczynników pokarmowych można przyjąć, a które należy odrzucić.

W doświadczeniach przeprowadzonych przy użyciu pokarmu składającego się z samych skąposzczetów, wyniki, jeżeli chodzi o karasie (tab. I) są na ogół zgodne. Jedynie wartość 4,03 otrzymana w pierwszym doświadczeniu może budzić wątpliwości, czy nie jest zbyt niska. Należy tu zwrócić uwagę że, po pierwsze, wartość odżywcza skąposzczetów całkowicie usprawiedliwia tak niski współczynnik, a po drugie, ryby wygłodzone przez okres zimowy mogły z chwilą rozpoczęcia intensywnego karmienia zareagować przyspieszonym wzrostem, na co wskazuje i większe dzienne zużycie pokarmu.

Jeżeli chodzi o doświadczenia wykonywane nad linem (tab. II), to należy podkreślić, że wartość współczynnika pokarmowego w pierwszym doświadczeniu (równa 1,93) wydaje się zbyt niska, chociaż badacze radzieccy otrzymali podobne współczynniki dla narybku jesiotra karmionego wazonkowcami (*Enchytraeidae*). Wartość współczynnika w doświadczeniu drugim (nr 5) wydaje się być najbliższa wartości rzeczywistej. Ponieważ jednak następne z kolei doświadczenie dało wartość o wiele większą (6,48), wyniki tej serii doświadczeń nie mogą służyć do wyciągnięcia średniej wartości. Pozostaje jeszcze możliwość, że liny pod koniec lata (doświadczenia zostały rozpoczęte 7 maja, a zakończone 7 sierpnia) wykazują gorsze wykorzystanie pokarmu.

Doświadczenia nad karasiami karmionymi wioślarkami (tab. IV) wykazują dość dobre wykorzystanie mało kalorycznego pokarmu, jakim są *Cladocera*. Prawdopodobnie wartość współczynnika pokarmowego waha się około 12 (otrzymany wynik 12,42). Następne doświadczenie dało co prawda wartość niższą (10,13), ale z przyczyn technicznych niemożliwe tu były do uniknięcia dość znaczne błędy w obliczaniu ilości zjedzonego pokarmu. Wioślarki były bowiem wrzucane do akwarium w nadmiarze, co powodowało konieczność usuwania co kilka dni osobników nie zjedzonych. W przypadku gdyby wioślarki pozostały żywe, nie byłoby z tym większych trudności. Jednak ryby hodowane w akwarium mają zwyczaj łapania do pyszczka nawet tych okazów, których, wskutek najedzenia, nie są w stanie spożyć. W konsekwencji wioślarki, kilkakrotnie łapane i wyrzucane z powrotem przez rybę, giną i opadają na dno. Duże ilości martwych okazów były usuwane za pomocą węża gumowego, jednak dokładne obliczenie wagi organizmów nie zjedzonych było bardzo trudne, gdyż z jednej strony osobniki martwe szybko się rozkładały, a z drugiej — były pomieszane z odchodami ryb

i innymi nieczystościami. Błąd powstały w ten sposób mógł się odbić, co prawda w sposób nieznaczny, na wartości współczynnika pokarmowego.

Podobnie rzecz przedstawiała się w doświadczeniach nr 11, 12 i 13 (tab. V). Wartość uzyskana w doświadczeniu 13 (20,39) jest stosunkowo wysoka i wątpliwe, czy odzwierciedla rzeczywisty stan rzeczy. Mogły się na to złożyć przyczyny omówione wyżej lub też fakt, że ryby w tym czasie były częściowo zarażone pasożytem z rodzaju *Ichtiophthirius*, co mogło spowodować słabszy wzrost. Możliwość wpływu ewentualnych pasożytów i chorób na wysokość współczynnika pokarmowego uwzględnia Scholtz (1932).

W doświadczeniach nr 16 i 17 (tab. VII) przy użyciu larw *Tendipes plumosus* otrzymano współczynniki pokarmowe 10,36 i 12,89. Są to prawdopodobnie wartości zbyt wysokie. Niedożywienie ryb powoduje zawsze wzrost współczynnika pokarmowego, gdyż wówczas mniejsza stosunkowo ilość pokarmu zostaje przeznaczona na przemianę budulcową, zaś w tym przypadku, wskutek trudności w zdobywaniu larw ochotek, ryby otrzymywały ich mniej, niż mogły spożyć. Po raz drugi użyto tego pokarmu w doświadczeniach nr 14 i 15 (tab. VI), gdzie rybom podawano jednocześnie larwy ochotek i wazonkowce (*Enchytraeidae*). Dla wazonkowców Piętko znalazła współczynnik pokarmowy równy 1,9, co prawda karmiąc nimi nie ryby starsze, a narybek jesiotra. Zakładając jednakże, że w naszych doświadczeniach współczynnik pokarmowy dla czystej kultury wazonkowców nie powinien być mniejszy niż 5 (współczynnik dla skąposzczetów z rodziny *Tubificidae*), otrzymane wartości dla pokarmu mieszanego (8,64 i 6,05) można traktować jako wynik dodania do wysokowartościowego pokarmu organizmów mniej kalorycznych, jakimi są ochotki.

Należy tu zaznaczyć, że stosunkowo wysoki współczynnik pokarmowy dla larw *Tendipedidae* wcale nie umniejsza decydującej roli, jaką ochotki odgrywają w pokarmie niektórych ryb, np. leszcza i karpia. W grę wchodzi tutaj nie tylko wartość odżywcza pokarmu, ale również stopień dostępności, zagęszczenie osobników na jednostkę powierzchni oraz wzajemny stosunek pomiędzy biologią organizmów pokarmowych a budową narządów pobierania pokarmu u ryb. Zresztą większość autorów podaje znacznie niższe wartości współczynników pokarmowych dla *Tendipedidae*. Scholtz podaje dla dwuletniego szczupaka średni współczynnik 5—6, chociaż w poszczególnych doświadczeniach otrzymał 11,3, a nawet 21,41. Możliwe, że karaś, w którego pokarmie larwy ochotek nie odgrywają decydującej roli, gorzej je też wykorzystuje.

Na podstawie prowadzonych notatek obliczono także średnie dzienne zapotrzebowanie pokarmu, wyrażone w % średniej wagi ryb podczas trwania doświadczenia. Chociaż do uzyskanych wyników należy podchodzić z pewną ostrożnością, gdyż prawdopodobnie nie odzwierciedlają one stosunków zachodzących w naturalnym środowisku, jednak dla porównania poszczegól-

nych doświadczeń przedstawiają pewną wartość. Przede wszystkim rzuca się w oczy, że we wszystkich seriach doświadczeń, z wyjątkiem doświadczeń nr 9 i 10, dzienne zapotrzebowanie pokarmu maleje w miarę wzrostu ryb. Fakt jest tym ciekawszy, jeżeli zwróci się uwagę na doświadczenia nr 1 i 4. Prowadzone one były w temperaturze niższej niż następne, a mimo to dzienne zapotrzebowanie pokarmu znacznie przewyższa wartości uzyskane później. Fakt ten można wytłumaczyć zjawiskiem, zaobserwowanym także przez K a r z i n k i n a, że ryby wygłodzone przez zimę, z chwilą otrzymania dostatecznej ilości pokarmu, zaczęły go intensywnie pobierać, chcąc jakby „nadrobić” straty na wadze, zachodzące w czasie zimy. W tym przypadku czynnik temperatury nie okazał się decydujący.

Natomiast zagadkowe jest późniejsze zmniejszanie się dziennego zapotrzebowania na pokarm. Temperatura nie odgrywa tu roli, gdyż w większości przypadków jest nawet wyższa niż w doświadczeniach poprzednich. Niektórzy autorzy (T a r k o w s k a 1952) zaobserwowali spadek ilości spożywanego pokarmu wraz ze wzrostem ryb. Doświadczenia były przeprowadzane nad narybkami płoci w ciągu jednego sezonu, przy czym, pomimo że temperatura w okresie od 12.VI do 27.VIII obniżyła się tylko o 1,3°, spadek dziennego spożycia pokarmu w stosunku do wagi ciała wynosił ok. 60% pierwotnej wartości. Możliwe, że i u ryb starszych występuje to samo zjawisko, przy czym naturalnie różnice są dużo mniejsze.

Natomiast wyraźne różnice występują, jeżeli weźmie się pod uwagę różne rodzaje pokarmów. Nie widać tutaj większych różnic w spożyciu pokarmu pomiędzy karasiem i linem. Natomiast w stosunku do rodzaju spożytego pokarmu dzienne zapotrzebowanie pokarmu zmienia się prawidłowo. Najniższą wartość otrzymujemy, jeżeli ryby karmione są czystą kulturą *Oligochaeta*. Wysokość dziennego zapotrzebowania pokarmu waha się od 4,99 do 2,99. Jeżeli ryby otrzymywały tylko pokarm planktonowy, składający się z *Daphnia magna*, dzienne zapotrzebowanie na pokarm wykazywało najwyższą wartość od 8,03 do 12,16. Podobne wartości otrzymujemy, jeżeli ryby karmione były pokarmem mieszanym.

Dzienne zapotrzebowanie na pokarm, podobnie jak i współczynnik pokarmowy, wskazuje w pewnym stopniu na wartość odżywczą pokarmu. Im pokarm jest bardziej kaloryczny, tym mniej go ryba spożywa, a jednocześnie tym mniejszy jest współczynnik pokarmowy. Podobne wyniki uzyskał S c h o l t z (1932), przeprowadzając doświadczenia nad jednoletnim szczupakiem przy użyciu różnych rodzajów pokarmu. Dla ryb jako najbardziej kalorycznych (na 1 g suchej masy płotki przypada 1039 cal) autor otrzymał wartość dziennego zapotrzebowania na pokarm równą 8,8%. Inne rodzaje pokarmów przedstawiały się następująco: *Gammaridae* 845 cal/g — 10,56%, *Enchytraeidae* 758,5 cal/g — 16,3%, larwy *Chironomus thummi* 549 cal/g — 17,3%.

Jeżeli chodzi o wartości bezwzględne dziennego zapotrzebowania na pokarm, to zależą one od wielu czynników, jak gatunek i wiek ryby, temperatura wody, rodzaj pokarmu. Wyżej podane wartości %, obliczone przez Scholtza, odpowiadają stosunkom panującym w odniesieniu do narzynku ryb drapieżnych. Karzinkin podaje, że bentofagi, jak np. leszcz i karp, w warunkach naturalnych i przy dobrym wzroście spożywają ilości pokarmu wynoszące przeciętnie na dobę 7,3—7,7% wagi ich ciała. Płoc, wg tego samego autora, odżywiająca się pokarmem bardzo urozmaiconym, pobiera na dobę ilość pokarmu równą 5,3—18,6% własnego ciężaru. Uwzględniając normalny wolny wzrost linów i karasi można przypuszczać, że otrzymane wartości dziennego zapotrzebowania pokarmu nie powinny daleko odbiegać od wartości rzeczywistych.

Wyżej omawiane wskaźniki, rozpatrywane osobno, nie zawsze wyrażają faktyczny wzrost ryby. Mając do dyspozycji pokarm o mniejszej wartości kalorycznej, dający wyższy współczynnik pokarmowy, ryba może go pobierać w zwiększonej ilości, co spowoduje, że tempo wzrostu nie ulegnie zahamowaniu. Z drugiej strony jednak wiadomo, że są rodzaje pokarmu mniej lub więcej odpowiadające pewnym gatunkom ryb, że ryby wykazują wybiórczość w stosunku do pewnych organizmów pokarmowych. Przy pokarmie najbardziej odpowiadającym danemu gatunkowi ryby wzrost będzie przebiegać najszybciej. Z tego względu interesujące byłoby stwierdzenie, czy rzeczywiście wzrost ryb doświadczalnych karmionych planktonem był słabszy niż ryb karmionych organizmami dennymi.

W celu wyjaśnienia tego zagadnienia obliczono tzw. wskaźnik intensywności przyrostu (p) wg wzoru:

$$p = \frac{\text{dobowe zapotrzebowanie pokarmu w \% wagi ciała}}{\text{współczynnik pokarmowy}}$$

Mając obliczoną wartość p można obliczyć, ile wyniesie przyrost wagi ryb w określonym czasie wg wzoru podanego przez Scholtza:

$$E = A \cdot \left(1 + \frac{p}{100}\right)^n,$$

gdzie E — waga końcowa ryby; A — waga początkowa ryby; p — wskaźnik intensywności przyrostu; n — ilość dni, w ciągu których ma nastąpić przyrost.

Jest to wzór identyczny ze wzorem używanym do obliczenia przyrostu kapitału z doliczeniem odsetek, przy czym p odgrywa w tym przypadku rolę tzw. stopy procentowej.

Naturalnie, im p będzie wyższe, tym prędzej będzie się zwiększała masa ryb, czyli, inaczej mówiąc, tym bardziej przyrost będzie intensywny.

Porównując doświadczenia nr 1, 2, 3, z doświadczeniami nr 9 i 10 widać, że jeżeli weźmie się pod uwagę doświadczenia przeprowadzane w tym samym czasie, wzrost przebiegał z równą szybkością. Używając jako pokarmu czystej kultury *Oligochaeta* otrzymaliśmy $p = 0,64$ i $0,58$, a karmiąc ryby samymi wioślarkami — $0,65$ i $0,84$, mimo że współczynnik pokarmowy w tym drugim przypadku był przeszło dwa razy większy niż w poprzednim. W doświadczeniach z linem sprawa przedstawiała się podobnie.

Natomiast gdy rybom podawany był pokarm mieszany, p osiągało nieco wyższą wartość, a poza tym wartość ta nie ulegała zmianom w czasie następnego doświadczenia. W doświadczeniach z karasiem karmionym mieszanką *Daphnia* i skąposzczetów, kolejne wartości p wynosiły $1,13$ i $1,14$. Zaś w doświadczeniach z linem karmionym larwami *Tendipes plumosus* i wazonkowcami, otrzymano kolejno $p = 1,10$ i $1,03$.

Opierając się na powyższych wynikach można wysnuć wniosek że, po pierwsze, karasie i liny w wieku 1—2 lat nie mają jeszcze określonych wymagań pod względem zasadniczych rodzajów pokarmu, gdyż wzrost ich przebiega podobnie przy pokarmie zarówno dennym jak i planktonowym, po drugie, korzystniejszy jest pokarm mieszany, nawet jeżeli składa się z organizmów o różnej wartości kalorycznej. Ryby bowiem w tym czasie są właściwie polifagami, przechodzą dopiero na odżywianie się bentosem, a nie zaprzestają jeszcze spożywać planktonu.

Porównując jednakże szybkość wzrostu ryb hodowanych w akwariach z danymi zamieszczonymi w literaturze odnośnie tempa wzrostu linów i karasi, nietrudno zauważyć, że wzrost ryb w akwarium przebiegał wolniej. Złożyło się na to szereg czynników, z których jako najważniejsze można wymienić:

1. Objętość akwariów, która w sposób niedostatecznie wyjaśniony wpływa na zahamowanie wzrostu żyjących tam ryb.

2. Zbyt niska temperatura wody, która dopiero w ostatnich doświadczeniach dochodziła do 16° . W szczególności musiało się to odbić na pierwszych doświadczeniach, prowadzonych w maju, gdy wzrost ryb powinien przebiegać najsilniej. Jak wiadomo, temperatura jest jednym z najważniejszych, chociaż nie wyłącznym czynnikiem określającym szybkość wzrostu ryb.

3. Jednostajny pokarm. Karasie i liny, żyjące w środowisku naturalnym spożywają pokarm bardzo urozmaicony, składający się oprócz form typowo dennych i planktonu z różnych organizmów strefy litoralu jak drobne mięczaki, larwy owadów i niższe rośliny. Pokarm podawany w celach doświadczalnych, chociaż dość wysoko kaloryczny, mógł spowodować pewne objawy w rodzaju awitaminozy, co hamowałoby w znacznym stopniu wzrost ryb.

Pomiary długości ryb w czasie trwania doświadczeń nie były robione. Jedynie dla celów porównawczych wykonano kilka serii pomiarów po ukończeniu doświadczeń nr 3 i 6. Uzyskane wyniki posłużyły do obliczenia stosunku długości do wysokości L/H , gdzie L = długość ciała od końca pyska do końca części ogona pokrytej łuskami (*longitudo corporis*), H = wysokość ciała mierzona w punkcie najwyższej wysokości grzbietu, oraz do obliczenia tzw. współczynnika odżywienia wg wzoru:

$$K = \frac{w \cdot 100}{L^3},$$

gdzie w — waga ryby w g; L — całkowita długość ryby (*longitudo totalis*) mierzona w cm.

Po obliczeniu wartości średnich otrzymano następujące wyniki:

karaś $\frac{L}{H} = 2,64; \quad K = 1,92;$

lin $\frac{L}{H} = 3,41; \quad K = 1,54.$

Wartość odżywcza 3 rodzajów pokarmu

Współczynnik pokarmowy obliczony metodą prostych stosunków wagowych nie zawsze daje wyobrażenie o tym, ile w rzeczywistości substancji odżywczych, zjedzonych w pokarmie, zostało odłożonych w mięsie ryby. Przyjęło się bowiem uważać za podstawę przy różnego rodzaju obliczeniach żywą masę zwierzęcia. Pokarm musi zawierać pewną ilość wody, jeżeli jest zbyt suchy, to woda będzie pobierana przez rybę ze środowiska zewnętrznego. W ten sposób rzeczywista waga wszystkich składników, które ryba pochłania w celu zaspokojenia potrzeb organizmu, będzie większa od wagi samego pokarmu. Nic dziwnego, że opierając się tylko na stosunkach wagowych pomiędzy pokarmem a żywą rybą, możemy otrzymać współczynnik pokarmowy równy 1, co z fizjologicznego punktu widzenia wydawałoby się niemożliwe.

Sprawa się wyjaśnia, jeżeli obliczenia będziemy robić posługując się danymi odnośnie suchej masy pokarmu i suchej masy przyrostu ryby. Metoda ta ma tę dobrą stronę, że przyczynia się do wyjaśnienia zagadnień, związanych z fizjologiczną stroną problemu odżywiania się ryb.

Obliczenia zawartości suchej masy w 3 gatunkach pokarmu, używanego do doświadczeń, dały następujące wyniki:

	% zaw. suchej masy
<i>Daphnia magna</i>	10,76,
Larwy <i>Tendipes plumosus</i>	16,05,
<i>Oligochaeta</i>	26,08.

O wartości odżywczej nie zawsze decyduje sam % suchej masy, ale również jej strawność. Zwierzęta posiadające skorupki wapienne lub utwory chitynowe będą o wiele mniej strawne od np. skąposzczetów zawierających prawie wyłącznie części miękkie.

Dla przykładu można przytoczyć liczby, podane przez J a b ł o n s k ą (wg K a r z i n k i n a 1955), ilustrujące stopień trawienia przez karpie różnych gatunków pokarmu (w % suchej masy):

<i>Tubificidae</i>	90,6,
Larwy <i>Chironomus plumosus</i>	89,2,
<i>Daphnia pulex</i>	73,2.

Najbogatsze w białko są larwy *Chironomus plumosus*. Wg G e n g a (1925) zawartość białka wynosi u nich 58,31% suchej masy. Wioślarki z gat. *Daphnia magna* według tego samego autora zawierają znaczne ilości chityny (14,89%) i soli mineralnych (33,17%). Skąposzczety zawierają niewielkie ilości białka i stosunkowo znaczne ilości węglowodanów, a więc substancji najłatwiej strawnych. To jest prawdopodobnie powodem, dlaczego podczas badania treści przewodów pokarmowych ryb tak trudno znaleźć niestrawione okazy skąposzczetów.

Wartość odżywcza organizmów pokarmowych zależy zatem między innymi od % zawartości wody i stopnia strawności. Karp w doświadczeniach J a b ł o n s k i e j zużytkowywałby wobec tego:

	% świeżej masy organizmu
<i>Daphnia pulex</i> *	6,83,
Larwy <i>Chironomus plumosus</i>	14,32,
<i>Tubificidae</i>	23,63.

Okazuje się, że najmniejszą wartość odżywczą mają wioślarki, gdyż zawierają nie tylko największy procent wody, ale też i największą ilość części niestrawnych.

* *Daphnia pulex* wg obliczeń G e n g a zawiera 9,33% suchej masy.

Z doświadczeń wynika, że w przypadku karasia i lina stopień strawności poszczególnych gatunków pokarmu odbił się na wysokości współczynnika pokarmowego. *Tubificidae*, mające największą wartość odżywczą, dały też najniższy współczynnik pokarmowy (od 2 do 6,4), zaś wioślarki, których wartość odżywcza jest prawie 3 razy mniejsza, dały współczynnik pokarmowy odpowiednio wyższy (10,1—20,4).

Wnioski końcowe

Wyniki doświadczeń pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

1. Wartości współczynników pokarmowych, świadczące o stosunkach wagowych pomiędzy zjadaniem pokarmem a przyrostem ryby wskazują, że nie ma zasadniczych różnic w stopniu wykorzystywania pokarmu przez karasia i lina. Natomiast istnieją wyraźne różnice w wykorzystywaniu różnych rodzajów organizmów pokarmowych. Dla osiągnięcia tego samego przyrostu ryba musi spożyć 2—3 razy tyle wioślarek z rodz. *Daphnia* co skąposzczetów (tab. I, II, IV, V).

2. Dzielne zapotrzebowanie pokarmu wyrażone w % średniej wagi ryb wskazuje, że ilość pobieranego pokarmu jest odwrotnie proporcjonalna do wartości odżywczej pokarmu, wyrażonej przez współczynnik pokarmowy. Obydwa gatunki ryb zjadały prawie 2,5 raza więcej wioślarek niż skąposzczetów. Ilość pobieranego pokarmu zmieniała się w ciągu sezonu, przy czym najwyższe wartości przypadają na wiosnę (maj), a najniższe na koniec lata (druga połowa lipca i sierpień).

3. Na podstawie wskaźnika intensywności przyrostu można stwierdzić, że wzrost jest najbardziej intensywny w miesiącach wiosennych, bezpośrednio po przejściu ryb z okresu głodowania w okres wzmoczonego odżywiania się. Po drugie, wzrost przebiega lepiej, jeżeli ryba pobiera pokarm mieszany, nawet jeżeli składa się on z organizmów o różnej wartości odżywczej, niż jeżeli pokarm jest wysoko kaloryczny, lecz jednostajny (tab. III i VI). O ile ryby pobierają wystarczające dla nich ilości pokarmu, wzrost przebiega jednakowo zarówno przy pokarmie planktonowym jak i przy dennym (tab. I i II).

4. Procent zawartości suchej masy w skąposzczetach z rodziny *Tubificidae* w połączeniu z ich wysoką strawnością wskazuje, że jest to pokarm wysoko kaloryczny i wartościowy. Szczególnie cenne są skąposzczety dla młodych rybek, nie mogących jeszcze ryc głęboko w mule w poszukiwaniu larw *Tendipedidae* ani też nie mogących spożywać organizmów o dużych rozmiarach, opatrzonych twardymi utworami, jak mięczaki, larwy chrzączek itd.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bokowa E. N., 1939. Potrieblenije i uswojenije korma wobloj. Trudy WNIRO 11.
2. Cornelius W. D., 1933. Untersuchungen über die Verwertung natürlichen und künstlicher Nahrung durch Regenbogenforellen verschiedenen Alters und unter verschiedenen Bedingungen, Zeitschrift f. Fischerei 31 (4).
3. Fortunatowa K. R., 1948. Oczerki biologii pitanija *Trachurus trachurus*, Trudy Siewastopolskoj stancii AN SSSR, 6.
4. Geng H., 1925. Der Futterwert der natürlichen Fischnahrung, Zeitschrift f. Fischerei, 23.
5. Karzinkin G. S., 1939. K poznaniu rybnoj produktiwnosti wodojemow. Soobszczenije 8 „Rost sjegoletok szczuk w zawisimosti od niekotorych jestiestwiennych kormow” — Trudy Limnologiczeskoj stancii w Kosinie (2).
6. Karzinkin G. S., 1955. Podstawy biologicznej wydajności zbiorników wodnych, PWRL, Warszawa.
7. Karzinkin G. S., Kriwobok M. N., Pupyriukowa A. W., Tarkowska O. I., 1952. Ispolzowanie pizschi molodju niekotorych widow ryb, Doklady WNIRO.
8. Karzinkin G. S., Kożin N. I., 1953. Puti powyszenija ryboproduktiwnosti nierestowo — wyrastnych chozjajstw delty r. Wołgi, Trudy WNIRO, 24.
9. Kuznecowa J. J., 1955. Ekołofizjologiczeskije nabludenija nad molodju sudaka, Woprosy Ichtologii, wyp. 4.
10. Nikiforow J. D., 1953. Kormowoj koeffizient karpa, płotwy, uklei i krasnopierki — Izwiestija Wses. Instituta oziernogo i recznego rybno go chozjajstwa (33).
11. Pliszka F., 1953. Dynamika stosunków pokarmowych ryb w jez. Harsz, Pol. Arch. Hydrob., PWN, Warszawa, 1 (14).
12. Sakowicz St., 1952. Zarys gospodarki rybackiej na wodach otwartych, Cz. II, PWRiL, Warszawa.
13. Scholtz C., 1932. Experimentelle Untersuchungen über die Nahrungsverwertung des ein- und zwei sömmerigen Hechtes, Zeitschrift für Fischerei, 30 (4).
14. Schäperclaus W., 1933. Lehrbuch der Teichwirtschaft, Berlin.
15. Seiler R., 1937. Die Fütterung des Karpfens, beurteilt nach Aquarierversuchen, Inter. Review des Gesamten Hydrob. u. Hydrograf., 36 (1).
16. Starmach K., 1951. Chów linów w stawach, PWRiL, Warszawa.
17. Tymowski J., 1950. Gospodarka stawowa, PIWR, Warszawa.
18. Uspienskaja W. D., 1953. Pitanije obyknowiennogo karasja w usłowijach pojmiennych ozier r. Kliażmy, Trudy Wsesojuznogo Gidrobiologiczeskogo obszczestwa, 5.
19. Walter E., 1905. Die Fischerei als Nebenbetrieb des Landwirtes und Forstmanes — Neudamm.
20. Walter E., 1928. Richtlinien zur Karpfenfütterung — Neudamm.
21. Walter E., 1929. Vom Futterquotienten, Allgem. Fischerei Zeitung.

А. Г а л и н а т

Исследования над степенью использования естественной пищи у карася (*Carassius carassius* L.) и линя (*Tinca tinca* L.) в молодом возрасте

Резюме

Целью настоящей работы являлось исследование степени использования нескольких видов естественной пищи и годовичного линя и двухлетнего карася.

Применено метод вычисления пищевых коэффициентов, показывающих сколько весовых единиц употребленной пищи приходится на одну весовую единицу прироста. В качестве пищи служили малощетинковые из видов *Tubifex tubifex* (Müller) и *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede), ветвистоусые *Daphnia magna* (Straus), личинки вида *Tendipes plumosus* (L.) и *Enchytraeidae*. Опыты проводились в аквариях с применением искусственной аэрации воды. Рыбom подавалась взвешенная пища, самые рыбы взвешивались в начале и в конце серии опытов. Опыт повторялся несколько раз. Полученные величины дали возможность вычислить следующие показатели:

- 1) пищевой коэффициент, полученный из отношения веса употребленной рыбой пищи к приросту веса рыбы за время опыта;
- 2) дневную пищевую потребность, т. е. выраженное в % отношение веса употребленной за один день пищи к весу рыбы;
- 3) показатель интенсивности прироста, получаемый путем деления величины дневной пищевой потребности через величину пищевого коэффициента.

Оказалось, что для карася, получающего чистую культуру олигохетов из семейства *Tubificidae*, пищевой коэффициент равнялся от 4,0 до 5,5, для кормленного чистой культурой *Daphnia magna*, от 10,1 до 12,4 для кормленного смесью олигохетов и веслоногих от 7,0 до 7,4.

Для линя кормленного чистой культурой *Tubificidae* этот коэффициент равнялся от 2,0 до 6,4, от 11,2 до 13,8 для кормленного чистой культурой *Daphnia* и от 6,0 до 8,6 для кормленного смесью личинок комаров-дергунов и *Enchytraeidea*. Дневная пищевая потребность указывает что количество употребленной пищи обратно пропорционально пищевой ценности корма, выраженной пищевым коэффициентом.

Указатель интенсивности прироста обнаруживает, что наиболее быстрый рост имеет место в весенних месяцах (таб. I и II, опыт I и 4) и в случаях кормления рыбы смешанной пищей из планктонных и донных организмов (таб. III и VI).

Определено также % сухой массы в 3 видах пищи, используемой в опытах.

Удобоваримость сухой массы разных животных, определенная Яблонской (Карзинкин 1955) в случае карпа, дает возможность рассчитать пищевую ценность животных, используемых в качестве корма в наших опытах. Наибольшую ценность имеют *Tubificidae*, дальше личинки комаров — дергунов, наименьшую — *Daphnia magna*.

A. Galinat

Experimental studies on the utilization of natural food by young crucian (*Carassius carassius* L.) and tench (*Tinca tinca* L.)

Summary

This work was undertaken to examine a degree of utilization of several kinds of natural food by a one year old tench (*Tinca tinca* L.) and a two year old crucian (*Carassius carassius* L.). There was accepted a method of reckoning of food coefficients pointing out how much weight units of taken food is needed to cause 1 g. of weight increase. As a nourishment served worms *Tubifex tubifex* (Müller) and *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede), *Cladocera* *Daphnia magna* (Straus), chironomids larvae of *Tendipes plumosus* (L.) and earthworms (*Enchytraeidae*).

Experiments were carried on in aerated aquariums. Every day a weighed food was given to the fish, which were weighed at the beginning and at the end of experiments.

Each experiment was repeated for several times. Received numbers served to a reckoning of the following indices:

- 1) food coefficient resulting from a relation of weight of a food taken by fish to an increase of fish weight during experiment;
- 2) a daily food demand expressed in % of average body weight of fish;
- 3) index of intenseness of body weight increase reckoned by dividing daily food demand value by food coefficient value.

It was showed that for a crucian fed with a pure culture of worms of *Tubificidae* family, the food coefficient was 4,0 to 5,5; when fed with a pure culture of *Daphnia magna* — 10,1 to 12,4; when fed with a mixture of worms and cladocera — 7,0 to 7,4.

Food coefficient for a tench fed with a pure culture of *Tubificidae* is 2,0 to 6,4; when fed with a pure culture of *Daphnia* — 11,2 to 13,8; when fed with a mixture of larvae *Tendipes plumosus* and of earthworms — 6,0 to 8,6.

Daily food demand points out that a quantity of taken food is reversely proportional to a nourishing value of food expressed by a food coefficient.

Index of intenseness of body weight increase points out that the most rapid increase of body weight occurs in spring months (May) (tab. I and II, experiments 1 and 4) and moreover is greater if fish takes a mixed food consisting of plankton organisms and benthal ones (table III and VI).

Percentage of dry mass was determined in three kinds of food, used in these experiments. The degree of digestibility of dry mass of different animals found by J a b l o n s k a (K a r z i n k i n 1955) in carp permit to appreciate the nourishing value of the animals used as food in our experiments. The highest value have *Tubificidae*, then larvae of *Tendipes plumosus* and the lowest *Daphnia magna*.

A. Chodorowski

Vertical stratification of *Turbellaria* species in some littoral habitats of Harsz Lake

Department of Experimental Hydrobiology, M. Nencki Institute, Polish Academy of Sciences

Received 27.X.1959

This work is a supplement to the paper on ecological differentiation of *Turbellaria*-species in Harsz Lake (Chodorowski 1959). So, after finishing that, the vertical distribution of *Turbellaria*-species in some habitats (that were distinguished previously), was investigated. Because of some technical difficulties, only 5 littoral habitats were examined. They are: arenal (psammon), sandy-beaches, shallow littoral, emergent vegetation, submergent vegetation habitats. Detailed description of the habitats as well as of the methods employed, was presented in the previous work (Chodorowski 1959, table II). Additionally in this case, the plankton net was rolled up and the samples were taken after unrolling it on the stated depth (down to 1 m.). Then, the net was furled once more, to prevent getting in turbellarians from other water-strata.

Some remarks concerning taxonomy

All the species, except *Gieysztoria wiszniewskii* (Gieysztor 1938) were found before and described in the previous work (Chodorowski 1959). The species *Opisthomum pallidum* which has been found in small ponds, connected with littoral zone of the lake, was found now in shallow littoral habitat, too. So, the number of *Turbellaria*-species examined in Harsz Lake, increased up to 39.

Gieysztoria wiszniewskii (G i e y s z t o r 1938)

The species was defined by G i e y s z t o r (1938) basing on the drawing of copulatory apparatus by J. W i s z n i e w s k i. The species is similar to *Gieysztoria cuspidata* (O. Schm.). But it differs from that one as it possesses a ring on which there are spines of copulatory apparatus. Very similar ring may be perceived in *Gieysztoria sibirica* (Plotn.). N a s o n o v (1917) emphasised the similarity in structure of copulatory apparatus of *Gieysztoria cuspidata* and *Gieysztoria sibirica*. L u t h e r (1955) basing on the work by B e a u c h a m p s (1947) supposed that in the case of *Gieysztoria wiszniewskii* there was a mistake in observation and instead of supposed ring (Gürtel) there were in reality only proximal processes of spines. Therefore, he treats *G. wiszniewskii* as a synonym of *G. cuspidata*.

When examining the Harsz Lake, the author has found in hydrosammon the single specimen of *G. wiszniewskii*. He perceived without any doubt the existence of the ring (as it did J. W i s z n i e w s k i). Therefore, *G. wiszniewskii* cannot be treated as a synonym of *G. cuspidata*. As only one specimen had been found, it was not possible to perform any more detailed examination. But the picture of its copulatory apparatus has been drawn (fig. 1) and its dimensions noted. The copulatory apparatus consists of two

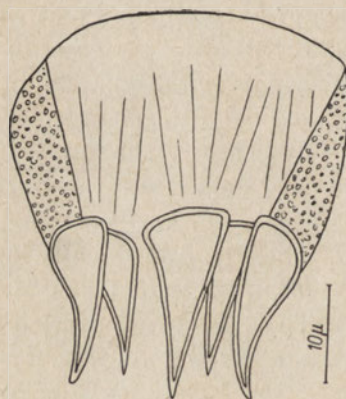


Fig. 1. Copulatory apparatus of *Gieysztoria wiszniewskii* (Gieysztor 1938)

parts: a) 5 spines (resembling those of *G. cuspidata*) and b) a ring, opened in 1/3 of its circumference. The type of its organization and its features of sculpture are resembling the ring of *G. sibirica*, though it is slightly broader (*G. wiszniewskii*: the breadth of the ring — 22.5µ; *G. sibirica* — 17—20µ). The diameter of the ring (in its broadest part) is about 32µ; at the basis of spines — about 25µ. The sculpture of the ring consists of

some dots and circles arranged in lines, vertical to the edge of the ring. There is a breach in it and its ridges are oblique. They are broader in the proximal part. The length of its spines is 16—17.4 μ ; their breadth (at the basis) 7—8.7 μ . The posterior and lateral spines are fastened immediately on the ring. The medial spine is not joined with the ring and it occurs in quite different plane. The arrangement of those spines in two planes may be perceived in the drawing by J. Wiszniewski (Gieysztor 1938), but the relation of the medial spine to the ring cannot be defined from that picture. In the specimen from Harsz Lake one can easily see the connection of the medial spine with some muscular fibres in the breach of the ring. In *G. cuspidata* all the spines are arranged on muscular fibres in the same way as this one spine in *G. wiszniewskii*. The total length of copulatory apparatus — 38.9 μ .

Description of particular habitats

Arenal habitat (psammon)

In examination, the division of psammonic habitat into: hydro-,hygro- and eupsammon as introduced by Wiszniewski (1934), was held as a basis. The research methods are described in the paper by Chodorowski (1959). Some additional data are taken from that work, too. They are rather poor, so any ecological synthesis as referring to this habitat, is impossible now. The author described 19 *Turbellaria* species and 1 species of *Nemertini* in the habitat (table I). Together with the species, which had been found by Gieysztor (1939) in Wigry Lake 23 species of turbellarians have been stated as occurring in arenal habitats of lowland lakes in Poland (see: table X in the paper by Chodorowski — 1959).

The majority of *Turbellaria* species from arenal habitat (15 species) are those of hydropsammon. Many of them occur in sandy beaches habitat, too. As an evidence of some connections of those two habitats (i.g. arenal and sandy beaches one) may be treated the fact of occurrence of *Castrada viridis* (the characteristic species of sandy beaches habitat) in hydropsammon, in considerable number (Abundance: 4). More typical parts of this habitat, i.g. hygro- and eupsammon are characterized by smaller number of *Turbellaria* species. Two new species from genera *Castrada* and *Olisthanella* seem to be closely connected with these parts of arenal habitat. The Abundance of *Castrada viridis* considerably decreases. *Stenostomum unicolor* and *Olisthanella haleziana* are dominants here. The ubiquitous species, e.g. *Macrostomum phytophilum*, *Gyratrix hermaphroditus*, *Castrella truncata*, *Stenostomum leucops*, *Macrostomum hystericinum* occur, too, and they are of

Table I

Occurrence of *Turbellaria*-species in different parts of arenal habitat
I—4 Classes of Abundance

Species	Hydropsammon	Hygropsammon	Eupsammon
<i>Castrada hofmanni</i>	1		
<i>Microdalyellia brevimana</i>	1		
<i>Gieystoria wiszniewskii</i>	1		
<i>Strongylostoma radiatum</i>	1		
<i>Castrada armata</i>	1		
<i>Gieystoria lugubris wigrensis</i>	1		
<i>Castrada</i> sp. cf. <i>affinis</i>	2		
<i>Microstomum lineare</i>	2		
<i>Gieystoria triquetra</i>	1	1	
<i>Macrostomum phytophilum</i>	2	1	
<i>Gyatrix hermaphroditus</i>	2	1	
<i>Castrada viridis</i>	4	1	1
<i>Castrella truncata</i>	1	1	1
<i>Stenostomum leucops</i>	1	1	2
<i>Macrostomum hystricinum</i>	1		2
<i>Castrada</i> n.sp.		1	
<i>Prostoma clepsinoides</i> (Nemertini)		1	
<i>Stenostomum unicolor</i>		4	
<i>Olisthanella</i> n.sp.		1	2
<i>Olisthanella haleziana</i>			3

some importance, but not so much important as in hydropsammon. By chance, one young specimen of Nemertini, *Prostoma clepsinoides*, has been found.

S a n d y - b e a c h e s h a b i t a t

The diagram of this habitat is presented in fig. 2; accordingly to the description in the paper by Chodorowski (1959; table II, habitat B₁). Turbellarians from among leaves of *Polygonum amphibium* (stratum a) and from stratum c (sandy bottom) were examined. 10 Turbellarian species have been observed (table II). In this habitat, the turbellarians occur nearly exclusively in stratum c, i.e. near the bottom. In surface stratum (a) *Bothromesostoma essenii* is present, as it is connected with floating leaves. Sometimes, *Castrella truncata* and *Castrada hofmanni* occur, too. In other stations of this habitat (sandy-beaches one) there are not turbellarians as there is not any plant vegetation in stratum a. In stratum c (the bottom

Table II

Occurrence of *Turbellaria*-species in sandy-beaches habitat
1—3 Classes of Abundance

Species	Stratum a (surface)	Stratum c (bottom)
<i>Castrella truncata</i>	1	
<i>Bothromesostoma esseni</i>	3	1
<i>Castrada hofmanni</i>	1	2
<i>Castrada viridis</i>		3
<i>Microstomum lineare</i>		3
<i>Microdalyellia brevimana</i>		1
<i>Gieysztoria triquetra</i>		1
<i>Stenostomum leucops</i>		1
<i>Stenostomum unicolor</i>		1
<i>Gieysztoria lugubris wigrensis</i>		1

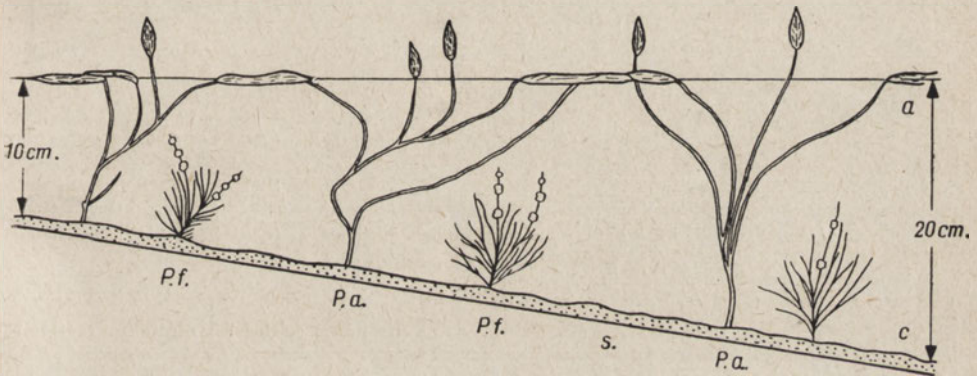


Fig. 2. Sandy-beaches habitat — a diagram

a — stratum a (surface); c — stratum c (bottom); P. a — *Polygonum amphibium*; P. f. — *Potamogeton filiformis*; s. — sand

of the lake) *Microstomum lineare* (an ubiquitous species) and *Castrada viridis* (the characteristic species of sandy-beaches habitat) are dominants. *Castrada hofmanni* — the species connected with the plant-vegetation and periphyton — occur in sandy-beaches habitat only in the case, when the plants and periphyton are in abundance there. Other bottom-stratum species are not numerous.

Shallow littoral habitat

The diagram of this habitat is presented in fig. 3; the description — in the paper by Chodorowski (1959; table II, habitat L₁). The occurrence of turbellarians among the dense plant-vegetation (stratum a — wa-

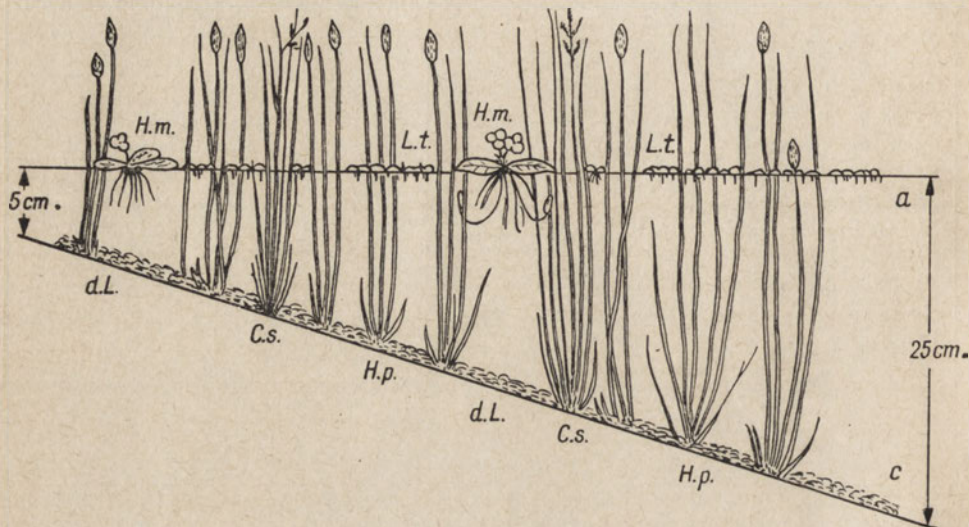


Fig. 3. Shallow littoral habitat — a diagram

a — stratum a (surface); c — stratum c (bottom); H. p. — *Heloecharis palustris*; C. s. — *Carex* sp.;
H. m. — *Hydrocharis morsus ranae*; L. t. — *Lemna trisulca*; d. L. — debris of *Lemna trisulca*

Table III

Occurrence of *Turbellaria*-species in shallow littoral habitat
1—4 Classes of Abundance

Species	Stratum a (surface)	Stratum c (bottom)
<i>Bothromesostoma esseni</i>	1	
<i>Polycelis nigra</i>	4	1
<i>Stenostomum leucops</i>	1	4
<i>Macrostomum hystricinum</i>		3
<i>Opisthomum pallidum</i>		2
<i>Gyratix hermaphroditus</i>		2
<i>Bothromesostoma personatum</i>		2
<i>Prorhynchus stagnalis</i>		1
<i>Mesostoma ehrenbergi</i>		1
<i>Microdalyellia brevimana</i>		1
<i>Planaria torva</i>		1
<i>Dugesia lugubris</i>		1
<i>Dendrocoelum lacteum</i>		1

ter-surface covered with *Hydrocharis morsus ranae* and *Lemna trisulca*) and in stratum c (bottom covered with the debris of *Lemna trisulca* and other plant-species) was examined (table III). The majority of species is present in the bottom-strata — 12 species (the total number — 13). One of the characteristic species of this habitat — *Polycelis nigra* (as stated by Chodorowski 1959) occurs in surface-stratum; another — *Bothromesostoma personatum* — in bottom-stratum. In surface-stratum *Polycelis nigra* is a dominant and *Bothromesostoma essenii* occur, too; in bottom-stratum *Stenostomum leucops* and *Macrostomum hystricinum* are dominants. Other bottom-stratum species are not numerous.

Emergent vegetation habitat

The diagram of the habitat is presented in the fig. 4; the description — in the work by Chodorowski (1959, table II, habitat E₁). The turbellarians from periphyton growing in abundance on *Schoenoplectus*

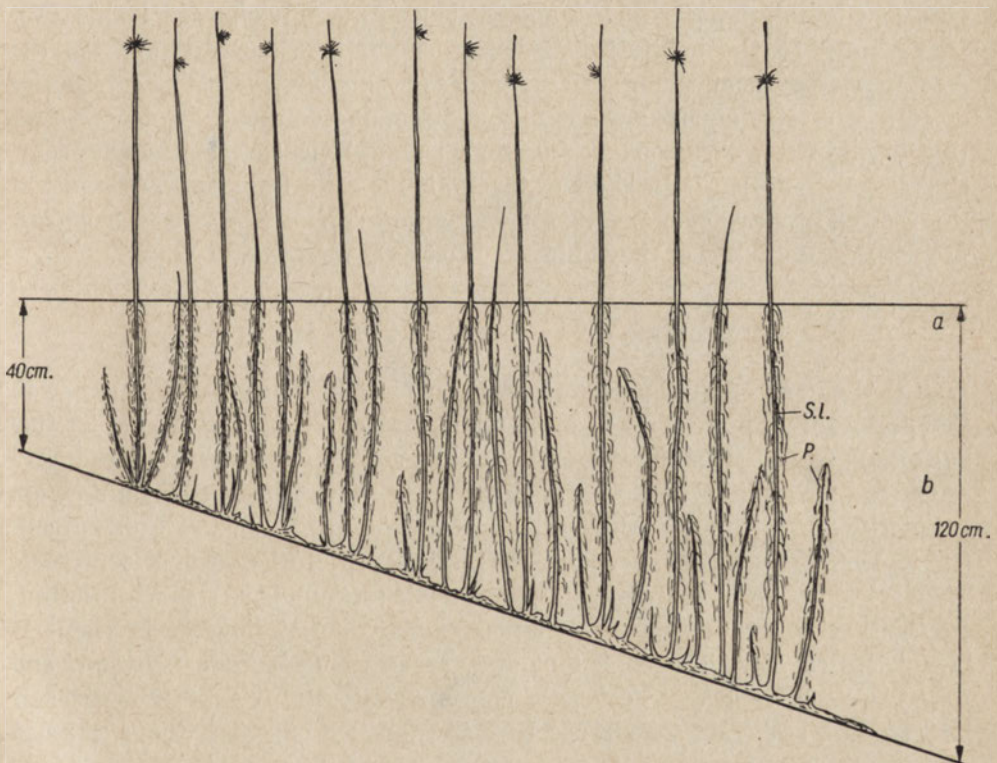


Fig. 4. Emergent vegetation habitat — a diagram

a — stratum a (surface); b — stratum b (between water-surface and the bottom); S. l. — *Schoenoplectus lacustris*; P. — periphyton

Table IV

Occurrence of *Turbellaria*-species in emergent vegetation habitat
1—5 Classes of Abundance

Species	Stratum a (surface)	Stratum b (between water-surface and the bottom)
<i>Castrella truncata</i>	1	
<i>Macrostomum hystricinum</i>	1	
<i>Dugesia lugubris</i>	1	
<i>Macrostomum phytophilum</i>	2	
<i>Castrada hofmanni</i>	5	
<i>Stenostomum leucops</i>	1	3
<i>Microstomum lineare</i>		2
<i>Gieysztoria triquetra</i>		2
<i>Mesostoma ehrenbergi</i>		2

lacustris stems near the water surface (stratum a) as well as those from stratum b (between water-surface and the bottom) were examined (table IV). In contrary to the habitats mentioned before, here turbellarians are the most numerous near water-surface. *Castrada hofmanni*, as a typical species of surface strata, among emergent vegetation, is dominant. In deeper stratum (stratum b), *Stenostomum leucops*, an ubiquitous species, though occurring rather in deeper littoral water-layers, is the most important. The rest of the species in stratum b are „meadows”-group species (*Gieysztoria triquetra*, *Mesostoma ehrenbergi*) or they ubiquitous ones (*Microstomum lineare*).

Submergent vegetation habitat

The diagram of the habitat is presented in fig. 5, the description — in the paper by Chodorowski (1959, table II, habitat M₁). The turbellarians from bottom-stratum (stratum c) among submergent „meadows” of *Chara intermedia* and those from among the rotting stems of *Batrachium circinatum*, floating on the water-surface (stratum a), were examined (table V). In the latter stratum, the majority of turbellarians is present. The fact seems to be an interesting one as this stratum is of a short duration. In the beginning of summer, *Batrachium circinatum* flourishes. Then, it disappears rapidly. The most numerous species are *Castrada hofmanni* and *Bothrosostoma essenii*. The former one is usually living near the water-surface and its abundant occurrence here (Abundance 6*) might be explained

* The author introduces the 6th Class of Abundance (more than 50 specimens in a sample); cf. Chodorowski 1959.

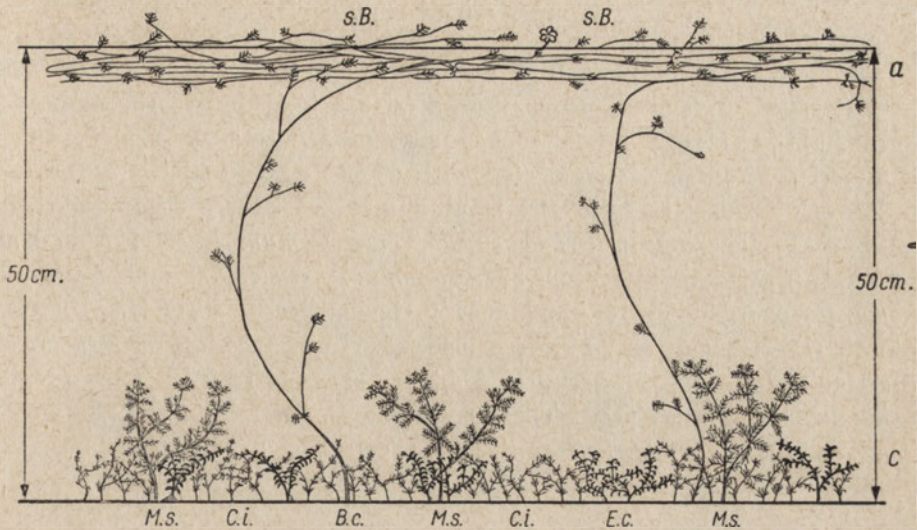


Fig. 5. Submergent vegetation habitat — a diagram

a — stratum a (surface); c — stratum c (bottom); E. c — *Elodea canadensis*; C. i. — *Chara intermedia*; M. s. — *Myriophyllum spicatum*; B. c. — *Batrachium circinatum*; s. B. — rotting stems of *Batrachium circinatum*

Table V

Occurrence of *Turbellaria*-species in submergent vegetation habitat
1—6 Classes of Abundance

Species	Stratum a (surface)	Stratum c (bottom)
<i>Bothrosostoma personatum</i>	1	
<i>Castrella truncata</i>	1	
<i>Stenostomum leucops</i>	1	
<i>Rhynchomesostoma rostratum</i>	2	
<i>Gieysztoria triquetra</i>	4	
<i>Bothrosostoma essenii</i>	5	1
<i>Castrada hofmanni</i>	6	2
<i>Mesostoma ehrenbergi</i>		3

by the fact that the rotting *Batrachium* stems provide optimal living condition for this particular species. *Bothrosostoma essenii* is typical here as it is connected with leaves floating on the water-surface. In bottom stratum (stratum c) *Mesostoma ehrenbergi* occurs, as it is submergent „meadows” species.

Comparison of results

In table VI the comparison of *Turbellaria* species occurrence in surface-layers (stratum a) and in deeper strata (strata b and c) of the examined littoral habitats (except arenal zone) is presented. It may be perceived that the majority of species is connected with deeper strata (chiefly — the bottom-layers); 19 species from the total number of 22 are occurring there. The most typical are: *Castrada viridis*, *Microstomum lineare*, *Mesostoma ehrenbergi*, *Stenostomum leucops*, *Macrostomum hystricinum* and *Bothromesostoma personatum*. Their Abundance is insignificant; it is smaller than that of the typical water-surface species. In surface-layers (stratum a) of particular habitats the group of 4 species characterized by their greater Abundance, is distinguished. These species are: *Polycelis nigra*, *Bothromesostoma essenii*, *Castrada hofmanni* and *Gieysztoria triquetra*.

Table VI

Turbellaria-species occurrence in surface-layers and in deeper strata
of some littoral habitats — a comparison
1—5 Classes of Abundance

Species	Stratum a	Strata b and c
<i>Castrella truncata</i>	1	
<i>Macrostomum phytophilum</i>	2	
<i>Rhynchomesostoma rostratum</i>	2	
<i>Polycelis nigra</i>	4	1
<i>Bothromesostoma essenii</i>	4	1
<i>Castrada hofmanni</i>	5	2
<i>Gieysztoria triquetra</i>	4	2
<i>Dugesia lugubris</i>	1	1
<i>Bothromesostoma personatum</i>	1	2
<i>Macrostomum hystricinum</i>	1	3
<i>Stenostomum leucops</i>	1	3
<i>Castrada viridis</i>		3
<i>Microstomum lineare</i>		3
<i>Mesostoma ehrenbergi</i>		2
<i>Opistomum pallidum</i>		2
<i>Gyatrix hermaphroditus</i>		2
<i>Prorhynchus stagnalis</i>		1
<i>Planaria torva</i>		1
<i>Dendrocoelum lacteum</i>		1
<i>Stenostomum unicolor</i>		1
<i>Gieysztoria lugubris wigrensis</i>		1
<i>Microdalyellia brevimana</i>		1

Comparing the results with those of the previous work (Chodorowski 1959) one may perceive the greater differentiations, connected with the distinction of particular habitats, than those stated when various depth-distinctions are taken into consideration. E.g. in previous work the data referring to the depth of occurrence of *Bothromesostoma essenii* and *Bothromesostoma personatum* are nearly the same; in this one — the distinct division is shown. Namely, *B. essenii* lives near the water-surface, *B. personatum* — near the bottom. Similarly, in the case of *Castrada viridis* and *Castrada hofmanni*, both the species, according to the previous work, occur in shallow littoral zone (down to the depth of 1.5 m.). Now, the distinct connection of *C. hofmanni* with the surface-layers is stated, and *Castrada viridis* lives near the bottom.

The differences between the surface and bottom strata of the same habitat are sometimes greater than those between two habitats. It may be explained by the penetration of species on the bottom-surface, e.g. from shallow littoral and submergent „meadows” habitats to the neighbouring ones. The same refers to such water surface species, as *Castrada hofmanni* and *Bothromesostoma essenii*. They penetrate to other habitats along the water-surface.

The examination of vertical stratification of *Turbellaria*-species in some littoral habitats allows us to define the position of particular Turbellarian-taxocenes (cf. Chodorowski 1959, p. 64; tables VII, VIII) in biocenosis of the lake. E.g. sandy-beaches and swampy (shallow littoral) taxocenes occur chiefly in bottom-strata of sandy-beaches and „swampy” habitats. Contrarywise, in submergent vegetation habitat, the taxocene of under-surface of floating leaves is connected exclusively with the parts of plants, floating on the water-surface. The rest of the species come from submergent plant „meadows” taxocene. In the case of bulrushes taxocene (among *Schoenoplectus lacustris* plants) there is a distinct division into surface and bottom forms.

REFERENCES

1. Beauchamp P. de, 1947. Quelques Turbellariés d'eau douce du Puy du Dome. Revue Sc. Nat. d'Auvergne N. Ser. 13, 8—13.
2. Chodorowski A., 1959. Ecological differentiation of Turbellaria in Harsz-Lake. Polskie Arch. Hydrob. 6.
3. Gieysztor M., 1938. Über einige Turbellarien aus dem Süßwasserpsammon. Arch. Hydrobiol. i Ryb. Suwałki, 11, 364—382.
4. Luther A., 1955. Die Dalyelliden. Acta Zool. Fenn. 87, 1—337.
5. Nasonov N., 1917. Sur la faune des Turbellaria de Finlande. Bull. Ac. Sc. de Russie.
6. Wiszniewski J., 1934. Recherches écologiques sur le psammon. Arch. Hydrobiol. i Ryb. Suwałki, 8, 149—272.

J. P a s c h a l s k i

Zastosowanie krzywych zbuforowania do charakterystyki jeziorZakład Hydrobiologii Eksperymentalnej Instytutu Biologii Doświadczalnej
im. M. Nenckiego PAN, Warszawa

Otrzymano 9.VII.1959

W poszukiwaniu sposobów charakteryzowania wód wykorzystano również ich zdolności buforowe. Prace tego typu zapoczątkowali Brandt (1935), Stangenberg (1936), Uhlela (1936) oraz Prát i Rettowski (1938). Rozbudowali je natomiast i użyli do charakterystyki limnologicznej wód Weiser (1948) — stawy i studnie Czechosłowacji, a przede wszystkim Starmach (1954) — stawy oraz potoki i rzeki górnego dorzecza Wisły.

Autor doniesienia rozszerzył je z kolei na drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej (Paschalski 1959 b) i okolic Mikołajek oraz w Tatrach, gdzie badał również źródła, wywierzyiska, wody jaskiń, potoki, mlaki i jeziora (Paschalski 1960), dalej na Jeziora Suwalsko-Augustowskie i Mazursko-Warmijskie. Materiały na tych pojezierzach zebrano w czasie zespołowych prac terenowych, zorganizowanych i prowadzonych w latach 1957 i 1958, przez Stację Hydrobiologiczną Instytutu Biologii Doświadczalnej PAN w Mikołajkach.

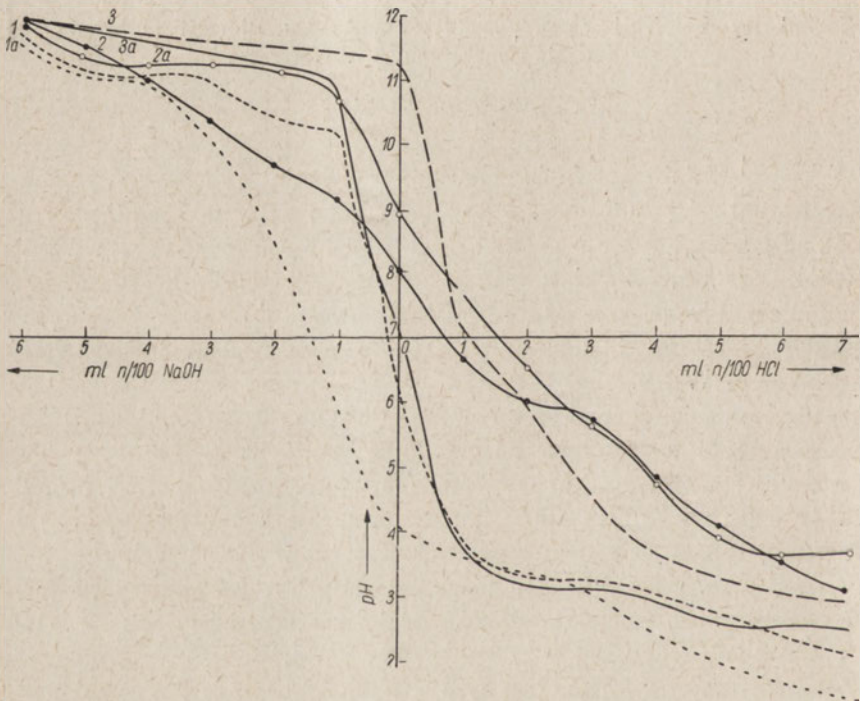
Zdolność buforową wód oznacza się stopniowym zakwaszaniem jednej i alkalizowaniem drugiej próby. Przebieg zjawiska obserwuje się na podstawie zmian odczynu w wymienionych próbach. Zmiany te, przedstawione graficznie, dają charakterystyczne krzywe, zwane krzywymi zbuforowania (Weiser 1948, Starmach 1954).

Weiser (1948) podał, że typom wód oligotroficznych, eutroficznych i dystroficznych, odpowiadają charakterystyczne przebiegi oraz położenia krzywych zbuforowania w odniesieniu do przyjętego układu współrzędnych (rys. 1). Przez zakwaszenie prób wody, uprzednio zalkalizowanych, uzyskał

Weiser (1948) dalsze krzywe, ułatwiające, według wymienionego autora, dokładniejszą ocenę charakteru limnologicznego zbiornika, biorąc pod uwagę położenie tych krzywych w stosunku do krzywych pierwotnych (rys. 1).

Badając zdolność buforową wód drobnych zbiorników wodnych Puszczy Kampinoskiej w eksperymentach akwaryjnych i bezpośrednio na zbiornikach, stwierdzono przydatność metody do określania typu zbiornika oraz do śledzenia zachodzących w nim zmian trofii zależnie od pór roku i związanych z tym zmian hydrologicznych, fizykochemicznych i chemicznych (Paschalski 1959 b).

Wobec braku prac dotyczących prób określania typu limnologicznego jezior oraz charakterystyki obszarów jeziorowych, na podstawie zdolności buforowych ich wód, podjęto niniejszą pracę, której celem było zbadanie



Rys. 1. Krzywe zbuforowania wg Weisera

1 — oligotroficzna, 1a — oligotroficzna zakwaszona po zalkalizowaniu, 2 — eutroficzna, 2a — eutroficzna zakwaszona po zalkalizowaniu; 3 — dystroficzna, 3a — dystroficzna zakwaszona po zalkalizowaniu

zdolności buforowych wód jezior, należących do różnych typów limnologicznych i położonych w różnych obszarach geograficznych.

Badania przeprowadzono w roku 1957 na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim na jeziorach: Białe Wigierskie, Hańcza i Wądołek Passowicza oraz

na Pojezierzu Mazursko-Warmijskim na jeziorach: Beldan, Elckie, Flosek, Głębokie (pow. Braniewo), Guzin, Jeziorak, Juno, Nidzkie, Niegocin, Mamry, Mikołajskie, Śniardwy, Tałtowisko, Tajstymy, Ubiedrze i Wuśniki. W roku 1958 wykonano powtórzenia na jeziorach Flosek, Guzin, Hańcza, Mamry, Mikołajskie, Śniardwy i Tałtowisko oraz objęto badaniami nowe jeziora: Babięty, Głębokie (pow. Mrągowo), Inulec, Jurzec, Kuchenka, Lisunie, Majecz Duży, Majecz Mały, Płociczno, Skonał i Smolaczek. Chodziło tu o jeziora mezotroficzne, dystroficzne i małe, płytkie eutroficzne. Obserwowano również w roku 1958, od krążenia wiosennego, poprzez stagnację letnią, do krążenia jesiennego, zdolność buforową wód jezior: Flosek, Mikołajskie, Skonał, Śniardwy i Tałtowisko, oraz od wiosny do lata — jeziora Smolaczek.

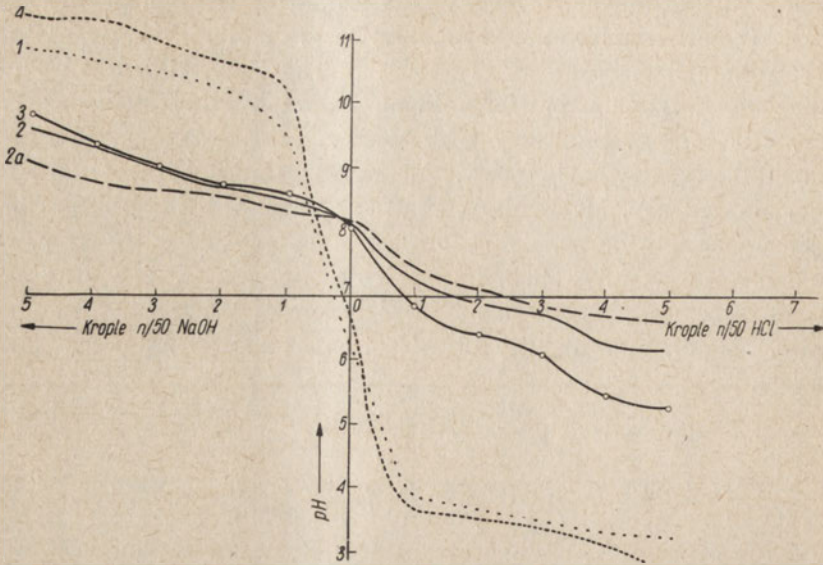
Metodyka

Zasadnicze obserwacje prowadzono w sierpniu, w okresie stagnacji letniej (Olszewski i Paschalski 1959).

Wodę do oznaczeń pobierano czerpakiem Ruttnera w obudowie ze szkła organicznego z powierzchni i znad dna miejsc możliwie bliskich największych głębokości badanych jezior. Do oznaczania zdolności buforowej badanych wód, pobierano próby o pojemności 5 ml, zakwaszając jedne $n/50$ HCl i alkalinizując drugie $n/50$ NaOH kroplami z kroplomierzy. Odczyn mierzono kolorymetrem Czernego, wprowadzając poprawki uzyskane z porównania jego wskazań z odczynometrem lampowym „Cambridge”. Przy wodach zabarwionych stosowano komparator Walpole’a, a przy silnie zabarwionych również i odczynometr. Z uzyskanych materiałów wybrano dane dotyczące niektórych tylko spośród badanych jezior, najbardziej charakterystyczne i przydatne w niniejszym doniesieniu. Krzywe zbuforowania wykreślano, przyjmując oś poziomą i pionową tak, aby przecinały się one w środku układu graficznego. W lewo od punktu przecięcia się osi, przyjętego jako punkt zerowy dla osi poziomej, odcinano ilości kropli zużytego $n/50$ NaOH, a w prawo $n/50$ HCl. W górę od punktu przecięcia się osi, przyjętego jako punkt odpowiadający odczynowi obojętnemu, to jest 7,0 pH, odcinano wielkości wzrastającego, a w dół malejącego odczynu.

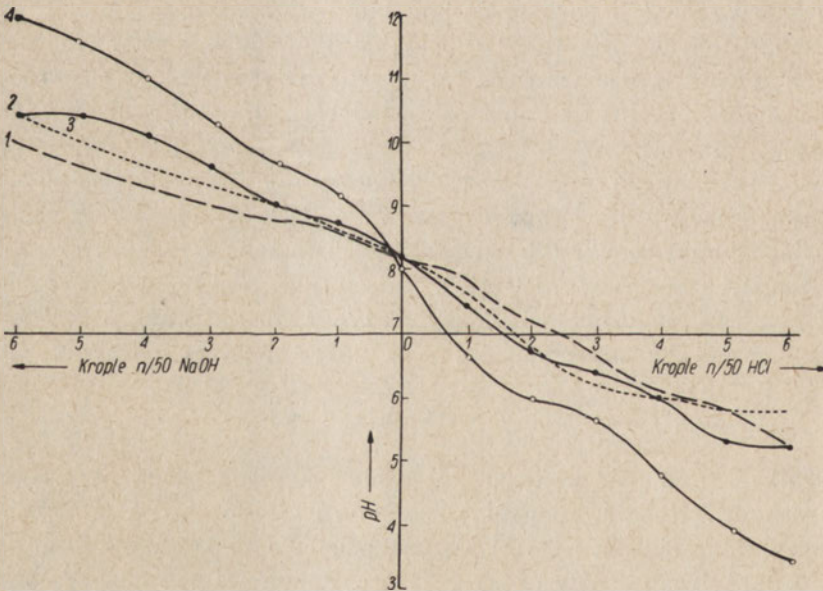
Wyniki

Wyniki z roku 1957 wykazały, że wody badanych jezior, określane jako oligotroficzne (Hańcza, Wuśniki), są dobrze zbuforowane, a kształt ich krzywych zbuforowania (rys. 2) nie jest podobny do krzywych oligotroficznych, podanych przez Weisera (1948). Krzywe te natomiast są podobne do krzywych eutroficznych, uzyskanych dla jezior tego typu, wchodzących w skład badanych obszarów jeziorowych (rys. 3).



Rys. 2. Krzywe zbuforowania jezior oligotroficznych

1 — Zmarzły Staw; 2 — Hańcza, 2a — Hańcza—zakwaszona po zalkalizowaniu; 3 — Wuśniki; 4 — oligotrofia wg Weisera

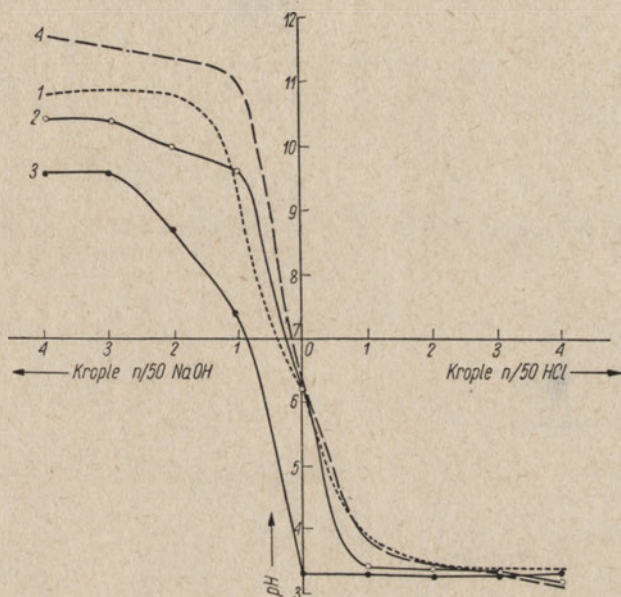


Rys. 3. Krzywe zbuforowania jezior eutroficznych

1 — Guzin; 2 — Nidzkie; 3 — Ubiedrze; 4 — eutrofia wg Wiesera

Wody jezior typu eutroficznego (rys. 3) wykazują dobre zbuforowanie, a krzywe zbuforowania są tylko nieco zbliżone do krzywych eutroficznych Weisera (1948). Przebiegają one bowiem znacznie bliżej osi poziomej przyjętego układu współrzędnych (rys. 3). Są zatem bardziej poziome i rozwlekłe, co charakteryzuje również wspomniane już krzywe, uzyskane dla jezior oligotroficznych (rys. 2).

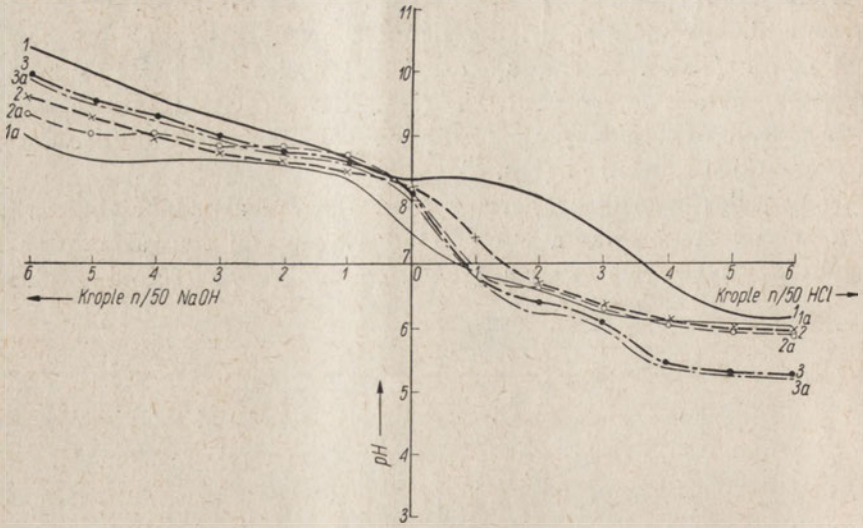
Wody jezior typu dystroficznego (rys. 4) wykazały słabe zbuforowanie, a ich krzywe zbuforowania w części odpowiadającej zakwaszaniu są zbliżone do krzywych Weisera (1948). Natomiast w części odpowiadającej



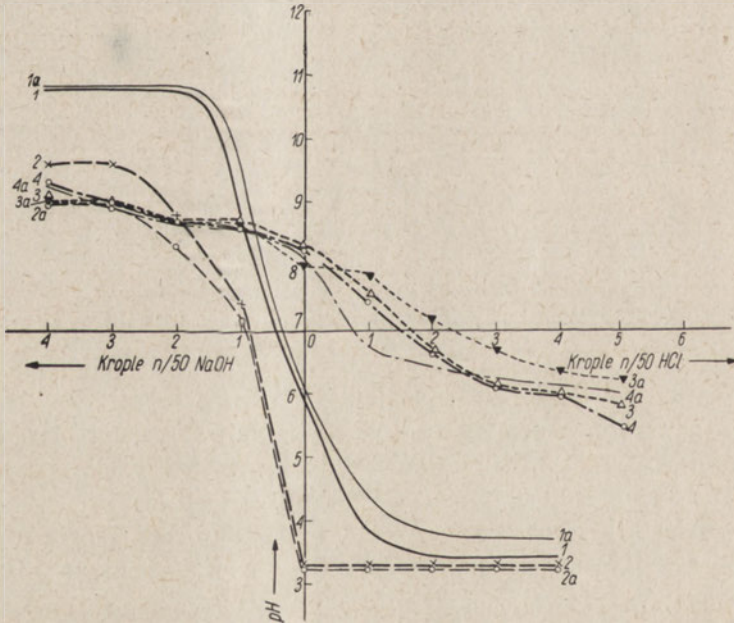
Rys. 4. Krzywe zbuforowania jezior dystroficznych
1 — Wądołek Passowicza; 2 — Fłosek; 3 — Smolaczek; 4 — dystrofia wg Weisera

alkalizowaniu leżą bliżej osi poziomej i nie są tak strome jak krzywe Weisera (1948). Wskazuje to, być może, na większą odporność wód jezior dystroficznych na alkaliczowanie w porównaniu z wodami stawów, na których Weiser (1948) prowadził swe obserwacje.

Porównanie krzywych zbuforowania wód jeziornych powierzchniowych i naddennych z okresu stagnacji letniej wskazało na zachodzące między nimi różnicowania. Zarysowała się bowiem stosunkowo nieznaczna ilość jezior o niewielkich i nieistotnych różnicowaniach; np. jezioro Wuśniki (rys. 5), obok przeważającej ilości jezior różnicowanych, wśród których z kolei zarysowały się następujące grupy: 1) jeziora, których wody powierzchniowe były bardziej odporne na zakwaszanie niż na alkaliczowanie w porównaniu



Rys. 5. Krzywe zbuforowania wód powierzchniowych i naddennych jezior
 Elckie. 1 — powierzchnia, 1a — dno; Tajstymy: 2 — powierzchnia, 2a — dno;
 Wuśniki: 3 — powierzchnia, 3a — dno



Rys. 6. Krzywe zbuforowania wód powierzchniowych i naddennych jezior
 Wądołek Passowicza — meromiktyczne: 1 — powierzchnia, 1a — dno; Smolaczek — dystroficzne:
 2 — powierzchnia, 2a — dno; Majcz Duży — wody naddenne silniej zbuforowane na zakwaszenie niż
 powierzchniowe: 3 — powierzchnia, 3a — dno; Juno — zanieczyszczane miejskimi ściekami aseniza-
 cyjnymi: 4 — powierzchnia, 4a — dno

do naddennych, np. Jezioro Elckie (rys. 5); 2) jeziora, których wody powierzchniowe i naddenne wykazały zbliżone zdolności buforowe, zarówno na zakwaszanie jak i alkalizowanie, a tylko w wąskim zakresie, od 6,6 do 8,0 pH, wykazały silniejsze zbuforowanie dla powierzchni, na zakwaszanie niż na alkalizowanie w porównaniu do naddennych, np. jezioro Tajstymy (rys. 5); 3) jeziora, których wody powierzchniowe i naddenne miały zbliżoną zdolność buforową przeciw alkalizowaniu, natomiast naddenne miały większą zdolność buforową na zakwaszanie, np. jezioro Majcz Duży (rys. 6); 4) pojedyncze jeziora o specyficznych cechach, jak odwrotność podanego wyżej w punkcie 1) układu zbuforowania wód między powierzchnią a dnem — jezioro Wądołek Passowicza (rys. 6); jezioro o braku zbuforowania na zakwaszenie — jezioro Smolaczek (rys. 6).

Wspomniane zjawiska różnicowań w wyżej podanych punktach 1) i 2) wiążą się zapewne z alkalizowaniem się jeziornych wód powierzchniowych i zakwaszaniem naddennych w okresie tworzenia się uwarstwień chemicznych stagnacji letniej. Zjawiska zachodzące w jeziorach wymienione w punkcie 3) mogą być przypuszczalnie związane z występowaniem większej ilości związków mineralnych nad dnem, doprowadzanych w dobrze zbuforowanych dopływach wód podziemnych czy powierzchniowych. Mogą też ewentualnie odgrywać tu rolę zanieczyszczenia, które na przykład w przypadku jeziora Juno (rys. 6), spływają z Mragowa (P a s c h a l s k i 1959 a).

Oceniając ogólnie, różnicowania zdolności buforowych jeziornych wód powierzchniowych i naddennych, związane z uwarstwieniami chemicznymi stagnacji letniej, wystąpiły prawie u wszystkich badanych jezior w mniejszym lub większym natężeniu. Warto podkreślić, że jeżeli chodzi o ogólne cechy morfometryczne, termiczne i krążeniowe badanych jezior, to były to jeziora różnej wielkości, kształtu powierzchni i głębokości, różnego typu termicznego i krążenia. Były nawet wśród nich jeziora polimiktyczne lub bliskie tego typu. Różny też był ich typ limnologiczny. W szczególnych przypadkach różnicowania te mogą wskazywać na specyficzność niektórych jezior i zjawisk w nich zachodzących, jak np. w przypadku meromiktycznego jeziora Wądołek Passowicza (P a s s o w i c z 1938). W jeziorze tym porównanie zdolności buforowych wód powierzchniowych i naddennych wykazuje stosunki przeciwne niż dla przeważającej grupy jezior opisanych wyżej w punkcie 1). W szczególności stwierdzono w Wądołku Passowicza nieco większą odporność buforową wód powierzchniowych na alkalizowanie niż wód naddennych (rys. 6). Wody powierzchniowe są tu zapewne pod wpływem dystrofizujących procesów zarastania jeziora, natomiast wody naddenne są bardziej odporne na zakwaszanie, wobec dużych ilości soli obciążających te wody w związku z meromiksją (P a s s o w i c z 1938). Specyficznym zbiornikiem jest również jezioro Smolaczek (rys. 6) z uwagi na jego silną dystrofię [dane z sierpnia 1958 r.: odczyn poniżej

4,0 pH, barwa 750 mg/l Pt, a nawet wg obserwacji Olszewskiego (1959) z września 1950 r. ponad 1000 mg/l Pt]. W tym specyficznym jeziorze stwierdzono w sierpniu 1958 r. zupełny brak zdolności buforowych w zakresie zakwaszania, natomiast utrzymujące się — i to silniej nad dnem, na alkalizowanie (rys. 6), zapewne w związku ze zdolnością buforowania alkaliów przez kwaśne humusy (Waksman 1937).

Wobec niezgodności wyników dotyczących kształtu i położenia krzywych zbuforowania jezior oligotroficznych badanych pojezierzy z danymi Weisera (1948), porównano dotychczasowe wyniki uzyskane dla tych pojezierzy ze zdolnościami buforowymi wód jezior tatrzańskich.

Spośród licznego materiału z Tatr (ponad 300 krzywych zbuforowania) uzyskano typowe krzywe oligotroficzne (rys. 2 i 7) dla wód jezior leżących w Tatrach na podłożu krystalicznym (Paschalski 1960).

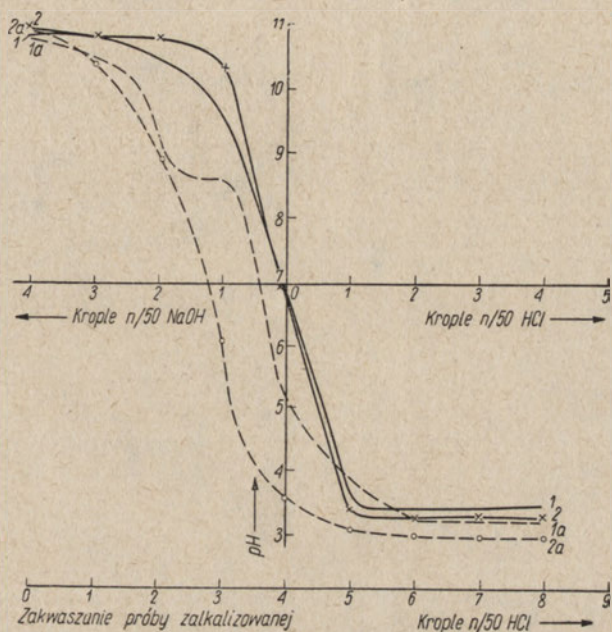
Wobec wspomnianych rozbieżności wyników dotyczących oligotrofii zastosowano za Weiserem (1948) dodatkową próbę ponownego zakwaszania zalkalizowanych już prób badanych wód pojezierzy i wód Tatrzańskich, dla uzyskania trzeciej, pomocniczej krzywej, którą tu nazwiemy krzywą „wtórną”. Wyniki wskazały na typową oligotrofię wód wysokogórskich jezior tatrzańskich, natomiast dla oligotroficznego nadbałtyckiego jeziora Hańcza krzywa ta nie była charakterystyczna (rys. 2).

Stosowanie metody krzywej wtórnej zarysowuje różnice natężenia trofii znacznie lepiej niż krzywa pierwotna, co może być przydatne przy próbach oceny stopnia natężenia trofii zbiornika wodnego, zwłaszcza, że obraz krzywej wtórnej ma być zależny, według Weisera (1948), od fosforanów.

Wspomniana różnica zarysowuje się dobrze, gdy porównamy dla przykładu, krzywe zbuforowania wód dwu oligotroficznych jezior tatrzańskich, Czarne Stawu nad Morskim Okiem i Morskiego Oka (rys. 7). Obie krzywe pierwotne są bardzo zbliżone do siebie położeniem w odniesieniu do układu współrzędnych, dalej przebiegiem i kształtem, z wyjątkiem odcinka w zakresie pH 8,5—10,5, gdzie krzywa dla Morskiego Oka wskazuje na większe zbuforowanie, natomiast krzywe wtórne różnią się wyraźnie między sobą. Różnice te wyrażają się ich odmiennym położeniem w stosunku do osi współrzędnych, oddaleniem od krzywych pierwotnych oraz kształtem krzywych (rys. 7). W szczególności krzywa dla Morskiego Oka wskazuje na większe zbuforowanie jego wód, w porównaniu z Czarnym Stawem, przez swe położenie bliższe osi pionowej układu i krzywej pierwotnej, dalej przez swój przebieg początkowo zbliżony do osi poziomej, wreszcie przez mniej strome przejście w kierunku pełnego zakwaszenia, gdzie jej końcowy odcinek jest bardziej zbliżony do osi poziomej. Krzywa wtórna dla Czarne Stawu jest bardziej oddalona w lewo od osi pionowej układu i krzywej pierwotnej, ma ona ponadto słabo zaznaczony początkowy i krótki odcinek, zbliżony

w swym przebiegu z osią poziomą, dalej już szybko i stromo przechodzi ona przez układ współrzędnych w kierunku zakwaszenia i jest bardziej oddalona od osi poziomej¹.

Różnice w stopniu zbuforowania między porównywanymi jeziorami są zrozumiałe wobec różnic w ich położeniu oraz w charakterze zlewni. Czarny Staw leży bowiem wyżej od Morskiego Oka, wśród nadzwyczaj ubo-



Rys. 7. Krzywe zbuforowania oligotroficznych jezior górskich

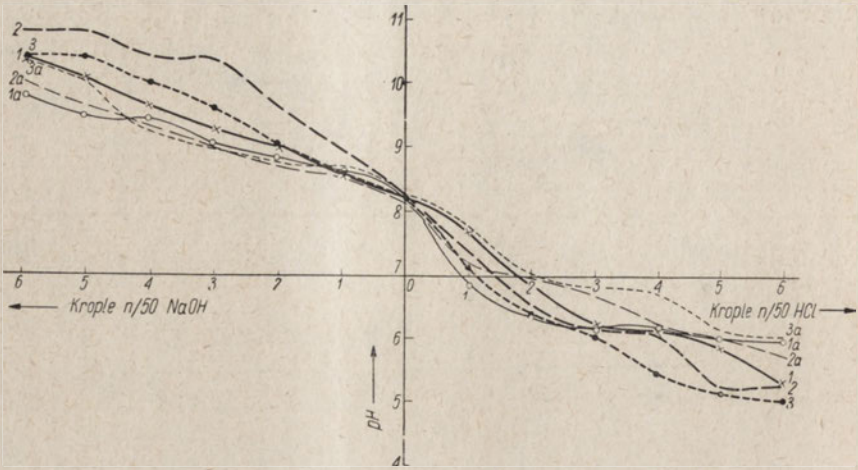
1 — Morskie Oko, 1a — zakwaszenie po zalkalizowaniu; 2 — Czarny Staw nad Morskim Okiem, 2a — zakwaszenie po zalkalizowaniu

giej, prawie już bez szaty roślinnej granitowej zlewni, a jego dopływy pochodzą od topniejących starośniegów lub wód świeżych opadów, spływających z krótkich, ubogich, granitowych zlewni.

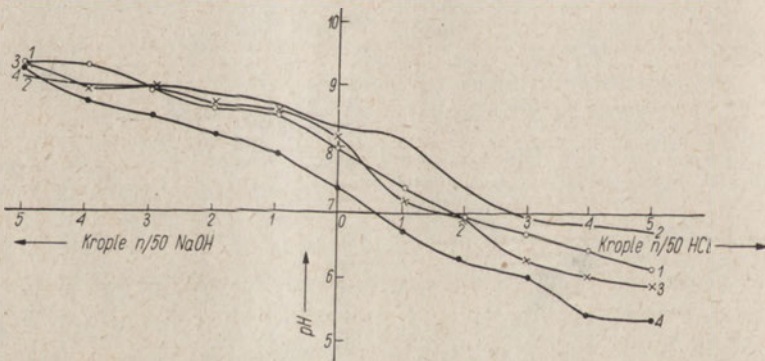
Zaznaczyć jednak trzeba, że w niektórych przypadkach dotyczących wód jezior badanych pojezierzy, położenie i kształt krzywych zbuforowania i krzywych wtórnych nie było typowe, np. jezioro Hańcza (rys. 2) i nie

¹ Wobec braku dostatecznych wskazówek o sposobie naniesienia na układ współrzędnych oraz jakim jednostkom i w jakim układzie odpowiada krzywa wtórna (ponownego zakwaszenia) Weisera (1948), wprowadzono w dolnej części układu współrzędnych (rys. 7) dodatkową oś poziomą równoległą do osi głównej. Objasnia ona sposób naniesienia krzywej wtórnej oraz obrazuje zakwaszenie próby poprzednio zalkalizowanej.

dawało jasnego obrazu w porównaniu z danymi Weisera (1948). Może to być związane z geologiczną i fizjograficzną odrębnością porównywanych obszarów, genezą i składem chemicznym wód, a zwłaszcza różnic w zawartości wapnia i twardości. Weiser (1948) oznaczył bowiem zdol-



Rys. 8. Różnice w zdolnościach buforowych wód jezior w latach 1957 i 1958
Guzin: 1 — 1957 r., 1a — 1958 r.; Hańcza: 2 — 1957 r., 2a — 1958 r.; Mamry: 3 — 1957 r., 3a — 1958 r.



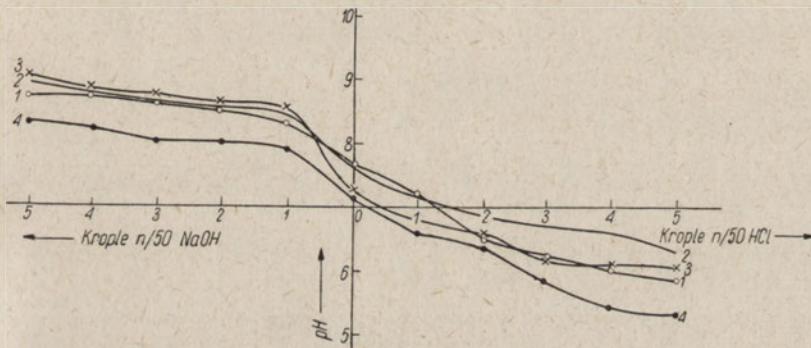
Rys. 9. Zmiany zdolności buforowych wód powierzchniowych jeziora Taltowisko w kolejnych porach roku

1 — 14.V.1958 r.; 2 — 16.VI.1958 r.; 3 — 9.VIII.1958 r.; 4 — 20.X.1958 r.

ność buforową wód stawów oligotroficznych położonych głównie na gnejsach (Gneisböden), podczas gdy jeziora badanych pojezierzy leżą wśród polodowcowych utworów osadowych, te zaś na utworach kredowych, a wody ich wykazują przeciętnie znaczną węglanowość (Stangenberga 1936, Olszewski i Paschalski 1959, Paschalski 1959 c).

Dalsze wyniki roku 1958, dotyczące porównań zdolności buforowych wód jezior z okresu stagnacji letniej w sierpniu roku 1957 i 1958, wskazują na stosunkowo niewielkie zmiany w obrazie i położeniu krzywych zbuforowania, są one jednak godne uwagi jako wskaźnik różnic w uwarstwieniach chemicznych jezior, zachodzących między porównywanymi latami (rys. 8).

Obserwacje zmian zdolności buforowych wód jeziornych, między okresem krążenia wiosennego, a stagnacją letnią i krążeniem jesiennym, przeprowadzone w roku 1958 na jeziorach Flosek, Mikołajskie, Skonał, Śniardwy i Tałtowisko, a od wiosny do lata na jeziorze Smolaczek, wskazują, że zmiany te przebiegają różnie. Dla przykładu podamy bardziej szczegółowy opis zjawiska dla jeziora Tałtowisko (głębokość 35 m, typ mezotroficzny — Olszewski 1959), którego wody, badane czterokrotnie, wykazały dość dobre zróżnicowanie zdolności buforowych między powierzchnią i dnem. W miarę przemijania jeziornych pór roku, wody powierzchniowe Tałtowiska wykazały początkowo wzrastającą odporność przeciw zakwaszaniu, która potem malała, natomiast odporność na alkalizowanie początkowo malała, a potem wzrastała (rys. 9). Wody naddenne wykazały początkowo wzrasta-



Rys. 10. Zmiany zdolności buforowych wód naddennych jeziora Tałtowisko w kolejnych porach roku

1 — 14.V.1958 r.; 2 — 16.VI.1958 r. 3 — 9.VIII.1958 r.; 4 — 20.X.1958 r.

jące zbuforowanie przeciw zakwaszeniu, które potem malało, natomiast odporność na alkalizowanie początkowo malała, potem wzrastała (rys. 10).

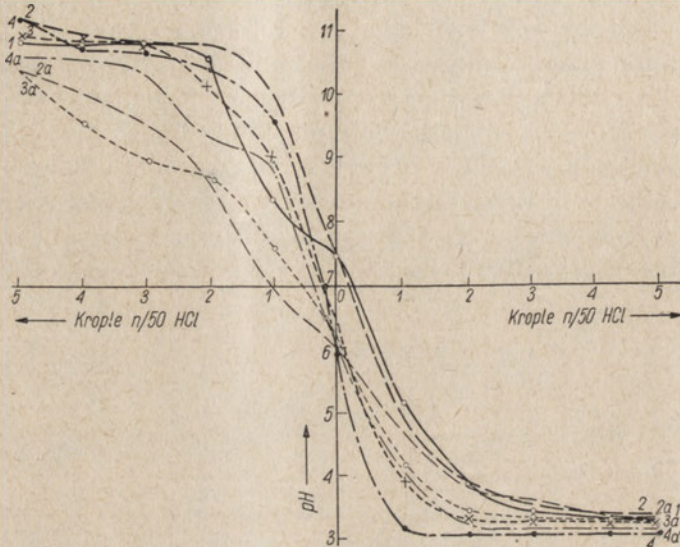
Wody zbliżonego do dystrofii jeziora Flosek (rys. 11) wykazały dość duże zróżnicowanie między powierzchnią i dnem. W czasie następowania po sobie pór roku, wody powierzchniowe wykazały obniżenie zdolności obronnej na zakwaszanie i niezbyt wielki wzrost na alkalizowanie z ponownym obniżeniem w październiku. Wody naddenne wykazały natomiast dość duże obniżenie odporności na zakwaszanie oraz niezbyt wielki wzrost odporności na alkalizowanie, obniżając się jesienią.

Jezióra Mikołajskie i Skonał wykazały podobne przemiany jak w jeziorze Taltowisko, zależne od uwarstwień chemicznych.

Szczególną cechę stwierdzono w jeziorze Smolaczek, wykazującym latem zanik zdolności buforowych na zakwaszanie (rys. 4 i 6).

Jezióro Śniardwy nie wykazało istotnych różnic w zbuforowaniu wód w miarę upływu jeziornych pór roku.

Opisane zjawiska zmian zdolności buforowych wód dla mezotroficznego jeziora Taltowisko oraz jezior eutroficznych — Mikołajskie i Skonał, za-



Rys. 11. Zmiany zdolności buforowych wód powierzchniowych i naddennych jeziora Flosek w kolejnych porach roku

1 — powierzchnia 12.V.1958 r.; 2 — powierzchnia 17.VI.1958 r.; 2a — dno 17.VI.1958 r.; 3 — powierzchnia 19.VIII.1958 r.; 3a — dno 19.VIII.1958 r.; 4 — powierzchnia 20.X.1958 r.; 4a — dno 20.X.1958 r.

chodzące między okresem krążenia wiosennego, poprzez stagnację letnią, do krążenia jesiennego, zdają się wykazywać związek z uwarstwieniami chemicznymi, a między innymi zwłaszcza z odwapnianiem się epilimnionu, na rzecz niższych warstw wód jeziornych oraz zakwaszaniem się wód przydennych.

Jezióra Flosek i Smolaczek (dystrofia) wykazują obniżenie odczynu wód, do zupełnego zaniku zdolności buforowych na zakwaszanie, które wystąpiło w Smolaczku zapewne w związku z silnym zakwaszaniem wód, powodowanym przez humusy sfagnowe (W a k s m a n 1937).

Jezióro Śniardwy nie wykazało istotnych różnic w zdolnościach buforowych w miarę zmian pór roku, co wiąże się zapewne z jego polimiktycznym typem krążenia.

Uwagi końcowe

Przeprowadzona próba zastosowania krzywych zbuforowania do charakterystyki Jezior Suwalsko-Augustowskich i Mazursko-Warmijskich wykazała, że uzyskane krzywe zbuforowania, porównane z krzywymi Weisera (1948), różnią się między sobą. Dotyczy to zwłaszcza krzywych oligotroficznych. Różnice te zaznaczyły się w kształtach i położeniu krzywych, które dla jezior omawianych pojezierzy przebiegają znacznie bliżej osi poziomej przyjętego układu współrzędnych oraz są bardziej poziome i rozwlekle.

Powyższe stwierdzenia nasunęły przypuszczenie, że różnice te związane są z genezą badanych wód, a przede wszystkim z charakterem geologicznym podłoża i zlewni. Wody genetycznie związane z podłożem krystalicznym muszą się różnić od wód związanych z podłożem osadowym. Różnica ta wynika z charakteru i ilości rozpuszczonych w nich związków chemicznych, a zwłaszcza wówczas, gdy występują w nich w większym stopniu połączenia wapnia i magnezu, decydujące o twardości tych wód, która kolejno musi wpływać na ich zdolności buforowe (Paschalski 1960).

Przypuszczenia te potwierdziły się po dokonaniu porównań zdolności buforowych jezior nadbałtyckich, leżących wśród polodowcowych utworów, a te z kolei na utworach kredowych, z oligotroficznymi jeziorami tatrzańskimi, leżącymi na krystalicznym, pierwotnym podłożu. Uzyskane bowiem krzywe zbuforowania dla jezior tatrzańskich były podobne do krzywych dla tego typu wód, podanych przez Weisera (1948), a uzyskanych z oznaczenia zdolności buforowej wód stawów oligotroficznych na terenach gnejsowych.

Krzywe eutroficzne dla badanych pojezierzy odbiegają również swym kształtem i położeniem, podobnie jak oligotroficzne, od krzywych Weisera (1948). Krzywe dystroficzne w zakresie zakwaszania są podobne do krzywych Weisera (1948), natomiast w zakresie alkalizowania wykazują większą zdolność buforową. Różnice te mogą wynikać z odmiennych czynników, wywołujących dystrofię, gdyż wyciągi związków organicznych, otrzymane z torfowców, mają bardzo niskie odczyny — 3,8 pH, a z igieł sosnowych i jodłowych — od 3,8 do 4,2 pH. Natomiast wyciągi związków organicznych z liści dębu, buku i brzozy mają wyższe odczyny: 4,8—4,9 pH i 5,8—6,1 pH (Waksman 1937).

Stosowanie krzywej wtórnej (ponownego zakwaszenia) wykazało, że poza lepszą możliwością określania przy jej pomocy typu zbiornika zarysowuje się tu również różnica natężenia trofii, wynikająca z położenia i kształtu krzywej, zarówno w odniesieniu do krzywej pierwotnej, jak i do przyjętego układu współrzędnych. Nie we wszystkich jednak przypadkach uzyskiwano zgodność z wynikami Weisera (1948).

Porównanie otrzymanych krzywych zbuforowania jezior nadbałtyckich dla wód powierzchniowych i naddennych oraz zmian zachodzących w sierpniu w następujących po sobie latach, dalej krzywych zbuforowania dla jezior szczególnie charakterystycznych (meromiksja lub bardzo silna dystrofia), wreszcie zmian zdolności buforowych następujących z upływem jeziornych pór roku, wskazuje na zależność zdolności buforowych wód jeziornych od ogólnych i indywidualnych cech jezior, a zwłaszcza od stosunków i uwarstwień chemicznych oraz zakwaszania się warstw przydennych.

Streszczenie

Autor badał zdolności buforowe jezior nadbałtyckich oraz tatrzańskich. Zdolność buforową badanych wód oznaczano według Weisera (1948), przez stopniowe zakwaszanie jednej i alkalizowanie drugiej próby. Obserwowane równocześnie zmiany odczynu przedstawiono graficznie w postaci krzywych zbuforowania. Zakwaszając próby już zalkalizowane, otrzymywano nowe krzywe, które nazwano tu krzywymi „wtórnymi”.

Krzywe zbuforowania badanych jezior porównywane z typami krzywych, podanymi przez Weisera (1948) dla wód stawów oligotroficznych, eutroficznych i dystroficznych wykazały, że krzywe zbuforowania wód jezior oligotroficznych Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego i Mazursko-Warmińskiego nie odpowiadają tego typu krzywom Weisera (1948). Wiąże się to zapewne ze zwiększoną twardością wód tych jezior. Weiser (1948) podał bowiem typ krzywych oligotroficznych na podstawie oznaczania zdolności buforowych stawów, leżących głównie na podłożu gnejsowym. Wymienione pojezierza leżą na utworach polodowcowych, te z kolei na kredowych, a wody z nimi związane mają nieco zwiększoną ilość wapnia i twardość. Natomiast oznaczenie zdolności buforowych oligotroficznych jezior tatrzańskich, leżących na tronie krystalicznym Tatr, dało krzywe bardzo zbliżone do krzywych tego typu wód, podanych przez Weisera (1948). Stwierdzono dalej, że krzywe zbuforowania dla jezior eutroficznych różnią się w dość dużym stopniu w porównaniu z krzywymi Weisera (1948), a w szczególności kształtem i położeniem w odniesieniu do układu współrzędnych. Krzywe te leżą bliżej osi poziomej, są bardziej poziome i rozwlekłe. Natomiast krzywe dystroficzne w zakresie zakwaszania są zbliżone do krzywych wód dystroficznych Weisera (1948), a w zakresie alkalizowania wykazują większą zdolność buforową, przypuszczalnie w związku z silnym zakwaszaniem wód przez torfowce (*Sphagnum*).

Przy stosowaniu krzywych wtórnych, dla dokładniejszego ustalenia typu badanego zbiornika, stwierdzono ich przydatność do określania różnicy natężenia trofii. Różnice te ustalano na podstawie położenia i kształtu krzywej w odniesieniu do krzywej pierwotnej oraz układu współrzędnych.

Nie we wszystkich jednak przypadkach uzyskano zgodność z wynikami Weisera (1948).

Analiza zebranego materiału wskazuje na występowanie: 1) zróżnicowań zdolności buforowych jeziornych wód powierzchniowych i przydennych w okresie stagnacji letniej; 2) zmian zdolności buforowych wód jeziornych w następujących po sobie latach w okresie stagnacji letniej; 3) zmian zdolności buforowych wód jeziornych w miarę upływu roku jeziornego.

Uzyskane wyniki wskazują, że metoda krzywych zbuforowania może być stosowana do charakterystyki jezior i używana jako wskaźnik zmian chemicznych zachodzących w wodach jeziornych w kolejnych porach roku i kolejnych latach.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Brandt A., 1935. Hydrographische Untersuchungen an kleinen Waldgewässer besonderer Berücksichtigung der jahreszeitlichen Schwankungen. Bericht des Westpreussischen Botanisch-Zoologischen Vereins, Danzig Ber. 57.
2. Olszewski P., Paschalski J. 1959. Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego. Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie (4).
3. Paschalski J. 1959 a. W uzupełnieniu „Dotychczasowych wiadomości z zakresu chemizmu jezior na Mazurach”. Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie (8).
4. Paschalski J. 1959 b. Warunki środowiskowe drobnych zbiorników wodnych okolic Warszawy. Ekologia Polska, Ser. A, Warszawa, 7 (1).
5. Paschalski J. 1959 c. Letnie uwarstwienia węglanowości w Jeziorach Mazurskich. Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie (7).
6. Paschalski J. 1960. Próba charakterystyki wód tatrzańskich na podstawie zdolności buforowych (w druku), Warszawa.
7. Passowicz K. 1938. Meromiktyczne jezioro na Suwalszczyźnie. Archiwum Hydrobiologii i Rybactwa, Suwałki, 11.
8. Prát S., Retowski R. 1938. Les courbes de titrages colorimétriques des solutions nutritives. Bull. Soc. Chimie. Biol. 20.
9. Stangenberg M. 1936. Wapń w jeziorach. Wszechświat, Kraków (7).
10. Stangenberg M. 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza Suwalskiego. Rozprawy i Sprawozdania Instytutu Badawczego Lasów Państwowych w Warszawie, Ser. A (16).
11. Starmach K. 1954. Krzywe zbuforowania w zastosowaniu do charakterystyki wód powierzchniowych, a w szczególności stawów. Ekologia Polska, Warszawa 2 (3).
12. Uhlela V. 1936. Elektrotitrání krivki vod podle nové metody a pravidlo absolutní ustojnosti ve vstahu k. ekolog. a balneolog. vyzkumu a klasifikaci přirozených vod ČSR. Sborník Mladejowského.
13. Weiser K. 1948. Pufferungskurven der Gewässer in der Typologie. Schweizerische Zeitschrift. f. Hydrologie, Basel 11.
14. Waksman S. A. 1937. Gumus, proischozhdienije, chimiczeskij sastaw i značenje jiewo w prirodi. Sielchozgez. Moskwa.

Г. Пасхальски

Применение буферных кривых для характеристики озер

Резюме

Автор исследовал буферную емкость воды прибалтийских озер и горных озер в Татрах. Буферная емкость определялась по Вейсеру (1948), путем постепенного подкисления одной пробы и подщелачивания другой. Полученные изменения рН представлено графически и виде буферных кривых. Путем подкисления уже подщелоченных проб были получены буферные кривые, названные нами „вторичными кривыми“. При сравнении буферных кривых исследованных озер с видами кривых, приведенных Вейсером (1948) для вод олиготрофных, евтрофных и дистрофных прудов оказалось, что буферные кривые вод олиготрофных озер Сувальско-Августовского и Мазурско-Варминского Приозерья не соответствуют кривым Вейсера (1948). Это связано вероятно с большой жесткостью вод этих озер. Вейсер приводит тип олиготрофных кривых для прудов, лежащих главным образом на гнейсовых породах. Исследуемые приозерья лежат на послеледниковых отложениях, последние же — на меловых, а их воды содержат большее количество кальция и являются более жесткими. С другой стороны, определение буферных кривых олиготрофных татранских озер, лежащих на кристаллической породе Татров, дало кривые похожие на кривые, полученные для этого типа вод Вейсером (1948). Найдено дальше, что буферные кривые евтрофных озер отличаются в значительной степени от кривых Вейсера (1948). Эти кривые лежат ближе оси абсцисс. Кривые же дистрофных вод аналогичны в пределе подкисления кривым дистрофных вод, полученных Вейсером (1948), а в области подщелачивания обнаруживают большую буферную емкость, вероятно в связи с сильным подкислением вод торфяниками.

При применении вторичных кривых для более точного определения типа исследуемого водоема, констатировано их пригодность при определении разницы в степени трофности. Разницы эти устанавливались на основании положения и вида вторичной кривой по отношению к первичной. Однако не во всех случаях получено соответствие с результатами Вейсера (1948).

Анализ собранного материала указал на следующие явления: 1) дифференциацию буферной емкости поверхностных и придонных вод во время летней стагнации; 2) изменения буферной емкости озерных вод в последующих за собой годах в периоде летней стагнации; 3) изменения буферной емкости вод в течение года.

Полученные результаты указывают на возможность применения метода буферных кривых для характеристики озер, а также в качестве индикатора общих химических изменений, протекающих в озерных водах в очередные времена года и в очередные годы.

Список рисунков

- Рис. 1. Буферные кривые по Вейсеру
Рис. 2. Буферные кривые олиготрофных озер
Рис. 3. Буферные кривые евтрофных озер
Рис. 4. Буферные кривые дистрофных озер
Рис. 5. Буферные кривые поверхностных и придонных вод
Рис. 7. Буферные кривые олиготрофных горных озер
Рис. 8. Разницы в буферной емкости в водах озер в два последующие годы
Рис. 9. Изменение буферной емкости поверхностных вод озера Талтовиско в разные времена года
Рис. 10. Изменения буферной емкости придонных вод озера Талтовиско в разные времена года
Рис. 11. Изменения буферной емкости поверхностных и придонных слоев в озере Флосек в разные времена года

J. Paschalski

The application of buffering curves in the characterization of lakes

Summary

The author studied the buffering power of north-eastern Poland and Tatra Lakes.

The buffering power of the waters studied was determined according to Weiser (1948) by the gradual acidification of one sample and the alkalization of a second sample. The changes in reaction were represented graphically as buffering curves. The acidification of samples which had already been alkalized gave new curves which are here called „secondary” curves.

Buffering curves of the lakes studied when compared with the types of curves given by Weiser (1948) for water from oligotrophic, eutrophic and dystrophic ponds showed that buffering curves for water from the lakes of north-eastern Poland, do not correspond to that type of curve given by Weiser (1948). This is probably connected with the greater hardness of the waters of lakes. Weiser (1948) gave a type of oligotrophic curve on the basis of the determination of the buffering power of water from the ponds lying mainly on a gneiss substratum. The Lake Districts mentioned above lie on a post-glacial deposits which in turn lies on cretaceous ones and so the water connected with them has a somewhat increased calcium content and hardness. However, the estimation of the buffering power of the oligotrophic lakes in the Tatra Mountains which lie on the crystalline core of this range, gave a curve closely related to the curves given by Weiser

ser (1948). It is further established that buffering curves for eutrophic lakes differ considerably from Weiser's curves in particular in the shape and position with respect to the coordinate system. They lie nearer to the horizontal axis. However dystrophic curves are similar to the dystrophic curves given by Weiser (1948) but they exhibit greater buffering power against alkalization, which is probably connected with the marked acidification of the water by peat-bog (*Sphagnum*).

While using secondary curves, for the more accurate characterization of the type of the water reservoir, their use in determining the grade of eutrophication was established. These differences were determined on the basis of the position and shape of the curve with respect to the primary curve and the coordinate system. However agreement with the findings of Weiser (1948) was not obtained in all cases.

An analysis of material collected showed: 1) the differences in the buffering powers of the surface and bottom waters of lakes during the summer stagnation; 2) changes in buffering power of lake water for consecutive years during the summer stagnation; 3) changes in the buffering power of lake water during the course of the year.

The results obtained show that the method of buffering curves may be used for the characterization of lakes and as an indicator of the chemical changes occurring in lake water during consecutive seasons of the year and consecutive years.

List of figures

- Fig. 1. Buffering curves according to Weiser: 1-oligotrophic; 2-eutrophic; 3-dystrophic; 1a, 2a, 3a acidified after alkalization
- Fig. 2. Buffering curves (1, 2, 3) oligotrophic lakes. Oligotrophy according to Weiser (4), 2a, acidified after alkalization
- Fig. 3. Buffering curves (1, 2, 3) for eutrophic lakes. Eutrophy according to Weiser (4)
- Fig. 4. Buffering curves (1, 2, 3) for dystrophic lakes. Dystrophy according to Weiser (4)
- Fig. 5. Buffering curves of the surface (1, 2, 3) and bottom (1a, 2a, 3a) water of lakes
- Fig. 6. Buffering curves of the surface and bottom water of lakes: 1-meromictic; 2-dystrophic; 3-eutrophic — bottom water stronger buffered to acidity; 4-eutrophic — polluted by town sanitation
- Fig. 7. Buffering curves (1, 2) for oligotrophic mountain lakes. 2a acidification after alkalization
- Fig. 8. Differences in the buffering capacity of lake water in consecutive years 1957 (1, 2, 3) and 1958 (1a, 2a, 3a)
- Fig. 9. Changes in the buffering capacity of the surface water of Lake Taltowisko: 1—14.V, 2—16.VI, 3—9.VIII, 4—20.X.1958
- Fig. 10. Changes in the buffering capacity of the bottom water of Lake Taltowisko: 1—14.V, 2—16.VI, 3—9.VIII, 4—20.X.1958
- Fig. 11. Changes in the buffering capacity of the surface (1, 2, 3, 4) and bottom (1a, 2a, 3a, 4a) water of Lake Flosek: 1—12.V, 2—17.VI, 3—9.VIII, 4—20.X.1958

J. W o j n a r o w i c z

Culicinae larvae of small ponds.

Department of Hydrobiology of the Warsaw University

Received 1.XI.1959

Introduction

The following work attempts to explain the dependence of the occurrence of *Culicinae larvae* during the annual cycle on such environmental factors as pH of the water, morphology, amount of sunlight and the flora of the ponds.

In identifying the larvae and adult forms use was made of the papers by M o n č a d s k i j (1951) and Š t a k e l b e r g (1937). I should like to express my sincere thanks to Prof. Dr M. G i e y s z t o r for his guidance.

I should also like to thank Mgr A. S z c z e p a ń s k i, Director of the Hydrobiological Station of the Polish Academy of Sciences in M i k o l a j k i for facilitating the field work.

Method

Sampling took place from the second half of April 1956 (from the thaw) to the 8 November 1956 (freezing of the ponds). Larvae were caught about every 14 days in all ponds.

In view of the difficulties in using special apparatus for quantitative sampling (shallowness of ponds, varied localisation of larvae in the ponds) an attempt was made to take material quantitatively by a comparative method consisting in taking as uniform samples as possible from all examined ponds by means of a hand net. This method required equal numbers of immersions of the hand net both in bodies of water rich in *Culicinae larvae* as in those poor in material. This led to a very profuse quantity

of collected material which in turn necessitated a large number of identifications and countings. Numerical data obtained in this way are approximate but, however, serve for making comparisons of the occurrence of *Culicinae* in the bodies of water studied.

After counting each catch, some of the larvae were conserved in 75% alcohol and the remaining, smaller part was cultivated in aquaria of volume 150 cm³. By setting up cultures of the I or II larval instar a complete life cycle of the larva was obtained i. e. to the emergence of the imagines. To this end, larvae were put in aquaria with water and plants from the same ponds as the larvae. In view of the necessity for daily observations of each culture and the frequent changes of water filtered by the larvae for water rich in seston, which was technically difficult to achieve for such a large number of aquaria (up to 74), the life cycle of the cultured larvae often did not correspond to the life cycle of larvae in the ponds but was delayed. For this reason the data obtained from the cultures are rather of an approximate character.

Cultures of larvae in the IV instar of development were also set up in order to determine the date of emergence and to obtain imagines which were sometimes necessary in order to control the correctness of the identification of the larvae.

Table I

Number of species of *Culicini* in particular ponds

Ponds	Staly	Świerkowy	Sarnie Dołki	Rzęsisty	Cyrkowy	Wulgarny	Efemeryczny	Ronantyczny	Komarowy	Leśny	Szczawłowy	Turzykowy	Gospodarski	Krzaczkowy	Ósemkowy	Trojkatny	Huezkowy	Chirocephalusowy	Olszynkowy
Number of species	1	4	1	2	2	3	4	4	5	5	6	7	7	8	8	8	9	9	11

Larvae younger than the IV instar which were difficult to identify were reared to the IV instar, at which they may be identified. In all, 2154 larvae of *Anophelini* and 5021 larvae of *Culicini* were collected and identified. Table I shows the number of species of *Culicinae* in particular ponds.

Material and description of terrain

The following 18 species were found:

Family: *Culicidae*, Subfamily: *Culicinae*, Tribe: *Anophelini*,

Anopheles (Anopheles) bifurcatus Linnaeus. 1758, *Anopheles (Anopheles) maculipennis* Meig. 1804,

Tribe: *Culicini*

- Theobaldia alaskaensis* Ludlow. 1906,
Theobaldia ochroptera Peus. 1935,
Aedes (Ochlerotatus) annulipes Meigen 1830*,
Aedes (Ochlerotatus) caspius dorsalis Meigen 1830,
Aedes (Ochlerotatus) cataphylla Dyar 1916,
Aedes (Ochlerotatus) communis De Geer 1776,
Aedes (Ochlerotatus) excrucians Walker 1856,
Aedes (Ochlerotatus) flavescens Müller 1764,
Aedes (Ochlerotatus) intrudens Dyar 1919,
Aedes (Ochlerotatus) maculatus Meigen 1804,
Aedes (Ochlerotatus) nigrinus Eckstein 1918,
Aedes (Ochlerotatus) punctor Kirby 1828*,
Aedes (Aedes) cinereus Meigen 1818,
Aedes (Aedimorphus) vexans Meigen 1830,
Culex (Neoculex) apicalis Adams 1903,
Culex (Culex) pipiens pipiens Linnaeus 1758.

The terrain studied consisted of small natural water reservoirs, in the Mikolajki vicinity in the Mazurian Lake District, whose maximum depths are from 27 cm. to 2 m. and which lie in hilly territory on a moraine bed from the last glacial epoch.

The bodies of water were chosen for the variety of their morphology, flora and situation. In this way ephemeral and permanent ponds were chosen which were either exposed to the sunlight with abundant vegetation or situated either in forest or on open territory but shaded in varying degree by the surrounding trees and shrubs.

Simultaneously with the collection of faunal samples, chemical analyses of the water, temperature measurements and morphologic studies of the ponds were made (table II).

From the point of view of the nature of the terrain the ponds examined may be divided into three groups

1) ponds situated in forest; 2) ponds not in forest but surrounded by trees or shrubs; 3) ponds lying on open territory.

Ponds in forest

Leśny. Among small elevations of the terrain, completely shaded by spruces and alders. Slimy bottom with layer of anaerobically rotting spruce needles and alder leaves. Aquatic vegetation rich in species, consid-

* This species was found quite incidentally after the systematic collection of the material.

Morphological data on

Morphological characteristic	Ponds								
	Leśny	Szczawłowy	Cyrkowy	Komarowy	Rzęsisty	Olszynkowy	Romantyczny	Wulgarny	Krzaczkowy
Surface area in m ² .	184	22.05	308.1	217	1208	138.5	176.5	*100	109
Maximum volume in m ³ .	14.82	1.54	26.7	18.99	106.8	7.83	12.97	—	8.19
Maximum depth in. cm.	72	60	184	125	200	27	62	*30	78
Minimum depth in. cm.	0	0	160	0	180	0	0	0	50
Number of drying up periods	1	1	0	3	0	1	3	1	0
Time when pond dries up.	45.VI — 18.VI	1.VI — 18.VI	—	9.VII — 15.VII 29.VII — 22.VIII 15.IX — 9.X	—	8.VI — 14.VII	10.VII — 15.VII 20.VII — 24.VIII IX	VI—XI	—

* Approximate data.

erably varied, dominant species is *Callitriche verna*. Sphagnum is also present to a certain extent. This pond has the lowest pH (4.0) of all those examined. Larvae of *Culicini* mainly occur in the shallowest parts which dry up most rapidly. The dominant is *Aedes communis* (68% frequency of occurrence). Table III shows the percent proportions of larvae of *Culicinae* in particular pond.

S z c z a w i o w y. In a small glade among spruces and alders. Aquatic vegetation: *Rumex* sp., *Rubus* sp., *Myosotis* sp.. Slimy bottom partially overgrown with grasses or covered with layers of needles. The dominant species is *Glyceria fluitans* (L). R. Br. This is a partially sunlit pond. Of the *Culicini* the dominant species is *A. maculatus* (58.3%), table III.

C y r k o w y. Maximum volume 26.7 m³, minimum 22.7 m³. Minimum fluctuation in water level. Surroundings hilly, the marked funnel shaped

Table II

the ponds examined

Sarnie dołki	Efemeryczny	Osemkowy	Stawy	Trójkątny	Chirocephalusowy	Świerkowy	Huczkowy	Gospodarski	Turzycowy
*2—4	51,5	242.6	1101	216.2	217.3	96.5	700	*600	*850
—	4.16	19.89	96.9	17.07	18.99	7.81	57.39	—	—
20	79	72	180	90	125	108	130	*70	*145
0	0	0	170	0	0	60	—	*50	—
1	3	1	0	1	3	0	0	0	0
VI — XI	20.V — 17.VII 20.VII — 24.VIII 30.VIII — 8.X	12.VII — 15.VII	—	10.VI — 18.VI	14.V — 15.VII 26.VII — 12.VIII 22.IX — 10.X	—	—	—	—

depression of the land is reminiscent of a circus arena. Shading complete. In centre there is a floating island formed by a clump of vegetation (mosses and land ferns), depth at this point together with the very quaggy, slimy bottom 184 cm, at shore the slimy bottom is bare or covered with needles and leaves., *Callitriche verna* L often occurring, depth at shore up to 40 cm, considerable quantity of branches and a fallen tree in water. Nearby station of *Phallus impudicus*. Remaining flora: *Phalaris arundinacea* L., *Calla palustris* L., *Impatiens nolitangere* L., *Lycopus europaeus* L., *Culicini* few, only near the shore, occurring up to middle of May.

K o m a r o w y. Situated in pine forest, at high water levels connected with Rzęsisty, almost completely shaded. Slimy bottom covered with needles and leaves. In one corner there is minimum amount of sunlight with vegetation: *Juncus conglomeratus* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Lysimachia vulgaris* L., *Scirpus* sp., (*Culicinae* tab. III).

Percent proportions of *Culicinae*

Species	Ponds						
	Staly	Swierkowy	Sarnie Dolki	Rzęsisty	Cyrkowy	Wulgarny	Efemeryczny
<i>Anopheles maculipennis</i>	100.0	100.0		85.71			
<i>Aedes cinereus</i>			100.0			5.12	2.38
<i>Aedes maculatus</i>				14.29	93.55	83.33	
<i>Aedes excrucians</i>					6.45		10.71
<i>Aedes cataphylla</i>							79.76
<i>Aedes nigrinus</i>						11.53	
<i>Aedes vexans</i>							7.14
<i>Culex pipiens pipiens</i>							
<i>Aedes flavescens</i>							
<i>Theobaldia ochroptera</i>							
<i>Aedes caspius dorsalis</i>							
<i>Theobaldia alaskaensis</i>							
<i>Aedes communis</i>							
<i>Aedes intrudens</i>							
<i>Culex apicalis</i>							
<i>Anopheles bifurcatus</i>							

Table III

larvae in particular ponds

Romantyczny	Komarowy	Leśny	Szczawłowy	Turzykowy	Gospodarski	Krzaczkowy ²	Osemkowy	Trójkatny	Huczkowy	Chirocephalowy	Olszynowy
0.42		0.29	1.64	44.48	40.29	4.36	25.64	25.80	65.66	0.86	5.67
	5.43	16.86	32.27	0.76		77.74	5.27	13.08	4.17	40.95	2.83
12.23	87.83	13.37	58.31			10.91	0.30				25.60
	0.27			4.56	1.60	5.67	4.07	22.87	7.43	1.29	6.04
77.21			0.41	7.98	1.16	0.43			1.13	24.13	49.77
				39.54	1.75	1.31	17.94	0.14	4.87	5.60	1.04
10.12			7.55				18.85	29.68	1.13	20.25	
	3.24		0.41	0.38			27.60	3.07		1.29	5.00
	3.51				45.25	2.18		5.13	9.77		0.07
				2.28	2.77				0.23		0.15
					7.15	1.74			5.80	5.17	3.38
										0.43	1.41
		68.02									
		1.45									
							0.30				
								0.14			

R z e s i s t y. Largest of the pond examined, does not dry up, steep gradient in depth. In a forest clearing, in the eastern part an island made up of vegetation and broken, shrivelling trees. Thus this is not a typical forest type. Slimy bottom not covered by vegetation. Surface covered by *Lemna minor* L., illumination of pond by sun complete, under scum of *Lemna minor* shading complete. *Culicinae* only appeared in western part where the overgrowth of *Lemna minor* was not complete, vegetation at this point apart from the dominant *Lemna minor* L. was: *Bidens cernuus* L. and *Juncus* sp. In April and May a negligible occurrence of *A. maculatus* (7 individuals — 18.2%). From June to September *Anopheles maculipennis* appears (85.7% of occurrence).

P o n d s w h i c h a r e n o t f o r e s t t y p e s b u t a r e
s u r r o u n d e d b y t r e e s o r s h r u b s

O l s z y n k o w y. Situated in hilly terrain about 150 m. from edge of forest. During thaw overflows to nearby pond which was not studied. In this pond it is possible to distinguish two parts: 1) A part completely shaded by alders, with a bottom covered by rotting alder leaves and overgrown with reed grass. Of *Culicinae* the most numerous are: *A. maculatus* (25.6%) and *A. cataphylla* (49.7%). 2) Part unshaded, more or less completely illuminated by the sun, bottom partly turf, partly slimy with *Carex vesicaria* L., *Comarum palustre* L., *Glyceria fluitans* (L) R. Br., *Menyanthes trifoliata* L., *Eriophorum angustifolium* Honck. Of the *Culicini* the most numerous are *Anopheles maculipennis* (5.6%), *A. cinereus* (2.8%), *A. caspius dorsalis* (3.3%).

In addition in both parts there occur *A. excrucians*, *Culex pipiens pipiens*, *Theobaldia alaskaensis*, *Th. ochroptera* and *A. nigrinus*.

R o m a n t y c z n y. Situated among meadows, about 200 m from edge of forest and about 20 m from shore of Lake Mikołajki. Shaded by alders. Bottom: black boggy slime covered by alder leaves in places by branches of alders. In the late summer and autumn a great deal of contamination by H₂S. Tufts of *Carex stricta* Good, *Scirpus silvaticus* L., *Iris* sp. and *Impatiens* sp., *Culicinae* most numerous in those parts of depths up to 20 cm. Dominant is *A. cataphylla* (77.2%), other species are *A. maculatus* (12.2%), *A. vexans* (10.1%) and one specimen of *Anopheles maculipennis*. This pond was included in the studies on the 21.V and so the taxonomic picture obtained for *Culicinae* may not be complete. On 12.V.1958 numerous larvae of *Aedes punctor* in IV stage were collected.

W u l g a r n y. Not included in bathymetric measurements, chemical or floral examinations or in works on other zoological groups. Situated in

meadow, about 300 m. from Romantyczny. In places completely shaded by willows growing in its water. Bottom slimy with turf covered by willow leaves. Few *Gramineae*. Included in studies on 21.V.1956 thus the list of *Culicinae* found may not be complete.

K r z a c z k o w y. Situated among small elevations of the terrain on meadow. We distinguish two parts which differ morphologically, florally and faunally.

1. A channel which does not dry up, depth 78 cms., partially shaded by alders, a very steep gradient, bottom slimy, not overgrown with vegetation or covered with alder leaves. *Culicini* few, mainly only *A. maculatus* (10.9%). At shore *Carex rostrata*, *Carex stricta*, *Comarum palustre*, *Alisma plantago*, *Caltha palustris*, *Solanum ducamara*, *Ranunculus* sp.

2. Part which is meadow and dries up, covered with water only in spring and after heavy rainfall in summer and autum. Depth up to 30 cm., total illumination by sun, bottom of turf with *Ranunculus* sp., *Culicinae* very numerous, dominant *A. cinereus* (70.7%), other species: *A. excrucians* (5.6%), *Anopheles maculipennis* (4.3%), *A. flavescens* (2.1%), *A. caspius dorsalis* (1.7%), *A. nigrinus* (1.3%) and one specimen of *A. cataphylla* (0.4%).

P o n d s o n o p e n t e r r i t o r y

S a r n i e D o ł k i. Temporary accumulation of water arising from melting snow on meadow. Samples taken only on 21.V, during later period when completely dried up, illumination by sun total, bottom of turf with land grasses. *Culicinae* few, only *A. cinereus*. Possible emergence of other species previous to period of study.

E f e m e r y c z n y. Situated among cultivated fields, total illumination by sun, bottom of turf. *Gramineae*, numerous *Alopecurus geniculatus* L. *Culicini*: *A. cataphylla* (79.7%), *A. excrucians* (10.8%) appearing mainly in the spring and *A. vexans* (7.1%) and *A. cinereus* (2.4%) appearing in September. During second period of drying up of the pond a handful of slime was taken from the moist bottom which when covered with lake water in the laboratory yielded about 20 specimens of I instar larvae after 3 days. However attempts to rear the larvae to a stage when identification would be certain were unsuccessful.

Ó s e m k o w y. Situated in hilly country, lies next to a series of old peat-bogs with which it joins up during periods of high water level, bordered by alders on northern side. It is composed of two pools often joined together. During a high water level an overflow drains into a nearby pond not examined. Total illumination by sun. A deeper channel flows through the pond which keeps water in summer, whole basin only filled

with water in spring and late autumn. Channel bottom slimy, banks overgrown with *Alisma plantago-aquatica* L. and *Carex vesicaria* L. In the rest of the pond, apart from the channel, the bed is slimy, densely overgrown with *Carex vesicaria* L. *Culicinae*: in the spring there occur, mainly by the bank of the pond, *A. nigrinus*, *A. cinereus*, *A. excrucians*, in the summer after the drying up of part of the basin, in the channel occur: *A. vexans*, *Anopheles maculipennis*, *Culex pipiens pipiens*, *Culex apicalis* and *A. cinereus* and *A. excrucians*. Dominant is *Culex pipiens pipiens* (27.6%). The occurrence of *A. maculatus* (two individuals — 0,3%) is accidental (table III).

S t a ł y. Among cultivated fields, about 80 m from road between Mikołajki and Tałty. Largest and deepest of those studied, minimum fluctuation in water level, sharp fall in depth, 1 m. from bank depth is 1 m. Total illumination, bottom slimy, in places there are patches of *Elodea canadensis* Rich., at bank *Phragmites* sp., in corner of pond. *Potamogeton natans* L., *Equisetum* sp., *Alisma plantago — aquatica* L. *Culicini* did not occur, *Anopheles maculipennis* only in one place by the bank on a scum of algae but in very large numbers, 23% of the total occurrence of the species.

T r ó j k a t n y. Separated from cultivated field by a three metre belt of meadow in use, in spring and late autumn a minimum overflow joining this with other pond which were not studied. Total illumination. Bottom muddy, at shore densely overgrown with varied vegetation: land *Gramineae*, *Carex vesicaria* L., *Equisetum* sp., *Comarum palustre* L., *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Menyanthes trifoliata* L., *Eriophorum angustifolium* Honck. *Culicinae*: mainly species of summer group (see tables III and IV).

C h i r o c e p h a l u s o w y. Situated among cultivated fields, about 80 m. from edge of forest, has a depression of diameter 70 cm. and depth 50 cm.) the drying up periods are given in table I). The rest of the pond apart from this depression dries up completely from the end of May to the autumn rains. Bottom of depression slimy, bordered by *Polygonum hydropiper*, which almost completely shades it. Apart from depression bottom covered with grasses under the domination of tufts of *Carex stricta* and *Cirsium arvense*, total illumination. In spring *Culicinae* are distributed near shores, in summer only in this depression. Dominant species — *A. cinereus* (40.2%) others see table III.

S w i e r k o w y. Situated in deserted garden among several fruit trees. Rapid fall in depth, 1 m. from shore depth is about 120 cm., at shore willow bushes. Total illumination, about 300 m. from Lake Mikołajki. Deepest part has slimy bottom, not overgrown by vegetation. Belt of water near shore has slimy bottom with tufts of *Carex stricta* Good., *Carex vesicaria* L., less *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., various *Gramineae*, *Alisma plan-*

tago — *aquatica* L., some *Lemna minor* L., *Polygonum amphibium* L., and *Comarum palustre* L. *Culicini* did not occur, *Anopheles maculipennis* on a scum of algae and between leaves of *Polygonum amphibium*. On VII. 1957 after considerable morphological changes, on shallow turf part of the pond there occurred *Culex pipiens pipiens* and in May 1958 after further morphological changes, *Aedes cinereus* and *Aedes annulipes* — up till now a species not noted for small bodies of water in the Mikołajki vicinity.

H u c z k o w y. Among cultivated fields, about 80 m. from road between Mikołajki and Hydrobiological Station. Eastern part shaded by willows. Western part open, illuminated. Bottom very densely overgrown with abundant varied swamp vegetation such as *Sparganium ramosum* Huds., *Carex stricta* Good., *Comarum palustre* L., *Lysimachia* sp., *Alisma plantago — aquatica* L., *Mentha* sp., *Typha* sp., *Lemna trisulca* L. *Culicini* numerically few, occurring only in shallower places, near shore.

G o s p o d a r s k i. Situated on open territory, surrounded on three sides by cultivated fields, in the spring on the southern side the pond overflows into pasture and in summer the border of the water retreats to the tufts of *Carex stricta* Good. which grow densely and shade the surface of the pond. At distance of 200 m. from farm buildings. Bottom slimy, with turf near pasture. Apart from the dominant *Carex stricta* Good there also occur: *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Polygonum amphibium* L., *Gramineae*. Spring *Culicini* only on the pasture part of the pond. In summer *Anopheles maculipennis* only by bank on scum of algae or among leaves of *Polygonum amphibium*. In first half of July *Theobaldia ochroptera* was found beside bank and rather in deeper places (up to 70 cm.).

T u r z y c o w y. Separated from cultivated fields by a 4 m. belt of pasture. Southern bank of pond leads into ploughed field by a narrow short ditch. Illuminated, bottom slimy, hard. Of the flora the dominant is decidedly *Carex stricta* growing densely in tufts over the whole pond except for the ditch and belt of water near the shore — line of width 70 cm.

The tufts are up to 90 cm. higher than the surface of the water and completely overshadow it:

At banks there are:

Comarum palustre L., *Hottonis palustris* L., *Stachys palustris* L., *Alisma plantago-aquatica* L.

In the ditch occur:

Comarum palustre L., *Lemna* sp., *Iris pseudoacorus*, *Polygonum amphibium* L.

Culicini collect mainly in the ditch and by the banks in shallow places. Larvae did not occur among the tufts of reed grass. Dominant is *A. nigricans* (39.5%). In summer numerous *Anopheles maculipennis* (44.4%) in illuminated places near the shore — line.

Periods of occurrence of *Culicinae* larvae

Species of *Culicinae* of small bodies of water in the Mikołajki vicinity from the point of view of time of occurrence may be arranged into several groups (table IV).

Table IV

Species \ Time	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
<i>Aedes communis</i>	■	■						
<i>Aedes intrudens</i>	■	■						
<i>Aedes nigrinus</i>	■	■	■					
<i>Aedes flavescens</i>	■	■	■					
<i>Aedes vexans</i>				■	■	■		
<i>Culex pipiens pipiens</i>				■	■	■	■	
<i>Theobaldia ochroptera</i>				■	■	■	■	
<i>Theobaldia alascensis</i>					■	■	■	
<i>Culex apicalis</i>							■	
<i>Anopheles bifurcatus</i>								■
<i>Anopheles maculipennis</i>			■	■	■	■	■	■
<i>Aedes excrucians</i>	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Aedes maculatus</i>	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Aedes catyphylla</i>	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Aedes cinereus</i>	■	■	■	■	■	■	■	
<i>Aedes caspius dorsalis</i>	■	■	■		■	■	■	■

1. Group of spring species (single generation species, appear in April and May):

Aedes communis, *Aedes flavescens* (few specimens in June and July), *Aedes intrudens*, *Aedes nigrinus*.

2. Summer group composed of species having several generations (in a season) occur from middle of June to end September):

Theobaldia alaskaensis, *Theobaldia ochroptera*, *Aedes vexans*, *Culex apicalis*, *Culex pipiens pipiens*.

3. Autumn group (November):

Anopheles bifurcatus.

4. Spring — summer group of species having several generations or those having one generation, which as a result of the hatching of the larvae not being simultaneous, appeared in the ponds from April and almost to October:

Anopheles maculipennis, *Aedes caspius dorsalis*, *Aedes cataphylla*, *Aedes excrucians*, *Aedes maculatus*, *Aedes cinereus*.

The number of appearances of the single generation species whose larvae do not hatch simultaneously is strictly connected with the number of times the pond dries up in a year, According to W e s e n b e r g — L u n d (1920—21), H e a r l e (1926) and M a r s c h a l l (1938), eggs laid in the pond which do not develop in the early spring develop by degrees with each successive filling of the pond with water by rainfall.

Most of the larvae of the species mentioned occur in the spring months and in summer occur in considerably smaller numbers.

Culicinae larvae and pH of pond water

Anopheles maculipennis occurred in ponds within a pH range of 5.4 to 8.9 (fig. 1), measurements made only at daytime. The absence of the species for pH less than 5.4 is not a direct result of pH as such. It may be assumed that low pH acted on larvae indirectly through other more sensitive organisms such as bacteria and algae (B e k l e m i š e w 1944). On the basis of the mean pH values obtained it may be assumed that *Culicinae* both quantitatively and qualitatively most readily choose ponds of mean pH value from 6 to 7.3.

Table V shows the relations between the mean pH values and the quantity and types of *Culicinae* and the quantity of larvae of *Anophelini*. In considering the table one can distinguish 2 groups of ponds which differ in pH value and in number of species of *Culicini* and *Anophelini* larvae. The first group of ponds of mean pH values from 5.25 to 5.84 shows 2 to 5 species of *Culicini* and very small numbers of *Anophelini* larvae (0—8 specimens). The second group of ponds of mean pH values from 6 to 7.31 has from 4 to 11 species of *Culicini* and considerable numbers of *Anophelini* larvae (2—283 specimens).

The following ponds are not accounted for in the Table: Stały, Świerkowy and Rzęsisty — which are not morphologically favourable for the development of *Culicini* larvae.

Culicinae larvae and pond vegetation

The occurrence of species of *Culicini* and *Anophelini* is related in varying degree with mud and aquatic vegetation. This relation appears to be of a somewhat different character for *Culicini* larvae than for *Anophelini* larvae. For larvae of *Culicini* the flora of small ponds is above all one source of food [Their food consists of dead (anaerobically rotting) plant tissue and most often of periphyton].

Our studies showed that the majority of species of *Culicinae* favour ponds rich in vegetation. In table VI which gives these relations, vegetation of small ponds is divided into *Cyperaceae*, *Gramineae* and remaining vascular plants, taking into account their numbers in the pond. As an

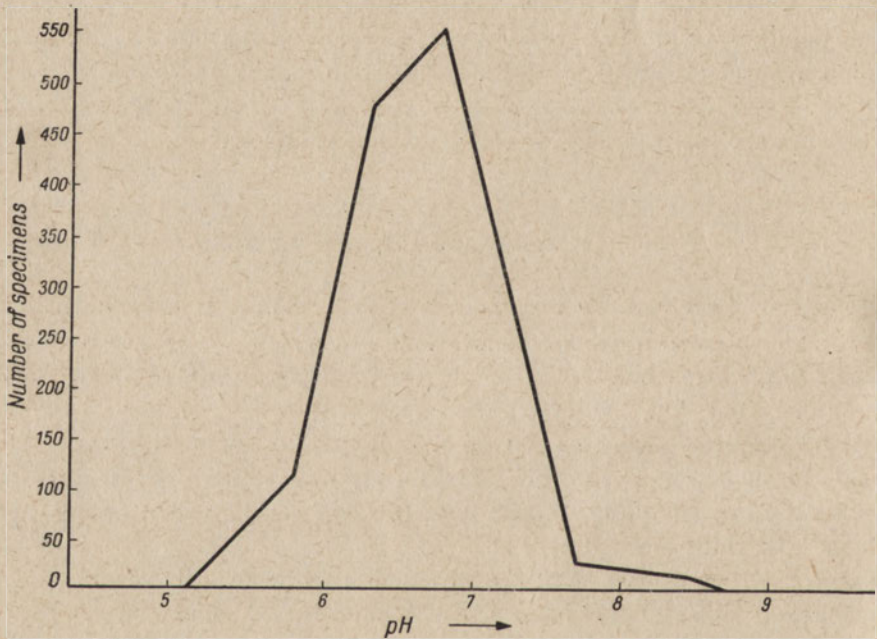


Fig. 1. The dependence of occurrence of larvae of *Anopheles maculipennis* on the pH of the ponds studied

infrequent occurrence of vascular plants we take the presence in the pond of up to several species of plants in very small numbers. It was considered correct to include in the table the covering of the bottom with leaves or needles as an ecological factor conditioning the occurrence of some species of *Culicini* (*A. maculatus*, *A. cataphylla*).

Ponds with the most abundant vegetation of *Gramineae*, *Cyperaceae*

and other vascular plants, bottom covering of leaves or needles have the greatest number of *Culicinae* species.

However it cannot be assumed that the occurrence of *Culicinae* is only related to this or that floral type of pond.

The occurrence of *Culicinae* is also influenced by: amount of shading and illumination of the pond, depth, steepness of the bank, drying up, chemical conditions in the water and other less known factors. The environmental factors mentioned all acting together decide the distribution of *Culicinae* larvae. Table VII shows nothing of those factors and so in analysing it certain irregularities result. For example the pond Efemeryczny in spite of the fact that there are only grasses present, has 4 species of *Culicinae* — a large number in comparison with other ponds which are

Table V

Occurrence of *Culicinae* larvae as a function of the mean pH value

Ponds	pH	Number of species of <i>Culicini</i>	Number of specimens of <i>Culicini</i>	Number of specimens of <i>Anophelini</i>
Leśny	5.25	4	343	1
Szczawiowy	5.70	5	479	8
Romantyczny	5.72	3	236	1
Komarowy	5.73	5	370	—
Cyrkowy	5.84	2	62	—
Chirocephalusowy	6.01	8	232	2
Turzycowy	6.32	6	146	117
Krzaczkowy	6.66	7	219	10
Ósemkowy	6.66	7	493	170
Efemeryczny	6.75	4	84	—
Gospodarski	6.84	6	409	276
Trójkątny	7.22	8	504	177
Olszynkowy	7.30	10	1264	76
Huczkowy	7.31	8	148	283

related to it florally. The reason is the temporary character of the pond which dried up three times in a season. Also Świerkowy pond, in spite of the presence of reed grasses and a few other vascular plants, has only one species (*Anopheles maculipennis*). The depth of this pond is not suitable for the development of *Culicini* larvae which is why they do not appear in the Świerkowy. The large frequency of drying up of the Chirocephalusowy pond, which has few vascular plants is accompanied by a considerable number of species (table VI).

Table VI

Vegetation	Ponds																			
	Stary	Rępesty	Sarnie Dozki	Efemeryczny	Wulgarny	Leśny	Świerkowy	Cyrkowy	Romantyczny	Komarowy	Szczawliowy	Osemkowy	Chirocephalusowy	Turzykowy	Gospodarski	Krzaczkowy	Trójkątny	Huczkowy	Olezyńkowy	
Cyperaceae							■		■			■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gramineae			■	■						■	■		■	■	■	■	■	■	■	■
Remaining vascular numerous												■	■	■	■	■	■	■	■	■
Remaining vascular not numerous	■	■			■	■		■	■	■	■									■
Bottom with leaves or needles					■	■		■	■	■	■									■
Number of species of <i>Culicinae</i>	1	2	1	4	3	5	1	2	4	5	6	8	9	7	7	8	8	9	11	

Ponds with the richest vascular plant flora are also the richest in species of *Culicinae*.

The importance of vegetation as a protection for *Culicini* larvae against movements of the water would appear to be minimal. Small ponds do not have movements in the water which seriously affect larvae.

During our work it was observed that larvae in shallower places near the shore occur more often in the open water than in tufts of vegetation which hamper their movements.

The covering of the water surface by a layer of *Lemna minor* L. or other plants which float on the surface is a factor which for the *Culicini* larvae causes a reduction of the numbers of both individuals and species and in the presence of a thicker scum of duck weed the occurrence of *Culicini* becomes impossible (Beklemishev 1944, page 75). In the first place this scum hampers the access of sunlight and atmospheric oxygen to the water depths and in the second place it creates an impenetrable bar-

rier to the *Culinici* larvae which breathe atmospheric oxygen. For these reasons in the Rzęsisty pond covered by *Lemna minor* L. *Culicini* larvae only appeared in minimum numbers and then only in shallow places where the duck weed covering was not complete. When the duck weed grew over the surface the *Culicini* did not appear.

A particular type of vegetation is connected with the occurrence of *Anophelini* larvae. *Anopheles bifurcatus* of which only one specimen was found cannot be considered here. *Anopheles maculipennis* occurs in ponds having a thicket of aquatic vegetation, in ponds without plants it only occurs occasionally. It occurs in ponds of depths from 2 to 3 m under the condition that there is a so-called „second bottom” i.e. a scum of algae, or other plants, growing near to but not up above the surface of the water. In ponds Stały (depth up to 180 cm.), Turzycowy (up to 145 cm.), Gospodarski (up to 70 cm.) *Anopheles maculipennis* only occurred in some places on floating scum of thread-like algae which not only provide a foundation for the females while laying their eggs but also a barrier against waves and enemies. Also in this microbiotope these layers create better conditions as far as oxygen and thermal conditions are concerned than in the other parts of the pond.

The covering of the Rzęsisty pond by *Lemna minor* L. undoubtedly basically influenced the number of larvae of *Anopheles maculipennis*. During the entire period of our work 42 specimens, or 1.9% of the total occurrence of larvae of this species were caught in the Rzęsisty pond. In the reed grass ponds (Turzycowy, Gospodarski) larvae of *Anopheles maculipennis* occurred on the surface which was not shaded by the reed grass.

The influence of shading and illumination of ponds on the occurrence of *Culicinae* larvae

Shading and illumination of a pond are very important ecological factors determining the occurrence of *Culicinae* larvae in this or that pond.

In this connection all the ponds have been divided into the following categories: completely shaded, partly shaded and illuminated ponds. Partly shaded ponds we take to be those of which part is completely shaded and the rest illuminated (Olszynkowy, Krzaczkowy) or those which are surrounded by trees whose branches filter the sunlight (Szczeniowy).

Table VII shows the relations between the numbers of *Anopheles maculipennis* larvae, species of *Culicini* numbers of specimens of *Culicini* and the degree of illumination of the ponds.

The relation between the occurrence of *Culicinae* larvae and illumination or shading of a pond is clear however it is necessary here to emphasise

Table VII

The dependence of the occurrence of *Culicinae* larvae on illumination and shading of the ponds

Type of pond	Name of pond	Number of <i>Anopheles maculipennis</i>	Number of species of <i>Culicini</i>	Number of specimens of <i>Culicini</i>
Illuminated	Stały	507	—	—
	Świerkowy	484	—	—
	Trójkątny	176	8	504
	Ósemkowy	170	7	493
	Gospodarski	276	6	409
	Huczkowy	283	8	148
	Turzykowy	117	6	146
	Chirocephalusowy	2	8	232
Partly shaded	Olszynkowy	76	10	1264
	Rzęsisty	42	1	7
	Krzaczkowy	10	7	219
	Szczawiowy	8	5	479
Completely shaded	Romantyczny	1	3	236
	Chirocephalusowy	2	8	232
	Leśny	1	4	343
	Komarowy	—	5	370
	Cyrkowy	—	2	62

(as for the relation larva-plant) that the occurrence of *Culicinae* larvae does not depend exclusively on the illumination and shading of the pond. For these reasons, the ponds, Stały and Świerkowy, in the group of illuminated ponds, are distinguished from other ponds in this group, which is characterised by a large number of species of *Culicini*, in having no *Culicini* larvae present. The ponds Stały and Świerkowy are too deep for the development of *Culicini* larvae. In addition to a considerable number of species of *Culicini* illuminated ponds also have the greatest number of larvae of *Anopheles maculipennis*.

In the illuminated ponds, in the course of the whole season, 2113 *Anopheles maculipennis* larvae were caught, in partly illuminated ponds 136 larvae and in completely shaded ponds 4 larvae of *Anopheles maculipennis* were caught.

In the spring the *Chirocephalusowy* pond is completely illuminated and so it is included in the group of illuminated ponds since the number of species of *Culicini* in it corresponds very well with ponds of this group whereas in the summer and autumn when water only remains in a small depression in the pond which is completely shaded by plants, it should be included in the group of completely shaded ponds since the number of larvae of *Anopheles maculipennis* in it corresponds to that of ponds of this group. For these reasons the *Chirocephalusowy* pond appears in table VII both in the group of illuminated as well as completely shaded ponds.

In addition to minimum numbers of larvae of *Anopheles maculipennis* completely shaded ponds are characterised by a medium and some even by a small number of *Culicini* species.

The greatest number of species was found in the Olszynkowy pond which on the one hand is completely shaded by alders with very poor vegetation and bottom covered by fallen alder leaves and on the other hand had an illuminated part with similar plants as are found in a typical illuminated pond such as Trójkątny that is: *Carex vesicaria*, *Comarum palustre*, *Glyceria fluitans*, *Menyanthes trifoliata*, *Eriophorum angustifolium* and others. In the shaded parts photo-negative species occurred (*A. maculatus* and the majority of specimens *A. cataphylla*) and in the illuminated parts there were sunlight species which also occur in Trójkątny pond. Of the 8 species for the Trójkątny 6 occurred in the illuminated part of the Olszynkowy. The occurrence of *Culicinae* larvae in the Krzaczkowy is similar.

Sunlight *Culicini* species may also appear in shaded ponds under the condition that the pond is partly illuminated.

The influence of the depth of a pond on *Culicinae* larvae

It would appear that the next most important factor in the occurrence of *Culicinae* is the depth of a pond.

Natural, deep ponds which are open and deep everywhere are not favourable to the development of larvae. Waves, a comparatively large number of predators, difficulty in feeding by means of scraping underwater objects are direct factors which are unfavourable toward the occurrence of larvae in deep ponds.

The life of larvae of *Anopheles maculipennis* in this type of pond depends on the presence of a „second bottom” formed from plants, the life of *Culicini* larvae however in addition to the above reasons cannot exist without it being possible for the imago to lay eggs. Most species of *Culicini* do not lay their eggs on the pond water but on dry ground which later in the year is covered with water.

In small ponds the number of *Culicini* larvae was clearly dependent on depth. In the Olszynkowy, the most shallow pond (27 cm.), 1263 *Culicini* larvae were caught. In ponds of depths from 60 cm. to 100 cm. 189 to 504 larvae were caught, at depths above 1 m. to 180 cm. only up to 370 specimens were caught and over 180 cm. to 2 m from 0 to 62 *Culicini* larvae. The occurrence of *Culicini* larvae in deeper ponds is only made possible by the presence of shallow places near the banks in these ponds. Thus in the Olszynkowy, *Culicinae* larvae were distributed more or less evenly (depth 27 cm.) whereas in the other ponds, particularly the deeper ones (e.g. Cyrkowy, Turzycowy and others) the larvae occurred only in the shallower places near the bank. Ponds without such shallow places do not contain *Culicinae* larvae (Staly, Świerkowy).

The depth of a pond not only affects the number of *Culicinae* larvae but also their qualitative occurrence. 11 species of *Culicinae* were noted for the Olszynkowy. For ponds over 130 cm. in depth the number varied from 0 to 2 species. The Turzycowy (depth 145 cm.) is an exception having 6 species which only appear in the ditch however and thus in a place of depth 40 cm.

Occurrence of the larvae of *Culicinae* in the drying up ponds

The presence of shallow water is in itself however insufficient for the mass occurrence of *Culicini* larvae. A pond must be not only shallow but must also dry up in summer. The Cyrkowy, in spite of the shallow belt of water near the shore line of depth up to 40 cm. showed the presence of only 2 species with 62 specimens. The reason for this is most probably the considerable stability of the water level.

Certain species of the genus *Aedes* lay their eggs on the dry bottom or bank of ponds. A condition for the development of the eggs is their drying up in the summer and freezing in the winter (Wesenberg-Lund 1920—21). This is only possible in shallow ponds which dry up in the summer and fill up with rain water in the autumn.

The drying up of the pond need not be complete, it is sufficient for only a part of it to dry up. Thanks to this, deeper ponds which do not dry up such as Krzaczkowy, Turzycowy, Gospodarski, Huczkowy were inhabited by *Culicini* larvae.

Ponds which do not dry up, with minimum fluctuations in the water level, and without parts which dry up either have a small number of *Culicini* species (Cyrkowy, Rzęsisty) or none at all (Świerkowy, Stały).

When a permanent pond undergoes certain morphological changes as a result of which there is formed a part which dries up, *Culicini* larvae will occur in this part. Thus in the Świerkowy in 1956 only *Anopheles maculipennis* occurred and no *Culicini* larvae were noted. In 1957 *Culex pipiens pipiens* appeared on a shallow part with turf which had formed and in 1958 after the further development of a part which dries up *Aedes cinereus* and *Aedes annulipes* appeared.

Of 18 species of *Culicinae* only 3 species occurred equally in permanent ponds as in parts of intermittent ponds which did not dry up in a given time: *Anopheles maculipennis*, *Theobaldia ochroptera* in the Huczkowy, Gospodarski and Turzycowy and *Anopheles bifurcatus* in November in the Trójkątny pond.

A small pond as an environmental mosaic

Ponds having the greatest number of environmental factors favourable to larval development show the greatest abundance both quantitatively and qualitatively of *Culicinae* species. The „ideal” pond for larval development on our terrain was the Olszynkowy — a shallow pond which dries up, with illuminated and shaded parts, bottom covered with alder leaves or overgrown with numerous varied plants. In this pond in the course of the season, 1340 specimens, 11 species were caught — the greatest number for all the examined ponds (table I). However, on the terrain there are ponds which do not fulfill all the ecological conditions favourable to larvae. In such ponds *Culicinae* larvae occur in the smallest numbers and only in selected parts of the pond. Similarly, the occurrence of particular species is connected with one or another definite place in a pond.

The above suggests that with respect to the occurrence of *Culicinae* larvae and may be also with respect to other zoological groups in it a small pond, in spite of its narrow dimensions, cannot be treated as a uniform

Percent occurrence of species

Species	Ponds						
	Stały	Świerkowy	Sarnie Dotki	Rzęsisty	Cyrkowy	Wulgarny	Efemeryczny
<i>Anopheles maculipennis</i>	23.54	22.48		1.95			
<i>Aedes cinereus</i>			0.58			0.58	0.29
<i>Aedes maculatus</i>				0.58	4.85	5.44	
<i>Aedes excrucians</i>					1.15		2.58
<i>Aedes cataphylla</i>							6.63
<i>Aedes nigrinus</i>						3.04	
<i>Aedes vexans</i>							1.34
<i>Culex pipiens pipiens</i>							
<i>Aedes flavescens</i>							
<i>Theobaldia ochroptera</i>							
<i>Aedes caspius dorsalis</i>							
<i>Theobaldia alaskaensis</i>							
<i>Aedes communis</i>							
<i>Aedes intrudens</i>							
<i>Culex apicalis</i>							
<i>Anopheles bifurcatus</i>							

of *Culicinae* in all ponds examined

Table VIII

Romantyczny	Komarowy	Leśny	Szczawłowy	Turzykowy	Gospodarski	Krzaczkowy	Osemkowy	Trójkątny	Huczkowy	Chirocephalusowy	Oliszynkowy
0.04		0.04	0.37	5.43	12.81	0.46	7.89	8.17	13.14	0.09	3.53
	2.78	8.50	22.87	0.29		23.75	5.13	13.05	2.63	13.92	5.57
2.42	27.21	3.85	23.78			2.93	0.16				28.72
	0.28			3.44	3.16	3.73	7.76	44.82	8.90	0.86	23.27
18.11			0.19	2.07	0.79	0.09			0.49	5.54	66.03
				35.13	4.05	1.01	40.20	0.34	7.09	4.39	4.72
5.40			7.88				28.15	45.50	1.12	10.58	
	4.15		0.69	0.34			63.32	7.26		1.03	23.18
	3.20				76.35	1.23		8.62	10.34		0.24
				21.42	67.85				3.57		7.14
					40.16	3.27			20.50	9.83	26.23
										5.00	95.00
		100.00									
		100.00									
							100.00				
								100.00			

ecological biotope. Instead a small pond should be treated as an environmental mosaic. Factors such as: shading, illumination, varied flora, different depths in the pond, type of bottom divide the pond up into various microhabitats with different fauna.

The character of the milieu for different species

Anopheles bifurcatus Linnaeus

Particular to forest regions, occurs in shaded ponds which are weakly heated by solar radiation (Š t a k e l b e r g 1937, M o n č a d s k i j 1951).

Among the small ponds of the Mikołajki vicinity it was found in the Trójkątny pond (6.IX). A sample taken by means of a hand net from under the ice, gave one specimen of this species. Trójkątny is a pond situated on open terrain, not shaded and completely exposed to the sunlight, and thus it does not completely fulfill the ecological requirements of this species as given in the literature.

It is possible that the appearance of the species in the Trójkątny is related to the insignificant flow of water through the pond in the early spring and late autumn. L a c h m a j e r o w a (1949) found the species in ponds supplied with water from springs, tap-water or rivers. However judging by the number of specimens the occurrence of the species may be accidental. It is possible that it occurred in the other ponds studied but specimens were not caught due to the difficulties in moving a hand net under the ice.

Anopheles maculipennis Meigen

Thanks to the considerable epidemiological significance of this species its ecology has been widely studied. It is well known that the occurrence of larvae of this species is associated above all with stagnant ponds rich in submergent vegetation and well illuminated (B e k l e m i š e w 1944).

On our terrain 80% of the total occurrence of larvae was for permanent ponds and 20% for those which dry up. The largest number, 46% occurred in the ponds Stały and Świerkowy which are well heated by the sun, and the remaining percent of occurrence applies to 12 ponds which are illuminated to varying degree (table VIII). In shaded ponds they are either completely absent (Komarowy, Cyrkowy), or there are occasional single specimens (Romantyczny, Leśny).

Theobaldia alaskaensis Ludlow

The ecology of this species is little known (Marshall 1938). From the small amount of information available we know that the species was found „in small open ponds together with *A. excrucians* and *A. flavescens*” (Štakelberg 1937), in ponds which do not dry up in summer, half shaded, poor in vegetation with bottom covered with fallen leaves, in the glades of leafy forests, in bushes or open places (Mončadskij 1951).

Peus (1929) found larvae of this species in ponds in alder woods.

On our terrain *T. alaskaensis* occurred mainly in the Olszynkowy pond (95%) of occurrence which by its ecological conditions is related to the habitats of the species given by Mončadskij.

It appears that the species is inclined to occur in small, shallow ponds with a bottom covered with anaerobically rotting alder leaves. I was confirmed in the above assumption by the species being found in a pond (not in the course of the work on small ponds) situated near the Lake Kisajno. This pond dries up systematically every year in the summer and fills up periodically with each rainfall. It is surrounded by alder bushes with rotting leaves on the bottom of the pond.

The phenology of this species depends obviously on the geographical situation, Dyar (1919) found it in British Columbia as early as April.

In small ponds *Theobaldia alaskaensis* occurred from 6.VIII to 30.IX.

Theobaldia ochroptera Peus

The ecology of this species is little known. Mončadskij (1951) gives it as occurring in wide and shallow pools.

On our terrain it occurred in four ponds in very small numbers (28 specimens). Most of them were caught in the Gospodarski (19 specimens) and Turzycowy (6 specimens) — ponds which do not dry up of maximum depth 145 cm. It was found in places near the shore of depths 30—50 cm. among abundant tufts of reed grass which partly shaded the pond water. The bottom of these ponds is slimy, in places covered with rotting reed grasses.

It is possible that this type of pond suits the requirements of this species for its development. The single occurrence of individuals of *T. ochroptera* in the Olszynkowy and Huczkowy in the form of individual specimens (Olszynkowy — 2 individuals, Huczkowy — 1 individual) may be of an accidental nature. The first appearance of individuals of this species

was observed on 25.VI. In July the number of larvae was from 1 to 2 specimens per sample; in August the number rose to 10 larvae; in September the number fell to 2 in each sample from both ponds.

On 1.X 5 larvae in IV instar were caught in the Gospodarski and Turzycowy ponds but later this species was not observed.

Aedes caspius dorsalis Meigen

Aedes caspius dorsalis occurs both in intermittent and permanent ponds (M o n ċ a d s k i j 1951). It would appear that the degree of shading is of no significance for this species.

N a t v i g (1948) found the larvae of *A. c. dorsalis* in ponds with fallen leaves on the bottom and exposed to the sunlight and in partly shaded ponds.

On our terrain the species was caught in five ponds. From its occurrence it is difficult to establish the most favourable milieu for its development. Its presence has been confirmed in illuminated ponds (Gospodarski, Huczkowy — 60.6% of occurrence) and shaded ponds (Olszynkowy, Chirocephalusowy, Krzaczkowy — 39.3% of occurrence).

The considerable ubiquity of the species is demonstrated by its presence in cloudy marl pits or muddy pools on the road (M a r t i n i 1920).

It would appear certain that in spite of the ecological plasticity of this species it does not occur in deep ponds (Stały, Świerkowy, Rzęsisty) or forest (Cyrkowy, Leśny, Komarowy Szczawiowy). The absence of the species from the ponds Turzycowy, Trójkątny and Ósemkowy is difficult to explain especially since the chemical analysis of the water of these ponds does not reveal any great differences from the water of ponds in which this species occurs.

A. c. dorsalis is a species of „a series of generations occurring in spring, summer and autumn” (M a r s h a l l 1938). The number of generations depends on the state of the pond (M o n ċ a d s k i j 1951). Our observations clearly confirm this, i.e. the number of generations is dependent on the number of times that the pond dries up.

In permanent ponds which do not dry up this species appears only once, in the spring. The first generation appeared in the days 24.IV to 5.V in permanent ponds (Krzaczkowy, Gospodarski and Huczkowy) and in one pond which does dry up (Olszynkowy). The second generation appeared only in ponds which dry up (Olszynkowy and Chirocephalusowy) from 26.VII to 31.VIII.

The second appearance of the species in the Olszynkowy was possibly due to the drying up of this pond from 8.VI to 14.VII in which time the first generation laid eggs on the dried up bottom. The Olszynkowy

did not dry up a second time and so a third generation could not appear here. However the Chirocephalusowy dried up (from 22.IX to 10.X) and after it filled up with rainwater a third generation appeared in it (from 20.X to 8.XI). A sample from the 8.XI taken from under the ice contained larvae of *A. c. dorsalis* IV instar.

The distinction of particular generations may however be erroneous, „may be only part of the eggs hatches at each wetting” (D y a r and K n a b 1917).

According to C a r p e n t e r (1955) breeding lasts throughout the whole hot season and depends on the reflooding of the marhes.

Aedes cataphylla Dyar

Aedes cataphylla occurs in the ponds studied in the open type (Efemeryczny, Chirocephalusowy, Turzycowy, Gospodarski, Huczkowy) accounting for 15.52% of the occurrence of larvae of this species in all the ponds, in partly shaded (Olszynkowy, Krzaczkowy) 60.12% of occurrence, completely shaded (Romantyczny) 18.11% of occurrence, and in a forest pond (Szcawiówy) 0.19%.

It appears that the most favourable places for the larval development of *A. cataphylla* are frequently drying up, partly shaded ponds with a layer of anaerobically rotting leaves on the bottom. In ponds of this type 84.14% of all the larvae of *A. cataphylla* were collected.

According to Š t a k e l b e r g (1937), N a t v i g (1948) and M o n č a d s k i j (1951), the partial shading of ponds is important for the development of *A. cataphylla* larvae. These authors observed the occurrence of *A. cataphylla* in ponds situated at the border of forest.

A. cataphylla is an early spring species emerging from the ponds before the other species accompanying it. In a sample from the Olszynkowy pond on the 24.IV there were 10 larvae of *Aedes maculatus* (II instar), 18 of *A. caspius dorsalis* and 76 of *A. cataphylla* (III and IV instar). However in a sample on the 8.V for 129 larvae of *A. maculatus* there was already only one larva of *A. cataphylla*.

N a t v i g (1948), M o n č a d s k i j (1951) and C a r p e n t e r (1955) consider that *A. cataphylla* is a species with one generation in a season. In our ponds *Aedes cataphylla* occurred in the period from 23.IV to 20.X. The period of its occurrence was interrupted by the periods when the ponds dried up. In my opinion, some of the eggs of this species which were lying on the pond in the early spring underwent further final development during successive periods of drying up and filling of the ponds with rainwater. It follows that the number of appearances of larvae of *A. cata-*

phylla in the ponds studied is clearly dependent on the number of times a pond dries up and fills with water as is shown in table IX.

Table IX

The dependence of the appearances of larvae of *Aedes cataphylla* on the number of times the pond dries up

Ponds	Efemeryczny	Chirocephalusowy	Romantyczny	Olszynkowy	Szczawłowy	Turzytowy	Gospodarski	Huczkowy	Krzaczkowy
Number of drying periods	3	3	2	1	1	—	—	—	—
Number of appearances	3	3	1	2	2	1	1	1	1

In ponds with the greatest number of periods of drying up larvae of *A. cataphylla* occur three times during the spring, summer and autumn. In those which do not dry up larvae of *A. cataphylla* occur once and only in the spring.

Aedes communis De Geer

A. communis is particularly associated with (deciduous and coniferous) forest (Sequy 1923, Peus 1932, Marshall 1938).

Their development takes place in small intermittent ponds created by melting snow with a bottom covered with fallen leaves or needles (Štákelberg 1937, Natvig 1948).

On our terrain it was only found in the Leśny pond completely shaded by alders and spruces, shallow with bottom covered with a thick layer of needles. *Calitricha verna* occurred in quite large numbers in this pond.

A. communis shows a marked positive phototropism as was observed on the day when samples were collected; larvae of this species were concentrated on a very small area of the bottom illuminated by the sun. This concentration was so unusual that it resembled the swarming of bees; apart from this illuminated spot on the bottom not one larva of this species was to be found. One sampling by the hand net yielded 234 specimens of this species.

The pH of the water of the pond in the period of the occurrence of the species was 6.0, PO₄ — 0.38 mg/l, NH₄ — 0.8 mg/l, NO₃ — 0.38 mg/l, NO₂ — absent, Cl — 0.8 mg/l.

A. communis is a species of one generation a season (Matheson

1929, Mončadskij 1951). The first few individuals of the species appeared in April when the pond was still covered with ice (Mončadskij 1951). The second later hatching which usually catches up with the first development (Wesenberg—Lund 1920—21) took place in the first half of May. On the 12 of May there were already only larvae in the stage of IV instar. Later than this larvae of *A. communis* were not met with.

Aedes excrucians Walk

According to Wesenberg-Lund (1920—1921), Štackelberg (1937) and Mončadskij (1951) *Aedes excrucians* occurs in ponds in forest glades or on the edge of the forest, particularly alder forest.

Peus (1932) gives that *A. excrucians* occurs mainly in alder forests but not exclusively and that it is possible to find individuals of this species in unshaded ponds in meadow.

In small ponds *A. excrucians* was found mainly in those outside the borders of the forest with abundant aquatic vegetation which account for 71% of the occurrence of all larvae of this species (table VIII).

Some of the ponds (Turzykowy, Gospodarski, Ósemkowy) were shaded to a certain extent by reed grasses. The remaining ponds of this group (Trójkątny, Huczkowy, Efemeryczny) are in meadows and have a rich flora of higher plants (*Carex*, *Equisetum*, *Alisma*, *Gramineae*). Other ponds where the percent of occurrence of *A. excrucians* was 29%, were shaded by alders but lying in forest (Olszynkowy, Krzaczkowy — 27% of occurrence) or situated on the edge of the forest (Chirocephalusowy, Komarowy — 1.1% of occurrence) or also lying in forest (Cyrkowy 1.15% of total occurrence of larvae. In the ponds studied it was the most numerous species collected from the Trójkątny (44.8%) — a pond lying on open ground, completely illuminated, with very abundant and varied vegetation.

A. excrucians was found in ponds which dry up in summer and in permanent ponds it only appeared on their edges in shallow places covered with water periodically only in the spring.

The species also occurs in lakes, bogs (Natvig 1948) and in other bodies of water (Martini 1930).

Aedes excrucians is a species with one generation in a year (Matheson 1929, Wesenberg-Lund 1920—21, Mončadskij 1951).

It appears in ponds early as the beginning of April but reaches its maximum occurrence in the first half of May.

The species exists in ponds in the summer months, to the first half of September inclusive, thanks to the delayed development of the eggs. The small number of larvae occurring in the summer months shows that they cannot be treated as a second generation.

Aedes flavescens Müller

According to Dyar 1928, Matheson 1929, Martini 1930, Peus 1932, Štachelberg 1937, Marshall 1938, Mončadskij 1951 *Aedes flavescens* occurs in open, unshaded, large, deep early spring ponds rich in green sunken vegetation.

Our studies confirm the correctness of this statement by the authors above. In the ponds Gospodarski, Huczkowy and Trójkątny which have the ecological conditions mentioned above, 95.5% of the larvae of *A. flavescens* found on our terrain occurred.

Wesenberg-Lund (1920—1921), Marshall (1938) are of the opinion that *A. flavescens* does not occur in forests.

Dyar (1919—1928) gives that although *A. flavescens* is peculiar to open terrain there are sometimes cases where the species occurs in illuminated forest. 3% of the total occurrence of larvae of *A. flavescens* occurs in the Komarowy pond situated in forest but illuminated to a considerable extent by the rays of the sun filtering through the branches of the pines. 1.5% of the larvae of *A. flavescens* occur in ponds which are half shaded (Krzaczkowy and Olszynkowy) but only in illuminated parts.

A. flavescens is an early spring species occurring mainly in April and May. Small numbers of larvae of this species may be found in June and July but in half shaded ponds. It is possible that the occurrence of *A. flavescens* in the summer months but in half shaded ponds is connected with the thermal conditions. The temperature of shaded ponds in the summer appears to be similar to the temperature of the water in completely illuminated ponds in the month of May.

In the pond Trójkątny the species occurred not in the spring but between the VI and VII months after a period of drying up of the pond on the days 10.VI — 18.VI. The reasons for this are difficult to find.

Our studies confirm the data given by Wesenberg-Lund (1920—21), Matheson (1929) and Marshall (1938) as to the occurrence of one generation of *A. flavescens* a year.

The occurrence of the species in June and July is due to late development of the spring eggs.

Aedes intrudens Dyar

A. intrudens occurs in very early spring ponds which are shallow with fallen leaves or needles on the bottom, situated on the edge of or in forest mainly according to Peus (1932) in old alder forest. Thus its ecological requirements are similar to those of *A. communis* with which *A. intrudens* is most often found (Štachelberg 1937, Natvig 1948).

It was found on our terrain once on the 12 V in the Leśny pond — 5 specimens.

Ecologically the pond Leśny corresponds to the description of ponds in which the species was found by the authors above.

Chemical analysis of the water of this pond on the day 8 V: pH 6.0, PO_4 — 0.38 mg/l, NH_4 — 0.80 mg/l, NO_3 — 0.38 mg/l, NO_2 — absent, Cl — 0.8 mg/l.

Aedes maculatus Meigen

Aedes maculatus is a species of one spring generation. The occurrence of this species in the spring, summer and even autumn of a continuous character might suggest the existence of several generations. Among others this was the opinion of Goetghebuer (1925). Later studies, and above all the laboratory studies (Marshall 1938), showed however that the reason for the appearance of larvae in the period from spring to autumn is not the occurrence of several generations a year but the property of the eggs consisting in the hatching not being simultaneous. This can be clearly observed in years with considerable rainfall which causes the level of the water to rise in ponds in the period after the spring thus flooding the eggs laid on the land which had not yet hatched and starting their development. Such atmospheric conditions prevailed in 1956. In the pond Olszynkowy, in the months April and May, larvae hatched out of the majority of the eggs creating a dominance of *A. maculatus* in the pond. The rest of the eggs which remained unhatched were above all those lying on dry places above the water level of the pond. Further appearances of *A. maculatus* were clearly associated with rainfall. After each considerable fall of rain in the summer and autumn larvae of *A. maculatus* appear but not in numbers dominating over populations of other species.

Samples from April and May from the Olszynkowy pond contained 153 larvae of *A. maculatus* and 111 larvae of five other species. In June the pond dried up. After the pond filled up with water in July of 641 larvae of 6 species there were 28 larvae of *A. maculatus*, in August after a great deal of rain, in the first half of the month for 156 larvae of 5 species there were 33 larvae of *Aedes maculatus*, whereas in the second half for 71 larvae of 5 species there were only 3 larvae of *A. maculatus*. In September for 18 larvae of 4 species there were also only 3 larvae of *A. maculatus*.

Eggs of *A. maculatus* similarly to eggs of other species belonging to this genus, require for their development not only drought but also freezing (Wesenberg-Lund 1920). This is why eggs laid in summer in dry places which are covered by water in the following year yield larvae only in the spring of the next year.

The discovery of these requirements for development confirms the opinion that this species has only one generation a year.

All the authors agree that the larvae of *A. maculatus* occur in ponds situated in forest or on the edge of forest. W e s e n b e r g - L u n d even calls *A. maculatus* a forest mosquito. Our observations confirm this. *A. maculatus* does appear in considerable numbers in forest ponds as a decided dominant. In typical forest ponds such as the Komarowy it comprises 87% of all the larvae, in the Szczawiowy 58% and in the Cyrkowy as much as 93%. It appears however that larvae of *A. maculatus* require for their development not so much the presence of forest on the banks of the pond as its degree of shade, all the more so since the occurrence of larvae of *A. maculatus* is by no means associated with a particular forest formation (P e u s 1929). Convincing evidence for this theory is provided by the experimental work in this field done in England (M a r s h a l l 1938).

Larvae of *A. maculatus* occur above all in forest ponds where there is complete shading but they can also occur in ponds outside the forest but shaded by bushes or single trees. On our terrain such ponds were the Olszynkowy, Krzaczkowy, Romantyczny and Wulgarny — situated away from forest but suitably shaded by alders or willows. This species however occurs in smaller numbers in these ponds than in forest ponds. In the Krzaczkowy it represents 10.9% of all the fauna of mosquito larvae, and in the Romantyczny 12%.

The appearance of larvae of *A. maculatus* in the Rzęsisty pond shows that this species may occur also in open ponds — not shaded by terrestrial plants where the shading is provided by a scum of duck weed on the surface.

In the Rzęsisty larvae of *A. maculatus* appear in negligible numbers comprising only 0.5% of all the larvae of *A. maculatus* in the ponds studied. The photo-negative character of the species is undoubtedly connected with the particular thermal conditions of shaded ponds. The temperature of the water in shaded places in a pond is usually considerably lower than in the water in the illuminated parts of ponds (G i e y s z t o r 1934).

Larvae of *A. maculatus* find good living conditions in ponds with a bottom covered in fallen anaerobically rotting leaves which provide food for them. This is probably why they appear in ponds without green, sunken vegetation but with leaves on the bottom. In this way it is also possible to explain the occurrence of larvae in the Olszynkowy and Wulgarny -ponds which are insufficiently shaded, without green plants but possessing a layer of rotting leaves on the bottom.

Aedes maculatus occurs in 11 of the ponds studied, it comprises 15.8% of the occurrence of all *Culicinae* larvae, which is why it must be treated as the dominant in small ponds in the Mazurian Lake District.

Aedes nigrinus Eckstein

A. nigrinus is a species peculiar to exposed, meadow ponds (Štackelberg 1937), rich in grasses (Mončadskij 1951).

On our terrain *A. nigrinus* occurred in 9 small ponds; mainly in the Osemkowy and Turzycowy where it comprised 75.3% of the total occurrence. It was caught in shallow places near the shore, illuminated with a very abundant grass flora (particularly *Carex*).

It was also observed in partly shaded ponds (Olszynkowy, Wulgarny, Krzaczkowy), only in illuminated parts. It occurred here in small numbers 8.7% of the total occurrence.

Natvig (1948) also observed individuals of this species in partly shaded ponds. Judging, however from the number of larvae caught it is possible to say that the most favourable place for the development of the species are open ponds which are completely illuminated and rich in vegetation.

Eckstein (1918) and Mončadskij (1951) are of the opinion that *Aedes nigrinus* has several generations in a year.

In the small ponds *A. nigrinus* occurred clearly as one generation.

A. nigrinus is a late spring species, on our terrain the first specimens were caught on the 5 May and the last on the 23 May.

It was not possible to establish the time of emergence of the species by means of cultures in aquaria.

Aedes cinereus Meigen

Aedes cinereus occurs in shaded ponds, in forests or on borders, poor in aquatic plants (Mončadskij 1951) and in unshaded ponds and the borders of lakes, flood meadows (Natvig 1948), boggy banks of rivers (Marshall 1938).

Its ubiquitous character is evident in the small ponds — it occurs in forest and field ponds which are permanent or intermittent. In a small pond *A. cinereus* prefers places near the shore which are shallow, illuminated, with land grasses.

In the ponds: Krzaczkowy, Szczawiowy, Chirocephalusowy (60.5% of the occurrence of the species) larvae of *A. cinereus* only occurred in places such as those described above. In other parts of the ponds with ecological conditions larvae of *A. cinereus* were either completely absent or present in insignificant numbers.

The inhabitation by *A. cinereus* of shallow places near the shore with turf is probably explained by the fact that the females of this species lay their eggs not immediately on the surface of the water but on dry

places above the water level (N a t v i g 1948) and so on the grasses growing round the pond. The laying of eggs above the water level allows the species to occur (however always in places near the shore) in deeper ponds of a permanent character, which due to their stability, and the fact that they do not dry up in summer, are not a favourable site for the larval development of other species of mosquito.

From the point of view of occurrence the small ponds studied may be divided into 4 groups (table X) The first group consists of those in which *A. cinereus* does not occur. The second contains extremely temporary ponds where *A. cinereus* occurs only in May (Sarnie Dołki, Wulgarny). In the third group of ponds the species does not occur in the spring but appeared only in July after the drying up of the pond and filling of it by rainfall (Trójkątny, Komarowy, Olszynkowy, Efemeryczny). In the last group we have those ponds for whom the species occurs in spring, summer and autumn. *A. cinereus* occurred in April in only two ponds (Krzaczkowy, Chirocephalusowy). In the remaining ponds it occurred in later months.

On this basis it is possible to agree with M o n č a d s k i j (1951), that *A. cinereus* is a late spring species although the phenology of the species in the ponds studied shows that this cannot be taken as the rule.

Aedes vexans Meigen

Aedes vexans is one of the most common mosquitos (fresh water) found in all parts of the world (M a r s h a l l 1938). It sometimes appears in record numbers e.g. H u r t e r (1926) gives the number 10,000 larvae per square foot of water surface and T w i n n (1931) — 20,000 larvae and pupae.

It occurs in considerably less numbers in the small ponds of the Mi-kołajki vicinity. In seven ponds inclusively on the days from 21.VI to 31.VIII, 444 specimens of larvae were caught. The difference in the numbers arises from the fact that the main site for the development of *A. vexans* appears to be ponds on terrain flooded by rivers, where the species occurs in the greatest numbers (M a r t i n i 1931, M o n č a d s k i j 1951). These are „shallow, intermittent ponds” (B u x t o n 1935) „exposed to the sun” (T w i n n 1931).

In our work *A. vexans* was found in the greatest numbers in the Trójkątny and Ósemkowy — open ponds, relatively small, intermittent, fully illuminated.

In these ponds *A. vexans* comprised 73.6% of the total occurrence (table VIII). In shaded ponds which were also intermittent it comprised 23.8%. It also occurred in Leśny pond which is half shaded which confirms the

possibility that the species occurs in ponds situated in forest (M o n č a d s k i j 1951).

Š t a k e l b e r g gives (1937) that *A. vexans* occurs in both permanent and intermittent ponds. From our work it would appear that intermittent ponds are more favoured than permanent ones.

In intermittent ponds 98.8% of the larvae of *A. vexans* was noted whereas in permanent ponds only 1.2% which may be considered rather as an accidental occurrence.

A. vexans is a species of several generations a year (Š t a k e l b e r g 1937). The number of generations is dependent on the number of times the pond dries up (M o n č a d s k i j 1951). M a r t i n i (1931) gives that a third generation may occur in the event of an autumn flooding by the waters of a swollen river.

In the small ponds three generations of *A. vexans* were noted. The first generation, the most numerous, was observed from the second half of June (21.VI) to the first half of July, the second generation from the first emergence to end of July, the third, numerically the least numerous, from 16.VIII to 31.VIII.

Particular generations were divided by periods of drying up of the ponds. Differentiating the different generations of the species is difficult and may lead to error since quite often what we think is a new generation may be the previous generation of larvae hatched from late developing eggs all the more so since eggs of *A. vexans* conserve their potential life for a long time. S t r o n g (1938—40) gave this potentiality as 6 years. A n n a n d (1941) states that eggs of this species lying in the soil may keep their potentiality for life for as long as 7 years.

Culex apicalis Adams

Ecological requirements of the species considerable. According to S c h n e i d e r (1914) the larvae inhabit the belt of water near the shore-line in larger ponds abundant in vegetation or smaller ponds of diameter 1 m., usually in clean, transparent water. K e l l e y (1942) found individuals of the species on flowers in a cementary in California, N a t v i g (1944) in rock pools completely exposed to the sun and devoid of plants. M a r t i n i (1931) gives that the species in Sweden and Germany is a spring form, „In Northern Germany occurs in open waters surrounded by springs or in partly shaded ponds overgrown with vegetation". Š t a k e l b e r g (1937) and M o n č a d s k i j (1951) agree with the occurrence of the species in ponds fed by spring water.

On our terrain (2 larvae in the IV instar) it was found once in only one pond-Ósemkowy. This is a pond which dries up in the summer, consid-

erably overgrown with reed grasses, completely open. At periods of high water level water flows through the pond from surrounding peat bogs leading away through a drain to a pond on a lower level which together with the peat bogs was not studied. During the period of occurrence of the larvae of the species (30.IX) the water level fluctuated within the limits 40–50 cm. The path of the water flow at this time was not established.

On the 11.X chemical analysis of the water gave: pH 7.0 PO₄ — 0.05 mg/l, NH₄ — 0.7 mg/l, NO₃ — 0.1 g/l, NO₂ — absent, Cl — 0.5 mg/l.

Culex pipiens pipiens Linnaeus

This is one of the most common mosquitoes found in „clean and uncontaminated water, in salt water to half the concentration of sea water” (Marshall 1938), „in artificial cisterns in rubbish dumps and on agricultural machines (Kirkpatrick 1925), „cups of flowers” (Dyar 1928), „on the leaves of the banana tree” (Hopkins 1936) and „various contaminated waters” (Winn 1925, Martini 1931, Peus 1932).

Štackelberg (1937) and Mončadskij (1951) give the occurrence of the species in ditches, holes, shaded or partly shaded pools.

On the basis of this information and our own material it would appear that what is essential for this species is not the degree of contamination of the water or the factor of illumination or shading but the size of the pond. The species did not appear in large ponds (Stały, Świerkowy, Rzęsisty, Cyrkowy, Leśny, Krzaczkowy, Gospodarski, Turzycowy) but in those which had already dried up once and then filled and were quickly drying up.

The Ósemkowy pond, in which *C. p. pipiens* occurred in the greatest numbers (63.9%), was reduced dried up to a ditch of width one metre and depth to 30 cm. The Olszynkowy (23.1 % of occurrence) and the Trójkątny (7.2 %) were partly dried up at this time, with small surfaces of water here and there hidden among plants (*Carex*, *Eguisetum* — in Trójkątny, in the Olszynkowy — rotting leaves on the bottom).

The remaining ponds (Komarowy — 4.1%, Chirocephalusowy 1% and Szczawiowy 0.7% of occurrence) are also shallow to about 40 cm in depth.

The drying up of the pond before the period of the appearance of the species has presumably considerable significance. It is a remarkable fact that the species occurs either immediately after the filling of the pond with water (Ósemkowy, Olszynkowy, Trójkątny) or after several days (Komarowy, Chirocephalusowy, Szczawiowy). *Culex pipiens pipiens* appeared in the small ponds on the 25.VI; maximum occurrence falls in the first half of July, from 20–21.VII the number of larvae decreases and by 30.IX it no longer occurs.

In September the number of larvae in each sample fluctuated around 5 which is due to the low temperature of the water („the development of larvae at a mean temperature lower than 14°C is retarded and larvae after emerging from the eggs perish after the second stage, connected with this is the perishing of larvae after the beginning of the cold autumn weather” — Mončađski j 1951).

The number of generations is difficult to establish, but it may be expected that it does not exceed three.

Conclusions

1. The number of larvae of *Culicini* is inversely proportional to the depth of the pond. In deeper ponds *Culicini* larvae appear only in shallower places of the pond.

2. The factor of shade and illumination influences the occurrence of *Culicini* species.

3. The occurrence of species of *Culicini* is related also to the floral character of the pond.

4. Sun light species of *Culicini* occur in illuminated parts of shaded ponds.

5. The number of appearances of larvae of species with a non simultaneous development of the eggs is directly proportional to the number of times the pond dries up and fills with rainwater.

6. A small pond is not a uniform biotope but an environmental mosaic.

REFERENCES

1. Annand P. N., 1941. Report of the chief of the Bureau of Entomology and Plant Quarantine. Rev. Appl. Ent. 30.
2. Beklemiřew W. N., 1944. Ekologia malarijnego komara. Medgiz.
3. Buxton P. A., 1935. Insects of Samoa, (9).
4. Carpenter S. J. and La Casse W. J., 1955. Mosquitoes of North America.
5. Dyar H. G., 1919. Westward extension of the Canadian mosquito fauna. Insec. Inscit. Menst. (7).
6. Dyar H. G., 1928. The mosquitoes of the Americas.
7. Dyar H. G. and Knab Fr., 1917. Notes on *Aedes curriei*. Coq. Insec. Inscit. Menst. (5).
8. Eckstein F., 1918. Zur Systematik der einheimischen Stechmücken (*Culicidae*). Centralbl. f. Bakt. und Parasit. 82.
9. Fischer Z., 1959. *Odonata* in small pools situated in the environs of Mikolajki. Pol. Arch. Hydrob., 5 (18), (2).
10. Gieysztor M., 1934. Limnologische untersuchungen an einigen Kleingewässern. Arch. Hydrob. i Ryb., 8.
11. Goetghebuer M., 1925. Catalogue raisonné des Culicides de Belgique. Ann. et. Bull. Soc. ent. Belg., 65.

12. Hearle E., 1926. The Mosquitoes of the Lower Fraser Valley, British Columbia and Their Control. Nat. Res. Council Rpt., 17.
13. Hopkins G. H. E., 1936. Mosquitoes of the Ethiopian Region, 1.
14. Hurter E., 1926. Die Stechmückenplage in Mitteleuropa und ihre Bekämpfung. Arb. Hydrobiol. Lab. Kastanienbaum. Schweiz. Z. Gesundh. Pfl. (6).
15. Kelley T. F., 1942. Mosquito breeding in certain cemeteries in Alameda county, California. Proc. 12th Conf. Calif. Mosq. Contr. Ass. Rev. appl. Ent. (B), 31.
16. Kirkpatrick T. W., 1925. The mosquitoes of Egypt.
17. Klimowicz H., 1959. Tentative classification of small water bodies on the basis of the differentiation of the molluscan fauna. Pól. Arch. Hydrob.
18. Lachmajerowa J., 1949. Researches over the ecology of mosquitoes of the genus Anopheles in Szczecin. Przegl. Epidem. (3).
19. Marshall J. F., 1938. The British mosquitoes.
20. Martini E., 1920. Über Stechmücken besonders deren europäische Arten und ihre Bekämpfung. Beih. Arch. Schiffs-u. Tropenhyg., 24, Beih. 1.
21. Martini E., 1930. Über die Ursache mückenreicher und mückenarmer Jahre. Z. Desinfekt. Ges. Wes. (1).
22. Martini E., 1931. Culicinae. Lindner: Die Fliegen D. palearkt Reg. (11—12).
23. Matheson R., 1929. A handbook of the mosquitoes of North America.
24. Mončadskij A. S., 1951. Liczinki krowososušičij komarow.
25. Natvig L. R., 1948. Culicini. Norsk. ent. Tidsskr. (1).
26. Peus Fr., 1929. Die Stechmücken des südwestlichen Gebietes von Gross-Berlin. Z. Desinfekt. (21).
27. Peus Fr., 1932. Die Stechmücken im Spreewald und die Möglichkeit ihrer Bekämpfung. Z. Gesund. techn.
28. Schneider P., 1914. Beitrag zur Kenntnis der Culiciden in der Umgebung von Bonn. Ver. Nat. Ver. d. preus. Rheinl. u. Westf., 70.
29. Sequy E., 1920. Histoire naturelle des moustiques de France.
30. Štachelberg A. A., 1937. Krowososušičije komary palearktiki.
31. Strong L. A., 1938. Report of the chief of the Bureau of Entomology and Plant Quarantine 1938. Rev. Appl. Ent. (B) (27).
32. Strong L. A., 1940. Report of the chief of the Bureau of Entomology and Plant Quarantine 1940. Rev. Appl. Ent. (B) (29).
33. T Winn C. R., 1931. Notes on the biology of mosquitoes of easter Canada. Pros. 18th. Ann. meet. New Jersey Mosq. ext. Ass. Febr.
34. Wesenberg-Lund C., 1920/21. Contributions to the biology of the danish Culicidae. Kgl. Danske Vid. Selsk. Skr. Nat. Mat. Afd. 8.

J. Z. Kadłubowska

Głony sztucznych term w Łodzi i Pabianicach

Katedra Systematyki i Geografii Roślin Uniwersytetu Łódzkiego

Otrzymano 20.III.1960

Cieplice, czyli termy, są to zbiorniki wodne o średniej rocznej temperaturze wyższej od temperatury otoczenia. W Polsce cieplice należą do rzadkości. Najcieplejsze zbiorniki wodne o temperaturze 44° występują w Cieplicach koło Jeleniej Góry. Terma w Jaszczurówce koło Zakopanego ma temperaturę roczną przeciętną 16°; również w Ozorkowie pod Łodzią występują źródła o temperaturze wody 20°. Głony Cieplicy w Jaszczurówce opracowane zostały przez Gutwińskiego (1909) i Namysłowskiego (1922).

Dość często spotyka się w Polsce zbiorniki sztuczne, których temperatura wody jest wyższa od temperatury otoczenia dzięki stałemu doprowadzaniu do nich ciepłej wody. Zbiorniki te można nazwać cieplcami sztucznymi.

Celem niniejszej pracy było opisanie flory glonów sztucznych cieplic oraz zbadanie zmian w składzie ilościowym i jakościowym glonów w zależności od temperatury wody. Badania prowadzono nad glonami stawu przy Państwowych Zakładach Przemysłu Bawełnianego im. Feliksa Dzierżyńskiego w Łodzi, ul. Piotrkowska 230, oraz stawu przy Państwowych Zakładach Przemysłu Bawełnianego w Pabianicach, ul. Grobelna.

Częstość występowania glonów określono na podstawie załączonej poniżej skali Starmacha (1955 r., s. 107):

Liczbowe oznaczenie
stopni częstości

Określenie

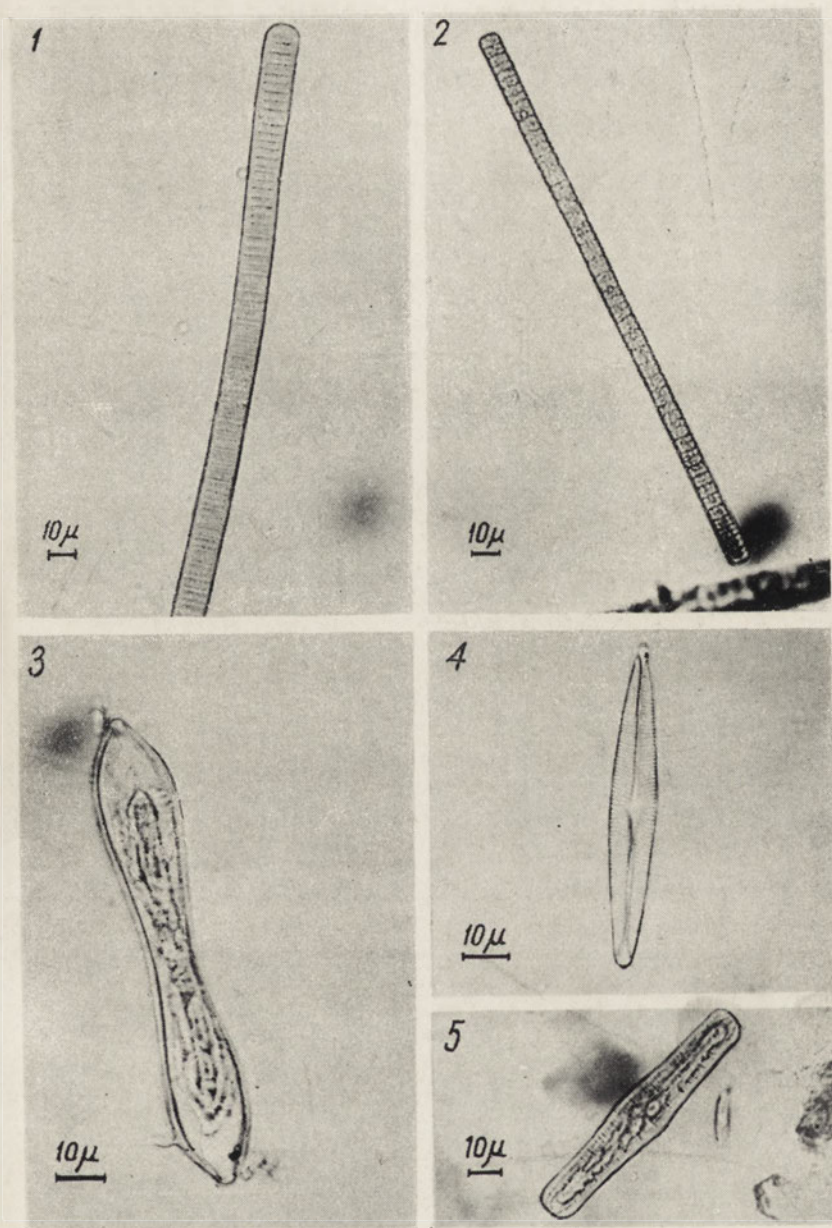
- | | |
|---|--|
| + | Dany organizm spotyka się pojedynczo nie w każdym preparacie: określamy to znakiem +. |
| 1 | Dany organizm spotyka się w każdym preparacie (lub prawie w każdym) w ogólnej ilości 1—6 osobników w trzech przejrzanych pasach preparatu. |

Liczbowe oznaczenie stopni częstości	Określenie
2	Dany organizm spotyka się w każdym preparacie w ilości 7—16 osobników w trzech przejrzanych pasach.
3	Dany organizm spotyka się w każdym preparacie w ilości 17—30 osobników w trzech przejrzanych pasach.
4	Dany organizm spotyka się w każdym preparacie (i prawie w każdym polu widzenia) w ilości 31—50 osobników w trzech pasach preparatu.
5	Dany organizm dominuje bezwzględnie, występuje bowiem w każdym preparacie w ilości większej niż 50 osobników w trzech przejrzanych pasach.

Staw w Łodzi

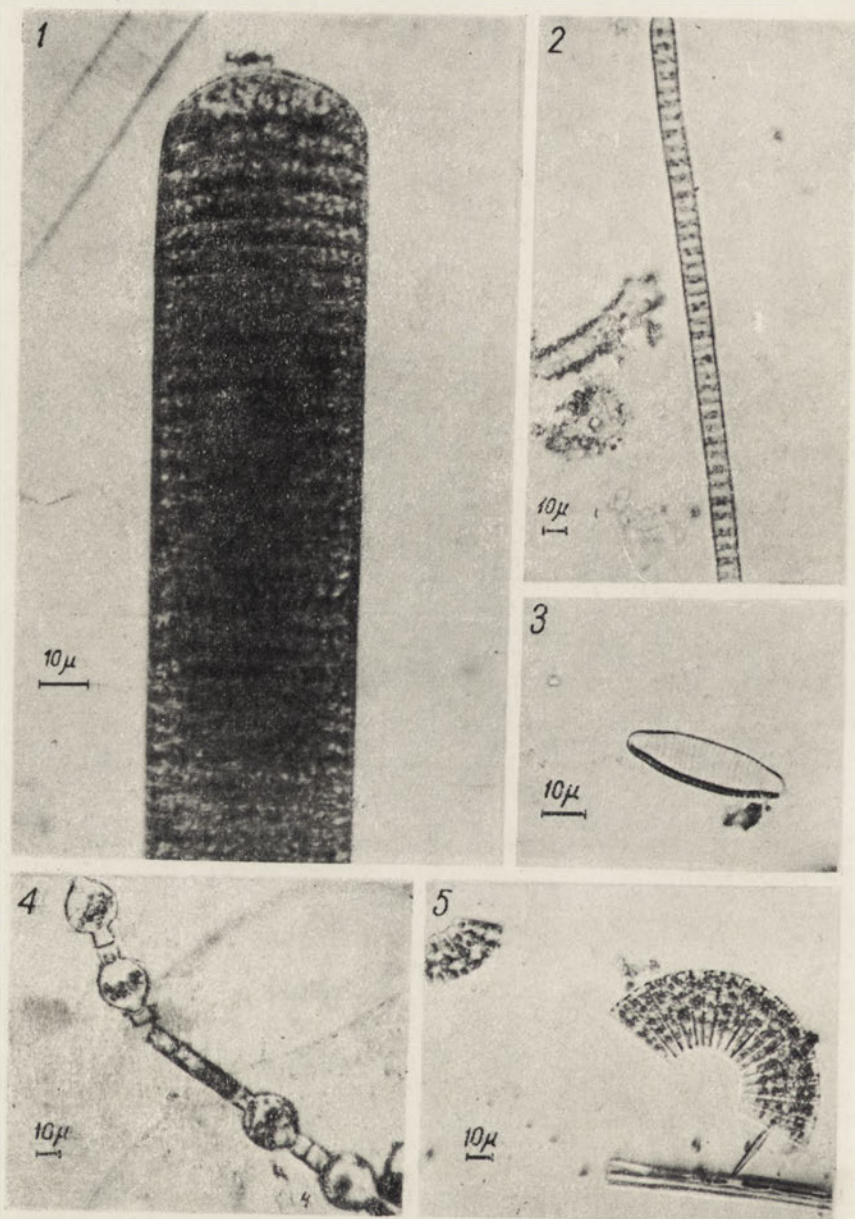
Powierzchnia stawu wynosi w przybliżeniu około 12 000 m². W pierwszym okresie badań (kwiecień 1954 — marzec 1955) temperatura doprowadzanej do stawu wody wahała się w granicach 60—80°C. Ilość wody dopływającej do stawu wynosiła od 1000 do 3000 l na dobę. Materiał do badań pobierany był raz w miesiącu. Latem 1955 roku w Zakładach tych przebudowano urządzenia techniczne, w związku z czym usunięto nitkowate glony pokrywające powierzchnie stawu, spuszczone wodę i odszlamowano dno. Badania rozpoczęto ponownie w październiku 1956 roku i prowadzono je do lutego 1958 r. Materiał pobierano ze stawu co dwa tygodnie. Próby do analizy jakościowej pobierano siatką z gazy młynarskiej nr 20. Do oceny ilościowej glonów pobierano 10 l wody, którą sączone przez siatkę planktonową. Od 1956 roku do zbiornika doprowadzana była woda o temperaturze 12°C ze studni głębinowych. Staw nadal służył Zakładom jako zapasowy zbiornik wody. Objętość wody pobieranej ze stawu do chłodzenia turbin równała się ilości doprowadzanej do zbiornika ze studni głębinowych. Natomiast woda zanieczyszczona w procesie produkcji odprowadzana była do kanału ściekowego. Należy podkreślić, że temperatura wody w stawie po przebudowie urządzeń technicznych uległa znacznemu obniżeniu i wynosiła 3—19°C, podczas gdy w latach 1954—1955 7—29°C.

W próbkach pobranych ze stawu oznaczono ogółem 89 gatunków oraz 12 odmian glonów. Skład jakościowy próbek oraz stosunki ilościowe różniły się znacznie w obu okresach badań. W latach 1954—1955 powierzchnia stawu była pokryta obficie przez skrzętnice, głównie przez *Spirogyra majuscula* Kütz., *S. crassa* (Kütz.) Czurda i *S. fluviatilis* Hilse. Dno stawu pokrywały sinice *Oscillatoria limosa* Ag. i *O. tenuis* Ag. W planktonie występowały często tworząc zakwity *Eudorina elegans* Ehr., *Gonium pectorale* Mü l., *Pandorina morum* Bory, *Synura uvella* Ehr. oraz *Peridinium tabulatum* Clap. et Lachm.



Fot. 1. Typowe glony ciepłocy w Łodzi

1 — *Oscillatoria limosa* Ag.; 2 — *Oscillatoria tenuis* Ag.; 3 — *Cymatopleura sojca* (Bréb.) W. Sm.; 4 — *Navicula radiosa* Kütz.; 5 — *Rhopalodia gibba* (Ehr.) O. Müll.



Fot. 2. Typowe glony ciepłicy w Pabianicach

1 — *Oscillatoria princeps* Vauch. forma *recta* Elenk.; 2 — *Oscillatoria Bornetti* (Zukal) Forti; 3 — *Dialoma vulgare* Bory; 4 — *Melosira varians* Ag.; 5 — *Meridion circulare* Ag.

Spośród okrzemek obficie występowały: *Diatoma vulgare* Bory *Rhoicosphenia curvata* (Kütz.) Grun., *Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Sm. oraz *Asterionella formosa* Hass. W latach 1954—1955 oznaczono następujące gatunki i odmiany glonów:

	Zakres temperatur występowania glonów w °C
<i>Cyanophyta</i>	
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.	7—12
<i>Oscillatoria Bornetii</i> (Zukal) Forti	7—29
<i>Oscillatoria limosa</i> Ag.	7—29
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.	7—29
<i>Spirulina major</i> Kütz.	8—10
<i>Spirulina tenuissima</i> Kütz.	8—15
<i>Chrysophyta</i>	
<i>Dinobryon sertulatia</i> Ehr.	7—29
<i>Synura uvella</i> Ehr.	7—29
<i>Bacillariophyta</i>	
<i>Melosira varians</i> Ag.	7—29
<i>Cyclotella Meneghiniana</i> Kütz.	8—15
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	10—12
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	7—29
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	7—27
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	10—15
<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.	10—15
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	7—29
<i>Synedra ulna</i> var. <i>aequalis</i> (Kütz.) Hust.	7—29
<i>Synedra capitata</i> Ehr.	10—15
<i>Synedra acus</i> Kütz.	10—15
<i>Synedra parasitica</i> (W. Sm.) Hust. var. <i>subconstricta</i>	12—15
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	7—29
<i>Asterionella gracillima</i> (Hantzsch.) Heib.	7—29
<i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun.	7—18
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	10—12
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.	7—29
<i>Navicula cuspidata</i> Kütz.	10—15
<i>Navicula hungarica</i> Grun. var. <i>capitata</i> Cl.	7—29
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr.	10—18
<i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl.	7—12
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	7—29
<i>Cymbella ventricosa</i> Kütz.	10—15
<i>Gomphonema acuminatum</i> Kütz.	10—18
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>coronatum</i> (Ehr.) W. Sm.	10—18
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	12—15
<i>Gomphonema longiceps</i> Ehr. var. <i>subclavatum</i> Grun.	12—15
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.	7—29

<i>Gomphonema constrictum</i> var. <i>capitatum</i> (Ehr.) Cl.	7—29
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz.	7—29
<i>Epithemia soresx</i> Kütz.	7—29
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Müll.	7—29
<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>ventricosa</i> (Ehr.) Grun.	7—29
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch.	10—12
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.	10—12
<i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	10—18
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Sm.	7—29

Heterocontae

<i>Tribonema tenerrimum</i> Heer.	7—29
<i>Tribonema bombycinum</i> Derbes et Solier	7—29

Pyrrophyta

<i>Peridinium tabulatum</i> (Ehr.) Clap. et Lachm.	7—29
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.M.) Ehr.	10—12

Euglenophyta

<i>Euglena viridis</i> Ehr.	10—12
<i>Euglena proxima</i> Dang.	10—18
<i>Euglena spirogyra</i> Ehr.	7—12
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.M.) Duj.	10—15
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	10—18

Chlorophyta

<i>Closteium leibleinii</i> Kütz.	7—18
<i>Closterium Ehrenbergii</i> Menegh.	7—18
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehr.	7—18
<i>Spirogyra majuscula</i> Kütz.	7—29
<i>Spirogyra crassa</i> (Kütz.) Czurda	7—29
<i>Spirogyra calcarea</i> Transeau	7—29
<i>Spirogyra fluviatilis</i> Hilse	7—29
<i>Chlamydomonas angulosa</i> Dill.	12—29
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	7—29
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	7—29
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	7—29
<i>Volvox globator</i> Ehr.	7—29
<i>Characium Naegelii</i> A. Br.	10—12
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs.	15—20
<i>Tetraedron trigonum</i> (Naeg.) Hansg.	15—20
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turp.) Kütz.	18—29
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	18—29
<i>Ulothrix tenuissima</i> Kütz.	7—25
<i>Ulothrix zonata</i> Kütz.	7—25
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	7—29

W drugim okresie badań w latach 1956—1958 stwierdzono zmiany w składzie flory glonów. Gatunki rodzaju *Spirogyra* znajdowano rzadko i tylko pojedyncze nitki. *Oscillatoria limosa* Ag. i *O. tenuis* Ag. występowały stale, ale w niewielkich ilościach. Nie napotkano również zakwitów glonów tak charakterystycznych dla poprzedniego okresu. Wyjątek stanowił zakwit *Peridinium tabulatum* w maju 1957 r. (tab. I). W obu okresach badań stale występowały w stawie: *Oscillatoria limosa* Ag., *O. tenuis* Ag., *Diatoma vulgare* Bory, *Rhoicosphenia curvata* (Kütz.) Grun., *Dinobryon sertularia* Imh. i *Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Sm. Zarówno w ciągu lat 1954/1955, jak i 1956/1958 stwierdzono tylko sporadyczne występowanie nielicznych glonów z rzędu *Protococcales* i *Desmidiiales*. Natomiast w naturalnych stawach łódzkich glony te występowały obficie (K a d ł u b o w s k a 1961). W tabeli I podana została lista glonów występujących w stawie w Łodzi w okresie od 8.X.1956 r. do 23.I.1958 r., z zaznaczeniem nasilenia i periodyczności występowania glonów. Podano również zakres temperatur występowania poszczególnych gatunków. Charakterystyczne gatunki dla cieplicy w Łodzi przedstawia fot. 1.

Staw w Pabianicach

Powierzchnia stawu znajdującego się w Pabianicach wynosi w przybliżeniu około 10 tys. m², głębokość około 2 m. Brzegi stawu są betonowane, a podłoże stanowi żwir. Staw połączony jest wąskim kanałem z przepływającą obok rzeką Dobrzyńką. Ze zbiornika pobierana jest woda do chłodzenia turbin, która po ogrzaniu się do około 60°, doprowadzona zostaje w ilości 1 tys. l/1 godz z powrotem do zbiornika. Na skutek przebudowy urządzeń technicznych od 1957 r. do stawu spuszczana jest woda o temperaturze 20°C. Ilość wody doprowadzanej do zbiornika nie uległa zmianie i wynosiła przeciętnie około 1 tys. l/1 godz.

Badania nad glonami tego stawu prowadzone były od lutego 1956 r. do stycznia 1958 r. Materiał pobierano co dwa tygodnie za pomocą siatki planktonowej z gazy młynarskiej nr 20. Do oceny ilościowej pobierano 10 l wody, którą sączono przez siatkę planktonową. W próbach pobranych ze stawu oznaczono 119 gatunków i 3 odmiany glonów. W ciągu pierwszego, wstępnego okresu badań (II.1956 — XII.1956) gdy do zbiornika doprowadzana była woda o temperaturze 60°C w stawie występowały obficie glony nitkowate: *Cladophora glomerata* (L.) Kütz., *Spirogyra majuscula* Kütz., *Spirogyra fluviatilis* Hilse. W sierpniu i wrześniu znajdowano duże ilości *Hydrodictyon reticulatum* Lagerh. Powierzchnia stawu przy brzegu pokryta była przez sinice: *Oscillatoria sancta* (Kütz.) Gom., *O. limosa* Ag., *O. princeps* Vauch., *O. chalybea* (Mert.) Gom., *O. geminata* (Menegh.) Gom.

O. Bornetii (Zukal) Forti, *Lyngbya contorta* Lemm. oraz *Lyngbya Hieronymusii* Lemm. Temperatura wody w ciągu roku 1956 wahała się od 7°C (lutym) do 41°C (lipiec). W próbach z roku 1956 oznaczono następujące gatunki glonów:

	Zakres temperatur występowania glonów w °C
<i>Oscillatoria limosa</i> Ag.	7—41
<i>Oscillatoria Bornetii</i> (Zukal) Forti	7—41
<i>Oscillatoria sancta</i> (Kütz.) Gom.	7—30
<i>Oscillatoria princeps</i> Vauch.	7—41
<i>Oscillatoria chalybea</i> (Mert.) Gom.	7—30
<i>Oscillatoria geminata</i> Gom.	7—30
<i>Oscillatoria curviceps</i> Ag.	7—25
<i>Oscillatoria subtilissima</i> Kütz.	12—18
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.	7—41
<i>Oscillatoria irrigua</i> (Kütz.) Gom.	15—25
<i>Oscillatoria amoena</i> Kütz.	12—18
<i>Oscillatoria formosa</i> Bory	12—18
<i>Spirulina major</i> Kütz.	12—18
<i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Kütz.	12—15
<i>Lyngbya contorta</i> Lemm.	15—19
<i>Lyngbya Hieronymusii</i> Lemm.	15—19
<i>Chrysophyta</i>	
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	7—35
<i>Synura uvella</i> Ehr.	7—41
<i>Bacillariophyta</i>	
<i>Melosira varians</i> Ag.	7—41
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	12—17
<i>Meridion circulare</i> Ag.	7—41
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	7—41
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	7—41
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	12—18
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	7—41
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	7—41
<i>Achnanthes lanceolata</i> Grun.	12—15
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.	7—41
<i>Navicula cuspidata</i> Kütz.	12—15
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	7—18
<i>Navicula gastrum</i> Ehr.	12—18
<i>Pinnularia nobilis</i> Ehr.	12—27
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	7—41
<i>Cymbella ventricosa</i> Kütz.	10—17
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) V.H.	12—15
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	12—15
<i>Gomphonema parvulum</i> Grun.	10—17

<i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.	12—35
<i>Epithemia argus</i> Kütz.	15—18
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	15—18
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Müll.	15—18
<i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	12—15
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Sm.	7—41
<i>Surirella biseriata</i> Bréb.	12—18
<i>Surirella capronii</i> Bréb.	12—18

Euglenophyta

<i>Euglena geniculata</i> Duj.	28
<i>Euglena proxima</i> Dang.	12—15
<i>Euglena spirogyra</i> Ehr.	12—18
<i>Euglena acus</i> Ehr.	12—17
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.M.) Duj.	10—15
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	10—15
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	12—15

Chlorophyta

<i>Closterium leibleinii</i> Kütz.	12—15
<i>Closterium gracile</i> Bréb.	10—15
<i>Closterium acerosum</i> (Schrank.) Ehr.	12—15
<i>Closterium lanceolatum</i> Kütz.	18—19
<i>Closterium rostratum</i> Ehr.	12
<i>Cosmarium tinctum</i> Ralfs.	15
<i>Cosmarium botrytis</i> Menegh.	12—26
<i>Spirogyra majuscula</i> Kütz.	7—41
<i>Spirogyra fluvialtilis</i> Hilse	7—41
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	12—35
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	12—35
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	18—28
<i>Pediastrum Boryanum</i> (Turp.) Menegh.	18—30
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs.	18
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> Lagerh.	30—41
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck	12—25
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turp.) Kütz.	12—18
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	12—41
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	20—41
<i>Actinastrum Hantzschii</i> Lagerh.	20—33
<i>Richteriella botryoides</i> (Schmidle) Lemm.	28
<i>Ulothrix zonata</i> Kütz.	25—28
<i>Stigeoclonium tenue</i> Kütz.	28
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	18—41

W drugim okresie badań (styczeń 1957 — luty 1958) temperatura wody wahała się od 7°C (marzec) do 27°C (czerwiec). W tym okresie spotykano tylko pojedyncze nitki rodzajów *Spirogyra*, *Oscillatoria* i *Cladophora*.

W próbach pobranych ze stawu w 1956 r. znaleziono kilkanaście planktonowych glonów z rzędów *Protooccales* i *Desmidiiales*. Liczba ich zmniejszyła się znacznie w następnym roku. Dobrze w stawie rozwijały się jedynie okrzemki, szczególnie *Meridion circulare* Ag., *Diatoma vulgare* Bory, *Melosira varians* Ag., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. W stawie nie napotkano, podobnie jak w stawie w Łodzi, zakwitów glonów. W tabeli II przedstawiono spis glonów z zaznaczeniem nasilenia i periodyczności ich występowania. Podano również granice temperatur występowania poszczególnych gatunków glonów.

W toku badań zwróciły uwagę znaczne różnice w średnicy komórek *Melosira varians* Ag., występujących w wodzie o różnych temperaturach. Zmierzone średnice komórek 100 kolonii tej okrzemki z próbek pobranych ze stawu w warunkach najniższej (7°C, 16.III.1957 r.) i najwyższej (dla drugiego okresu, 27°C, 11.VI.1957 r.) temperatury wody. Stwierdzono, że średnia średnica komórek *Melosira varians*, występujących w wodzie o temperaturze 7°C, wynosiła 8,7 μ ($\pm 3,38 \mu$ średnie odchylenie, średni błąd 0,47 μ , granice zmienności 4—15 μ). W temperaturze 27°C średnia średnica komórek wynosiła 21,0 μ ($\pm 4,73 \mu$ średnie odchylenie, średni błąd 0,57 μ , granice zmienności 14—29 μ). Różnice średnic są znamienne statystycznie z prawdopodobieństwem $p = 99\%$ (obliczono za pomocą różnicy istotnej t Fischera). Należy podkreślić, że w próbkach z dnia 16.III.1957 r. znaleziono auksospory *Melosira varians* Ag. (fot. 2 nr 4). Namysłowski (1922) — jednak bez analizy statystycznej — zwraca uwagę na znacznie mniejszą długość komórek *Diatoma hiemale*, występujących w zimnych źródłach tatrzańskich, niż u osobników pochodzących z cieplicy w Jaszczerówce.

W stawie w Pabianicach napotkano *Oscillatoria princeps* Vauch. Sinicę tę charakteryzowało duże zróżnicowanie morfologiczne. Między innymi znaleziono również formę, podawaną przez Elenkina (1949) z Meksyku jako *Oscillatoria princeps* Vauch. forma *recta* Elenkin (fot. 2 nr. 1). Zagadnienie zmienności morfologicznej *Oscillatoria princeps* zostanie omówione oddzielnie.

Streszczenie

Obserwacje dotyczyły glonów dwu stawów przyfabrycznych w Łodzi i Pabianicach. Do stawów tych doprowadzana jest ciepła woda z zakładów przemysłowych.

Badania nad glonami stawu w Łodzi prowadzono od kwietnia 1954 r. do marca 1955 r. oraz od października 1956 r. do lutego 1958 r. Temperatura wody w okresie badań wahała się w granicach 3—29°C. Listę glonów występujących w stawie w Łodzi oraz stosunki ilościowe glonów przed-

stawiono na tabeli I. Podano również granice temperatur występowania poszczególnych gatunków glonów.

Badania nad glonami stawu w Pabianicach prowadzono od lutego 1956 r. do stycznia 1958 r. Temperatura wody w okresie badań wahała się w granicach 7°—41°C. Listę glonów oraz stosunki ilościowe glonów przedstawiono na tabeli II. Podano również granice temperatur występowania poszczególnych gatunków glonów. W toku badań nie udało się ustalić wiosennego i jesiennego maksimum rozwoju glonów, charakterystycznego dla glonów zbiorników naturalnych. Glony, a przede wszystkim *Diatomeae*, występowały w dość dużych ilościach w ciągu całego roku. Zwraca uwagę występowanie jedynie pojedynczych osobników z rzędu *Protococcales*, które w naturalnych stawach łódzkich występowały obficie. Zasluguje również na uwagę brak zakwitów glonów w badanych zbiornikach przyfabrycznych.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Borge O., Pascher A., 1913. Zygnemales. Die Süßwasser-Flora Deutschlands Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A., Jena (9), 1—51.
2. Elenkin A. A., 1949. Sinezielenyje wodorosli SSSR., Moskwa 1908, 2, 998.
3. Gollerbach M. M., Kosinskaja E. K., Poljanskij W. I., 1953. Sinozielenyje wodorosli. Opredielitel presnowodnych wodoroslej SSSR, Moskwa 2, 1—652.
4. Gutwiński R., 1909. Flora Algarum montium Tatrensiium. Bull. Inter. A. U., Kraków, 415—560.
5. Heering W., 1914. Chlorophyceae. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A., 6, 1—103.
6. Heering W., 1921. Chlorophyceae. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A., 7, 1—103.
7. Hustedt Fr., 1930. Die Kieselalgen. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreichs und der Schweiz. Lipsk, 7, 920.
8. Hustedt F., 1930. Bacillariophyta. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A., Jena (10), 187.
9. Kadłubowska J. Z., 1960. Glony zbiorników wodnych Wielkiej Łodzi i okolicy. Łódzkie Towarzystwo Naukowe (w druku).
10. Kolkowitz R., Krieger H., 1944. Zygnemales. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland und der Schweiz. 13, 499.
11. Lemmermann E., 1914. Flagellatae. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A. Jena, (1), 138.
12. Lemmermann E., Brunthaler J., Pascher A., 1915. Chlorophyceae. Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Pascher A., Jena (5), 250.
13. Namysłowski B., 1922. Mikroflora źródeł podreglowych. Kosmos, 47, 204—232.
14. Poreckij W. S., 1951. Diatomowyje wodorosli (Bacillariophyta) ewropejskogo siewiera SSSR. Plantae cryptogamae. Moskwa, 7, 712—832.
15. Starmach K., 1955. Metody badania planktonu, Warszawa, 133.

Я. З. Ка д л у б о в с к а

Водоросли искусственных терм Лодзи и Пабианиц

Резюме

Исучены водоросли 2 прудов с теплой водой при заводах текстильной промышленности в Лодзи и Пабианицах.

Исследование пруда Государственного Завода Текстильной Промышленности им. Дзержинского в Лодзи были проведены в периоде IV.1954 — III.1955 и X.1956 — II.1958 гг. Температура воды колебалась в границах от 3 до 29°. Список определенных в пруде водорослей и количественные данные представлены на таблице I.

Исследования пруда Завода Текстильной Промышленности в Пабианицах были проведены в периоде II.1956 — I.1958 гг. Температура воды колебалась от 7 до 41°. Список определенных водорослей и количественные данные представлены на таблице II.

В исследованных прудах не обнаружено весеннего и осеннего максимума развития водорослей. Большое количество водорослей, преимущественно *Diatomeae*, обнаружено в течение целого года. *Protococcales*, обильные в естественных водоемах Лодзи, встречались в термах только единично. Не замечено цветения воды в термах.

J. Kađlubowska

Algae of artificial ponds in Łódź and Pabianice

Summary

Observations concerned algae of two ponds on a factory territory in Łódź and in Pabianice. Warm water from the factories is being conducted to those ponds which serve as storage containers of water.

Investigations of algae in the ponds in Łódź which is on the territory of the State Factory of Cotton Industry were carried out from April 1954 till March 1955, and from October 1956 till February 1958. In the period of investigations the temperature of water fluctuated from 3° to 29°C. The list of algae occurring in the pond in Łódź and quantitative ratio of algae are visualized in table I, as well as temperature limits of occurrence of single algae species.

Investigations on algae of the pond in Pabianice were executed from February 1956 till January 1958. The pond is situated beside the Cotton Industry Factory. During the investigations water temperature fluctuated from 7° to 41°C. The list of algae and quantitative ratio are represented

in table II, and also the limit temperature of single algae occurrence. The study failed to establish the spring and autumn maxima of algae development which is characteristic of natural ponds algae. Algae (before all *Diatomeae*) occurred in rather considerable quantities all the year round. Noteworthy is the scarcity (single specimen) of Protococcales, being abundant in natural ponds of Łódź. Absence of algae blooming in the studied ponds is also striking.

Frequency occurrence of algae in Table I and II was determined after Starmach scale: + — single individuals not in every preparation; 1 — 1 to 6 individuals in 3 examined zones of preparation; 2 — 7 to 16 individuals, 3 — 17 to 30 individuals, 4 — 31 to 50 individuals, 5 > 50 individuals in 3 examined zones.

Z. M a l a n o w s k i

Plankton roślinny jeziora Hańcza

Stacja Hydrobiologiczna w Mikołajkach

Otrzymano 1.III.1960

Wstęp

Jezioro Hańcza, leżące na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim i będące najgłębszym jeziorem Polski, do tej pory nie doczekało się żadnego bardziej wyczerpującego opracowania biologicznego ani chemicznego. Spotyka się wprawdzie w różnych pracach dane dotyczące tego jeziora, są one jednak fragmentaryczne i nie obejmują całości. Jedynie Z. K o ź m i ń s k i (1932) poświęcił swoją pracę całkowicie temu jezioru, badając w nim stosunki tlenowe.

Odnosnie badań biologicznych pewne dane znajdujemy w pracach: L i t y ń s k i (1923 — sieja i sielawa), L i t y ń s k i (1925 — wioślarki), P o l i ń s k i (1922 — mięczaki), W i s z n i e w s k i (1934 — psammon) i Z a v ř e l (1926 — larwy ochotkowatych). Brak jest natomiast zupełnie prac dotyczących planktonu roślinnego.

W piśmiennictwie obejmującym Pojezierze Suwalsko-Augustowskie znajduje się kilka prac o fitoplanktonie — W o ł o s z y ń s k a (1922a i b, 1924 i 1925), W i s ł o u c h (1926), R y p p o w a (1927), żadna z nich jednak nie obejmuje jeziora Hańcza.

W pracy niniejszej podane zostały wyniki czterech serii prób z wyżej wymienionego jeziora, zebranych przez Stację Hydrobiologiczną w Mikołajkach w latach 1957 i 1958. Materiały te nie są oczywiście wyczerpujące, ale choć częściowo mogą rzucić światło na stosunki biologiczne, głównie dotyczące okrzemek, w tym jeziorze.

Materiały i metoda

Materiały do badań planktonu pobrano czterokrotnie w dniach: 16.VIII.1957, 15.IV.1958, 7.VIII.1958 i 5.XI.1958 r. na głęboczku, przy czym w obu okresach letnich w warstwie od powierzchni do 20 m próby były brane co dwa metry, a od 20 m do dna co pięć metrów. Ogólna ilość prób wyniosła 81.

Do pobierania prób użyto czerpaka systemu Bernatowicza o pojemności 5 l. Zawartość czerpaka cedzono przez siatkę planktonową. Liczenie planktonu przeprowadzano w komorach Sedgewick-Raftera.

Autekologia

Znalezione gatunki planktonu roślinnego jeziora Hańcza podano w tabeli I.

Poniżej podano krótką charakterystykę tych gatunków z uwzględnieniem ich występowania na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim.

1. *Melosira islandica* subsp. *helvetica* O. Müll.

Wg Huber-Pestalozziego (1950) jest to forma typowo planktonowa, bardzo częsta i szeroko rozprzestrzeniona w jeziorach eutroficznym całej Europy. Występuje także w oligotroficznym jeziorach alpejskich i na północy. Maksimum rozwoju przypada w zimnych porach roku, szczególnie w zimie. Czasami występują dwa maksima, jedno późną jesienią, drugie wiosną. Zabielińska, Kisieliew, Proszkina-Lawrenko i Szeszukowa (1951) podają, że forma ta jest reliktowym gatunkiem planktonu słodkowodnego. Subspecies *helvetica* jest formą typowo planktonową, szeroko rozprzestrzenioną i często rozwijającą się masowo w rzekach i jeziorach eutroficznym, a także i w oligotroficznym. Kisieliew, Zinowa i Kursanow (1953) podają, że subsp. *helvetica* jest szeroko rozprzestrzeniona w planktonie jezior eu- i oligotroficznym.

Na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim odmiana ta została znaleziona przez Wołoszyńską (1923) w jeziorze Wigry. Uważa ona, że okrzemka ta jest formą częściowo osiadłą, a częściowo żyjącą w planktonie. Według obserwacji Wołoszyńskiej, *Melosira islandica* subsp. *helvetica* towarzyszy osadom śródzielnym, ale nigdy nie jest pospolita.

W jeziorze Hańcza występowała w próbach we wszystkich czterech okresach badań w bardzo małych ilościach.

Tabela I

Zestawienie gatunków planktonu roślinnego jeziora Hańcza
Occurrence of phytoplankton species of Hańcza lake

Gatunek Species	Data Date	16.VIII.1957	15.IV.1958	7.VIII.1958	5.XI.1958
<i>Melosira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i> O. Müll.		+	+	+	+
<i>Melosira islandica</i> fo. <i>spiralis</i> O. Müll.		+	+	+	+
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.		—	+	+	—
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.		—	—	+	—
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.		—	+	—	—
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.		—	—	+	—
<i>Synedra cyclopum</i> Brutschy		—	—	+	—
<i>Asterionella formosa</i> Hass.		—	—	—	+
<i>Asterionella gracillima</i> (Hantzsch) Heib.		—	—	—	+
<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.		—	—	+	—
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Bréb.) W. Sm.		+	—	—	—
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.		+	—	—	—
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.		+	—	—	+
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank		+	+	—	—
<i>Cosmarium</i> sp. Corda		+	—	+	—
<i>Staurastrum</i> sp. Meyen		—	—	—	+
<i>Crucigenia</i> sp. Morren		+	—	—	—
<i>Scenedesmus quadricauda</i> Bréb.		+	—	—	—

2. *Melosira islandica* fo. *spiralis* O. Müll.

M. Zabielińska i in. (1951) podają takie same dane jak dla subsp. *helvetica*.

W jeziorze Hańcza występowanie tej formy pokrywało się całkowicie z występowaniem poprzedniej.

3. *Cyclotella comta* (Ehr.) Kütz.

Typowy gatunek planktonowy, występujący w wodach stojących i płynących, szeroko rozprzestrzeniony (Huber-Pestalozzi 1950). Gatunek słodkowodny, oligosaprob, kosmopolita. Szeroko rozprzestrzeniony w planktonie różnego typu zbiorników ZSRR i zachodniej Europy, występuje także w krajach tropikalnych (Zabielińska i in. 1951) oraz

w planktonie i perifitonie stojących i płynących wód (J. Kisieliew i in. 1953).

W jeziorze Hańcza wystąpiła 15.IV. i 7.VIII 1958 r., w tym drugim przypadku dość licznie.

4. *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz.

Gatunek szeroko rozprzestrzeniony i częsty, bardzo często tychoplanktonowy. W przeciwieństwie do *T. fenestrata* często występuje w wodach torfowych (H u b e r - P e s t a l o z z i 1950). Z a b i e l i n a i in. podają, że gatunek ten jest typowy dla torfowisk, sfagnofil, oligosaprob, lubi wodę kwaśną. Występuje często masowo na zraszanych wodą kamieniach i w poduszkach mchów. K i s i e l i e w i in. podają tylko, że gatunek ten jest częsty w stojących i płynących wodach, szczególnie typu bagiennego. C l e v e - E u l e r (1955) mówi, że gatunek ten występuje bardzo licznie na całym świecie w oligo- i dystroficznych jeziorach i innych zbiornikach wodnych, jako porost w rowach itp. Spotykana jest także w górach.

W jeziorze Hańcza gatunek ten pojawił się w planktonie tylko raz 7.VIII.1958 r. — w bardzo małych ilościach. Ponieważ nie były tu badane inne środowiska, nie można nic więcej powiedzieć o jego występowaniu w tym jeziorze.

5. *Fragilaria crotonensis* Kitt.

Według H u b e r - P e s t a l o z z i e g o gatunek ten jest typowo planktonowy, występujący w jeziorach, stawach i rzekach, także w wodach lekko słonawych. W wielu jeziorach występuje masowo. Z a b i e l i n a i in. podaje, że gatunek ten jest szeroko rozprzestrzeniony w planktonie słodkich i słonawych wód, a w czystych wodach często występuje masowo. Podobnie K i s i e l i e w i in. podają, że gatunek ten występuje licznie, a nawet masowo w wodach stojących i płynących, szczególnie typu eutroficznego. Według C l e v e - E u l e r a okrzemka ta występuje w strefie pelagicznej jezior mezo- do eutroficznych, powodując czasem w lecie zakwity.

Z Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego gatunek ten podaje W i s ł o u c h (1926) dla jezior: Wigry i Leszczówek.

W badaniach dotyczących jeziora Hańcza *Fragilaria crotonensis* wystąpiła tylko raz (15.IV.1958) w bardzo małej ilości osobników.

6. *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr.

H u b e r - P e s t a l o z z i podaje, że z jednym wyjątkiem wszystkie odmiany tego gatunku należą do form tychoplanktonowych. Gatunek ten jest szeroko rozprzestrzeniony i częsty, przeważnie w litoralu wód stojących, w jeziorach eutroficznych, stawach i rowach nizin, bardzo rzadko

w górach. Jedynie var. *danica* jest formą typowo planktonową, występującą szczególnie w jeziorach eutroficznym. Jako organizm tychoplanktonowy *S. ulna* w pelagialu jezior występuje tylko pojedynczo lub w małych ilościach. Według Zabielińy gatunek ten jest szeroko rozprzestrzeniony i bogaty w odmiany. Uważa ona, że z powodu opisanych bardzo licznych odmian wymaga on krytycznego opracowania. Cleve-Euler podaje, że *S. ulna* jest gatunkiem posiadającym dużo podgatunków i odmian, typową formą litoralową — poroślową, częstą w jeziorach mezo- i eutroficznym, stawach, źródłach itp.

W jeziorze Hańcza pojawiła się tylko raz (7.VIII.1958) w niewielkiej ilości osobników.

7. *Synedra cyclopum* Brutschy.

Według Huber-Pestalozziego (1942) występuje w wodach słodkich Europy i Ameryki, przeważnie jednak epibiontycznie na zwierzętach planktonowych, głównie na *Cyclops*, *Diaptomus* i *Bosmina*, czasami na wrotkach, tworząc na nich krzaczkowate powłoki; rzadziej wolno pływająca. Zabielińa i in. (1951) podają podobną charakterystykę. Cleve-Euler (1953) również podaje, że gatunek ten występuje pelagicznie na skorupiakach.

Gatunek ten na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim został znaleziony przez Wisłoucha (1926) w jeziorze Wigry.

W Hańczy *Synedra cyclopum* pojawiła się w pojedynczych egzemplarzach dnia 7.VIII.1958, jako wolno pływająca.

8. *Asterionella formosa* Hass.

Huber-Pestalozzi podaje, że gatunek ten występuje w dużych oligotroficznym jeziorach wysokogórskich. Według Zabielińy i in. *Asterionella formosa* jest gatunkiem planktonowym, głównie jeziorowym, szeroko rozprzestrzenionym, szczególnie w jeziorach eutroficznym, często występuje masowo.

Wisłouch podaje ją dla jezior: Czarne, Wigry, Białego Więgińskiego i Leszczówek.

W jeziorze Hańcza wystąpiła masowo w próbach z dnia 5.XI.1958, w połączeniu z dość licznym wystąpieniem *A. gracillima*.

9. *Asterionella gracillima* (Hantzsch) Heib.

Według Huber-Pestalozziego podawana jest jako gatunek typowo planktonowy z licznych jezior bawarskich i szwajcarskich, jak również z Pojezierza Mazurskiego. Cytuje on za Hustedtem, że jest ona jednak znacznie rzadsza niż *A. formosa* i wydaje się, że nie występuje zupełnie na niektórych obszarach. Zabielińa i in. podają na podstawie

ostatnich danych z piśmiennictwa, że *A. gracillima* nie jest tak szeroko rozprzestrzeniona jak gatunek poprzedni, jakkolwiek spotyka się i stwierdzenia przeciwnie. Cleve-Euler podaje, że jest to gatunek planktonowy charakterystyczny dla wód zimnych, w których może występować masowo. Można spotkać ją również w wodach słonawych Zatoki Fińskiej i Botnickiej.

Na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim znajdowana była w Jeziorze Czarnym (Wołoszyńska 1922), oraz w Sucharze Wielkim (Rypowa 1927). Wołoszyńska podaje przy tym, że gatunek ten utrzymuje się w jeziorze aż do utworzenia się pokrywy lodowej, na zimę zaś opada na dno.

W jeziorze Hańcza wystąpiła tylko raz (5.XI.1958) w dość dużych ilościach.

10. *Epithemia zebra* (Ehr.) Kütz.

Zabielińska i in. podają, że gatunek ten jest słodkowodnym (oligohalob), szeroko rozprzestrzenionym w perifitonie stojących i płynących wód.

W jeziorze Hańcza wystąpiła tylko raz (7.VIII.1958) w planktonie, w nieznaczonych ilościach. Należy przypuszczać, że dostała się ona do planktonu przypadkowo, oderwana od swojego podłoża.

11. *Cymatopleura elliptica* (Bréb.) W. Sm.

Według Huber-Pestalozziego gatunek ten jest rozpowszechniony i częsty w środkowej Europie. Wesenberg-Lund (cyt. wg Huber-Pestalozzi 1942) podaje, że występowała ona w Furesee jako typowy plankton, szczególnie na wiosnę i w jesieni. W jeziorach Szwajcarii i środkowej Europy gatunek ten występuje prawie wyłącznie w zimie i na wiosnę, z wyraźnym maksimum zimowym i spadkiem w okresie wiosennym. Wykazuje on charakter wybitnie zimnowodny. Cleve-Euler podaje, że gatunek ten występuje w wodach słodkich i słonawych, w jeziorach mezo- do eutroficznych oraz w innych zbiornikach wodnych. Wg Zabielińskiej i in. jest to gatunek słodkowodno-słonowodny, żyjący głównie w litoralu, często spotykany i w strefie pelagicznej jezior.

W Hańczy pojawiła się ona tylko raz (16.VIII.1957) w bardzo niewielkiej ilości osobników.

12. *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb.

Według Huber-Pestalozziego jest to gatunek planktonowy, występujący w wodach słodkich, często tworzący zakwity. Bardzo rozprzestrzeniony. Kisieliew i in. podają tylko, że gatunek ten występuje w słodkowodnym planktonie.

Anabaena flos-aquae znaleziona została przez Wisłoucha w jeziorze Leszczówek.

W próbach z Jeziora Hańcza pojawiła się tylko raz (16.VIII.1957), lecz dość licznie.

13. *Dinobryon divergens* Imh.

Huber-Pestalozzi [2] podaje, że gatunek ten jest najczęstszy z rodzaju *Dinobryon*, osiąga on najsilniejszy rozwój w miesiącach letnich, spotyka się go jednak także na wiosnę i późną jesienią. Należy on do stałych i częstych mieszkańców rzek i jezior eutroficznych, występuje jednak również licznie w wodach typu oligotroficznego i sięga nawet do jezior alpejskich. Spotyka się go w północnej Ameryce, Europie, północnej Azji i południowej Australii. Według Matwijkenki (1954) gatunek ten występuje w planktonie jezior, rzek i bagien. Jest jednym z najszerzej rozprzestrzenionych gatunków. Zmienność kształtów kolonii zależy od typu zbiornika.

Dinobryon divergens podawany jest z Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego przez Wołoszyńską (1922) dla jeziora Czarnego i jeziora Staw, przy czym w tym pierwszym występuje cały rok, aż do utworzenia się pokrywy lodowej, po czym opada na dno i tam zimuje. W jeziorze Staw pojawił się on tylko w sierpniu i wrześniu 1921 r. Wisłouch (1926) znalazł ten gatunek w jeziorach: Czarnym, Wigry i Leszczówek, Rypowa (1927) w dwóch „sucharach”, a mianowicie: Wielkim i Dębowski.

W jeziorze Hańcza napotykaną był dwukrotnie: 16.VIII.1957 i 5.XI.1958. Nie pojawił się w lecie 1958 r. Latem 1957 r. kolonie były dość liczne, natomiast jesienią 1958 r. ilość kolonii była znacznie mniejsza.

14. *Ceratium hirundinella* (O. F. Müll.) Schrank

Jak podaje Huber-Pestalozzi, *C. hirundinella* jest gatunkiem typowo planktonowym, występującym w epi- i metalimnionie, i raczej unika hypolimnionu. Kursanow i in. (1953) w swojej charakterystyce mówią, że gatunek ten występuje w planktonie jezior i innych zbiorników słodkowodnych i może powodować zakwity wody.

Wołoszyńska podaje go z jeziora Staw. Według jej obserwacji, gatunek ten charakteryzuje się sezonową zmiennością kształtów. Mianowicie w lipcu jest on formą posiadającą trzy rogi, a w sierpniu i wrześniu — cztery. Na początku września *C. hirundinella* zaczyna tworzyć przetrwalniki i w tej postaci zimuje na dnie. W innych jeziorach Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego gatunek ten znalazł Wisłouch w jeziorach Mulicznym, Długim, Okrągłym, Wigry, Białym Wigierskim i Leszczówek.

Ponadto R y p p o w a podaje go z sucharów: Wielkiego, Rzepiskowego i Dębowskich.

W Hańcy *C. hirundinella* została znaleziona 16.VIII.1957 i 15.IV.1958 w obu przypadkach pojawiła się nielicznie.

15. *Cosmarium* sp. Corda.

Według K u r s a n o w a i in. (1953) rodzaj ten ma swoich przedstawicieli w wodach różnego rodzaju i troficzności.

Przedstawiciele tego rodzaju występują w jeziorze Wigry (W o ł o s z y ń s k a 1923) oraz w sucharach (R y p p o w a 1927).

W jeziorze Hańcza *Cosmarium* pojawiło się dwukrotnie: 16.VIII.1957 i 7.VIII.1958. W obu przypadkach ilość osobników była bardzo mała.

16. *Staurastrum* sp. Meyen.

K u r s a n o w (1953) podaje podobne cechy występowania jak dla *Cosmarium*.

Rodzaj ten, podobnie jak poprzedni, był licznie reprezentowany w sucharach (R y p p o w a), ponadto znaleziony był przez W i s ł o u c h a w jeziorze Wigry i Białym Wigierskim.

W Hańcy *Staurastrum* spotkano tylko raz — 5.XI.1958 r. w bardzo niewielkiej ilości.

17. *Crucigenia* sp. Morren.

W cytowanym piśmiennictwie nie podano żadnych uwag odnośnie ekologii tego rodzaju. W materiałach z Hańcy *Crucigenia* pojawiła się tylko raz (16.VIII.1957) w pojedynczych okazach.

Jeden z gatunków tego rodzaju, a mianowicie *Crucigenia rectangularis*, został znaleziony przez W i s ł o u c h a w jeziorze Wigry i Leszczówek.

18. *Scenedesmus quadricauda* Bréb.

Występuje w wodzie jeziora Hańcza tak samo jak *Crucigenia*. Również w cytowanym piśmiennictwie nie podano charakterystyki ekologicznej.

Z Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego gatunek ten podaje jedynie R y p p o w a jako występujący w dwóch sucharach, a mianowicie Wielkim i Rzepiskowym.

Jezioro Hańcza, jak świadczą o tym wyniki analiz fizycznych i chemicznych oraz sam charakter zbiornika, jest jeziorem typowo oligotroficznym. Tymczasem ekologia znalezionych gatunków planktonowych zupełnie nie wskazuje na oligotroficzny charakter tego zbiornika. Niektóre organizmy, jak np. *Cyclotella* czy *Ceratium* są ubikwistami, inne spotykane są zarówno w wodach oligotroficznych jak i eutroficznych, a występują i takie (*Fra-*

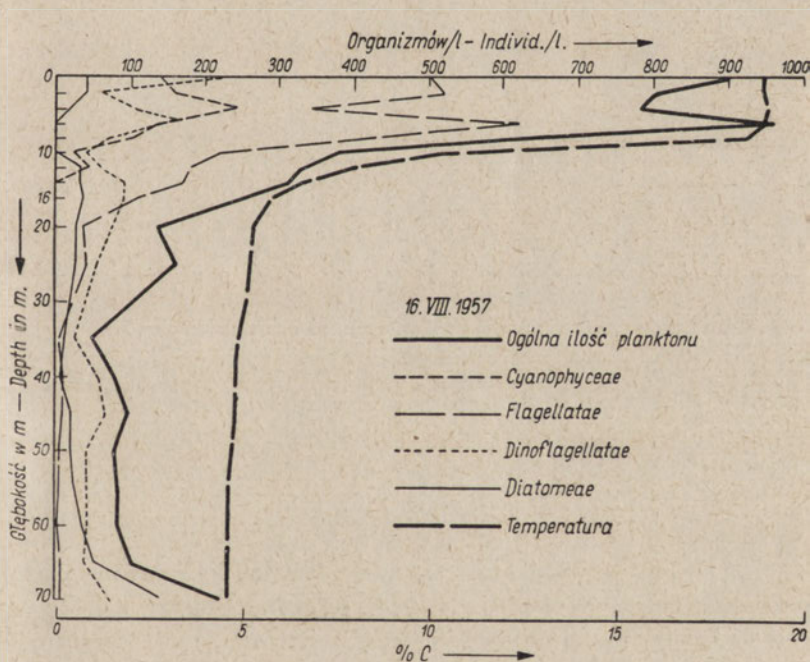
gilaria, *Synedra*, *Cosmarium*, *Staurastrum*), które także dobrze znoszą wody silnie dystroficzne.

Również skład jakościowy swoim ubóstwem gatunkowym przeczy oligotroficznemu charakterowi jeziora Hańcza. Wprawdzie jeden ze znalezionych gatunków, a mianowicie *Melosira islandica* subsp. *helvetica* podawany jest jako reliktowy, z drugiej jednak strony występuje on również w wodach eutroficznych, gdzie może nawet rozwijać się masowo.

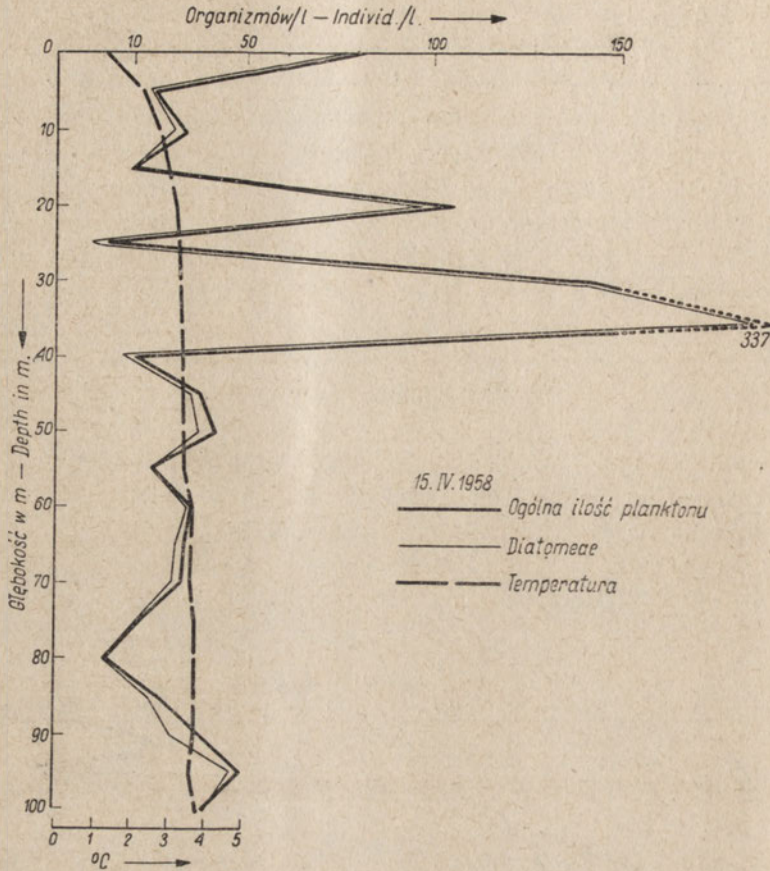
Do podobnych wniosków doszedł Wisłouch na podstawie analiz ilościowych i jakościowych jeziora Wigry, leżącego na Pojezierzu Suwalsko-Augustowskim, które zaliczane jest również do jezior typu oligotroficznego.

Wyniki badań ilościowych

Jak wynika z rys. 1—4, jedynie w serii z dnia 18.VIII.1957 r. (rys. 1) okrzemki wyraźnie ustępowały ilościowo innym grupom planktonowym. W epilimnionie na pierwsze miejsce wysunęły się wiciowce (*Dinobryon* — 620 osob./l), następną miejscę zajmowały sinice (*Anabaena* — do 240 osob./l), a dalej bruzdnice (*Ceratium* — do 220 osob./l). Okrzemki w tej warstwie

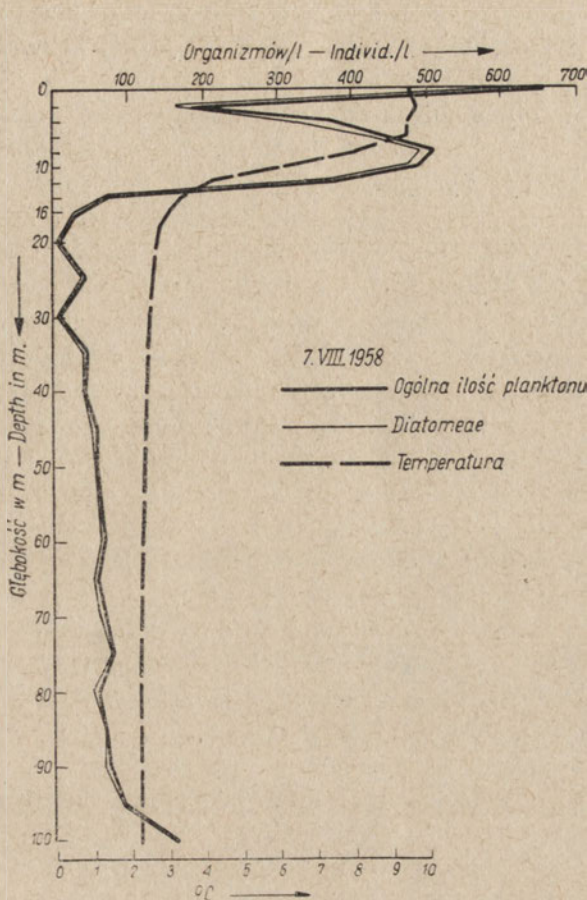


Rys. 1. Pionowe rozmieszczenie planktonu roślinnego w jeziorze Hańcza w dniu 16.VIII.1957



Rys. 2. Pionowe rozmieszczenie okrzemek i całkowitego planktonu roślinnego w jeziorze Hańcza w dniu 15.IV.1958

osiągały ilość zaledwie do 40 osob./l. W metalimnionie i górnej warstwie hypolimnionu na pierwszym miejscu znajdowały się w dalszym ciągu wiciowce (do 220 osob./l), ale na miejsce ustępujących prawie zupełnie sinic wstąpiły bruzdnice (do 90 osob./l) i okrzemki (do 30 osob./l). W głębszych warstwach hypolimnionu dominację jeszcze utrzymują bruzdnice (do 65 osob./l) przed okrzemkami, ale przy dnie te ostatnie zaczynają zdecydowanie przeważać, dochodząc do 142 osob./l. Jednak o ile w epilimnionie stosunki te uwiaryczniły się dość wyraźnie, szczególnie odnośnie wiciowców, to w głębszych warstwach różnice ilościowe są już bardzo nieznaczne, na co wpływa również fakt, że ogólna ilość planktonu w całym słupie wody jest niewielka (maksimum 960 osob./l).



Rys. 3. Pionowe rozmieszczenie okrzemek i całkowitego planktonu roślinnego w jeziorze Hańcza w dniu 7.VIII.1958

Na pozostałych wykresach widać, że prawie cały plankton roślinny jeziora Hańcza składał się w okresie badań z okrzemek. Inne grupy planktonu nie są uwidocznione na tych wykresach, stanowiły bowiem zaledwie do 15,38% ogólnej ilości planktonu.

Rysunek 2 obrazujący stosunki ilościowe okrzemek w dniu 15.IV.1958 r. wyróżnia się tym, że wystąpiły tu wyraźnie trzy maksima ilościowe: pierwsze przy powierzchni (79 osob./l), drugie na głębokości 20 m (104 osob./l) i trzecie, największe, na głębokości 35 m (337 osob./l), poprzedzielane dość silnym spadkiem ilości okrzemek. Należy tu jednak wziąć pod uwagę fakt, że ogólna ilość okrzemek w tej serii wahała się od 11 do 337 osob./l.

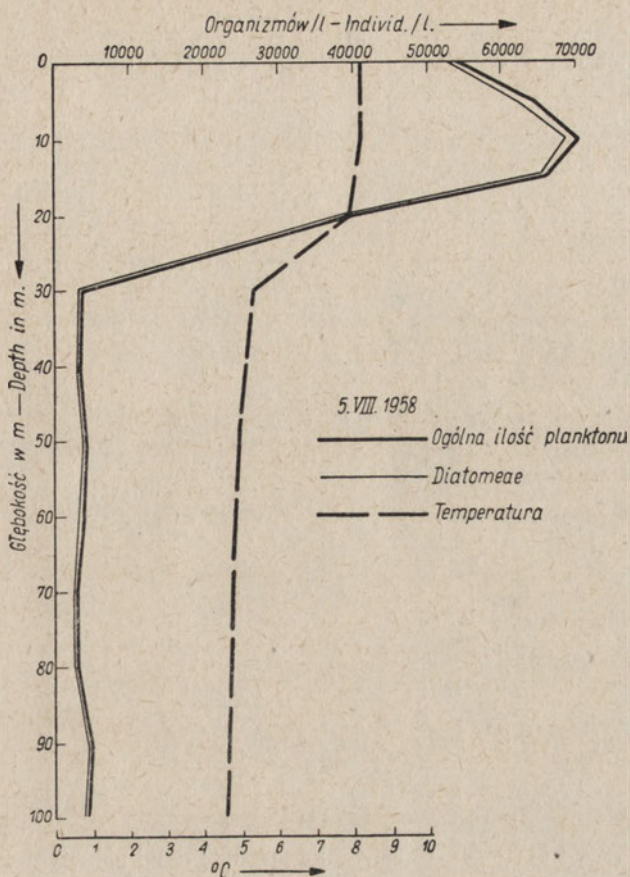
Są to więc ilości bardzo małe, a duże różnice wynikać mogą z tego, że przy przeliczaniu ilości osobników znalezionych w jednej komorze do objętości 1 l wody naturalnej minimalne różnice występujące w próbie liczonej na skutek stosowania mnożników mogą wzrastać dość znacznie.

Na rysunku 3, na którym są przedstawione wyniki ilościowych badań z dnia 7.VIII.1958 r. wystąpiły dwa wyraźne maksima ilościowe, jedno na powierzchni, przy czym było ono największe (600 osob./l), a drugie na głębokości 8 m (490 osob./l). Przedzielone były one dość silnym spadkiem ilości okrzemek (do 165 osob./l). Po drugim maksimum nastąpił gwałtowny spadek ilości okrzemek, dochodzący na głębokości 20 m do zaledwie 6 osob./l, po czym wraz ze wzrostem głębokości zaznaczał się niewielki i powolny wzrost ilości okrzemek, które przy dnie osiągnęły 165 osob./l. I w tej serii podobnie jak w poprzednich, zarówno ilość okrzemek, jak i ogólna ilość planktonu była stosunkowo niewielka (600 osob./l — okrzemki i 660 osob./l — ogólna ilość planktonu).

Odmienne obraz widać na rysunku 4. Z jednej strony występuje tylko jedno maksimum, z drugiej strony ilość okrzemek jest w tej serii, w porównaniu z poprzednimi, bardzo wysoka i zamyka się w granicach od 2400 do 68 400 osob./l. Wystąpił tu zakwit *Asterionelli*. Układ ilościowy przedstawia się następująco. Od powierzchni (53 200 osob./l) następował wzrost ilości okrzemek, osiągając najwyższy poziom na głębokości 10 m (68 400 osob./l). Następnie wraz ze wzrostem głębokości następował gwałtowny spadek ilości okrzemek, osiągając na głębokości 30 m wartość 3500 osob./l. W dalszym ciągu ilość okrzemek utrzymywała się mniej więcej na tym samym poziomie, osiągając przy dnie wartość 6000 osob./l.

Na rysunku 5 przedstawiono procent okrzemek w stosunku do ogólnej ilości planktonu dla wszystkich czterech serii badań. W serii z dnia 16.VIII.1957 r. procent okrzemek w epilimnionie z 4,5% na powierzchni spada do 0% na głębokości 6 m. Następnie okrzemki pojawiają się dopiero w metalimnionie na głębokości 12 m, stanowiąc tu 9% ogólnej ilości planktonu. Wraz ze wzrostem głębokości ilość ich rośnie, osiągając w dolnej warstwie metalimnionu wartość 13,5%. W górnej warstwie hypolimnionu ilość okrzemek wzrasta do 18,5%, a następnie na głębokości 25 m spada do 5,5%. Poczynając od 40 m, procentowa zawartość okrzemek stopniowo rośnie, osiągając przy dnie (na 70 m) 64% ogólnej ilości planktonu.

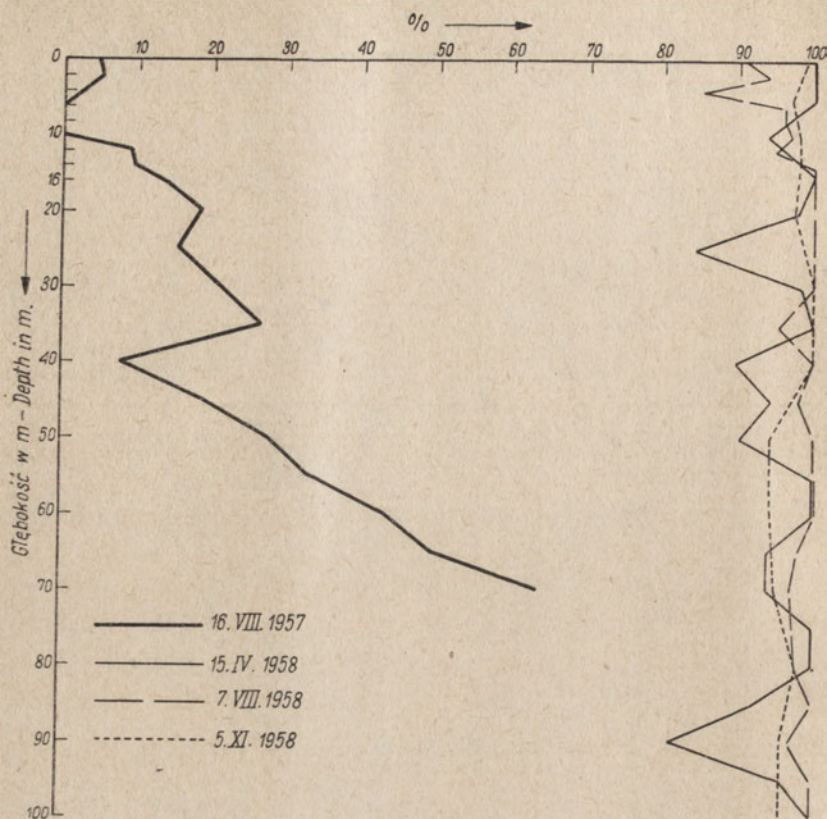
W pozostałych seriach, w których okrzemki dominowały w składzie planktonu, ilość ich wahała się nieznacznie: 15.IV.1958 r. w próbkach branych pod lodem, a więc jeszcze w czasie stagnacji zimowej, zawartość okrzemek zamyka się w granicach 81,5% — 100%; 7.VIII.1958 r. od 87 do 100%; 5.XI.1958 r. od 94 do 100% ogólnej ilości planktonu. W tych seriach nie zaznaczyła się żadna wyraźna zależność procentowej ilości okrzemek od głębokości.



Rys. 4. Pionowe rozmieszczenie okrzemek i całkowitego planktonu roślinnego w jeziorze Hańcza w dniu 5.XI.1958

Opierając się na materiałach Stacji Hydrobiologicznej dotyczących wyników analiz fizycznych i chemicznych wody jeziora Hańcza (Szczepański), próbowano znaleźć zależność pomiędzy pionowym, ilościowym rozmieszczeniem okrzemek a czynnikami fizycznymi lub chemicznymi.

Biorąc pod uwagę całość materiału obejmującego wszystkie cztery serie należy stwierdzić, że nie można uchwycić żadnej zależności pomiędzy składem ilościowym planktonu a składem fizyczno-chemicznym wody. Wprawdzie w niektórych seriach zarysowuje się pewna zbieżność odnośnie niektórych składników wody, ma ona jednak bardzo kapryśny przebieg w różnych warstwach wody. Np. w meta- i hypolimnionie z dnia 16.VIII.1957 r. zarysowuje się pewna zbieżność pomiędzy ilościowym występowaniem okrze-



Rys. 5. Procent okrzemek w stosunku do ogólnej ilości planktonu roślinnego

mek a zawartością Mg, ale epilimnion w tym czasie świadczył o całkowitej rozbieżności.

Jedynie w seriach z 7.VIII i 15.XI.1958 spadek ilości okrzemek był zgodny w epi- i metalimnionie z krzywymi spadku temperatury i rozpuszczonego tlenu, jednak w hypolimnionie stosunki te nie były już tak wyraźne. Również w serii z 7.VIII.1958 r. przebieg krzywej ilości okrzemek wykazywał zgodność z przebiegiem krzywej mętności.

Uwagi końcowe

Przedstawione tu materiały, choć w zamkniętym cyklu rocznym, obejmują jednak zaledwie cztery serie prób, co w znacznej mierze utrudnia wyciąganie wniosków odnośnie zarówno samych okrzemek, jak i ich zależności od fizyczno-chemicznych czynników środowiska. Jedyne co wystąpiło wyraźnie w zebranych materiałach, to zupełny brak podobieństwa

w składzie planktonu z okresu letniego 1957 i 1958 r. Próby były pobrane tu w tym samym miesiącu i w tym samym miejscu, a tak ilościowy jak i jakościowy skład planktonu odbiegają od siebie prawie całkowicie, z wyjątkiem wystąpienia w obu tych okresach okrzemki *Melosira islandica*, która zresztą była obecna we wszystkich próbach, oraz sprzącznicy *Cosmarium* sp., występującej w obu próbach letnich. W lecie 1958 r. nie pojawiły się zupełnie wiciowce, brak było również sinic i bruzdnic. W skład planktonu wchodziły prawie wyłącznie okrzemki, które w lecie 1957 r. były grupą wyraźnie ustępującą, szczególnie w epilimnionie i metalimnionie.

Opiérajac się na składzie jakościowym i ekologii znalezionych gatunków można stwierdzić, że plankton okrzemkowy jeziora Hańcza zupełnie nie wskazuje na oligotroficzność tego zbiornika.

Materiały planktonowe z tego zbiornika charakteryzowały się wyraźnym ubóstwem jakościowym i ilościowym. Jedyne jesienią 1958 r. (5.XI) pojawił się masowy rozwój okrzemki *Asterionella formosa*.

Brak pełniejszych materiałów nie pozwolił na porównanie sezonowości występowania składników planktonu i analizę ich zależności od składu fizycznego i chemicznego wody. W świetle przedstawionych materiałów zależność ta jest wątpliwa.

Biorąc pod uwagę ubóstwo planktonu jeziora Hańcza, należałoby próby ilościowe pobierać nie z 5 l, jak to było robione, ale z większej objętości wody w celu uzyskania bardziej zagęszczonych materiałów do analizy, i w celu wyeliminowania przypadkowości pojawiania się rzadkich gatunków.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Cleve - Euler A., 1951—1955. Die Diatomeen von Schweden und Finland. Kungl. Svenska Vetens. Akad. Handlingar. 1951 — 2 (1); 1952 — 3 (3); 1953 — 4 (1, 5); 1955 — 5 (4).
2. Huber - Pestalozzi G., 1938, 1941—42, 1950. Das Phytoplankton des Süswassers. Die Binnengewässer. Teil 1—3, 16.
3. Kisieliew I. A., Zinowa A. D., Kursanow L. J., 1953. Wodorosli. Opriedielitel niższych rastenij pod red. L. I. Kursanowa. Gos. Izdat. Sow. Nauka 2.
4. Koźmiński Z., 1932. O stosunkach tlenowych w jeziorze Hańcza na Suwalszczyźnie. Arch. Hydrob. i Ryb. (6), 66—85.
5. Kursanow L. I., Zabielińska M. M., Meier K. I., Roll J. W., Czeszinska H. I., 1953. Wodorosli. Opriedielitel niższych rastenij pod red. L. I. Kursanowa. Gos. Izdat. Sowietskaja Nauka, 1.
6. Lityński A., 1923. Sieja i sielawa w jeziorach suwalskich. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (2, 3), 92—108.
7. Lityński A., 1925. Uzupełnienie wykazu wioślarek jezior Wigierskich, Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (4), 57—58.
8. Matwienko A. M., 1954. Zołotistyje wodorosli. Opriedielitel priesnowodnych wodoroslij SSSR. Wyp. 3. Gos. Izdat. Sowietskaja Nauka.

9. Poliński W., 1922. O faunie mięczaków ziemi Suwalskiej. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (1), 37—43.
10. Ryprowa H., 1927. Glony jeziorok torfowcowych, tzw. „Sucharów” w okolicach Wigier. Arch. Hydrob. i Ryb. (2), 41—64.
11. Szczepański A. Charakterystyka limnologiczna jeziora Hańcza (w druku).
12. Wisłouch S., 1926. O letnim fitoplanktonie jezior Wigierskich. Arch. Hydrob. i Ryb. (1), 79—114.
13. Wiszniewski J., 1934. Badania ekologiczne nad psammonem ze szczególnym uwzględnieniem wrotków. Arch. Hydrob. i Ryb. (8), 149—272.
14. Wołoszyńska J., 1922 a. Plankton roślinny Wigierek i Stawu w zimie. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (1), 23—27.
15. Wołoszyńska J., 1922 b. O planktonie roślinnym dwu źródłanych jezior wigierskich. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (1), 27—30.
16. Wołoszyńska J., 1923. Rozmieszczenie glonów osiadłych na dnie jeziora Wigierskiego. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (2, 3), 9—66.
17. Wołoszyńska J., 1925. Notatki algologiczne. Spr. St. Hydrobiol. na Wigrach, 1 (4), 3—9.
18. Zabielińska M. M., Kisieliew I. A., Proszkina-Ławrienko A. I., Szeszukowa W. S., 1951. Diatomowyje wodorosli. Opried. priesnow. wodoroslij SSSR. Wyp. 4. Gos. Izdat. Sowjetskaja Nauka.
19. Zavržel J., 1926. Chironomidy jeziora Wigierskiego. Arch. Hydrobiol. i Ryb., (1—3), 195—221.

3. Маляновски

Растительный планктон озера Ганьча

Резюме

Пробы для исследования планктона были побраны 16.8.1957, 15.4.58, 7.8.1958 и 5.11.58 на впадине. В летнее время от поверхности до 20 м. глубины пробы побирались через два метра; в глубже расположенных слоях — через пять метров. Количественный анализ проводился с помощью камеры Седжвик-Рафтера.

В растительном планктоне озера Ганьча найдено 18 видов. Среди них 11 принадлежат к *Diatomeae*, 1 к *Cyanophyceae*, 1 к *Flagellatae*, 1 к *Dinoflagellatae*, 2 к *Conjugatae* и 2 к *Chlorophyceae*.

Выступающие в озере виды встречаются не только в олиготрофных озерах. Некоторые (*Cyclotella*, *Ceratium*) убикивистические, другие (*Melosira*, *Asterionella*) присутствуют наравне в олиготрофных как и в эвтрофных водах, некоторые, наконец (*Fragilaria*, *Synedra*, *Cosmarium*, *Staurastrum*) встречаются в явно дистрофных водах. По количественному и качественному составу растительного планктона пробы побранные летом 1957 и 1958 полностью отличаются друг от друга. Общими видами для этих двух периодов явились только *Melosira islandica*, которая впрочем присутствовала во всех пробах, и *Cosmarium* sp., присутствующая только в эти два

периоды. Летом 1958 не появились *Flagellatae*, отсутствовали также *Cyanophyceae* и *Dinoflagellatae*. Результаты количественных исследований представлены на графиках 1—4. В состав планктона входили почти исключительно *Diatomeae*. Только летом 1957 г. эта группа явно уступала другим, особенно в эпилимнионе и в гиполимнионе. В этих слоях первое место занимали *Flagellatae*. Только у дна доминировали *Diatomeae*. В остальные периоды исследований почти весь растительный планктон озера Ганьча состоял из *Diatomeae*. Другие группы составляли лишь 15,38% общего количества планктона (граф. 5).

Количественные максимумы *Diatomeae* оказались в отдельных сериях на разных уровнях. 16.8.57 наибольшее количество *Diatomeae* найдено у дна (142 особи/л.). 15.4.58 найдено 3 максимумы: при поверхности (79 особей/л.), на глубине 20 м. (140 особей/л.) и самый большой на глубине 35 м. (337 особей/л.). 7.8.58 найдено два максимумы: на поверхности (600 особей/л.) и на глубине 8 м. (490 особей/л.). 5.11.58 обнаружен был только один максимум на глубине 10 м. (68 400 особей/л.).

В этой серии обнаружено цветение воды, вызванное видом *Asterionella formosa*. Это было единственное цветение, наблюдаемое в этом озере.

Список рисунков

- Рис. 1. Вертикальное распределение фитопланктона в озере Ганьча 16.VIII.1957 г.
Рис. 2. Вертикальное распределение *Diatomeae* и общего фитопланктона в озере Ганьча 15.IV.1958 г.
Рис. 3. Вертикальное распределение *Diatomeae* и общего фитопланктона в озере Ганьча 7.VIII.1958 г.
Рис. 4. Вертикальное распределение *Diatomeae* и общего фитопланктона в озере Ганьча 5.XI.1958 г.
Рис. 5. *Diatomeae* в процентах общей массы фитопланктона

Z. M a l a n o w s k i

Phytoplankton of the Hańcza lake

Summary

Samples of phytoplankton were taken in the oligotrophic Hańcza lake August 16.1957, April 15. 1958, August 7, 1958 and November 5. 1958. Quantitative analysis was executed using the Sedgwick-Rafter chamber. Totally 18 species of vegetable plankton were found: 11 species of *Diatomeae*, 1 — of *Cyanophyceae*, 1 *Flagellatae*, 1 *Dinoflagellatae*, 2 *Conjugatae* and 2 *Chlorophyceae*.

Species occurring in the studied lake are found not only in the oligotrophic lakes. Some of them (*Cyclotella*, *Ceratium*) are ubiquitous, others

(*Melosira*, *Asterionella*) occur as well in oligo- as in eutrophic lakes, and some (*Fragillaria*, *Synedra*, *Cosmarium*, *Staurastrum*) are found in definitely dystrophic waters.

In summer seasons 1957 and 1958 the qualitative as well as quantitative composition of vegetable plankton are completely different, except for *Melosira islandica* which was found present in all samples, and *Cosmarium* sp. which appeared only in those two periods. In summer 1958 *Flagellatae*; *Cyanophyceae* and *Dinoflagellatae* failed to appear.

Results of quantitative study is visualized in the diagrams 1—4. Composition of plankton consisted nearly exclusively of *Diatomeae*. Only in summer 1957 this group gave place to others especially in epilimnion and hypolimnion. In those two layers *Flagellatae* became most frequent. Only near the bottom *Diatomeae* begin to prevail. In all other periods of investigation the Hańcza lake vegetable plankton consisted almost entirely of *Diatomeae*. Other groups made up only 15.38% of the total plankton quantity (diagram 5). The maximal quantity of *Diatomeae* in the whole water column appeared in single series at different levels.

In August 16.1957, as mentioned above, the maximal number of *Diatomeae* appeared near the bottom (142 ind./l.). April 15. 1958 three maxima were observed: near the surface (79 ind./l.), at the depth of 20 m. (104 ind./l.) and the highest maximum at the depth of 35 m. (337 ind./l.). August 7. 1958 two quantitative maxima appeared: the highest maximum near the surface (600 ind./l.) and the second lower than the former, at the depth of 8 m. (490 ind./l.). November 5. 1958 only one maximum was noted at the depth of 10 m. (68.400 ind./l.). In this series the blooming of the *Asterionella formosa* was stated.

List of figures

- Fig. 1. Vertical distribution of the phytoplankton of Hańcza lake (16.VIII.1957)
- Fig. 2. Vertical distribution of the phytoplankton of Hańcza lake (15.IV.1958)
- Fig. 3. Vertical distribution of the phytoplankton of Hańcza lake (7.VIII.1958)
- Fig. 4. Vertical distribution of the phytoplankton of Hańcza lake (5.XI.1958)
- Fig. 5. Percentage of Diatoms in the phytoplankton of Hańcza lake

H. Wojtusiak, R. J. Wojtusiak

**Biologia, występowanie i użytkowość motyli wodnych
z podrodziny *Hydrocampinae*
w stawach doświadczalnych PAN Ochaby**

(Doniesienie tymczasowe)

Zakład Biologii Wód Polskiej Akademii Nauk i Zakład Psychologii i Etologii
Zwierząt Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie

Otrzymano 10.III.1960

Badania nad motylami wodnymi z podrodziny *Hydrocampinae*, występującymi na terenach gospodarstw stawowych PAN Ochaby-Landek-Golysz, prowadzone były w ciągu 1954 r. Obejmowały one 3 zagadnienia: 1) poznanie możliwie dokładne biologii motyli z tej grupy, przy czym jako przedstawiciele do obserwacji wybrano głównie gatunki: *Nymphula nymphaeata* L. i *Cataclysta lemnata* L.; 2) rozmieszczenie motyli z tej grupy w poszczególnych stawach wspomnianych gospodarstw rybnych; 3) poznanie użytkowości tych motyli, a zwłaszcza ich gąsienic, jako pokarmu dla ryb. Obserwacje terenowe przeprowadzono we wspomnianych gospodarstwach PAN, badania nad znaczeniem pokarmowym i odpowiednie hodowle w pracowni Zakładu Psychologii i Etologii Zwierząt Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie. Z zagadnienia pierwszego w niniejszym doniesieniu podajemy tylko ogólny cykl rozwojowy badanych gatunków, natomiast dokładny opis zmian morfologicznych i obyczajowych zostanie podany w osobnej pracy. Zagadnienia pozostałe omawiamy w całości.

1. **B i o l o g i a.** *Cataclysta lemnata* L. Samica składa w lecie około 80 jajek na spodniej stronie liścia rzęsy (*Lemna minor* L.) lub żabiścieku (*Hydrocharis morsus ranae* L.). Po około 10 dniach lęgną się gąsieniczki o skórze pokrytej małymi wżgórkami. W tym stadium oddychają apneustycznie za pośrednictwem skóry. Po wylęgnięciu się gąsieniczka wgryza się w liść rośliny pokarmowej i prowadzi tryb życia owada minującego. Po tym okresie zaczyna budować osobny domek z listków rzęsy, które skleja

za pomocą jedwabnej nitki (N a t a n s o n - G r o d z i ń s k a 1932 a). Domek ten ulega powiększeniu o dalsze listki w miarę wzrostu gąsienicy. Po drugiej wylince następuje zmiana skulptury skóry gąsienicy, pojawiają się na niej bowiem liczne stożki chitynowe wzdłużnie żeberkowane, które zatrzymują dookoła ciała gąsienicy cieniutką warstwę powietrza (N a t a n s o n - G r o d z i ń s k a 1932 b). Równocześnie otwierają się przetchlinki, które w stadium poprzednim były zamknięte i gąsienica przechodzi do oddychania peripneustycznego powietrzem atmosferycznym, otaczającym jej ciało oraz zawartym w domku. Pobieranie tlenu następuje prawdopodobnie na drodze dyfuzji. Tlen z wody oraz z tkanek roślinnych przenika do otoczki powietrznej, skąd pobierają go gąsienice. Gąsienice zimują w rozmaity sposób, zależnie od wieku. Wylęgnięte w jesieni małe gąsieniczki budują domki z rzęsy wypełnionej powietrzem, które pływają na powierzchni wody i mogą zamarznąć. Zapoczwarczenie następuje w czerwcu w rodzaju dzwonu z rzęsy wypełnionego powietrzem. Motyle dojrzałe lęgą się w sierpniu. Gąsieniczki większe opuszczają w końcu jesieni domki z rzęsy i wgryzają się w trzciny, gdzie znajdują przestrzenie wypełnione powietrzem i tu zimują. Na wiosnę odcinają rurkę z tej samej rośliny, w której się zapoczwarczają. Wyląg dojrzałych motyli następuje po 10—14 dniach po zapoczwarczeniu, w maju lub czerwcu. Na razie nie udało się rozstrzygnąć, czy obie formy gąsienic należą do odrębnych pokoleń, wiosennego i jesiennego. Ze względu na to, że gąsienice *Cataclysta lemnata* L. zimują, nie można otrzymać w ciągu jednego roku wszystkich stadiów rozwojowych.

Nymphula nymphaeata L. Samica składa w sierpniu i wrześniu 40—100 jajek na spodniej stronie liścia grążela (*Nymphaea*), rdestnicy (*Potamogeton*) lub żabiścieku (*Hydrocharis morsus ranae* L.). Wylęgnięta gąsieniczka wgryza się w miękisz liścia rośliny pokarmowej, pozostawiając skórkę wierzchnią i spodnią nietkniętą. Ten typ żerowania minujący podawany był w wątpliwość przez W e s e n b e r g - L u n d a (1913—1914, 1943), chociaż podawał go M ü l l e r (1892). Obecnie został stwierdzony przez autorów, zgodnie z poglądami tego ostatniego. Skóra gąsienicy pokryta jest w tym stadium małymi wzgórkami dopuszczającymi do niej wodę, przez co zachodzi oddychanie apneustyczne, skórne. W stadium następnym wystawia gąsieniczka przednią część ciała na zewnątrz i obcina liść, w którym siedzi, wokół linii eliptycznej, tworząc z niego pierwszą, dolną połowę domku. Tarczkę tę podsuwa następnie pod liść tej samej rośliny, przymocowuje po brzegach za pomocą jedwabnej nitki, a następnie obcina konturowo przykrywą domku wzdłuż brzegów pierwszej tarczki. W ten sposób powstaje domek złożony z 2 eliptycznych wycinków liścia zwróconych ku sobie dawną spodnią stroną (M i k ł a s z e w s k a 1947). Przestrzeń zamkniętą przez nie zamieszkuje gąsienica, która w stadium tym przechodzi do oddychania peripneustycznego powietrzem atmosferycznym. Powietrze to otacza cie-

niutką warstewką jej ciało dzięki temu, że skóra gąsienicy pokryta jest w tym stadium licznymi, ostrymi, stożkowatymi wyrostkami żeberkowanymi wzdłużnie, które zatrzymują powietrze. Ponadto powietrze utrzymuje się wewnątrz domku dzięki jedwabnej tkaninie wyścielającej wewnątrz domku. Gąsienica może oddychać powietrzem atmosferycznym, gdyż w tym stadium otwierają się przetchlinki, które poprzednio były zamknięte. Pobieranie tlenu następuje u tego gatunku w podobny sposób jak u poprzedniego, z tym że według Portiera (1911, 1949) między gąsienicą a jej domkiem roślinnym ma zachodzić zjawisko symbiozy. Obie połówki domku mają pozostawać, według tego badacza, żywe i zielone, dopóki siedzi w nich gąsienica, podczas gdy inne liście pozbawione gąsienic mogą tymczasem zwiędnąć i odbarwić się. Dzięki procesowi asymilacji żywego domku roślina pobiera dwutlenek węgla wydychany przez gąsienicę, a wydała tlen potrzebny tej ostatniej do oddychania. Symbiozę tę W e s e n b e r g - L u n d (1943) podaje w wątpliwość. Na podstawie obserwacji autorów nie udało się stwierdzić dłuższego przeżywania w stanie świeżym i zielonym eliptycznych tarczek z listków tworzących domek gąsienicy.

W jesieni domek z gąsienicą opada na dno zbiornika wodnego razem z innymi liśćmi i gąsienica zimuje w domku. Na wiosnę, gdy rośliny puszczają pędy ku powierzchni, gąsienice wędrują również z powrotem w górę. Zapoczwarczenie następuje pod wodą na głębokości 5—10 cm, gdzie gąsienica przyczepia swój domek do łodygi rośliny wodnej. Poczwarka oddycha również powietrzem zawartym w domku, które pochodzi prawdopodobnie z tkanek rośliny. Przedostaje się ono do domku z otworków wygryzionych w pędach rośliny przez gąsienicę w miejscu przyczepienia domku. Dojrzały motyl, po wylęgnięciu się z poczwarki, obejmuje skrzydłami bańkę powietrza zawartą w zrzuconej skórcie poczwarki i z nią wypływa na powierzchnię wody, a następnie dostaje się na brzeg.

2. R o z m i e s z c z e n i e motyli z podrodziny *Hydrocampinae* w Gospodarstwach Stawowych PAN Ochaby-Landek-Gołysz wykazuje całkowitą zależność od roślinności wodnej, występującej w poszczególnych stawach, która stanowić może pokarm dla gąsienic badanych gatunków motyli. Z roślinności tej stwierdzono występowanie następujących gatunków:

<i>Salvinia natans</i> (L.) All.,	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.
<i>Lemna minor</i> L.,	<i>Potamogeton natans</i> L.,
<i>Lemna trisulca</i> L.,	<i>Potamogeton lucens</i> L.,
<i>Stratiotes aloides</i> L.,	<i>Potamogeton crispus</i> L.

We wszystkich prawie stawach występują licznie gąsienice *Nymphula nymphaeata* L. Mniej licznie, bo tylko w stawach pokrytych rżesą, stwierdzono występowanie *Cataclysta lemnata* L. Najmniej licznie występuje *Paraponyx stratiotata* L., której gąsienice związane są z występowaniem *Stratiotes aloides* L.

3. Znaczenie pokarmowe motyli z podrodziny *Hydrocampinae* dla ryb badane było w pracowni w ten sposób, że do akwarium z danym gatunkiem ryby dawano gąsienice *Nymphula nymphaeata* L. lub *Cataclysta lemnata* L. i obserwowano zachowanie się ryb w rozmaitych przypadkach, a mianowicie: 1) wobec gąsienic pozostających w całym domku pływającym po powierzchni wody; 2) w połowie domku pływającej po powierzchni wody; 3) w całym domku przymocowanym na drucie i zanurzone pod powierzchnię wody; 4) w połowie domku zanurzonej pod powierzchnię wody; 5) gąsienicy pozbawionej domku.

W każdym akwarium znajdowało się w czasie doświadczeń 3—4 okazów ryb, które pozostawały w nim przed doświadczeniami co najmniej przez 2—3 dni. Zbadano zachowanie się wobec wspomnianych gatunków motyli 11 gatunków ryb, a mianowicie karpia (*Cyprinus carpio* (L.)), karaś (*Carassius carassius* (L.)), lina (*Tinca tinca* (L.)), lina złotego (*Tinca aurata* Bloch.), kielb (*Gobio gobio* L.), słonecznicy (*Leucaspis delineatus* (Heckel)), uklei (*Alburnus alburnus* (L.)), klenia (*Leuciscus cephalus* (L.)), płoci (*Rutilus rutilus* (L.)), strzebli (*Phoxinus phoxinus* (L.)) i piskorza (*Misgurnus fossilis* L.). Z każdym okazem danego gatunku robiono po 10—20 prób dziennie. Do doświadczeń brano gąsienice średniej wielkości, a więc już pokryte długimi stożkami chitynowymi wzdłużnie żeberkowanymi. Początkowo badano zachowanie się ryb w temperaturze pokojowej. Ponieważ okazało się jednak, że w sposobie reagowania ryb na żywe gąsienice występują różnice zależne od temperatury, w dalszej części doświadczeń notowano każdorazowo temperaturę. Wyniki uzyskane dadzą się pokrótce przedstawić następująco:

Karp (*Cyprinus carpio* L.) przy temp. 11—13°C nie reagował ani na gąsienice *Cataclysta lemnata* L., ani *Nymphula nymphaeata* L. Natomiast przy temp. 19—23°C zjadał gąsienice po kilku godzinach.

Karaś (*Carassius carassius* (L.)) nie okazywał żadnych reakcji na gąsienice ani na powierzchni, ani w głębi wody.

Lin (*Tinca tinca* (L.)) nie reagował na gąsienice w domku, natomiast chwycił je, gdy wychyliły się z domku lub gdy go nie miały. Gąsienice *Cataclysta* chwycił na powierzchni po kilku godzinach.

Lin złoty (*Tinca aurata* Bloch.) nie reagował na żadne gąsienice na powierzchni wody, natomiast gąsienice wrzucone bez domków brał po kilku godzinach.

Kielb (*Gobio gobio* L.) nie brał gąsienic w domkach na powierzchni od razu, lecz dopiero po kilku godzinach, natomiast chwycił je pod wodą, o ile te wychyliły się z domku lub gdy były bez domku, ale nie na powierzchni wody.

Słonecznica (*Leucaspis delineatus* (Heckel)) w temp. 11—13°C nie reagowała na gąsienice, natomiast w temp. 22—23°C chwyciła je po kilku godzinach.

Ukleja (*Alburnus alburnus* (L.)) nie reagowała wcale lub dopiero po kilku godzinach na gąsienice w domkach na powierzchni wody, chwytając je natomiast pod wodą bez domku lub wychylające się z nich. Poniżej 15°C brak było reakcji na podawany pokarm.

Kleń (*Leuciscus cephalus* (L.)) nie chwytął w ogóle gąsienic na powierzchni wody ani w domkach, ani swobodnie pływających bez domków.

Płoc (*Rutilus rutilus* (L.)) w temp. niskich 11—13°C nie wykazywała reakcji pokarmowych, zaś w temp. wyższych 22—23°C chwytła gąsienice po kilku godzinach.

Strzebla (*Phoxinus phoxinus* (L.)) początkowo nie reagowała na gąsienice ani na powierzchni, ani w głębi wody. Po kilku dniach jednak zaczęła chwytac pokarm po kilku godzinach, a nawet szybciej, co świadczy o stopniowym przyzwyczajaniu się ryby do podawanego pokarmu.

Piskorz (*Misgurnus fossilis* L.) nie reagował na gąsienice *Cataclysta lemnata* L. na powierzchni wody bez względu na temperaturę. Gąsienice *Nymphula nymphaeata* L. chwytął pod wodą, ale je wypluwał. W temp. poniżej 15°C nastąpił brak wszelkich reakcji.

Z zestawienia tego wynika, że gąsienice *Nymphula nymphaeata* L. i *Cataclysta lemnata* L. mogą stanowić pokarm dla szeregu gatunków ryb słodkowodnych, a mianowicie dla karpia, linów, kielbia, słonecznicy, uklei, płoci i trzebli. Z badanych gatunków tylko karaś, kleń i piskorz nie pobierały gąsienic jako pokarmu. Wzrost temperatury powyżej 15°C wzmagają reakcje pokarmowe u ryb. U niektórych gatunków, jak u strzebli, daje się zauważyć stopniowe nabywanie doświadczenia w pobieraniu gąsienic jako karmy. Oprócz samych gąsienic mogą służyć za pokarm dla ryb także motyle dojrzałe, które po odbyciu lotu godowego wpadają nieraz masowo do wody, gdzie mogą stać się ofiarą ryb. Znaczenie motyli jako pokarmu dla ryb może okazać się o tyle ważne, że — jak wynika z badań W. Goetscha (1948) (Wojtusiak 1953) — w ciałku tłuszczowym owadów znajduje się duża ilość witaminy T, która wzmagają procesy wzrostowe organizmów, procesy gojenia się ran oraz odporność na choroby.

W odniesieniu do znaczenia ekonomicznego motyli z podrodziny *Hydrocampinae*, zaliczanych przez niektórych autorów do *Nymphulinae*, panowało dotychczas przekonanie, że przeważnie są one szkodnikami niszczącymi rośliny wodne (Lang 1956). Niektóre z tropikalnych gatunków znane są jako szkodniki plantacji ryżu. Według Lange'a tylko niektóre gatunki pobierane są chętnie przez ryby jako pokarm. Z badań niniejszych okazuje się, że motyle wodne z podrodziny *Hydrocampinae* mogą posiadać znaczenie gospodarcze jako pokarm dla ryb, zarówno w postaci gąsienic jak i owadów dojrzałych, które wpadną do wody. Nastawienie w stosunku do tego rodzaju pokarmu jest różne u różnych gatunków ryb, a także zależy od temperatury wody. Wyższa temperatura wzmagają reakcje pokarmowe ryb.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Goetsch W., 1948. Vitamin T, ein neuartiger Wirkstoff. Oesterr. Zool. Ztschr. 1, 49—57.
2. Goetsch W., 1948. Darm-Symbionten als Eiweissquelle und Vitaminspender. Oesterr. Zool. Ztschr. 1, 58—86.
3. Grünberg K., 1926. Lepidoptera — Schmetterlinge, w A. Brauer: Süßwasserfauna Deutschlands. Jena, 4 (8), 1—163.
4. Karny H. H., 1934. Biologie der Wasser-Insekten. Wien, 1—311.
5. Lange W. H. jr. 1956. A generic revision of the aquatic moths of North America (*Lepidoptera: Pyralidae, Nymphulinae*). The Wasmann Journ. of Biology, 14 (1), 59—144.
6. Miklaszewska A., 1947 (1948). Experiments on the plasticity of instinct in caterpillars of *Nymphula nymphaeata* L. (*Lepidoptera, Pyralidae*). Bull. Acad. Polon. Sc. B. II. Cracovie, 277—297.
7. Müller G. W., 1884. Ueber einige im Wasser lebende Schmetterlingsraupen Brasiliens. Arch. Naturg. 50 (1), 194.
8. Müller G. W., 1892. Beobachtungen an im Wasser lebenden Schmetterlingsraupen. Zool. Jahb. Abt. Syst. Jena, 6, 617—630.
9. Natanson-Grodzińska N., 1932. Sur la plasticité des instincts chez les larves aquatiques de *Cataclyste* (*Cataclysta lemnata* L.) Bull. Acad. Polon. Sc. Cracovie, 2, 123—140.
10. Natanson-Grodzińska N., 1932. Sur la structure du tégument chez les chenilles aquatiques de *Cataclysta lemnata* L. et son rôle dans la respiration. Bull. Acad. Polon. Sc. Cracovie, 2, 203—219.
11. Portier P., 1911. Recherches physiologiques sur les Insectes aquatiques. Arch. Zool. Expér. Paris, 5, 8, 89—379.
12. Portier P., 1949. La biologie des Lépidoptères. Encyclopédie Entomologique Paris, 22, 1—641.
13. Wesenberg-Lund C., 1913—1914. Süßwasserinsekten. Festschr. Naturwiss. Forsch. Berlin-Wien, 8, 161—286; 9, 55—132.
14. Wesenberg-Lund C., 1943. Biologie der Wasserinsekten. Berlin-Wien, 1—8, 1—682.
15. Wojtusiak R. J., 1953. Witamina T i jej wpływ na postać i obyczaje zwierząt. Wszechświat, Kraków (5), 109—115.

Г. Войтусяк, Р. И. Войтусяк

Биология, распространение и полезность водных бабочек из подсемейства *Hydrocampinae* в опытных прудах ПАН Охабы

Резюме

Авторы исследовали жизненные циклы у видов *Cataclysta lemnata* и *Nymphula nymphaeata* L. В настоящей работе приводятся только общие результаты, более подробная картина изменений морфологии и поведения будет приведена в отдельной работе.

Почти во всех исследуемых прудах присутствовали гусеницы *Nymphula*

nymphaeata L. Гусеницы *Cataclysta lemnata* L. находились только в тех прудах, в которых выступала *Lemna*. Наиболее редкими являлись гусеницы *Paraponyx stratiotata*, которые выступали исключительно там, где растет *Stratiotes aloides* L. В серии лабораторных исследований исследовалось значение гусениц и зрелых форм бабочек из видов *Cataclysta lemnata* L. и *Nymphula nymphaeata* L. в качестве корма для 11 видов рыб. Наблюдалось поведение рыб: а) по отношению к гусеницам средней величины, находящимся в целых домиках на поверхности воды; б) к гусеницам, находящимся в половине домика, но под водой; в) по отношению к гусеницам, находящимся в половине домика на поверхности воды; г) к гусеницам в целом домике, погруженном в воде; д) по отношению к гусеницам, лишенным домика; е) по отношению к взрослым формам, попавшим в воду.

Оказалось, что гусеницы *Cataclysta lemnata* L. и *Nymphula nymphaeata* L. могут являться кормом для *Cyprinus carpio*, *Tinca tinca*, *Gobio gobio*, *Leucaspis delineatus*, *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Phoxinus phoxinus*. Рыбы из видов *Carassius carassius*, *Leuciscus cephalus* и *Misgurnus fossilis* не потребляли гусениц в качестве корма. При увеличении температуры выше 15° пищевая реакция рыб усиливается. У некоторых видов, например *Phoxinus phoxinus*, удается заметить постепенное приобретение опыта при использовании гусениц в качестве пищи. Взрослые особи, попавшие в воду, могут тоже служить в качестве пищи.

H. Wojtusiak, R. J. Wojtusiak

Biology, distribution and economical value of the water-moths from the subfamily *Hydrocampinae* in the experimental ponds of the Polish Academy of Sciences in Ochaby

Summary

The authors investigated the life history of the species *Cataclysta lemnata* L. and *Nymphula nymphaeata* L. and present its general picture. A more detailed description of morphological and ethological changes will be given in a separate paper. It was stated that in approximately all examined ponds the caterpillars of *Nymphula nymphaeata* L. are numerous. Less common are the caterpillars of *Cataclysta lemnata* L. which occurs in the ponds with the *Lemna* only, and the rarest are *Paraponyx stratiotata* L. feeding on *Stratiotes aloides* L.

In the series of laboratory investigation the authors examined the behavior of the fishes towards: 1) medium size caterpillars remaining throughout the case on the surface of the water; 2) in the half of the case on

the surface of the water; 3) in the whole immersed case; 4) in half of the immersed case; 5) small caterpillars without a case; 6) behaviour towards adult forms which fell in the water. It was observed that caterpillars *Cataglyphis lemnae* L. and *Nymphula nymphaeata* L. may constitute food for: *Cyprinus carpio* L., *Tinca tinca* (L.), *Gobio gobio* L., *Leucaspis delineatus* (Heckel), *Alburnus alburnus* (L.), *Rutilus rutilus* (L.) and *Phoxinus phoxinus* (L.). Fishes from the species *Carassius carassius* (L.), *Leuciscus cephalus* (L.) and *Misgurnus fossilis* L. did not accept caterpillars as food. The food reaction of fishes towards caterpillars of moths depends on the temperature. An increase in temperature over 15°C stimulates food reaction. With some species as for example *Phoxinus phoxinus* (L.) may be noticed a gradual growth in experience in accepting caterpillars as food. Adult moths that fall in the water may also serve as food for fish.

A. T s c h u s c h k e

Materiały do znajomości wioślarek (*Cladocera*) rzeki Warty, jej dopływów i starorzeczy

Instytut Zoologiczny PAN Oddział w Poznaniu

Otrzymano 22.II.1960

Wstęp

Literatura obejmująca badania nad potamoplanktonem jest stosunkowo bogata. Bardzo ważne pozycje stanowią prace K o f o i d a (1903, 1908) i B e r g a (1943, 1948). Znana i ceniona jest praca Z a c h a r i a s a (1898) o potamoplanktonie. Ciekawe są również prace B e h n i n g a (1926, 1928, 1934) i M e i s s n e r a (1903).

W polskim piśmiennictwie należałoby wymienić pracę T a r w i d a, F a b i s z e w s k i e j i S z c z e p a ń s k i e j (1953) i S z c z e p a ń s k i e g o (1958). W ostatniej wprowadzono do naszej literatury pojęcie „syrton” stworzone przez B e r n e r a (1951) na określenie organizmów planktonowych poławianych w nurcie rzeki. Syrton obejmuje wszystkie organizmy planktonowe porwane prądem ze swego naturalnego środowiska, znajdujące się więc w nurcie rzeki przypadkowo.

Badania nad potamoplanktonem Warty zapoczątkował T o r k a (1906). H o p p ó w n a (1925) prowadziła roczne badania nad fitoplanktonem Warty. K u l m a t y c k i i G a b a ń s k i (1925), badając zanieczyszczenia Warty pod Wronkami, przeprowadzali również analizy biologiczne. Autorzy ci jednak nie wymieniają ani jednego gatunku z grupy wioślarek, co wydaje się zupełnie niezrozumiale.

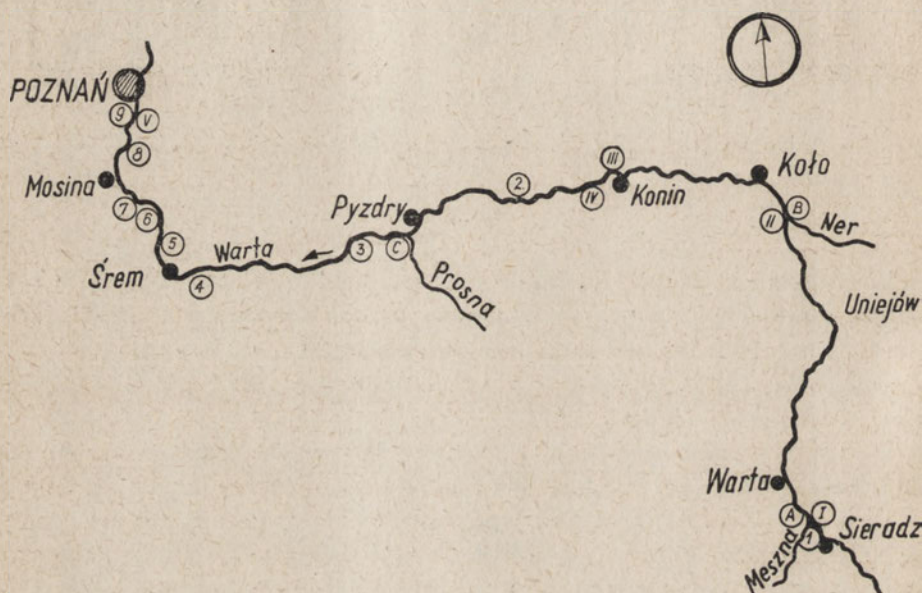
Na uwagę zasługuje również praca B e n n i n a (1926), w której przedstawione są wyniki czteroletnich badań planktonowych prowadzonych w dolnym biegu Warty. B e n n i n (1925) dokonał w czasie kwietniowego wylewu Warty w roku 1924 analizy planktonu.

W ostatnich latach Pawłowski (1958) prowadził szeroko zakrojone badania nad wrotkami, również w Warcie.

Badania nad planktonem starorzeczy mają mniej bogatą historię. W Rosji Zykoff (1903) i Behning (1912—1913) prowadzili badania nad planktonem tych ciekawych zbiorników, szczegółowo analizując znalezione tam wioślarki.

W polskiej literaturze brak dotąd zupełnie prac nad wioślarkami czy choćby ogólnie nad planktonem starorzeczy. Niniejszym opracowaniem chciałbym zwrócić uwagę na te interesujące zbiorniki.

Omawiane tu materiały z Warty, niektórych jej dopływów oraz z kilku starorzeczy zebrałem w czerwcu 1957 r. Połowów dokonywałem w środkowym



Rys. 1. Odcinek Warty od Sieradza do Poznania z uwzględnieniem stanowisk 1—9 badane starorzecz; I—V stanowiska z Warty; A—C stanowiska z dopływów Warty

biegu Warty, na odcinku od Sieradza do Poznania, siatką planktonową z gazy młynarskiej nr 20, rzucaną z brzegu oraz ciągniętą za łodzią z nurtu rzeki. Zebrane materiały utrwalalem na miejscu.

Próby planktonowe z odcinka od Sieradza do Koła otrzymałem od L. Bergera.

Ze względu na jakościową analizę zebranych materiałów przyjąłem w podanych tabelkach oznaczenia umowne, szacunkowo tylko określające ilości organizmów występujących w próbach.

W materiałach ze starorzeczy próbowałem określić gatunki dominujące, oznaczając je dodatkowo literą D.

Na planie rzeki Warty (rys. 1) oznaczyłem:
cyframi rzymskimi I — V stanowiska z Warty,
literami alfabetu A — C stanowiska z dopływów Warty,
cyframi arabskimi 1 — 9 badane starorzecza.

Z uwagi na odrębność omawianych środowisk oddzielnie przedstawiam wioślarki z badanych starorzeczy, oddzielnie wioślarki z Warty i jej dopływów.

Materiały ze starorzeczy

Starorzecza należą do mniej poznanych zbiorników wodnych. Od jezior różnią się one — zdaniem Lityskiego (1952) — głównie pochodzeniem oraz mniejszą głębokością. Pochodzenie ich opisuje Naumann (1931). Najczęstszą przyczyną ich powstania są powodzie. Starorzecza zawierają zwykle bardzo bogatą faunę.

Z 9 starorzeczy Warty na odcinku od Sieradza do Poznania pobrałem 15 prób planktonowych. Były to starorzecza otwarte i zamknięte, mniej lub bardziej zarośnięte, o wyraźnym charakterze eutroficznym. Większość z nich miała brzegi zarośnięte, często trudno dostępne, a środek wolny od roślin. Cechował je również niski stopień przezroczystości wody. W starorzeczach zamkniętych woda była bardziej przezroczysta, szczególnie w starorzeczu w Puszczykówku (nr 8). Na specjalną uwagę zasługuje woda w starorzeczu za Puszczykowem (nr 9) o barwie mlecznoróżowej.

W miarę możliwości pobierałem próby ze strefy środkowej, wolnej od roślin (próby a), oraz z pasa roślin przybrzeżnych (próby b).

Tabela I przedstawia wykaz gatunków wioślarek, znalezionych w badanych starorzeczach.

Wykaz starorzeczy

Nr 1. Otwarte, lewobrzeżne starorzecze znajdujące się ok. 10 km za Sieradzem. Brzegi zarośnięte. Próba pobrana 13.VI.1957 r., z łodzi, z miejsc wolnych od roślin.

Do form rzadszych należą tutaj znalezione: *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars i *Pleuroxus aduncus* (Jurine).

Nr 2. Otwarte, prawobrzeżne starorzecze za miejscowością Sługocin, pow. Konin. Brzegi bagniste, zarośnięte. Przy połączeniu z Wartą toń wodna jest pozbawiona roślin, które stopniowo w głąb starorzecza pojawiają się coraz liczniej, pokrywając całą powierzchnię wody liśćmi. 22.VI.1957 r. pobrałem dwie próby w sposób omówiony poprzednio.

Porównując próbę pierwszą z próbą drugą widać wyraźnie ubóstwo form w strefie toni wodnej, pozbawionej roślin kwiatowych. Występują tam natomiast często gatunki omijające strefę makrofitów np. *Rhynchospora rostrata* (Koch), związane ponadto niewątpliwie z rzeką, z którą to starorzecze bezpośrednio komunikuje. W starorzeczu tym znalazłem łącznie 17 gatunków wioślarek.

Nr 3. Zamknięte, lewobrzeżne starorzecze w rezerwacie przyrody w Czeszewie, pow. Września. Brzegi niskie, bagniste. 24.VI.1957 r. pobrałem stąd dwie próby. Próba z roślin, wśród których przeważały: grązel (*Nuphar luteum*) i moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) była ilościowo znacznie bogatsza od próby pobranej z toni wodnej.

Rzadkim gatunkiem jest znaleziony tutaj *Camptocercus lilljeborgii* (Schoedler). Jest to drugie stanowisko tego gatunku dla Wielkopolski.

Wśród złowionych osobników *Eurycercus lamellatus* (O. F. Müll.) znalazłem kilkanaście samców. Jest to z tego względu ciekawe, że istnieje spór odnośnie okresu płciowego tej wioślarki. Brzek (1935) przytacza poglądy Stingelina i Kurza, którzy poławiali samce tego gatunku już w maju, oraz poglądy Weigolda Keilhacka i Starka, którzy twierdzą, że okres płciowy rozpoczyna się dopiero w październiku i trwa do końca grudnia. Znalezienie przeze mnie samców w czerwcu potwierdza pierwszy z podanych poglądów. W zbiorniku tym znalazłem łącznie 13 gatunków wioślarek.

Nr 4. Otwarte, lewobrzeżne starorzecze przed wsią Kawcze, pow. Śrem. Głębokość na środku zbiornika przekraczała 2 m. Brzegi bagniste, dobrze rozwinięta roślinność: wyraźny pas roślin o liściach pływających, a za nim pas o liściach zanurzonych. Na środku toń wodna, wolna od roślin. 24.VI.1957 r. pobrałem 3 próby: 1) z toni wodnej, wolnej od roślin; 2) ze strefy litoralnej bogatej w rdestnicę (*Potamogeton natans*); 3) z roślin strefy przybrzeżnej, wśród których przeważały: grązel (*Nuphar luteum*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) i strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*).

Porównując wyniki otrzymane z wymienionych trzech prób, wyraźnie dostrzec można stopniowe ubożenie form wioślarek zarówno pod względem jakościowym, jak i ilościowym w kierunku do środka starorzecza. Strefa przybrzeżna, bogata w makrofity stwarza wioślarkom lepsze warunki życia.

W starorzeczu tym znalazłem łącznie 21 form należących do 20 gatunków wioślarek. Do gatunków rzadszych należy *Chydorus gloeosus* Baird, znaleziony tutaj bardzo nielicznie tylko w strefie roślin.

Nr 5. Zamknięte, prawobrzeżne starorzecze przy wsi Psarskie, pow. Śrem, oddalone o ok. 100 m od obecnego koryta rzeki. Kształt podkowiasty, brzegi bagniste, zarośnięte. W środku pas wody wolny od

Wykaz gatunków wioślarek znalezionych w badanych starorzeczach

List of Cladocera species in abandoned beds

Lp. No	Gatunek Species	Stanowiska Places of sampling	Starorzecza														
			1	2		3		4			5		6		7	8	9
				a	b	a	b	a	b	c	a	b	a	b			
1	<i>Sida crystalina</i> (O. F. Müll.)			++		+		+++D	++		+	+	+	+	+++D		
2	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Lievin)																
3	<i>Daphnia longispina</i> v. <i>typica</i> O. F. Müll.								+	+					+	+++D	
4	<i>Daphnia cucullata</i> v. <i>hermani</i> Dad.							+	+								
	<i>Daphnia cucullata</i> v. <i>berolinensis</i> Schoedler										+						
5	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müll.)	+++D		+		+	+	+++D		+	+++D	+++D		+			
6	<i>Simcephalus vetulus</i> (O. F. Müll.)			++		+++D	+	+		+		+	++			+	
7	<i>Ceriodaphnia megops</i> G. O. Sars	++		+					+								
8	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> G. O. Sars			++						+			+++D				
9	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg																
10	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Müll.)					++		+	+		+++D	+	+			+	
11	<i>Bosmina longirostris</i> v. <i>typica</i> (O. F. Müll.)				+		+++D	++	+		+	+	+	+++			
	<i>Bosmina longirostris</i> v. <i>pellucida</i> Stingelin	++															
	<i>Bosmina longirostris</i> v. <i>cornuta</i> Jurine														+		
	<i>Bosmina longirostris</i> v. <i>brevicornis</i> Hëllich									+							
	<i>Bosmina longirostris</i> v. <i>curvirostris</i> Fischer		+	+++D				++									
12	<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine)								+						+		
13	<i>Eurycercus lamellatus</i> (O. F. Müll.)			++		++						+	+	+			
14	<i>Camptocercus lilljeborgii</i> (Schoedler)					+	++	+	+			+	+	+		+	
15	<i>Acroperus harpae</i> (Baird)			+	+		++	+	+			+	+	+		+	
16	<i>Alona guttata</i> (G. O. Sars)		+									+	+	+			
17	<i>Alona costata</i> (G. O. Sars)			+		+		+	+			+	+	+	+	+	
18	<i>Alona tenuicaudis</i> (G. O. Sars)																
19	<i>Alona rectangula</i> (G. O. Sars)	+		+		+									+		
20	<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müll.)									+			+				
21	<i>Alona affinis</i> (Leydig)			+							+		+	+			
22	<i>Rhynchotalona rostrata</i>		+					+		+			+	+			
23	<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)		+	+	+				+		+		+	+	+	+	
24	<i>Alonella nana</i> (Baird)	+						+	+	+		+	+	+		+	
25	<i>Alonella exigua</i> (Lilljeborg)															+	
26	<i>Peracantha truncata</i> (O. F. Müll.)					++		+	+		+++	+	+	+	+	+	
27	<i>Pleuroxus laevis</i> G. O. Sars															+	
28	<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)	++															
29	<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O. F. Müll.)												+	++			
30	<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird	++	+	+													
31	<i>Chydorus globosus</i> Baird							+	+						+		
32	<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müll.	++	+	+++		+		++	+		+	+	++	+	+		
33	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linne)		+++D	++				++	++								

+ pojedyncze okazy (<10 w próbie), specimens in a sample;
 ++ dość licznie (od 10 do 50 w próbie), 10—50 specimens in a sample;
 +++ licznie (>50 w próbie), >50 specimens in a sample;

a — próby z toni wodnej, wolnej od roślin, samples from the water free of vegetation;
 b, c — próby z roślin przybrzeżnych, samples from the vegetation zone;
 D — gatunek dominujący w próbie, dominant species.

roślin. 25.VI.1957 r. pobrałem siatką planktonową rzucaną z brzegu dwie próby.

Znalazłem tutaj łącznie 17 form należących do 16 gatunków wioślarek. Próba ze środka starorzecza była ilościowo tak uboga, że nie można było wyodrębnić gatunku dominującego.

Nr 6. Otwarte, lewobrzeżne starorzecze w rezerwacie przyrody Krajkowo, pow. Śrem. W okresie wysokiego stanu wody w Warcie starorzecze to może komunikować bezpośrednio z rzeką, w pozostałym okresie roku tylko wąski rowek łączy je jednokierunkowo z Wartą. Dolna część starorzecza, położona wśród łąk, jest prawie zupełnie zarośnięta, dalsza jego część posiadająca strefę wolną od roślin położona jest w lesie. Brzegi w większości bagniste. 25.VI.1957 r. pobrałem z tego starorzecza dwie próby. Znalazłem tutaj łącznie 16 gatunków wioślarek.

Nr 7. Zamknięte, lewobrzeżne starorzecze za wsią Krajkowo, pow. Śrem. Położone jest wśród łąk i oddalone ok. 50 m od obecnego koryta rzeki. Jest prawie zupełnie zarośnięte, głównie przez moczarkę kanadyjską (*Elodea canadensis*). Próbę (siatką rzucaną z brzegu) pobrałem z tego starorzecza 25.VI.1957 r.

Do gatunków rzadszych należy znaleziony tutaj wśród 15 gatunków wioślarek *Camptocercus lilljeborgii* (Schoedler), złowiony w tym starorzeczu tylko w ilości 3 okazów.

Nr 8. Zamknięte, prawobrzeżne starorzecze w Puszczykówku, pow. Poznań, położone w lesie. Woda — w porównaniu z innymi starorzeczami — jest tutaj bardziej przezroczysta. W strefie przybrzeżnej licznie występuje grązel (*Nuphar luteum*). Próbę pobrałem siatką rzucaną z wysokiego brzegu 26.VI.1957 r.

Gatunkiem wyraźnie dominującym była *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin). W sumie w starorzeczu tym znalazłem 11 gatunków wioślarek.

Nr 9. Otwarte, lewobrzeżne starorzecze za Puszczykowem, naprzeciw wsi Wiórek, pow. Poznań. Kształt podkowiasty. W okresie wyższego stanu wody w Warcie starorzecze komunikuje z rzeką, jednakże w okresie normalnego stanu wody można uważać zbiornik ten za zamknięty. Brzeg południowy, położony wśród łąk — bagnisty, brzeg północny wysoki, zalesiony. Powierzchnia starorzecza prawie w zupełności zarośnięta grązelem (*Nuphar luteum*), na brzegach licznie występują skrzypy (*Equisetum* sp.) Na specjalną uwagę zasługuje mlecznoróżowy kolor wody. Próbę pobrałem siatką rzucaną z wysokiego, zalesionego brzegu 26.VI.1957 r. W próbie znalazłem 11 gatunków wioślarek.

Starorzecze to jest pierwszym stanowiskiem gatunku *Alonella exigua* (Lilljeborg) w Wielkopolsce. Na ogół gatunek ten jest uważany za dość pospolity. Stark (1930) i Brzęk (1935) nie znaleźli jednak tej wioślarki w badanych przez nich zbiornikach. Dla Pomorza gatunek ten

opisał Ramułt (1934), dla Wileńszczyzny podaje go Bowkiewicz (1925), a dla Polesia Wolski (1927). Hajduk (1957) wymienia kilkakrotnie tę wioślarkę jako dość pospolitą dla fauny Śląska.

Alonella exigua (Lilljeborg) żyje równie chętnie w drobnych zbiornikach wodnych wszelkiego typu, jak i w litoralu jezior. Retowski (1929) dodaje, że wymaga ona obfitej roślinności.

Rozwój tej wioślarki przypada według Lilljeborga (1901) na okres od maja do listopada. Samce pojawiają się zwykle we wrześniu i październiku, rzadziej w sierpniu. W badanym starorzeczu znalazłem 4 samice tego gatunku.

W 9 badanych starorzeczach stwierdziłem obecność 38 form, należących do 33 gatunków wioślarek, w tym jeden gatunek nowy dla Wielkopolski (tab. I).

Behning (1912—1913) znalazł w starorzeczu Wolgi 12 gatunków wioślarek, a Zykoff (1903) w starorzeczach Jeniseju 8 gatunków.

Wykaz gatunków wioślarek według częstości ich znajdowania w badanych starorzeczach przedstawia tabela II.

Do nielicznie znalezionych przeze mnie wioślarek należą: *Daphnia cucullata hermani* Dad., *Daphnia cucullata berolinensis* Schoedler, *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, *Alona tenuicaudis* (G. O. Sars), *Alonella exigua* (Lilljeborg) i *Pleuroxus laevis* G. O. Sars.

W zebranych próbach planktonowych czterokrotnie gatunkiem dominującym był *Scapholeberis mucronata* (O. F. Müll.). Poza tym dominantami były następujące gatunki: *Sida crystalina* (O. F. Müll.), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Daphnia longispina typica* O. F. Müll., *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.), *Ceriodaphnia pulchella* G. O. Sars, *Ceriodaphnia quadrangula* (O. F. Müll.), *Bosmina longirostris typica* (O. F. Müll.), *Bosmina longirostris curvirostris* Fischer, *Polyphemus pediculus* (Linné).

Natomiast *Alona costata* (G. O. Sars) najczęściej występująca w badanych starorzeczach i *Chydorus sphaericus* O. F. Müll., jedna z najpospolitszych wioślarek — nie dominowały ani razu.

Starorzecza, w których zbierałem materiały, podzieliłbym — z punktu widzenia ich morfologii — na 3 grupy zbiorników:

- 1) starorzecza otwarte (nr 1, 2, 4);
- 2) starorzecza okresowo zamknięte (nr 6, 9);
- 3) starorzecza stale zamknięte (nr 3, 5, 7, 8).

Porównując na tle tego podziału zebrane materiały, trudno dostrzec wśród nich formy typowe dla którejkolwiek z wymienionych grup zbiorników.

W trzech starorzeczach otwartych znalazłem łącznie 27 form wioślarek, z czego 3 formy występują we wszystkich 3 starorzeczach, 13 form

Tabela II

Wykaz wioślarek według częstości ich znajdowania w badanych
starorzeczach. Frequency occurrence of *Cladocera*
in abandoned beds

Gatunek — Species	Znaleziony w : Found in
<i>Alona costata</i> (G. O. Sars)	8 starorzeczach aband. beds
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müll.) <i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müll.) <i>Acroperus harpae</i> (Baird) <i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer) <i>Peracantha truncata</i> (O. F. Müll.) <i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müll.	7 starorzeczach aband. beds
<i>Bosmina longirostris typica</i> (O. F. Müll.) <i>Eurycercus lamellatus</i> (O. F. Müll.) <i>Alonella nana</i> (Baird)	6 starorzeczach aband. beds
<i>Sida crystalina</i> (O. F. Müll.) <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Müll.)	5 starorzeczach aband. beds
<i>Alona rectangula</i> (G. O. Sars) <i>Alona affinis</i> (Leydig) <i>Rhynchotalona rostrata</i> (Koch)	4 starorzeczach aband. beds
<i>Ceriodaphnia megops</i> G. O. Sars <i>Ceriodaphnia pulchella</i> G. O. Sars <i>Camptocercus lilljeborgii</i> (Schoedler) <i>Alona guttata</i> (G. O. Sars)	3 starorzeczach aband. beds
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Lievin) <i>Daphnia longispina</i> v. <i>typica</i> O. F. Müll. <i>Bosmina longirostris curvirostris</i> Fischer <i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine) <i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müll.) <i>Pleuroxus trigonellus</i> (O. F. Müll.) <i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird <i>Chydorus globosus</i> Baird <i>Polyphemus pediculus</i> (Linne)	2 starorzeczach aband. beds
<i>Daphnia cucullata hermani</i> Dad. <i>Daphnia cucullata berolinensis</i> Schoedler <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg <i>Bosmina longirostris pellucida</i> Stingelin <i>Bosmina longirostris cornuta</i> Jurine <i>Bosmina longirostris brevicornis</i> Hellich <i>Alona tenuicaudis</i> (G. O. Sars) <i>Alonella exigua</i> (Lilljeborg) <i>Pleuroxus laevis</i> G. O. Sars <i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)	1 starorzeczu aband. bed

w dwóch starorzeczach i 11 form w jednym starorzeczu. Tylko w tej grupie starorzeczy znalazłem *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars (we wszystkich 3 starorzeczach) oraz *Bosmina longirostris curvirostris* Fischer, *Pleuroxus uncinatus* Baird, *Polyphemus pediculus* (Linné) (w 2 starorzeczach).

W dwóch starorzeczach okresowo zamkniętych, tzn. komunikujących bezpośrednio z rzeką tylko w okresie wysokiego jej stanu, znalazłem 21 form wioślarek, z czego 6 form było wspólnych dla obu starorzeczy.

W czterech starorzeczach stale zamkniętych znalazłem 25 form wioślarek, z czego 4 formy występowały we wszystkich 4 starorzeczach, 5 form w trzech starorzeczach, 9 form w dwóch starorzeczach i 7 form w jednym starorzeczu. Tylko w tej grupie zbiorników znalazłem *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin) — w dwóch starorzeczach. Poza tym *Camptocercus lilljeborgi* (Schoedler) i *Daphnia longispina* v. *typica* O. F. Müll. — poza starorzeczami zamkniętymi znalazłem tylko w starorzeczu okresowo zamkniętym (nr 9).

Interesująco określa plankton starorzeczy Z y k o f f (1903) twierdząc, że „... najbardziej charakterystyczną właściwością tego planktonu jest nieobecność reprezentantów rodzaju *Daphnia*”. Zdanie to podtrzymuje również B e h n i n g (1912—1913). Wyniki, które otrzymałem, zaprzeczają temu, bowiem w 4 na 9 badanych starorzeczy znalazłem przedstawicieli tego rodzaju; w jednym nawet przypadku (starorzecze nr 9) był to gatunek dominujący, występujący tam bardzo licznie.

Na uwagę zasługuje jeszcze jedna obserwacja, a mianowicie różnice zarówno w ilościowym jak i jakościowym występowaniu wioślarek w strefie przybrzeżnej, bogatej w rośliny, w porównaniu ze środkową, pozbawioną roślin częścią starorzecza. Badane starorzecza, to na ogół zbiorniki bardzo płytkie i nieduże, nie można więc wyodrębnić w nich strefy litoralnej i pelagicznej. Mimo to istnieją jednak pewne zasadnicze czynniki, które powodują takie właśnie występowanie wioślarek, jak to uwidocznione zostało na tabeli I. Niewątpliwie dla wielu gatunków czynnikiem zasadniczym będzie brak makrofitów na środku starorzecza. Potwierdzeniem tego jest występowanie *Rhynchotalona rostrata* (Koch) — wioślarki unikającej makrofitów (R e t o w s k i 1929) — głównie w strefie toni wodnej (próby 2a, 4a, 5a). O innych czynnikach wpływających na taki charakter rozmieszczenia trudno w tej chwili coś powiedzieć.

W starorzeczach otwartych skład ilościowy i jakościowy żyjących tam wioślarek zmienia się już przy nieznacznych wahaniach poziomu wody w rzece. Natomiast w starorzeczach zamkniętych, niekomunikujących bezpośrednio z rzeką i zwykle oddalonych nieco od aktualnego koryta rzeki, nie zachodzą te zmiany w tak znacznym stopniu. Wymieszanie z wodą rzeki następuje u nich jedynie w okresach powodziowych, a więc głównie w okresie wczesnowiosennym, kiedy fauna wioślarek nie jest jeszcze w pełni rozwi-

nięta. Tak więc przede wszystkim starorzeczca otwarte traktować należy jako główne ośrodki sezonowego wzbogacania rzeki w organizmy planktonowe.

Materiały z Warty i z jej dopływów

Na badanym odcinku Warty, który stanowi około 1/3 długości rzeki, pobrałem próby z 5 stanowisk, poza tym z 3 stanowisk na jej dopływach: Mesznie, Nerze i Prośnie. Łącznie pobrałem próby z 8 stanowisk.

Tabela III przedstawia występowanie wioślarek na omawianych stanowiskach w Warcie i jej dopływach.

Wykaz stanowisk

Stano wisko I. Próba pobrana 13.VI.1957 r. z nurtu Warty, powyżej ujścia rzeczki Mesznej, ok. 10 km za Sieradzem. Rzeka jest w tym miejscu wąska, prąd był wartki.

Znalezione na tym stanowisku gatunki można zaliczyć do typowych przedstawicieli syrtynu, z uwagi na ich przybrzeżne i śródroślinne występowanie i w konsekwencji porywanie przez prąd rzeczny.

Stano wisko II. Próba pobrana 16.VI.1957 r. z nurtu Warty powyżej ujścia rzeki Ner. Warta tworzy w tym miejscu kilka odnóg. Próba została pobrana z odnogi największej, o najbardziej wartkim prądzie.

Wszystkie znalezione gatunki należą do form litoralnych i obecność ich w nurcie rzeki wytłumaczyć można tylko wymywaniem zaciśz przez prąd rzeczny. Rzadko występującym gatunkiem była *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars.

Stano wisko III. Próba pobrana 19.VI.1957 r. z zaciśza między dwoma ostrogami na Warcie — przy miejscowości Kaszuba, pow. Konin. W miejscu badanym dno było piaszczyste, woda silnie zanieczyszczona, o niskim stopniu przezroczystości. Zaciśze to przypominało staw, pozba wione było zupełnie prądu rzeczno go.

Interesujący jest fakt znalezienia tutaj kilku osobników z gatunku *Daphnia cucullata kahlbergensis* Schoedler, który zdaniem Rylova (1935) występuje przede wszystkim w większych i głębszych zbiornikach. Pozostałe — ilościowo dość liczne — gatunki znajdują w zaciśzu doskonałe warunki rozwojowe. Z tego też względu słusznie uważać można za Benninę (1926) zaciśza rzek za ośrodki sezonowo wzbogacające rzekę w organizmy planktonowe.

Stano wisko IV. Próba pobrana 19.VI.1957 r. z nurtu Warty przed miejscowością Rumin, pow. Konin. Koryto rzeki jest w tym miejscu proste, brzegi uregulowane, piaszczyste, zarośnięte wierzba (*Salix* sp.).

Wykaz wioślarek znalezionych w Warcie i jej dopływach
Cladocera species found in Warta river and its affluents

Lp. No	Gatunek — Species	Stanowiska — Places of sampling							
		I	II	III	IV	V	A	B	C
1	<i>Daphnia longispina</i> v. <i>typica</i> O. F. Müll.						+		
2	<i>Daphnia cucullata</i> kahlberg. Schoedler			+	+				
3	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müll.)				+				
4	<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müll.)	+	+	++			+	+	
5	<i>Ceriodaphnia megops</i> G. O. Sars		+		+				
6	<i>Bosmina longir. typica</i> (O. F. Müll.)			+	+	+			
	<i>Bosmina longir. pellucida</i> Stingelin			+					
	<i>Bosmina longir. brevicornis</i> Hellich				+				
	<i>Bosmina longir. curvirostris</i> Fischer		+						
7	<i>Iliocryptus agilis</i> Kurz			+		+		+	+
8	<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine)			+	+				
9	<i>Eurycercus lamellatus</i> (O. F. Müll.)			++					
10	<i>Alona guttata</i> (G. O. Sars)				+				
11	<i>Alona rectangula</i> (G. O. Sars)	+				+			
12	<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müll.)	+	+	++	+	+++	++		++
13	<i>Alona affinis</i> (Leydig)	+	+						
14	<i>Rhynchotalona rostrata</i> (Koch)		+	++	+	+			
15	<i>Alonella nana</i> (Baird)			+					
16	<i>Peracantha truncata</i> (O. F. Müll.)						+		
17	<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müll.		+	++	+++		+	+	

+ < 10 w próbie,
 10 specimens in a sample;

++ od 10 do 50 w próbie,
 10—50 specimens in a sample;

+++ > 50 w próbie,
 > 50 specimens in a sample;

I—V stanowiska z Warty,
 places of sampling in Warta river;

A—C stanowiska z dopływów;
 places of sampling in affluents.

Znalezienie i na tym stanowisku *Daphnia cucullata kahlbergensis* Schoedler, potwierdza przypuszczenie, że gatunek ten występuje w różnych typach zbiorników wodnych. Bardzo licznie występował w badanej próbie *Chydorus sphaericus* O. F. Müll. uważany przez Brzęka (1935) za jedną z najpospolitszych wioślarek. Nielicznie natomiast reprezentowana była tutaj *Alona guttata* (G. O. Sars), co potwierdza poglądy Brzęka (1935), Starcka (1930) i Ramultha (1931), którzy gatunek ten uważają za rzadszy.

St a n o w i s k o V. Próba pobrana 26.VI.1957 r. z nurtu Warty przy miejscowości Wiórka pod Poznaniem. Koryto rzeki szerokie, brzegi dostępne.

Gatunek *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.) reprezentowany był tutaj bardzo licznie, pozostałe gatunki pojedynczo.

St a n o w i s k o A. Próba pobrana 13.VI.1957 r. z rzeczki Mesznej, lewego dopływu Warty, poniżej Sieradza. Meszna jest mała, wijącą się rzeczką, przypominającą w wielu miejscach strumień, o brzegach zarosniętych, dnie na przemian piaszczystym i mulistym. Próba została pobrana łącznie z kilku miejsc w nurcie, ok. 50 m od ujścia rzeczki do Warty.

Znalezione na tym stanowisku gatunki są formami litoralnymi, jedynie *Daphnia longispina* O. F. Müll. i *Chydorus sphaericus* O. F. Müll. występują pospolicie w zbiornikach wszystkich typów.

St a n o w i s k o B. Próba pobrana 16.VI.1957 r. z rzeki Ner, prawego dopływu Warty. Woda Neru w tym miejscu jest mocno zanieczyszczona. Dno i brzegi wysłane skrętnicą (*Spirogyra*). Próbę pobrano ok. 25 m przed ujściem Neru do Warty.

Obecność *Iliocryptus agilis* Kurz w tej mocno zanieczyszczonej wodzie można wytłumaczyć jego mułolubnością. *Chydorus sphaericus* O. F. Müll. jest gatunkiem pospolitym w zbiornikach różnych typów, obecność natomiast osobników z gatunku *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.) można wytłumaczyć i tutaj tylko działaniem prądu rzecznoego na zacisza i zakola rzeki, w których ten ostatni przebywa.

St a n o w i s k o C. Próba pobrana 23.VI.1957 r. z rzeki Prosniej, lewego dopływu Warty. Prąd był dość wartki, woda silnie zanieczyszczona. Brzegi uregulowane, zarosnięte. Próbę pobrałem z nurtu Prosniej, ok. 50 m przed jej ujściem do Warty.

Obydwa znalezione tutaj gatunki są często spotykane w wodach o dużym zanieczyszczeniu.

W sumie znalazłem w Warcie i w jej dopływach 20 form należących do 17 gatunków wioślarek: z Warty pochodziło 18 form reprezentujących 15 gatunków, a z jej dopływów 6 gatunków, w tym 2 gatunki, których nie znalazłem w Warcie.

Najliczniej reprezentowane były (według ilości osobników): *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.), *Chydorus sphaericus* O. F. Müll., *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.) i *Rhynchotalona rostrata* (Koch).

Najczęściej znajdowałem w Warcie i w jej dopływach *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.), którą znalazłem w próbach z 7 stanowisk na 8 badanych.

Do rzadko spotykanych gatunków w Warcie zaliczyłbym *Scapholeberis mucronata* (O. F. Müll.), *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars, *Alona guttata* (G. O. Sars). Zastanawiająco rzadkie jest występowanie wioślarki *Scapholeberis mucronata* (O. F. Müll.), którą Ramułt (1931) zalicza do bardzo pospolitych.

Znalezione przeze mnie wioślarki z Warty i jej dopływów spróbowałem podzielić na trzy grupy w zależności od ich upodobań środowiskowych:

I. Gatunki wyraźnie chętnie żyjące w wodach bieżących. Do grupy tej zaliczyć można: *Iliocryptus agilis* Kurz, *Macrothrix laticornis* (Jurine), *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.) i *Rhynchotalona rostrata* (Koch).

Jest to zgodne z poglądem Retowskiego (1929), który uważa *Macrothrix laticornis* (Jurine) za reprezentanta rzeczno-planktonu zwierzęcego, związanego z mulistym dnem, łatwo poddającemu się wyplukiwaniu, a *Iliocryptus agilis* Kurz zalicza za Behningiem do form żyjących również chętnie w wodach bieżących, w strefie dennej. *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.) jest — zdaniem Retowskiego (1929) — formą przybrzeżną, napotykaną jednak równie często w wodach bieżących jak i stojących.

Najbardziej dyskusyjna jest przynależność *Rhynchotalona rostrata* (Koch) do określonego biotopu. Retowski (1929) zalicza ten gatunek do form semipelagicznych — wyrażając jednak przy tym szereg zastrzeżeń. Autor ten przytacza poza tym zdanie Behninga, Langhansa i Kuptscha, których poglądy na ekologię tej wioślarki różnią się wyraźnie między sobą. Wydaje się, że najbardziej trafne byłoby określenie tego gatunku jako formy pospolicie występującej w wodach bieżących — szczególnie wolno płynących — nie unikającej również litoralnej strefy wód stojących, pozbawionej jednak makrofitów.

II. Gatunki ubiquistyczne, występujące pospolicie zarówno w wodach bieżących jak i stojących. Typowym przedstawicielem tej grupy jest *Chydorus sphaericus* O. F. Müll.

III. Gatunki typowo litoralne lub rzadziej pelagiczne, znajdujące się w wodzie bieżącej przypadkowo, porwane przez prąd rzeczny. Do grupy tej zaliczyłbym wszystkie pozostałe, złowione przeze mnie gatunki wioślarek.

Zastanawiająco liczne jest występowanie gatunku *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.) w badanych próbach. Jest to typowa forma przydenna strefy

przybrzeżnej, związana jednak ściśle z makrofitami. Dużą ilość osobników tego gatunku w nurcie rzeki można wytłumaczyć tylko masowym jego występowaniem w zaciszach i zakolach rzek. Gatunek ten, jak i pozostałe należące do tej grupy, zaliczyłbym więc do typowych przedstawicieli syrtu.

Wspomniany już B e n n i n (1926) pobierając systematycznie próby planktonowe w Warcie koło Gorzowa w latach 1920—1924, znalazł 32 formy należące do 26 gatunków wioślarek. Wyniki, które otrzymałem, potwierdzają występowanie w Warcie gatunków znalezionych przez B e n n i n a; jedynym gatunkiem nie wymienionym przez tego autora jest *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars, którą znalazłem na stanowisku II i IV.

Porównując wyniki badań B e n n i n a (1924/25, 1927/28) nad planktonem Odry z wynikami badań nad planktonem Warty, stwierdzić można bogatszy jakościowo skład wioślarek występujących w Warcie.

Z porównania prób ze stanowisk I—IV wyraźnie wynika, że ilość wioślarek w syrtonie Warty wzrasta stopniowo z biegiem rzeki. Bliżej niewyjaśnionym odchyleniem od tej reguły jest próba ze stanowiska V. Na wzbogacenie to znaczny wpływ wywierają również dopływy, wszelkie zakola i zacisza rzek oraz starorzecza.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. B e h n i n g A., 1912—1913. Crustaceen aus einem Altwasser der südlichen Wolga. Arch. f. Hydrobiol. u. Planktonkunde, Stuttgart, 8.
2. B e h n i n g A., 1926. Materialien zur Hydrofauna der Nebengewässer der Wolga. Arb. d. Biol. Wolga St., Saratov, 9.
3. B e h n i n g A., 1928. Das Leben der Wolga. Die Binnengewässer. Stuttgart, 6.
4. B e h n i n g A., 1928. Studien über Crustaceen des Wolgabassins. Arch. f. Hydrobiol., Stuttgart, 19.
5. B e h n i n g A., 1934. Massenvorkommen von Wasserflöhen. Natur u. Volk, 64.
6. B e n n i n E., 1924/25. Beiträge zum Plankton der Oder. Mikrokosmos, Stuttgart, (18), 11.
7. B e n n i n E., 1925. Das Aprilhochwasser 1924 und die Planktonproduktivität der Warthe., Arch. f. Hydrobiol. Stuttgart, 16.
8. B e n n i n E., 1926. Das Plankton der Warthe in den Jahren 1920—1924. Arch. f. Hydrobiol., Stuttgart, 17.
9. B e n n i n E., 1927/28. Weitere Beiträge zum Plankton der Oder., Mikrokosmos, Stuttgart, 21 (6/7).
10. B e r g K., 1943. Physiological Studies on the River Susaa., Folia Limnologica Scandinavica. Kobenhavn, 1.
11. B e r g K., 1948. Biological Studies on the River Susaa., Folia Limnologica Scandinavica, Kobenhavn, 4.

12. Berner L. M., 1951. Limnology of the lower Missouri River. *Ecology*, 32, 1—12.
13. Bowkiewicz J., 1925. Materiały do fauny Cladocera Wileńszczyzny. *Prace Tow. Przyj. Nauk w Wilnie*, Wyd. nauk mat. i przyr., Wilno, 2 (6).
14. Brzęk G., 1935. Wioślarki (*Cladocera*) Jeziora Kierskiego. *Prace Kom. mat.-przyr. Tow. Przyj. Nauk, S. B., Poznań*, 7, 4.
15. Hajduk Z., 1957. Nowe dla fauny Śląska i rzadko obserwowane gatunki wioślarek. *Przegląd Zoologiczny*, Wrocław (1, 3).
16. Hoppóna I., 1925. Plankton Warty pod Poznaniem. *Prace Kom. mat.-przyr. Tow. Przyj. Nauk, S. B., Poznań*, 3.
17. Kofoid C. A., 1903. The Plankton of the Illinois River 1894—1899 with Introductory. Notes upon the Hydrography of the Illinois River and its Basin. Part I. Quantitative Investigations and General Results. *Bull. of the Illinois State Laboratory of Nat. Hist.*, 6, 95—628.
18. Kofoid C. A., 1908: The Plankton of the Illinois River 1894—1899 with Introductory. Notes upon the Hydrography of the Illinois River and its Basin. Part II. Organisms and their Seasonal Distribution. *Bull. of the Illinois State Laboratory of Nat. Hist.* 8, 1—360.
19. Kulmatycki W., Gabański J., 1925. Materiały do znajomości zanieczyszczenia rzeki Warty pod Wronkami w roku 1924. *Rozpr. Biolog. z zakresu Med. Weteryn. Roln. i Hodowli.*, Lwów, 3.
20. Lilljeborg W., 1901. *Cladocera Sueciae*. *Nova Acta Soc. Sc. Upsal.*, S. 3, Upsala, 19.
21. Lityński A., 1952. *Hydrobiologia ogólna*, Warszawa.
22. Meissner W., 1903. Notiz über niedere Crustaceen des Wolga-Flusses bei Saratow. *Zool. Anz. Leipzig*, 26.
23. Meissner W., 1903. Materialien zur Fauna der Niederen Crustaceen des Wolga-Flusses. *Jahrbuch. d. Biol. Wolga St. Saratov*.
24. Naumann E., 1931. *Limnologische Terminologie*, Berlin.
25. Pawłowski L. K., 1958. Wrotki (*Rotatoria*) rzeki Grabi. *Łódzkie Tow. Nauk. Wyd. III*, S. 3, Łódź, 50.
26. Ramułt M., 1931. Z badań nad fauną wioślarek (*Cladocera*) Pomorza. *Rozpr. Wyd. mat.-przyr. PAU, LXX*; Dz. B, Kraków, 6.
27. Retowski L., 1929. Materiały do biologii planktonu zbiorników zalewowych na zasadzie badań w delcie rzeki Wolgi, *Arch. Hydrobiol. i Ryb.*, Suwałki, 4 (1, 2).
28. Rylov W. M., 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer. *Die Binnengewässer. Stuttgart*, 15.
29. Stark Cz., 1930. Wioślarki (*Cladocera*) Jeziora Bytyńskiego. *Arch. Hydrobiol. i Ryb.*, Warszawa, 5.
30. Szczepański A., 1958. Die schwebende Fauna des Krutynia-Flusses. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, Warszawa, 4.
31. Tarwid K., Fabiszewska I., Szczepańska W., 1953. Uwagi o makrofaunie unoszonej w Wiśle. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, Warszawa, 1.
32. Torka V., 1906. Diatomeen der Warthe bei Posen. *Zeitsch. d. Naturwiss. Ver.*, Posen, 13.

33. W o l s k i T., 1927. Materiały do fauny wioślarek (*Cladocera*) Polesia. Arch. Hydrobiol. i Ryb., Suwałki, 2, (3, 4).
34. Z a c h a r i a s O., 1898. Das Potamoplankton. Zool. Anz., Leipzig, 21.
35. Z y k o f f W., 1903. Bemerkungen über das Plankton der Altwässer des oberen Jenissees. Zool. Anz., Leipzig, 26.

А. Т ш у ш к е

**Материалы по изучению ветвистоусых (*Cladocera*) реки Варты,
ее притоков и старых руслов**

Резюме

В июне 1957 г. были собраны качественные пробы планктона из реки Варты, з ее притоков и 9 старых руслов на участке от Серадза до Познания. Материал добывался с помощью планктонной сетки. В старых руслах разной глубины и разной степени эвтрофии, в большинстве случаев богатых в водную растительность (таб. 1), обнаружено присутствие 38 форм, принадлежащих к 33 видам ветвистоусых.

Пробы взятые из водных растений являлись всегда более богатыми так качественно как и количественно чем пробы, взятые из воды лишенной растительности.

Находка нескольких самцов *Eurycercus lamellatus* (O. F. Müll.) подтверждает взгляд, что половой период у этого вида начинается уже в мае или в июне.

Новым видом для области является найденный в старом русле *Alonella exigua* (Lilljeborg).

Сравнивая собранный материал с точки зрения классификации старых руслов на открытые, временно закрытые и закрытые трудно отметить какую-либо закономерность. Только в группе открытых руслов были найдены *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars, *Bosmina longirostris curvirostris* Fischer, *Pleuroxus uncinatus* Baird, *Polyphemus pediculus* (Linné), в то же время *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin) найдено только в закрытых руслах. Этого вида не найдено в самой Варте и в ее притоках. Открытые русла, имеющие непосредственную связь с рекой, следует считать главными источниками сезонного обогащения реки планктонными организмами.

На исследуемом участке Варты побрано пробы из 5 позиций на реке и из 3 на ее притоках Мешне, Нере и Просне. Среди 17 видов (таб. 3), выловленных на этих позициях, можно различить: 1) виды, живущие в текучих водах: *Iliocryptus agilis* Kurz, *Macrothrix laticornis* (Jurine), *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.) и *Rhynchotalona rostrata* (Koch); 2) виды убиквистические, выступающие так в текучих как и в стоячих водах (*Chydorus*

sphaericus O. F. Müll.), 3) виды типично литоральные реже пелагические, находящиеся в текучей воде случайно как например *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.). Количество ветвистоусых в сиртоне Варты постепенно увеличивается вдоль течения реки.

Список рисунков

Рис. 1. Река Варта между Познанем и Серадзом: 1—9 — старые русла, 1—V — станции на реке Варте, А—С — на ее притоках.

A. Tschuschke

Studies on water fleas (*Cladocera*) of the river Warta, its tributaries and abandoned beds

Summary

In June 1957, qualitative samples of plankton were collected between Sieradz and Poznań from the river Warta, three of its tributaries and nine abandoned beds. The samples were collected with a plankton net.

In the abandoned beds, varying in depth and degree of eutrophy and on the whole rich in aquatic plants, 38 forms of water fleas belonging to 33 species were found (Table I).

The samples collected among water plants were invariably richer in quantitative and qualitative respects than samples collected from waters free of plants.

More than ten *Eurycerus lamellatus* (O. F. Müll.) males were found which corroborates the view that the sexual period of this species begins already in May or June.

Alonella exigua (Lilljeborg), found in No. 9 abandoned bed, is a species new for Great Poland.

By comparing the material from open, and periodically and permanently isolated abandoned beds, any regularities in qualitative aspects are hard to discern. An exclusive feature of open abandoned beds was *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars., *Bosmina longirostris curvirostris* Fischer, *Pleuroxus uncinatus* Baird, and *Polyphemus pediculus* (Linné), whereas *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin) was found only in closed abandoned beds. The latter species has never been found in the river itself and tributaries. In view of these observations, open abandoned beds, i.e., those connected directly with the river, have to be considered as the main centres seasonally enriching the river in plankton organisms.

In the part referred to of the river Warta, which is one third of its total length, samples were collected on five sites, and from the tributaries Meszna, Ner and Prosna, on three sites. The 17 species there collected (Table III), may be divided as follows: 1) clearly rheophile species: *Iliocryptus agilis* Kurz, *Macrothrix laticornis* (Jurine), *Alona quadrangularis* (O. F. Müll.) and *Rhynchotalona rostrata* (Koch); 2) ubiquitous species, common in streams and stationary waters alike: *Chydorus sphaericus* (O. F. Müll.); 3) typically litoral, less frequently pelagic species, found only accidentally in streams, as for instance *Simocephalus vetulus* (O. F. Müll.).

A comparison of the samples shows that the water fleas in the syrtion of the river Warta increase in numbers downstream.

List of figures

Fig. 1. Warta river between Poznań and Sieradz; 1—9 abandoned beds; I—V places of plankton sampling in Warta river; A—C in 3 tributaries

