

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

38

2.6

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom X (XXIII)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1962

<http://rcin.org.pl>



Treść poprzedniego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. IX (XXII), 1961

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

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

ERRATA

Str.	Wiersz		Jest	Fowinno być
	od góry	od dołu		
114		12	chlorophuył	chlorophyll
160	7		м нределе	в пределе
161	11		Бигерске	Вигерске
221		6	warytracks	wavy tracks
232		6	dever	lever
235		2	50%	5%
333		11	Kraschennikov	Krascheninnikov

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. X (XXIII)

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ им. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ
бывший
АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ X (XXIII)

ВАРШАВА 1962

POLISH ACADEMY OF SCIENCES
NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY
formerly
ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

Vol. X (XXIII)

WARSAW 1962

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 X (XXIII)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1962

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitet Redakcyjny

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

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

Państwowe Wydawnictwo Naukowe—Warszawa 1962

Wyd. pierwsze, Nakład 750 + 275 egz. Ark. wyd. 29,5. Ark. druk. 26,5
Papier druk. sat. V kl. 70 g. 70×100/16 Skład rozpoczęto 19.I.62
Druk ukończ. w listopadzie 1962 r. Zam. nr 2174/61. A-87 Cena 90.—

Drukarnia im. Rewolucji Październikowej, Warszawa

TREŚĆ—СОДЕРЖАНИЕ—CONTENTS

M. Bogucki			
	M. Gieysztor	9 —
E. Kamler			
	La faune des Éphémères de deux torrents des Tatras.	15 —
I. Biernacka			
	Die Protozoenfauna in der Danziger Bucht. I. Die Protozoen in einiger Biotopen der Seeküste.	39 —
A. Solski			
	Chlorofil w sestonie jako wskaźnik produktywności jezior w Polsce	111 ✓
A. Solski			
	Mineralizacja roślin wodnych. I. Uwalnianie fosforu i potasu przez wymywanie.	167 ✓
E. Styczyńska-Jurewicz			
	Behaviour of cercariae of <i>Opisthioglyphe ranae</i> Duj. as an adaptation to the behaviour of tadpoles in the oxygen conditions of small water bodies.	197 —
M. Wierzbicka			
	On the resting stage and mode of life of some species of <i>Cyclopoida</i>	215 —
M. Bogucki, A. Wojtczak			
	Contractility of isolated muscles of <i>Nereis diversicolor</i> O.F.M. cultured in diluted media.	231 —
H. Klimowicz			
	Rotifers of the small water bodies of Cairo botanical gardens.	241 ✓
H. Klimowicz			
	The molluscs of impermanent water bodies in the environs of Warsaw.	271 ✓
I. Cabejszek, J. Stanisławska			
	Perifiton rzeki o zmiennych okresowo warunkach środowiskowych.	287 ✓
I. Rybak			
	<i>Tendipedidae</i> wybranego odcinka rzeki Wkry.	299 ✓
M. Jaworska			
	Composés inorganiques de l'azote et du phosphore dans les eaux des petits bassins des environs de Mikołajki.	309 ✓
J. Moraczewski			
	Différenciation écologique de la faune des Testacés du littoral peu profond du lac Mamry.	333 —

L. Szlauer		
	On the direction of movements in <i>Daphnia magna</i> Straus.	355
A. Czapiak		
	Mikrofauna słonawego jeziora Ptasi Raj.	371
M. Prószyńska		
	The annual cycle in occurrence of <i>Cladocera</i> and <i>Copepoda</i> in small water bodies.	379
M. Bogucki		
	M. Gieysztor	9
E. Kamler		
	La faune des Éphémères de deux torrents des Tatras.	15
I. Biernacka		
	Die Protozoenfauna in der Danziger Bucht. I. Die Protozoen in einiger Biotopen an der Seeküste.	39
A. Solski		
	Chlorophyll of the seston as a productivity indicator of lakes	111
A. Solski		
	Mineralization of water plants. I. Extraction of phosphor and potassium in water.	167
E. Styczyńska-Jurewicz		
	Behaviour of cercariae of <i>Opisthoglyphe ranae</i> Duj. as an adaptation to the behaviour of tadpoles in the oxygen conditions of small water bodies.	197
M. Wierzbicka		
	On the resting stage and mode of life of some species of <i>Cyclopoida</i>	215
M. Bogucki, A. Wojtczak		
	Contractility of isolated muscles of <i>Nereis diversicolor</i> cultured in hypotonic media.	231
H. Klimowicz		
	Rotifers of the small water bodies of Cairo botanical gardens	241
H. Klimowicz		
	The molluscs of impermanent water bodies in the environs of Warsaw.	271
I. Cabejszek, J. Stanisławska		
	Periphyton of the river showing periodically changed environmental conditions.	287
I. Rybak		
	<i>Tendipedidae</i> of the sector of Wkra river.	299

M. Jaworska		
	Composés inorganiques de l'azote et du phosphore dans les eaux des petits bassins des environs de Mikołajki.	309
J. Moraczewski		
	Différenciation écologique de la faune des Testacés du littoral peu profond du lac Mamry.	333
L. Szlauer		
	O kierunkowości poruszania się wioślarki <i>Daphnia magna</i> Straus.	355
A. Czapik		
	Protozoa and Rotatoria of the lake Ptasi Raj.	371
M. Prószyńska		
	The annual cycle in Occurrence of <i>Cladocera</i> and <i>Copepoda</i> in small water bodies.	379
М. Богуцки		
	М. Гейштор	9
Э. Камлер		
	Фауна ручейников двух татранских потоков	15
И. Бернацка		
	Простейшие Гданского Залива. I. Простейшие некоторых биотопов прибрежной зоны	39
А. Сольски		
	Хлорофил сестона как показатель продуктивности озер в Польше	111
А. Сольски		
	Минерализация водных растений. I. Отдача фосфора и калия путем вымачивания	167
Э. Стичиньска-Юревич		
	Поведение церкарий <i>Opisthioglyphe ranae</i> DuJ. как приспособление к поведению головастиков в кислородных условиях мелких водоемов	197
М. Вежбицка		
	О покоящейся стадии и образе жизни некоторых видов <i>Cyclopoida</i>	215
М. Богуцки, А. Войтчак		
	Сокращения изолированных мышц <i>Nereis diversicolor</i> O.F.M. в гипотонической среде	231
Х. Климович		
	Коловратки мелких водоемов ботанического сада в Каире	241
Х. Климович		
	Моллюски периодических водоемов окрестностей Варшавы	271

И. Цабейшек, И. Станиславска	
Речный перифитон в изменяющихся периодически условиях среды	287
И. Рыбак	
<i>Tendipedidae</i> участка реки Вкры	299
М. Яворска	
Неорганические соединения азота и фосфора в водах мелких водоемов в окрестностях гор. Миколайки . . .	309
Й. Морачевски	
Экологическая дифференцировка фауны <i>Testacea</i> неглубокой литорали озера Мамры	333
Л. Шляуер	
Направленность движений у <i>Daphnia magna</i> , Straus . . .	355
А. Чапик	
Микрофауна солоноватого озера „Птаси Рай”	371
М. Прушынська	
Годичный цикл появления <i>Cladocera</i> и <i>Copepoda</i> в мелких водоемах	379



M. Bogucki

Dr Marian Gieysztor

5 lipca 1961 r. zakończył życie Profesor dr Marian Gieysztor, profesor zwyczajny hydrobiologii na Uniwersytecie Warszawskim, przewodniczący Komitetu Hydrobiologicznego PAN, prezes Polskiego Towarzystwa Hydrobiologicznego. Redakcja Polskiego Archiwum Hydrobiologii straciła w nim czynnego członka Komitetu Redakcyjnego i współpracownika.

Profesor Gieysztor urodził się w Petersburgu 22.II.1901 r. Świadectwo dojrzałości uzyskał jako ekstern w Warszawie w 1921 r., gdzie rozpoczął studia na Wydziale Filozoficznym Uniwersytetu. Stopień doktora filozofii otrzymał w roku 1928 po obronie pracy pt. *Turbellaria Rhabdocoelida* okolic Warszawy. Habilitował się w 1936 r. na Uniwersytecie Warszawskim, na podstawie rozprawy pt. *Turbellaria Rhabdocoela* Hiszpanii. Na stanowisku asystenta pracował kolejno w Zakładzie Zoologii UW (1927—1928) i na Stacji Hydrobiologicznej w Wigrach (1929—1930). W roku 1931 zostaje starszym asystentem Zakładu Entomologii i Ochrony Lasu, a następnie Zakładu Zoologii w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego. Na tym stanowisku pozostaje do wybuchu II wojny prowadząc jednocześnie wykłady z entomologii na Wydziale Rolniczym i Ogrodniczym tej uczelni (1935—1939). W okresie okupacji bierze czynny udział w tajnych kursach Uniwersytetu Warszawskiego (1941—1944), prowadząc wykłady z zoologii, jednocześnie rozwija działalność w szeregach Armii Krajowej, wchodząc w 1941 r. w skład Kierownictwa Walki Cywilnej.

Po upadku powstania i przymusowym opuszczeniu Warszawy udaje się do Krakowa, aby już w 1945 r. wrócić do Warszawy. Organizujący się na nowo Uniwersytet Warszawski powierza mu wykłady i kiero-

wnictwo pracowni zoologicznej w charakterze p.o. kierownika Zakładu Zoologii (1945—1948).

W roku 1948 po otrzymaniu nominacji na stanowisko profesora nadzwyczajnego obejmuje Katedrę Zoologii w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, a następnie (1949) Katedrę Limnologii w tejże uczelni. Na tym stanowisku pozostaje do 1952 r. obejmując w tymże roku kierownictwo Zakładu Hydrobiologii na Uniwersytecie Warszawskim. W roku 1957 zostaje mianowany profesorem zwyczajnym, a w 1958 kierowany przezeń Zakład podniesiono do rangi Katedry Hydrobiologii. Na tym stanowisku trwał do końca swego pracowitego życia.

Jego spokojna wytrwałość i głębokie bezinteresowne zainteresowanie dziedziną hydrobiologii sprawiło, że kierowana przez niego Katedra Hydrobiologii stała się ośrodkiem skupiającym starszych i młodszych adeptów hydrobiologii całej Warszawy.

Zmarły Profesor Gieysztor rozpoczął pracę naukową bardzo wcześnie. Pierwsze jego zainteresowania naukowe przejawiały się już w okresie studiów uniwersyteckich, dotyczyły one motyli Puszczy Białowieskiej. Zebrane tu materiały (przy współudziale J. Ruszkowskiego, Z. Koźmińskiego i in.) opracował on i część ogłosił drukiem jeszcze przed ukończeniem studiów (1923 i 1925). Pełne opracowanie tych materiałów, uwzględniające nie tylko ich charakterystykę pod względem faunistycznym, lecz również zagadnienia zależności występowania niektórych gatunków od charakteru terenu, ukazało się dopiero w 1938 r., gdy autor jego pracował w Zakładzie Zoologii SGGW. Podobnie ekologiczny charakter miała praca z tego samego okresu (1937) nad masowym pojawem 2 gatunków motyli w rezerwacie Rogowa i przesłedzeniem stopniowego powrotu zakłóconej równowagi biocenotycznej do normy pod wpływem drapieżników i organizmów pasożytniczych.

Wspomniane prace lepidopterologiczne nie znalazły dalszego ciągu w późniejszej działalności Profesora Gieysztora. Rozpoczęte przez niego pod kierunkiem prof. K. Janickiego studia nad słodkowodnymi wirkami, które stały się podstawą do uzyskania doktoratu i habilitacji, skierowały jego uwagę i zainteresowania na środowisko wodne. Wieloletnie studia nad wirkami (*Turbellaria*) pozwoliły mu stanąć w szeregu czołowych znawców tej grupy w Europie. Badania nad wirkami drobnych wysychających okresowo zbiorników wodnych skierowały jego zainteresowanie na drobne zbiorniki jako siedlisko życia.

Był jednym z pierwszych badaczy, którzy podjęli ten kierunek badań. Przeprowadzone przezeń szczegółowe badania na kilku drobnych zbiornikach w okolicy Stacji Wigierskiej w okresie, gdy był jej praco-

wnikiem, dotyczyły ich morfologii, temperatury, zawartości tlenu w wodzie oraz wahań poziomu wody w zależności od wielkości opadów, temperatury powietrza i jego wilgotności względnej. Studium to wyraźnie podkreśliło odmienność warunków środowiska drobnych zbiorników w porównaniu do warunków panujących w jeziorach. Zainicjowane przezeń badania warunków życia w drobnych zbiornikach zostały przed kilku laty podjęte przez zorganizowany zespół jego uczniów. Dotyczyły one badań fizyko-chemicznych wody drobnych zbiorników w okolicy Mikołajek, ich fauny i flory oraz zależności zasiedlających zbiorniki organizmów od zmiennych warunków tego astatycznego środowiska. Własne badania limnologiczne prof. Gieysztora skierowane były w ostatnich latach na jeziora Pojezierza Mazurskiego. Dały mu one podstawę do charakterystyki grupy jezior w okolicy Giżycka pod względem warunków termicznych i właściwości chemicznych ich wód oraz do sformułowania poglądu, podającego w wątpliwość wartość stosowanej dotychczas klasyfikacji jezior. Ostatnia ogłoszona drukiem praca: O warunkach termicznych strefy litoralu jezior, uwypukla odmienność warunków termicznych panujących w strefie przybrzeżnej wód jeziora w porównaniu do jego pelagialu.

Warunki życia w jeziorach i drobnych zbiornikach były głównym przedmiotem Jego zainteresowań lat ostatnich, głównym, ale nie jedynym. Od dawna bowiem nurtujące Go problemy dotyczące warunków życia w wodach górskich znalazły swój wyraz w zorganizowaniu zespołu opracowującego faunę wód potoków tatrzańskich. Obok działalności naukowej i dydaktycznej znajdował prof. Gieysztor czas i siły na pracę społeczną. W ostatnich zwłaszcza latach aktywność jego w tym kierunku była duża. Jego wysiłkiem zorganizowane zostało Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, którego był pierwszym prezesem. Współcześnie z prezesurą zarządu Towarzystwa wypadło mu objęcie stanowiska przewodniczącego Komitetu Hydrobiologicznego PAN, na które został powołany w czerwcu 1960 r. Przez dłuższy czas przyjmował czynny udział w pracach Polskiego Towarzystwa Zoologicznego, pełniąc funkcję przewodniczącego Oddziału Warszawskiego tego Towarzystwa.

Od lat wielu brał udział we wszelkich poczynaniach zmierzających do zorganizowania placówki badawczej na terenie Tatr, w której i pracownia hydrobiologiczna znalazłaby miejsce.

Wspomnieć wreszcie należy współpracę Jego w wydawnictwie „Polska Bibliografia Analityczna”, w której redagował dział zoologii, oraz współudział w opracowywaniu „Słownika Biologicznego”. Od chwili reaktywowania po wojnie „Polskiego Archiwum Hydrobiologii”, tj. od 1953 r., był członkiem Komitetu Redakcyjnego tego czasopisma.

Jak widać, praca społeczno-organizacyjna prof. Gieysztora miała szeroki zasięg. Nie uchylał się od niej traktując ją jako obowiązek obywatelski, choć niekiedy był on ciężarem ponad siły.

Profesor M. Gieysztor dobrze spełnił swój obowiązek wobec Ojczyzny i Nauki Polskiej. Cześć Jego pamięci!

SPIS PRAC OPUBLIKOWANYCH

1. Sprawozdanie z pracy nad fauną motyli większych (*Macrolepidoptera*) Puszczy Białowieskiej. 1923. Wyd. „Białowieża”.
2. Notatki lepidopterologiczne. 1925. Polskie Pismo Entomologiczne.
3. Über die Rhabdocoelidenfauna aus der Umgebung von Warschau, 1925. Bull. Int. Ac. Pol. Sci. S. B.
4. Über die wahre systematische Stellung und Biologie der *Mesostoma aselli* Kennel, 1929a. Zool. Anz. (współ z W. Chmielewską).
5. Zur Kenntnis einiger *Dalyellia-Castradella* und *Castrada*-Arten, 1929. Bull. Int. Ac. Pol. Sci. S. B.
6. Sur deux espèces rares du genre *Macrostomum*, 1931. Arch. Hydrobiol. i Ryb.
7. Contribution à la connaissance des Turbellariés Rhabdocoeles d'Espagne (Turb. Rh.), 1931b. Bull. Ac. Pol. Sci. S. B.
8. Über die *Dalyellia viridis* — Artengruppe (Rhabd.). 1934. Mem. Ac. Sc.
9. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern, 1934. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.
10. Warunki życia w drobnych zbiornikach wodnych. 1934. Wszczęświat.
11. O grupie gatunków *Dalyellia viridis*. (*Rhabdocoela*). 1934. Bull. Pol. Ac. Sc.
12. *Turbellaria Rhabdocoela* Hiszpanii. 1936.
13. Remarques sur la faune des Turbellariés des lacs et des torrents des Tatras. 1937. Verh. Int. Ver. f. theor. u. ang. Limnol.
14. Spostrzeżenia nad masowym występowaniem gatunków z rodzajów *Erannis* i *Operopthera* (*Lepidoptera*), 1937. Pols. Pismo Entomol. (współ z J. Pawłowiczem).
15. Anatomische Untersuchungen an Turbellarien Polens, 1938a. Zool. Polon.
16. Über einige Turbellarien aus dem Süßwasserpsammon, 1938b. Arch. Hydrobiol. i Ryb.
17. Übersicht der Rhabdocoelen und Alloecoelen Polens, 1939. Arch. Hydrobiol. i Ryb.
18. Beiträge zur Kenntnis der Turbellarienfauna des Czarnohora Gebirges (Ostkarpathen), 1939. Zool. Polon.
19. Sur un Tibellarie vivant sur les branches de *Gammarus ischnus* G. O. Sars (*Rhabdocoela*, *Dalyelliidae*). 1947. Ann. Mus. Zool. Pol.
20. Materiały do znajomości fauny *Macrolepidoptera* Puszczy Białowieskiej i uwagi o stosunku *Macrolepidoptera* Polski do roślin drzewiastych. 1938. Spr. Kom. Fizjogr. PAU, 71.
21. Co to jest plankton. 1949. Wiedza Powszechna.
22. O konieczności utworzenia badawczego Instytutu Góroznawczego w Zakopanem. 1949. Życie Nauki 7.
23. Wirki. 1952. Popularna monografia zoologiczna. PWN.

24. Zniszczenie stawów na Hali Gąsienicowej. 1952. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną*.
25. *Turbellaria, Gordiacea, Nemertini, Archiannelida, Polychaeta*. 1954. Przewodnik w zakresie piśmiennictwa służącego do oznaczania zwierząt. PWN.
26. O dyskusji nad hydrobiologią i ichtologią w czasopiśmie „Zoologiczeskij Żurnal”. 1954. *Kosmos* 111.
27. O wodach tatrzańskich i ich faunie. 1955. Tatrzański Park Narodowy, praca zbiorowa pod redakcją W. Szafera.
28. Polska produkcja naukowa w zakresie hydrobiologii w latach 1945—1955. 1956. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 3.
29. Uwagi na marginesie Zjazdu Hydrobiologów we Wrocławiu. 1956. *Kosmos*.
30. Recherches sur le zooplankton et les mollusques des eaux saumâtres de la Pologne hors de la mer Baltique, 1959. *Vehr. Int. Ver. Limnol.* (współ z H. Klimowiczem i A. Praszkiwicz).
31. Studia hydrobiologiczne na potokach tatrzańskich, 1958. *Biul. Inf. PAN Kom. Hydrobiol.*
32. Observations on the thermal and chemical properties of Masurian Lakes in the Giżycko Region, 1958. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 4. (współ z Z. Odechowską).
33. On a continuous Series of Lakes, 1959. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 6.
34. On the thermal conditions of the littoral zone of lakes, 1960. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 7.

E. K a m l e r

La faune des Éphémères de deux torrents des Tatras

Chaire d'Hydrobiologie de l'Université de Varsovie

Reçu 1.VII.1961

Le but de ces recherches était de comparer la faune des Éphémères des torrents: la Roztoka et l'Olczycki, ainsi que la faune habitant les grands torrents à celle de leurs attributs (petits torrents).

C'est la différence de la composition pétrographique du lit de torrents, leur altitude, la pente du terrain et le caractère de leurs sources qui a décidé de ce choix.

Méthodes et matériel

C'est en juillet et août 1957, que de nombreux examens ont été effectués sur place. On a appliqué les méthodes élaborées par K a m l e r et R i e d e l (1960a). Les résultats basent sur 383 échantillons pris dans les habitats: pétricoles, de gravier, stagnants, et mousseux, dans lesquels on a constaté au total la présence de 2717 larves d'Éphémères (tabl. I).

Description du terrain. Torrents étudiés

La Roztoka¹ se trouve dans le Hautes Tatras. Elle a sa source dans le lac Wielki Staw à 1.664,6 m d'altitude, coule de SO en NE et a 4,5 km de longueur. A 150 m de sa sortie du lac Roztoka forme la cascade Si-klawa qui a 64 m de hauteur (D z i e w u l s k i — 1881). Au dessous de cette chute d'eau, le torrent coule parmi des *Pinus montana* formant

¹ La description des torrents de la Roztoka et l'Olczycki est avant tout basé sur les travaux de: P a r y s k i (1951), N y k a (1954), Z w o l i ń s k i (1948).

T a b l e a u I

Comparaison des nombres d'Ephémères, de Plécoptères et de Trichoptères dans les torrents: La Roztoka, l'Olczyński et leurs attributs

Torrent	Habitat	Echantillons prélevés	Exemplaires récoltés total et moyenne par m ²						Composition des espèces d'Ephémères moyenne par m ²								
			Total		Ephemeroptera		Plecoptera		Trichoptera		Rhitrogena semicolorata	Kodyonurus	Venusus	Amelanus	Habrolep- toidea	Baëtis modesta	Baëtis bioculatus
			ex	par m ²	ex	par m ²	ex	par m ²	ex	par m ²							
Roztoka	p	28	997	308	548	170	176	54	273	84	50	120	-	-	-	-	-
	g	21	312	655	117	243	105	222	90	190	-	243	-	-	-	-	-
	m	28	794	2833	1	3	576	2060	217	770	3	-	-	-	-	-	-
Potrójny	s	18	305	750	6	15	122	300	177	435	2	2	8	3	-	-	-
	p	7	70	132	9	19	21	45	40	68	13	6	-	-	-	-	-
	m	8	20	250	-	-	10	125	10	125	-	-	-	-	-	-	-
Prostopadły	p,c	6	49	202	-	-	9	37	40	165	-	-	-	-	-	-	-
	p	7	365	810	23	51	334	741	8	18	51	-	-	-	-	-	-
	m	7	444	6400	-	-	442	6300	2	100	-	-	-	-	-	-	-
Ozerny	p	4	38	169	7	32	5	23	26	114	23	-	-	-	-	-	-
	p,c	10	98	132	3	4	-	-	95	128	4	-	-	-	-	-	-
	m	7	260	644	113	280	60	149	87	215	238	39	3	-	-	-	-
Pod Mostem	p	7	127	1810	2	30	115	1640	10	140	30	-	-	-	-	-	-
	m	29	3832	378	1673	165	246	24	1313	188	122	43	-	-	-	-	-
	g	50	636	1100	7	12	27	47	602	1041	4	9	-	-	-	-	-
Olczyński	m	20	1325	5700	16	70	1080	4650	229	990	70	-	-	-	-	-	-
	s	23	317	1195	1	4	13	49	303	1142	-	-	-	-	-	-	-
	p	10	124	59	56	27	10	5	58	27	4	21	0,5	0,5	-	-	0,5
Świński	m	10	26	260	-	-	8	80	18	180	-	-	-	-	-	-	-
	p,c	7	45	555	3	37	7	86	36	433	12	-	-	-	-	-	-
	m	7	127	90	83	59	18	13	26	18	14	45	-	-	-	-	-
Prawy	p	7	122	1738	-	-	48	680	74	1058	-	-	-	-	-	-	-
	m	6	32	465	1	15	6	90	25	350	-	-	-	-	-	-	15
	p,c	6	40	66	8	14	6	10	26	42	7	7	-	-	-	-	-
Za Prawym	p	7	25	355	-	-	20	284	5	71	-	-	-	-	-	-	-
	m	6	41	595	-	-	-	-	41	595	-	-	-	-	-	-	-
	p,c	7	39	99	17	75	6	12	6	12	14	23	18	-	-	-	20
Mały	p	6	49	816	-	-	35	583	14	233	-	-	-	-	-	-	-
	m	6	44	557	3	39	16	207	25	311	-	-	-	-	-	-	-
	p,c	7	44	557	3	39	16	207	25	311	-	-	-	-	-	-	39

p - pétricole, g - gravier, m - mousseux, p,c - petites cuvettes, s - stagnant

de nombreuses cascades moins importantes. A 1.360—1.380 m d'altitude environ, il entre dans la forêt. C'est alors que son cours se calme pour former à nouveau plusieurs cascades. Trois parmi les plus importantes ont 8 à 10 m de hauteur. Le torrent de la Roztoka tombe dans un autre torrent, la Bialka, à 1.021 m d'altitude. S'il s'agit de la pente, la Roztoka est à la sixième place parmi les 15 torrents des Tatras polonaises. L'importance de la pente atteint 100,7‰ (Gieysztor 1961). Le lit de la Roztoka est de granit.

Treize attributs se jettent dans le torrent de la Roztoka. Huit d'entre eux se trouvent sur la carte à 1 : 20.000. Afin de rendre la situation plus claire, j'ai donné des noms aux petits torrents. Pour la plupart ces noms proviennent du nom du couloir, le long duquel coule le petit torrent en question, (par ex. le Zagonny coule par le Żleb Zagonny dans le massif Wołoszyn) ou bien d'un trait caractéristique du petit torrent (par ex. le Potrójny — triple). Quatre attributs de la Roztoka ont été choisis à des fins d'études: 1. Le Pod Mostem venant de sous la Turnia nad Dziadem, dans le Massif Wołoszyn, qui se jette dans la Roztoka sous le pont dominant la cascade Wodogrzmoty de Mickiewicz. 2. Le Potrójny récoltant les eaux de trois petits torrents dont les couloirs limitent le versant droit de la Vallée Buczynowa. 3. Le Prostopadły venant des roches de la Niznia Kopa. 4. Le Czarny qui coule le long du sentier du fond de la Vallée de la Roztoka entre la Bacowa Skała et la limite supérieure de la forêt (voir Kamler 1960, fig. 1). Le deux suivants, des attributs de gauche de la Roztoka. Le deux suivants, des attributs de droite. C'est sur un substrat de granit que coulent les attributs de la Roztoka. Les divers secteurs de leurs cours sont à des altitudes² très différentes. C'est ainsi que les sources du Pod Mostem se trouvent à environ 1.700 m, l'embouchure à 1.100 m. Cette chute se fait sur une courte distance. Les attributs de la Roztoka forment de nombreuses cascades (fig. 1).

Le torrent de l'Olczyński traverse la Vallée de l'Olczyński, située presque entièrement dans la zone de forêts, dans les Tatras Occidentales. Une source, située à 1.065 m d'altitude, d'un débit de plus de 1.000 l/sec (Zwoliński 1948), alimente ce torrent. La source a, selon Wrzosek (1933), 5,2°, selon Świerz (1897) par contre 4,5° de température moyenne en juillet et août. Wrzosek (1933) comunique que la température basse et constante de l'eau de la source, tout comme son grand rendement, disproportionné par rapport à la petite superficie du bassin de la Vallée (c'est également l'avis de Kowalski 1920), indiquent

² Les données sur les altitudes sont avant tout basées sur la carte 1 : 20.000. Alors, ils sont approximatives.

que cette source est alimentée par une grande nappe souterraine. J'ai étudié le secteur supérieur de l'Olczycki, depuis la source jusqu'à la sortie de la Vallée de l'Olczycki. Dans ce secteur les eaux du torrent ne sont pas polluées par les égouts des habitations. L'Olczycki ne forme aucune chute d'eau importante. C'est lui qui a la plus petite pente des 15 torrents des Tatras polonaises — 35,5‰ (Gieysztor 1961).

La source de l'Olczycki jaillit d'une énorme fissure, le long de laquelle une dolomite et le Keuper sont déplacés (Wrzosek 1933). Plus bas, le torrent coule à travers les terrains où le substrat plus ancien est couvert de dépôts morainiques du glacier pléistocène de la Vallée Sucha Woda. Les galets de granit qui couvrent le lit du torrent proviennent de ces dépôts. Wierzejski déjà expliquait ainsi leur provenance en 1883. Plus bas, le torrent coule sur des schistes marneux,

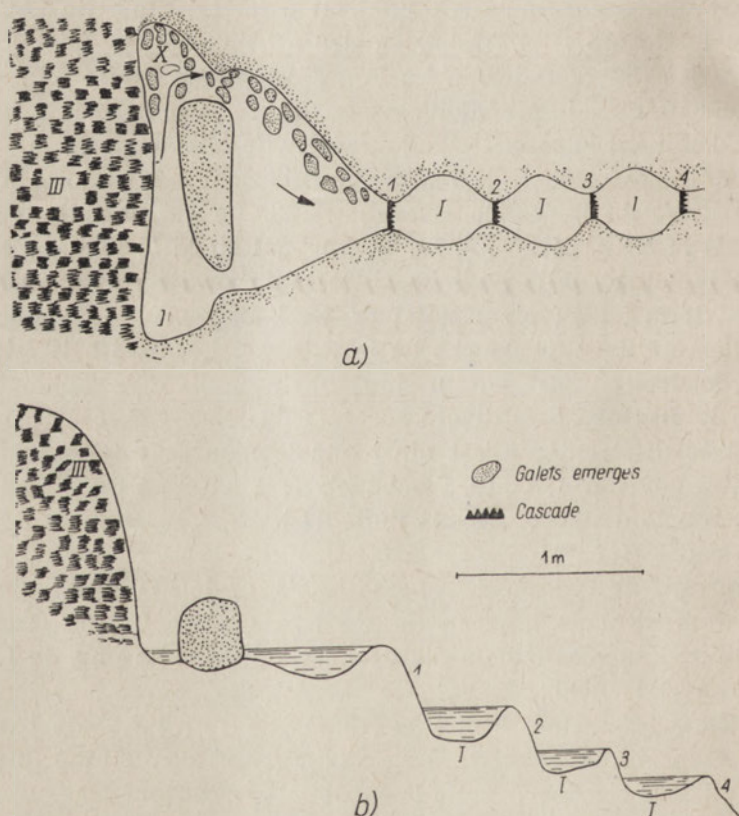


Fig. 1. Plan d'un secteur du petit attribut de la Roztoka. Pod Mostem: a) vue d'en haut, b) coupe longitudinale.

I — cuvettes du fond, II — pétricole, III — mousseux. 1 — 4 petites cascades qui séparent les cuvettes du fond, X — point où la densité des larves est la plus grande, → direction du courant.

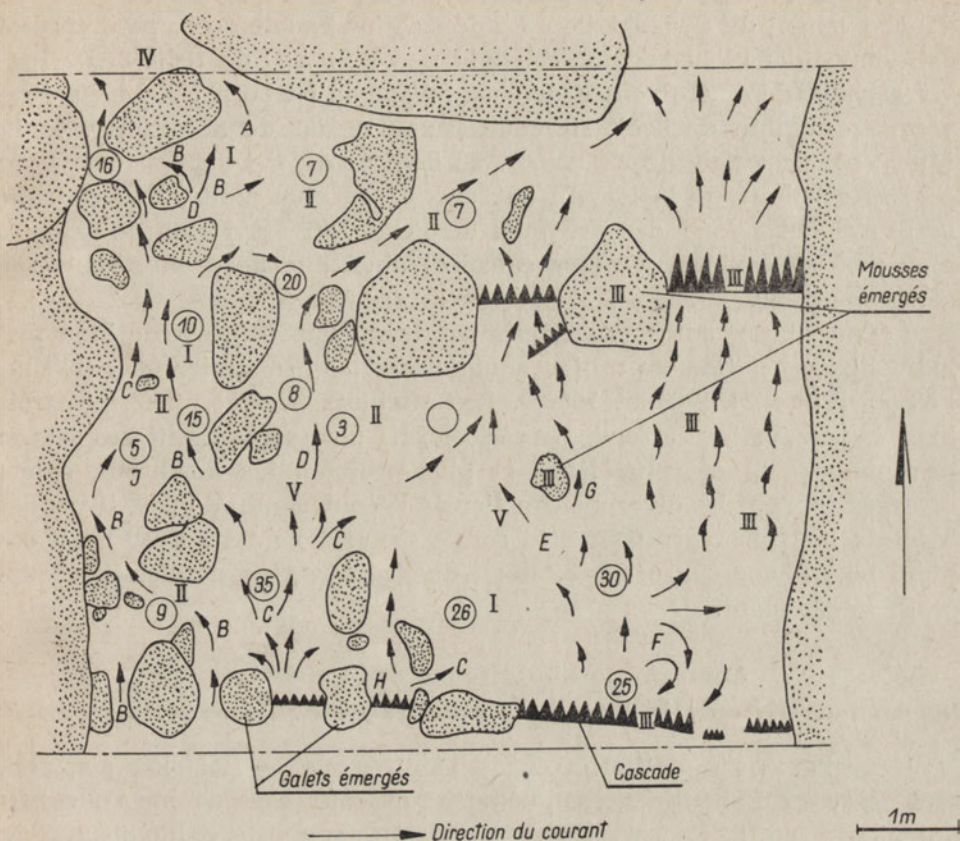


Fig. 2. Plan d'un point choisi de l'Olczyński.

I — habitat de gravier, II — habitat pétricole, III — habitat mousseux, IV — habitat stagnant, V — galets immergés. Vitesse du courant en m/sec: A — $< 0,3$, B — $0,3 - 0,5$, C — $0,5 - 0,7$, D — $0,9 - 1,1$, E — $1,3$, F — $1,6$, G — $1,8$, H — $3,0$. Les chiffres encadrés — profondeur en cm.

ensuite il traverse un terrain de dolomites et de calcaires dolomitiques; finalement il entre sur un territoire de conglomérats éocènes (W r z o s e k 1933). En procédant à l'examen de la faune vivant sur le fond du torrent, j'ai noté la quantité et les dimensions des pierres d'origines diverses: granits, dolomites et schistes. Pour l'ensemble du torrent, les moyennes sont les suivantes: granits — 12% , dolomites — 75% , schistes — 13% (K a m l e r et R i e d e l 1960a, fig. 3).

L'Olczyński reçoit 6 attributs, dont 5 se trouvent sur la carte à $1 : 20.000$. Parmi eux, 3 sont des attributs de droite, 2 de gauche et 1 se jette dans la source de l'Olczyński par une embouchure souterraine, ramassant les eaux des étages supérieurs de la Vallée de l'Olczyński. A des fins d'étude, on a choisi parmi ces attributs: 1. Le Świński — attribut de

gauche venant du Świński zleb. La description exacte de ce petit torrent est donnée dans l'ouvrage de Kamler et Riedel de 1960. 2. Le Prawy attribut de droite venant de sous la Turnia Nieborak. 3. Le Za Prawym — attribut de droit situé un peu au dessus de se dernier. 4. Le Mały — attribut de droite venant au dessous du Prawy.

Les attributs de l'Olczyński ont une pente plus petite, que ceux de la Roztoka. Le fond des attributs de l'Olczyński est formé de schistes marneux et argileux, de grès calcaires ainsi que de granits dans son cours inférieur.

Les attributs sont caractérisés par leur instabilité et par bien moindre différenciation du milieu aquatique que les grands torrents (Kamler et Riedel 1960 et 1960a). Les attributs (fig. 1) n'ont que trois habitats: I-cuvettes du fond, II-pétricole, III-mousseux. Le lit des grands torrents (fig. 2) est plus large et plus profond, les nombreux galets émergés donnent les diverses directions à l'écoulement de l'eau, il y a des habitats bien protégés contre le courant et les habitats avec l'eau rapide. Ici, il y a quatre habitats: I-de gravier, II-pétricole, III-mousseux, IV-stagnant.

Comparaison de la faune des Éphémères de la Roztoka à celle de l'Olczyński

Mes examens quantitatifs ont démontré que la Roztoka, avec ses sept espèces d'Éphémères, est plus riche de deux espèces que l'Olczyński qui n'en a que 5. En comparant ces deux torrents du point de vue de la composition quantitative de la faune des Éphémères, on a constaté que:

a) La Roztoka est plus riche du point de vue quantitatif que l'Olczyński

Tableau II
Nombre de larves d'Éphémères par m² dans les torrents
de la Roztoka et de l'Olczyński

Espèce	Torrent	
	Roztoka	Olczyński
<i>Baëtis carpathica</i>	14	49
<i>Rhytrogena semicolorata</i>	91,5	13
<i>Ameletus inopinatus</i>	0,25	0,25
<i>Ecdyonurus venosus</i>	1,5	0

ki. Dans le torrent de la Roztoka le nombre des larves d'Éphémères atteint le chiffre de 106 m², dans l'Olczycki — 63 larves m² (tabl. II)³.

b) Les espèces *Baëtis carpathica* et *Rhitrogena semicolorata* sont dominantes dans les deux torrents comme d'ailleurs dans les autres torrents du Tatras (tabl. II et K a m l e r 1960).

c) Pour ce qui est de la quantité, c'est *Rhitrogena semicolorata* qui domine dans la Roztoka et *Baëtis carpathica* dans l'Olczycki (tabl. II). La prédominance de *Rhitrogena semicolorata* s'attache à l'habitat pétricole et très nettement à l'habitat de gravier. La prédominance de *Baëtis carpathica* dans l'Olczycki se rencontre dans les habitat pétricole et de mousse (tabl. I).

Comparaison de la faune des Éphémères des grands torrents avec la faune de leurs attributs

Olczycki

A la suite des examens qualitatifs, on a constaté que le nombre des espèces d'Éphémères, apparaissant dans le torrent, diminue avec l'élévation du sol. Les embouchures des attributs étudiés se trouvent à peu près aux altitudes suivantes: pour le Za Prawym à 1.040 m, pour le Prawy à 1.030 m, pour le Mały à 1.000 m, pour le Świński à 900 m. De ces attributs sont éliminé, l'une après l'autre, les espèces d'un caracté-

Tableau III

Espèces d'Éphémères habitant les attributs de l'Olczycki, en pourcentages

Espèce	Torrent			
	Świński	Mały	Prawy	Za Prawym
<i>Baëtis carpathica</i>	17	17	23	50
<i>Rhitrogena semicolorata</i>	75	28	76	50
<i>Ameletus inopinatus</i>	5	0	1	0
<i>Ecdyonurus venosus</i>	1,5	30	X	0
<i>Habroleptoides modesta</i>	X	25	0	0
<i>Baëtis bioculatus</i>	1,5	0	0	0

X - espèces rencontrées uniquement pendant les examens qualitatifs

³ D'après Baddock (1954) les Éphémères dans les attributs de la rivière Kävlinge (au sud de la Suède) variaient de 36 par m² à 3.936.

rière montagneux peu défini: *Ecdyonurus venosus*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Habroleptoides modesta* et *Baëtis bioculatus* (tabl. III).

Les récoltes quantitatives ont démontré qu'on rencontre dans l'Olczycki 2,8 fois plus d'Éphémères (en moyenne 66,5 larves/m²) que dans l'ensemble de ses attributs (en moyenne 22 larves/m²). Dans les attributs, la deuxième est plus nombreuse — (tabl. III). *Ameletus inopinatus*

	larves/m ²
1e Swiński	— 21
„ Mały	— 38
„ Prawy	— 24
„ Za Prawym	— 4,4

Baëtis carpathica et *Rhitrogena semicolorata* dominant dans l'Olczycki et ses attributs; dans le torrent lui-même, on rencontre cependant une plus grande quantité de la première espèce et dans ses attributs, la deuxième est plus nombreuse — (tabl. III). *Ameletus inopinatus* espèce non rhéophile est en majorité dans les cuvettes du fond de ces petits torrents, comme dans l'habitat stagnant de l'Olczycki. Dans les dépressions en cuvette du fond des petits torrents cependant, j'ai également rencontré des *Ecdyonurus venosus* et *Rhitrogena semicolorata* qui sont plus rhéophiles.

La présence de ces espèces permet de supposer que l'habitat des cuvettes du fond des petits torrents répond à l'habitat stagnant et de gravier des grands torrents.

R o z t o k a

Dans les nombreuses chutes d'eau, qui caractérisent les attributs de la Roztoka, on n'y a trouvé que des larves de Plécoptères. Dans les attributs de la Roztoka, on a constaté 69% de Plécoptères si 100% constitue le nombre des larves de Plécoptères, d'Éphémères et de Trichoptères trouvées dans cet endroit. C'est la plus haute pourcentage de Plécoptères constaté. Dans les attributs de l'Olczycki on a constaté 25% de Plécoptères, dans l'Olczycki même — 22,3%, dans la Roztoka — 40,8. Parmi des Éphémères des attributs de la Roztoka, on note avant tout l'espèce rhéophile de *Baëtis carpathica* (87%). Cependant, le courant des attributs de la Roztoka est trop rapide, même pour cette espèce; les Éphémères y forment à peine le 11% de la faune étudiée de trois ordres d'insectes, alors que les attributs de l'Olczycki n'en contiennent que le 26,4%, l'Olczycki le 28%, la Roztoka le 28%. Le fond des attributs de la Roztoka est formé de pierres et blocs de granit. Je suppose, qu'une grande partie de l'eau de ces petits torrents est souterraine. Diverses valeurs obtenues au cours des mesures de l'écoulement

Tableau IV

L'influence d'altitude sur la répartition des espèces examinées selon des données propres et des autres auteurs

Torrent	Roztoke 1021- 1625	Pod Mostem 1100- 1600	Petrójuj 1400- 1650	Czarny 1400	Frostopedy 1450- 1500	Données des autres auteurs			
						Auteur	Montagnes	Jusqu'à l'altitude en m	La limite supérieure de la zone de forêts en m
Espèce						Pourcentage des espèces d'Éphémères			
<i>Baëtis carpathica</i>	24	84	66	100	100	Dziędzieliwicz 1919/20 Mikulski 1935	Les Carpathes Orientales Le Massif de la ** Czarnohora	1320 1710 ***	- 1670 ***
<i>Ehithrogena semicolorata</i>	75	15,1	33	0	0	Gauthier 1952 Despax 1927 Gauthier 1952	Les Alpes du Dauphiné Les Pyrénées Les Alpes du Dauphiné	2000 2200 1000	1600 * 2150 * 1600 *
<i>Ecdyonurus venosus</i>	0,8	0,9	0	0	0	Dziędzieliwicz 1917/19 1919/20 Mikulski 1935	Les Carpathes Le Massif de la ** Czarnohora	Jusqu'à la limite supérieure de la zone de forêts 1380	1670 ***
<i>Ameletus inopinatus</i>	0,13	0	0	0	0	Mikulski 1935	Czarnohora	1400	1670 ***
<i>Epeorus assimilis</i>	X	0	0	0	0	Dziędzieliwicz 1917/19 Gauthier 1952	Les Carpathes Orientales Les Alpes du Dauphiné	1000 1200	- 1600 *
<i>Ecdyonurus forcipula</i>	X	0	0	0	0	Gauthier 1952	Les Alpes du Dauphiné	1200	1600 *

* Staszewski, Uhorczak (1959)

** Carpathes Orientales

*** Lencewicz (1937)

X élément sporadique

effectuées en différents points proches de soi en témoignent; par ex. la mesure de l'écoulement du Pod Mostem effectuée en deux points éloignés déniv. 100 m a donné les résultats suivants: 1,5 l/sec. et 3,8 l/sec.

On a constaté, dans la Roztoka, dans l'Olczycki et dans leurs attributs une diminution du nombre des espèces, qui s'accroît à mesure qu'on en remonte le cours. La Roztoka atteint des altitudes plus élevées et coule aussi plus bas que ses attributs; elle embrasse des limites qui offrent un choix plus grand dans le nombre des espèces (tabl. IV). La limite supérieure de la zone de forêts dans la Vallée de la Roztoka 1.360—1.380 m (Nyka 1954). L'altitude n'est pas cependant pas l'unique facteur qui élimine les espèces.

Dans les petits torrents, qui sont moins stables (attributs de la Roztoka, le Prostopadły et le Czarny) on a constaté une pauvreté plus grande en espèces, qu'il ne devrait en résulter de l'aire de répartition de leur altitude, puisque la *Rhitrogena semicolorata* fait défaut dans ces petits torrents.

Dans ces attributs, le petit nombre d'*Ameletus inopinatus* résulte du fait que cette espèce est non rhéophile et n'entre pas volontiers dans les torrents.

De nombreux examens ont démontré que, dans la Roztoka, on rencontre 2,3 fois plus de larves d'Éphémères (en moyenne 105 larves/m²), que dans ses attributs (en moyenne 46 larves/m²). Dans la Roztoka, aussi bien que dans ses attributs, domine *Rhitrogena semicolorata* et *Baëtis carpathica*, dans la Roztoka cependant c'est *Rhitrogena semicolorata* qui domine, dans ses attributs par contre, *Baëtis carpathica* (tabl. IV).

Comparaison de la faune des Éphémères des torrents de la Vallée de l'Olczycki à celle de la Vallée de la Roztoka

En comparant les espèces d'Éphémères récoltées au cours des observations dans le réseau des torrents de la Vallée de l'Olczycki, avec les espèces trouvées dans le réseau des torrents de la Vallée de la Roztoka, je constate l'existence de 5 espèces communes aux deux réseaux, 2 espèces caractéristiques aux torrents de la Vallée de l'Olczycki (*Baëtis bioculatus* et *Habroleptoides modesta*) et 2 espèces caractéristiques aux torrents de la Vallée de la Roztoka (*Ecdyonurus forcipula* et *Epeorus assimilis*) (tabl. V). Les espèces caractéristiques à une seule vallée n'ont été récoltées qu'en très petits nombres.

Ce sont des espèces montagneuses récoltées à une altitude moyenne (jusqu'à 1.450 m). Par contre, les espèces communes aux deux vallées sont nombreuses. Ce sont des espèces montagneuses de grande altitude

(Kamler 1960). Cet état de choses souligne le caractère montagnoux de la faune des torrents étudiés. Du point de vue de la quantité des espèces, ce sont les torrents mêmes de la Roztoka et de l'Olczycki qui viennent en tête de liste; les attributs de l'Olczycki viennent ensuite. Les attributs de la Roztoka sont les plus pauvres en espèces.

Tableau V
Les espèces d'Éphémères trouvées dans les vallées de la
Roztoka et de l'Olczycki

Espèce	Vallée	
	de l'Olczycki	de la Roztoka
<i>Baetis bioculatus</i>	1	0
<i>Habroleptoides modesta</i>	1	0
<i>Baetis carpathica</i>	li	li
<i>Rhitrogena semicolorata</i>	li	li
<i>Ameletus inopinatus</i>	li	li
<i>Ecdyonurus venosus</i>	li	li
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	i	1
<i>Ecdyonurus forcipula</i>	0	li
<i>Epeorus assimilis</i>	0	li

li - larve et imago, l - larve, i - imago

Dans les torrents de la Vallée de la Roztoka, on observe une densité plus grande de larves d'Éphémères que dans les torrents de la vallée de l'Olczycki. Et cette densité est plus élevée dans les torrents-mêmes que dans leurs attributs. La proportion du densité des larves d'Éphémères dans les torrents mêmes et celle constatée dans les attributs des deux vallées étudiées sont assez semblables: dans la Vallée de l'Olczycki — 2,3, dans celle de la Roztoka 2,8.

La proportion du nombre des exemplaires de *Rhitrogena semicolorata* par rapport à celui de *Baëtis carpathica* est la plus élevée dans la Roztoka — 4,68; dans les attributs de l'Olczycki, cette proportion est moins grande 4,4—1,0; dans le torrent de l'Olczycki c'est *Baëtis carpathica* qui l'emporte. La preponderance de *Baëtis carpathica* croit dans les attributs de la Roztoka, à savoir dans le Potrójny et Pod Mostem,

ce qui a pour effet l'élimination complète de *Rhitrogena semicolorata* dans les attributs de la Roztoka, le Prostopadły et le Czarny (tabl. VI).

Tableau VI

Proportion du nombre des larves de *Rhitrogena semicolorata* à celui de *Baëtis carpathica* trouvées dans les torrents étudiés

Torrent		Proportion <i>Rhitrogena</i> : <i>Baëtis</i>	Torrent		Proportion <i>Rhitrogena</i> : <i>Baëtis</i>
Roztoka		4,68	Olczyński		0,37
Attributs de l'Olczyński	Świński	4,4	Attributs de la Roztoka	Potrójny	0,50
	Prawy	3,4		Pod Mostem	0,162
	Męły	1,6		Prostopadły	0
	Za Prawym	1,0		Czarny	0

Dans la plupart des torrents étudiés, c'est dans l'habitat pétricole, que l'on observe la plus grande densité d'Éphémères. Par contre les larves des Plécoptères sont les plus nombreuses dans l'habitat moussieux.

Influence du milieu sur la faune des Éphémères

Les résultats de mon précédent travail (Kamler 1960) permettent de supposer que la cause des différences dans la composition des espèces de la faune des torrents comparés réside en une intensité différente des facteurs qui influencent la répartition de la faune des Éphémères: la vitesse du courant de l'eau, la nature géologique du substrat, les diverses grosseurs du grain du substrat en question, la profondeur de l'eau et l'altitude. Ci-dessous on présente certaines observations relatives à l'influence de ces facteurs sur l'ensemble des larves d'Éphémères dans le torrent de la Roztoka et de l'Olczyński.

Vitesse du courant

Des observations ont été faites séparément dans des habitats pétricoles (pétrifluicole selon Vaillant 1956), de gravier, d'eaux stagnantes (limifluicole) et de mousse (bryofluicole).

Habitat pétricole. Si nous voulions nous rendre compte de la rhéophilie des Éphémères dans leur ensemble, nous aurions quelques difficultés, vu les différentes réactions à la vitesse du courant adoptées par chacune des espèces. Parmi les Éphémères installés dans le torrent,

on remarque des espèces rhéophiles et non rhéophiles. En comparant la densité des larves dans les divers échantillons placés dans l'ordre de l'augmentation de la rapidité du courant, on a obtenu une courbe irrégulière.

La faune est non seulement sous l'influence de la vitesse du courant; elle réagit encore à d'autres facteurs, à savoir la profondeur, la grandeur et la composition pétrographique des pierres, la présence d'autres groupes animaux, etc., ce qui fait que le comportement de la faune dans un point donné, est la résultante de l'action de plusieurs facteurs. Soulignons aussi, que dans les échantillons pris dans des secteurs voisins, on a rencontré sporadiquement d'énormes nombres de très jeunes exemplaires de la même espèce. Ces échantillons se distinguaient en général nettement des autres par le grand nombre et le jeune âge des larves. Ces grands nombres de jeunes larves provenaient du dépôt d'un amas d'oeufs dans le secteur étudié ou dans son proche voisinage. C'est ainsi que dans le Prostopadły par exemple, sur les pierres de six secteurs consécutifs, les échantillons ont donné une moyenne de 26 exemplaires de Plécoptères; dans le septième secteur (N° 495) — 177 exemplaires très jeunes.

On a ensuite étudié l'influence de la vitesse du courant sur chacune des espèces d'Éphémères. En pratique, sur le terrain étudié, nous avons affaire à deux espèces: *Baëtis carpathica* et *Rhitrogena semicolorata*, les autres espèces étant sporadiques et peu nombreuses. On a constaté dans les torrents de la Roztoka et de l'Olczycki que le pourcentage de larves *Baëtis carpathica* augmente au fur et à mesure de l'augmentation de la vitesse du courant (fig. 3). Ces résultats correspondent aux données et les opinions exprimées dans les ouvrages de: Verrier (1948, 1953, 1956), Dorier et Vaillant (1954), Avel (1932), Popovici — Baznosanu (1928) et Kamler (1960), qui communiquent que les larves du genre *Baëtis* sont bien plus rhéophiles que celles du genre *Rhitrogena* et *Ecdyonurus*, quoique leur constitution ne permette pas de supposer une grande résistance à la vitesse du courant.

Dans l'habitat de gravier, la vitesse du courant de l'eau est moindre que dans l'habitat pétricole (Kamler et Riedel 1960a). Dans les deux torrents étudiés, la faune de l'habitat de gravier est non rhéophile. Le nombre de larves d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères (au total), pour une unité de superficie, baisse avec l'augmentation de la vitesse du courant (fig. 4).

A part le courant d'eau cité plus haut, de caractère „linéaire”, on a plus d'une fois observé un mouvement d'eau „onduleux”. Le mouvement d'eau „onduleux” ce sont les petites vagues qui touchent le bord du torrent avec la fréquence remarquable. Elles sont dirigées perpen-

diculairement au courant principal du torrent, parallèle au bord du torrent. Le mouvement onduleux est parfois provoqué par l'action du courant principal du torrent (qui a, comme on sait, un caractère oscillatoire — Percival et Whitehead 1929, Kamler et Riedel 1960a), sur l'obstacle naturel, qui touche d'un côté le bord du torrent. Le gravier déplacé par le courant est déposé par ce mouvement onduleux

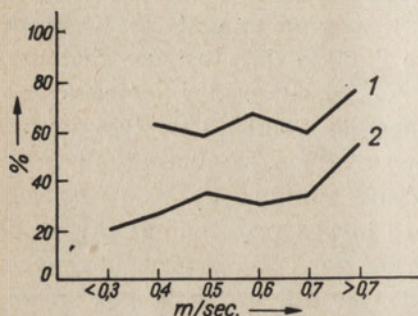


Fig. 3. L'augmentation du pourcentage de *Baëtis carpathica* dans un habitat pétricole à mesure de l'accroissement de la vitesse du courant.

1 — Olczycki, 2 — Roztoka.

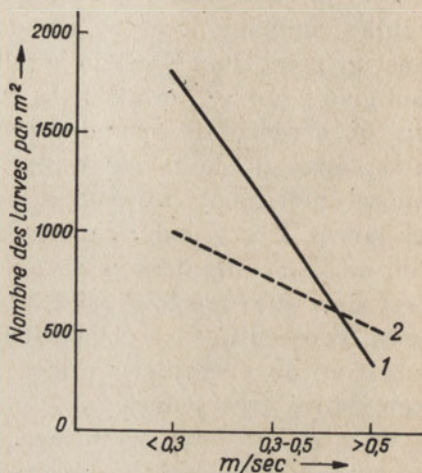


Fig. 4. Diminution du nombre des larves par m² d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères dans un habitat de gravier à mesure que la vitesse du courant augmentait.

1 — torrent de l'Olczycki, 2 — torrent de la Roztoka.

près du bord du torrent et forme des bancs de gravier. Les plus gros cailloux s'accablent plus près du courant, les moins gros — plus près du bord (voir Kamler et Riedel 1960a). Le mouvement onduleux de l'eau sur les bancs de gravier a été observé dans le torrent de la Roztoka sur 10 secteurs, dans le torrent de l'Olczycki sur 12 secteurs. La densité de la faune des Éphémères, des Plécoptères et des Trichoptères est moins élevée que celle observée dans le courant „linéaire”. Dans le torrent la Roztoka, on a constaté, dans les endroits où se manifeste un mouvement onduleux, une moyenne de 12 par échantillon et dans le courant „linéaire” — 21 exemplaires d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères. Dans l'Olczycki, respectivement 7 et 13 larves.

Dans l'habitat de gravier la faune des Éphémères n'est représentée que par une espèce — *Rhitrogena semicolorata*.

Dans le gravier de l'Olczycki, cette espèce peu rhéophile (fig. 3), n'apparaît que dans deux échantillons, pris dans un faible courant — 0,25 et 0,26 m/sec. Dans la Roztoka, elle est plus nombreuse et le nombre

d'exemplaires par échantillon diminue avec l'augmentation de la vitesse du courant. Dans les échantillons pris dans un courant dont la vitesse était inférieure à 0,3 m/sec, on a récolté en moyenne 9 exemplaires de *Rhitrogena semicolorata* par échantillon, dans un courant de 0,3—0,5 m/sec — 8 exemplaires; par contre, dans un courant dont la vitesse dépassait 0,5 m/sec — 2 exemplaires par échantillon. Les Trichoptères de gravier, tout comme les Ephémères, sont moins denses quand le courant est plus rapide. Ce genre d'influence, par contre, ne touche pas les Plécoptères.

L'habitat stagnant est un habitat sans courant. Il est habité par les espèces non rhéophiles (tabl. I).

L'habitat mousseux. Selon les données de Dorier et de Vaillant (1954) et de Gieysztor (résultats non publiées), il résulte que la vitesse du courant dans les touffes de mousse, même dans celles poussant dans un courant rapide, est minime. Ici, on n'a trouvé que le petit nombre des larves de *Baëtis carpathica*.

La composition pétrographique et l'ampleur du gravats dans le lit du torrent

En comparant les 23 échantillons de l'habitat pétricole de la Roztoka, d'une superficie de 30×30 cm, on a constaté qu'avec l'augmentation, par échantillon, du nombre des pierres, la quantité des exemplaires de larves d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères diminuait (fig. 5).

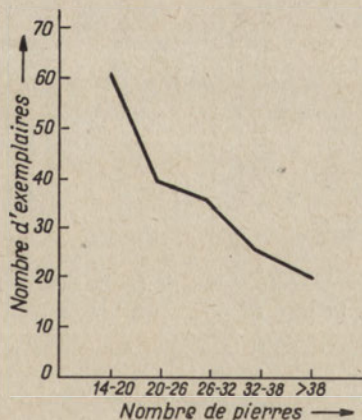


Fig. 5. Diminution du nombre d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères dans les échantillons d'une superficie de 30×30 cm prélevés dans un habitat pétricole de la Roztoka, à mesure qu'augmentait le nombre des pierres dans l'échantillon.

Le fait que la faune de torrent s'installe plus volontiers dans un milieu de grosses pierres de granit, que dans un milieu de petites pierres, est confirmé par les observations suivantes: on a calculé le nombre des exemplaires d'Éphémères, de Plécoptères et de Trichoptères installés sur de grandes et petites pierres. A ces fins, on a sorti du torrent de l'Olczycki 7 petites pierres de moins de $10 \times 10 \times 4$ cm et 7 grades, de plus de $10 \times 10 \times 4$ cm; on a séparé les pierres de granit, les dolomites et les schistes et on a observé le genre de faune qui s'y trouvait.

Sur les petits granits, il y avait en moyenne 11 larves (Éphémères, Plécoptères et Trichoptères), sur les grands — 22 larves.

On peut se poser les questions suivantes:

1. Les Éphémères et autres groupes d'insectes qui nous intéressent, s'installent-ils sur les plus grandes pierres, ou pourrions-nous trouver une certaine grandeur de pierres préférée par les larves d'insectes?

2. Le choix d'une certaine pierre par les larves d'insectes est-il influencé par le caractère pétrographique des gravats?

La fig. 6 présente les résultats de l'analyse du matériel selon la méthode de Kamler et Riedel (1960a)⁴. D'une façon générale, la faune des Éphémères est plus nombreuse sur les pierres de granit des classes les plus grandes (I^e et II^e). S'il s'agit des dolomites et des schistes, les observations n'ont pas donné de résultats aussi précis. Je

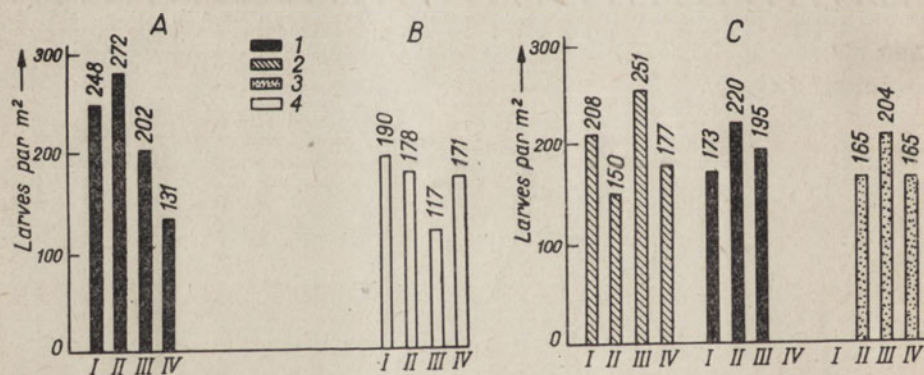


Fig. 6. Nombre des Éphémères par m² dans l'habitat pétricole d'après la grandeur et la nature pétrographique des pierres.

A — la Roztoka, B — l'Olczycki, C — l'Olczycki en tenant compte de la nature pétrographique des pierres. I — IV — classes de la grandeur des pierres. 1 — granits, 2 — dolomites, 3 — schistes, 4 — granits dolomites, schistes (au total).

⁴ On a distingué 5 classes de grandeur des pierres: I — 20—10 cm, II — 10—5 cm, III — 5—2 cm, IV — 2—1 cm, V — < 1 cm. Fabricius et Gustafsson (1954) présentent une classification de la grosseur des grains du substrat, utilisé dans l'aménagement des aquariums pour le frai de *Salmo alpinus* L.

suppose que le fait que de plus grandes quantités de larves se sont installées sur certaines pierres de grandeurs définies, peut être expliqué comme suit: les pierres trop petites ne sont pas favorables, en tant qu'habitat, car sont trop serrées, les espaces entre elles sont trop petites et ne permettent ni une circulation suffisante de l'eau, ni le libre mouvement des larves qui y vivent.

Entre les trop grandes pierres, la vitesse du courant dépasse les limites tolérées par les larves des insectes. Il est aussi possible que, dans ce cas, la superficie des pierres recouvertes de périfiton soit trop petite par rapport de leur volume.

Les larves des Plécoptères et de Trichoptères sont les plus nombreuses sur le fond couvert de pierres les plus petites (IV classe). Cette constatation est d'accord avec le fait, que Plécoptères et Trichoptères sont les habitants principaux du milieu de gravier (V classe).

Dans les deux torrents étudiés l'habitat de gravier n'est pas homogène. On y observe des bancs de gravier „grossier” „fin” et „mixte”. Nous appelons gravier „grossier”, le gravier dont les cailloux ont un diamètre de 2 à 1 cm (IV classe), gravier „fin”, celui dont le diamètre des cailloux est au-dessous de 1 cm (V classe). Dans le gravier „mixte” on rencontre un nombre à peu près égale de cailloux des deux catégories.

Les Éphémères ne sont pas les habitants typiques du gravier. Témoin en est leur absence dans le gravier „fin” et le petit nombre des larves sur le fond pétricole composé des pierres les plus petites (classe IV, fig. 6), c'est-à-dire à la limite de l'habitat pétricole et de l'habitat de gravier. Les Éphémères s'installent dans le gravier „grossier”. On les rencontre exceptionnellement sur des bancs de gravier „fin” entourés de pierres (dans de rares cas, on a trouvé des Éphémères sur du gravier „fin” quand des pierres se trouvaient dans un proche voisinage).

L'espèce d'Éphémères la plus typique pour l'habitat de gravier c'est *Rhitrogena semicolorata*, qui forme le 94,8% de la quantité des exemplaires d'Éphémères trouvés dans cet habitat de deux torrents. Cette espèce peu rhéophile s'y abrite contre la rapidité du courant de l'eau.

L'habitat de gravier est un abri pour les jeunes larves de *Rhitrogena semicolorata*. Sur les 122 larves récoltés dans cet habitat on a trouvé 121 exemplaires très jeunes.

Le nombre d'Éphémères dans l'habitat de gravier est étroitement liée à la grosseur du gravier. Dans la Roztoka, le fond est formé d'une roche très dure — le granit. La vitesse du courant étant très grande, il emporte des fragments délicats de roche. C'est pourquoi l'habitat de gravier est peu développé. 5% des échantillons c'est du gravier „fin”, 47,5% — du gravier „mixte”, 47,5% — du gravier „grossier”.

Dans le gravier „fin” on a observé l'absence complete d'Éphémères.

Dans le gravier „mixte”: dans 44% des échantillons on a observé l'absence d'Éphémères, dans 56% des échantillons on a trouvé en moyenne 308 larves/m².

Dans le gravier „grossier on a trouvé en moyenne 394 larves/m².

Dans l'habitat de gravier de la Roztoka on a trouvé en moyenne 243 exemplaires d'Éphémères par m².

Dans l'Olczycki, le 88% du fond est composé de dolomites tendres et de schistes. La pente de ce torrent est moins raide et le courant moins rapide. Dans ce torrent, on rencontre avant tout le gravier „fin”. Dans l'habitat de gravier de l'Olczycki on a trouvé en moyenne 12 larves d'Éphémères par m². Dans ce torrent, on n'a récolté des Éphémères que dans trois échantillons sur 149. Dans ces échantillons, le gravier était „grossier”.

Dans la Roztoka il y a un plus grand nombre de *Rhitrogena semicolorata* dans l'habitat pétricole (120 larves/m², tabl. I). Les larves de cette espèce, à la première étape de son développement restent dans l'habitat de gravier; après avoir atteint un certain stade de développement, elles passent dans l'habitat pétricole. Dans l'Olczycki, où l'habitat de gravier est très fin et par cela même moins habité par les jeunes *Rhitrogena semicolorata*, la densité des larves dans l'habitat pétricole est moindre (43 larves/m²) que dans la Roztoka.

La composition du matériel de fond de l'habitat stagnant des torrents étudiées n'est pas homogène. Le matériel de fond des endroits stagnants est rarement composé d'un seul substrat. Le pourcentage des échantillons contenant différents éléments du matériel de fond est présenté ci dessous pour les deux torrents:

	Roztoka Olczycki	
	%	
détritus	84	87
le gravier	73	51
le limon	26	48
les pierres	26	4

La faune des Éphémères qui apparait dans les habitats stagnants est pauvre. Sur 41 échantillons récoltés dans ce genre d'habitat des deux torrents étudiés, on n'a rencontré que 7 exemplaires d'Éphémères. Cela n'a pas permis de se rendre compte du lien qui existe entre les 4 espèces d'Éphémères (*Ameletus inopinatus*, *Ecdyonurus venosus*, *Rhitrogena semicolorata* et *Baëtis carpathica*) qui ont été récoltées et la nature du substrat.

L'habitat mousseux. L'épaisseur des touffes de mousse sur les pierres du torrent diminue proportionnellement à l'augmentation de la vitesse du courant de l'eau coulant par cette mousse. L'examen de l'influence de l'épaisseur des touffes sur la faune habitant dans cette mousse — n'a été fait que dans la Roztoka (Kamlar et Riedel 1960a). La faune des Éphémères de l'habitat mousseux de ce torrent était très pauvre — dans 28 échantillons de 100 cm² chacun, on n'a trouvé qu'un seul exemplaire d'Éphémère. Par contre les larves des Plécoptères et des Trichoptères ont démontré par sa nombreuse présence sa dépendance de l'épaisseur des touffes de mousse: plus la touffe est épaisse, plus grande est le nombre des larves sur une superficie identique (tabl. VII). D'après Vaillant (1956) la longueur des pousses et la superficie des feuilles sont importantes pour la faune installée dans la mousse.

Tableau VII

Le nombre des larves de Plécoptères
et de Trichoptères pour 100 cm² de mousse

Épaisseur des touffes de mousse (cm)	Nombre des larves
> 2	35,5
2 - 1	13,0
< 1	7,5

A part la mousse et les petites algues qui couvrent d'un voile glissant les pierres, on a rencontré plusieurs fois dans les torrents étudiés des filaments d'algues de 10 à 20 cm de longueur. On n'a pas y trouvé des Éphémères. Despax (1927) et Balthasar (1936) n'ont, eux non plus, rien pu trouver.

La profondeur de l'eau

L'habitat pétricole. On a constaté que, dans l'Olczycki, les échantillons pris jusqu'à 12 cm de profondeur renfermaient une moyenne de 226 larves d'Éphémères par m². Dans la Roztoka — 210 larves/m². Par contre les échantillons pris à plus de 12 cm de profondeur dans l'Olczycki donnaient une moyenne de 135 larves d'Éphémères par m², dans la Roztoka — de 195 larves/m². Donc avec l'augmentation de la profondeur des échantillons pris, on constate une diminution minime dans la densité des larves d'Éphémères sur une même superficie. On a obtenu des résultats semblables pour les Plécoptères et les Trichoptères.

L'habitat de gravier. Dans la Roztoka, on a constaté que les échantillons pris jusqu'à 13 cm de profondeur renfermaient une moyenne de 255 de larves/m², par contre à plus de 13 cm la moyenne était de 238 larves/m².

L'habitat stagnant. Vu le petit nombre de larves d'Éphémères dans cet habitat, nous avons tenu compte, dans notre analyse, du total des Éphémères, des Plécoptères et des Trichoptères. On a constaté que dans l'Olczycki, les échantillons pris jusqu'à 13 cm donnaient une moyenne de 1.304 larves/m², dans la Roztoka — 723 larves/m². Les échantillons pris à plus de 13 cm dans l'Olczycki renfermaient 956 larves en moyenne, dans la Roztoka — 681.

Toutes ces données démontrent que l'augmentation de la profondeur de l'eau provoque une réduction du nombre de larves. Cependant cette influence est peu visible à cause des petites différences de profondeur survenant dans les torrents observés.

L'altitude

L'Olczycki coule sur tout son parcours dans les limites de la zone inférieure des forêts (tabl. VIII). La Roztoka, elle, coule dans les limites de deux zones: celle des forêts et celle des *Pinus montana*. Dans la Vallée de la Roztoka la limite de zone des forêts se trouve à 1.360—1.380 m d'altitude (Nyka 1954). Les échantillons pris dans la partie inférieure

Tableau VIII

L'altitude des cours des torrents de la Roztoka et de l'Olczycki

Torrent	L'altitude en m	Différence d'altitude en m	Angle de chute du torrent ‰
Roztoka	1.665-1.021	644	100,7
Olczycki depuis le source jusqu'à Jaszczurówka	1.065- 908	157	35,5

de la Roztoka, se trouvant dans la zone des forêts (1.021—1.370 m) renfermaient beaucoup plus de larves (tabl. IX) que les échantillons de la zone de *Pinus montana* (1.370—1.665 m). On peut supposer que, non seulement l'altitude joue un rôle, mais aussi le régime thermique, une plus grande insolation des parties plus élevées du torrent, ainsi qu'une

autre nature de détrit. L'influence de l'altitude sur chacune des espèces d'Éphémères est analysée dans le travail de Kamler (1960). Les données concernant l'altitude à laquelle on observait l'apparition de certaines espèces américaines d'Éphémères on peut trouver chez D o d d s and H i s a w (1925).

Tableau IX

L'influence de l'altitude sur la densité des larves dans différents habitats de la Roztoka

Habitat	Éphéméroptères		Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères (au total)	
	a	b	a	b
Pétricole	205	122	450	159
De gravier	255	170	722	552
Stagnant	0	0	1675	591
Mousseux	0	0	1700	1400

a - zone de forêts 1.021 - 1.370 m

b - zone de *Pinus montana* 1.370 - 1.665 m

Dans tous les torrents examinés de Tatras, au dessous de 1.100 m on a noté 8 espèces; à 1.100—1.200 m — 6 espèces, au dessus de 1.200 m — 3 espèces seulement.

Les besoins en nourriture

On a constaté que le rapport du nombre des larves de 2 espèces d'Éphémères (*Baëtis carpathica* et *Rhitrogena semicolorata*) dominantes dans le milieu pétricole dépend de la densité de la faune des Éphémères. Avec un plus grand nombre de larves d'Éphémères par m² augmente le pourcentage de *Baëtis carpathica*, diminue par contre le pourcentage de *Rhitrogena semicolorata* (fig. 7). Il semble probable que ce soit lié aux besoins en nourriture, qui peuvent être moins grands chez *Baëtis carpathica* qui sont plus petits. On a pesé 69 larves de *Baëtis carpathica* et 67 larves de *Rhitrogena semicolorata* prises dans 5 échantillons de l'habitat pétricole de divers torrents. La moyenne du poids d'un exemplaire de *Rhitrogena* atteignait 13,8 mg, de *Baëtis* — 3,2 mg. Les Éphémères se nourrissent du périfiton qui couvre les pierres. De plus grands besoins en nourriture entraîneraient donc une augmentation d'espace vital indispensable.

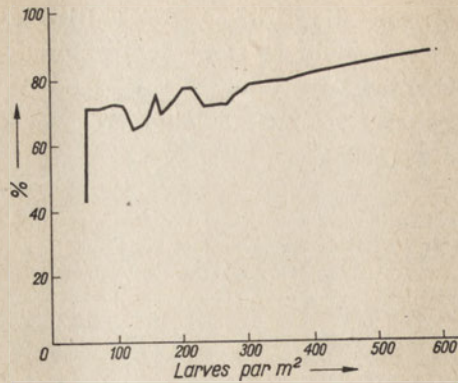


Fig. 7. Le pourcentage de *Baëtis carpathica* en fonction de la densité d'Éphémères dans l'habitat pétricole de l'Olczyki.

Conclusions

1. Dans tous les torrents étudiés, ce sont *Baëtis carpathica* qui dominent.

2. Dans les grands torrents: la Roztoka et l'Olczyki, on rencontre une faune plus dense que dans leurs attributs.

3. Dans l'habitat pétricole le pourcentage de l'espèce rhéophile *Baëtis carpathica* augmente avec l'accroissement de la vitesse du courant, au dépens de l'espèce non rhéophile — *Rhitrogena semicolorata*.

4. Dans l'habitat de gravier, l'augmentation de la vitesse du courant provoque une diminution du nombre des larves des Éphémères, des Plécoptères et des Trichoptères par m². Parmi les Éphémères de l'habitat de gravier, on ne note que *Rhitrogena semicolorata*. Sa densité diminue avec l'accroissement de la vitesse du courant.

5. Dans l'habitat de gravier, on constate dans le courant „onduleux” une faune moins dense que dans le courant „linéaire”.

6. Dans l'habitat pétricole sur un substrat de granit, la faune des Éphémères est plus dense sur les grandes pierres (20—10 cm et 10—5 cm), que sur les petites (5—2 cm et 2—1 cm).

7. Dans l'habitat de gravier, on rencontre un plus grand nombre des larves/m² dans le gravier „grossier” que dans le „mixte”; dans le gravier fin par contre, on n'en rencontre pas.

8. Dans l'habitat mousseux, les Éphémères apparaissent sporadiquement. Le nombre des Éphémères des Plécoptères et des Trichoptères par m² tombe proportionnellement à la diminution de l'épaisseur de la touffe de mousse.

9. Dans les habitats pétricoles, de gravier et stagnant, l'augmentation de la profondeur de l'eau provoque une diminution du nombre des larves/m².

10. Le nombre des espèces rencontrées diminue avec l'accroissement de l'altitude. Le nombre des larves d'Éphémères par m² diminue aussi.

11. Dans l'habitat pétricole, le pourcentage de *Baëtis carpathica* augmente avec l'accroissement de la densité de l'échantillon (poids moyen d'un exemplaire — 3,2 mg), par contre le pourcentage de *Rhitrogena semicolorata* diminue (poids moyen d'un exemplaire — 13,8 mg).

Mes remerciements vont à M. le Professeur Marian Gieysztor qui m'a proposé le sujet faisant l'objet de cette étude, m'a guidé pendant son exécution et m'a toujours prodigué ses précieux conseils; qu'il reçoive ici l'expression de ma profonde gratitude.

BIBLIOGRAPHIE

1. Avel M., 1932. Les causes de la répartition de quelques larves d'Éphémères dans les diverses zones de torrents en Auvergne. Bull. Soc. zool. France, 57.
2. Baddock R. M., 1954. Studies of the benthic fauna in tributaries of the Kävlinge River, Southern Sweden. Annual Report, 35. Inst. of Freshwat. Res. Drottn.
3. Balthasar V., 1936. Limnologiĉke vyzkumy v slovenskych vodach. Prace Uĉene Spoleĉnosti Safarikovy v Bratislave. sv., 19.
4. Berg K., 1951. Notes on some large Danish springs. Hydrobiologia., 3.
5. Beyer H., 1932. Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumberge Gebiets. Abh. Westf. Mus. Naturk. 3.
6. Despax R., 1927. Observations biologiques en montagnes. Recherches sur les facteurs de la distribution des organismes. Bull. biol. 61.
7. Dodds G. S., Hisaw F. L., 1925. Ecological studies on aquatic insects. IV. Altitudinal range and zonation of mayflies, stoneflies and caddisflies in the Colorado Rockies. Ecology, 6.
8. Dorier A. et Vaillant F., 1954. Observations et expériences relatives à la résistance au courant de diverses Invertébrés aquatiques. Trav. Lab. Hydrobiol., Grenoble.
9. Dzewulski E., 1881. Pięć Stawów w Dolinie Roztoki w Tatrach Polskich. Pam. Fizjograf., 1.
10. Dziędzielewicz J., 1917—1919. Owady siatkoskrzydłe ziem Polski. Rozpr. i Wiad. Muz. Dziej., 3.
11. Dziędzielewicz J., 1919—1920. Owady siatkoskrzydłe ziem Polski. Rozpr. i Wiad. Muz. Dziej., 4.
12. Fabricius E., Gustafson K. J., 1954. Further Aquarium Observations on the Spawning Behaviour of the Char, *Salmo alpinus* L. Ann. Report. 35. Inst. of Freshwat. Res. Drottn.
13. Gauthier M., 1952. Stations d'Ephéméroptères dans les Alpes du Dauphiné. Trav. Lab. Hydrobiol., Grenoble.
14. Gieysztor I., 1961. Studia hydrologiczne nad potokami tatrzańskimi. Opady i odpływ w zlewni Białki i Potoku Kościeliskiego. Pr. geograf. IG PAN (in print).
15. Kamler E., 1960. Notes on the Ephemeroptera fauna of Tatra streams. Pol. Arch. Hydrobiol. 7 (20).

16. Kamler E., Riedel W., 1960. The effect of drought on the fauna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* and *Trichoptera* of a Mountain Stream. Pol. Arch. Hydrobiol. 7 (20).
17. Kamler E., Riedel W., 1960a. A method for quantitative study of the bottom fauna of Tatra streams. Pol. Arch. Hydrobiol. 7 (20).
18. Kowalski L., 1920. Podreglowe źródła północnej strony Tatr. Spr. Kom. Fizjogr. PAU., 53/54.
19. Lencewicz S., 1937. Polska. Warszawa.
20. Macan T. T., 1957. The *Ephemeroptera* of a stony streams. J. Anim. Ecol., 26.
21. Mikulski J., 1935. Przyczynek do znajomości fauny Czarnohory. 7. *Ephemeroptera*. Spr. Inst. Bad. Lasów, A. 8.
22. Nyka J., 1954. Dolina Roztoki i Pięciu Stawów. Sport i Turystyka, Warszawa.
23. Paryski W. H., 1951. Tatry Wysokie. IV. Poznań.
24. Percival E., Whitehead H., 1929. A quantitative study to the fauna of some types of stream-bed. J. Ecol., 17.
25. Popovici-Bazosanu A., 1928. Sur la prétendue adaptation morphologique des larves à la vie rhéophile. Bull. biol. 62.
26. Staszewski F., Uhorczak J., 1959. Geografia fizyczna w liczbach. Warszawa.
27. Świerz L., 1897. Zapiski termometryczne niektórych stawów, źródeł i innych wód tatrzańskich. Pam. Tow. tatr., 18.
28. Vaillant F., 1956. Recherches sur la faune madicole (hygropétrique S. L.) de France, de Corse et d'Afrique du Nord. Mém. Mus. Hist. nat. Sér. A. Zoologie. Paris 11.
29. Verrier M. L., 1948. La vitesse du courant et la répartition des larves d'Éphémères. C. R. Ac. Sc. Paris, 227.
30. Verrier M. L., 1953. Le rhéotropisme des larves d'Éphémères. Bull. biol. 87 (I).
31. Verrier M. L., 1956. Biologie des Éphémères. Paris.
32. Wierzejski A., 1883. Tatry w okresie lodowym. Pam. Tow. Tatr., 8.
33. Wrzosek A., 1933. Z badań nad zjawiskami krasowymi Tatr Polskich.
34. Zwoliński T., 1948. Przewodnik po Tatrach i Zakopanem. Zakopane.

I. Biernacka

Die Protozoenfauna in der Danziger Bucht I. Die Protozoen in einigen Biotopen der Seeküste

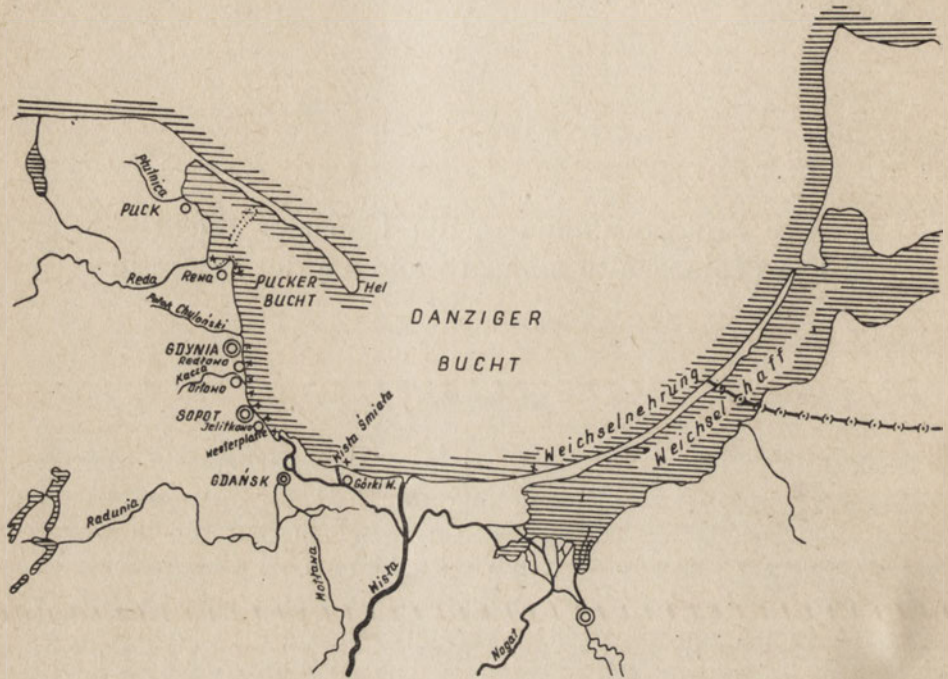
Erhalten den 20. Juli 1961

Einleitung

Nach Thienemann (1939) sind in jeder Lebensgemeinschaft drei Organismengruppen festzustellen, und zwar: 1) für den betreffenden Biotop massgebende Leitorganismen, sog. Coenobionten, die in eine andere Biotopenart nur zufällig eindringen können, 2) Coenophilen, d. h. Organismen, die in verschiedenen Biotopen auftreten aber in dem betreffenden Biotop die günstigsten Vegetationsverhältnisse vorfinden und schliesslich 3) in dem betreffenden Biotop zufällig vorhandene Organismen, die sog. Coenoxenen.

Noland (1925) ist der Auffassung, dass für die Protozoenverteilung die Art und die Menge des Nährstoffes von entscheidender Bedeutung ist, da zahlreiche Wimpertierchen hinsichtlich der physikalisch-chemischen Faktoren eine breite Toleranzskala aufweisen. Nach Fauré-Frémiet (1951) beruht die gegenseitige Abhängigkeit der Protozoen auf einer „(trophischen) Nährstoffkette“. Picken (1937) meint, jede in der Lebensgemeinschaft vorkommende Species spiele innerhalb dieser eine bestimmte Rolle, deren Art von den Ernährungsanforderungen und deren Bedeutung von der Vermehrungsfähigkeit abhängig sei. Fauré-Frémiet ist der Ansicht, in derselben Biocenose können die gleiche Rolle mehrere gleichwertige Wimpertierchenspecies spielen, die sich gegenseitig ersetzen: die zeitweise Überlegenheit einer von ihnen sei zufällig und hänge von der anfänglichen Zusammensetzung der Protozoen und ihrer spezifischen internen Konkurrenz ab. Alle Rollen müssen nicht gleichzeitig ausgeführt werden und nicht alle Nährstoffketten müssen gleichzeitig miteinbezogen werden. Daraus ist zu schliessen, dass

sich die spezifische Zusammensetzung der betreffenden Gemeinschaft mit der Zeit verändern kann, ohne dass dadurch die eigentliche Struktur verändert wird und konstant bleibt. Alle drei Verfasser stellen die Behauptung auf, der Nährstofffaktor spiele die bedeutendste Rolle.



Die Karte der Danziger Bucht

In meinen Beobachtungen über die bisher unzureichend enträtselte Protozoenfauna der Ostsee beschränke ich mich auf die Erforschung der in der Danziger Bucht auftretenden Lebensgemeinschaften, wobei ich mir als Ziel die Untersuchung der Eigenschaften und der Species-Zusammensetzung der Protozoenfauna in verschiedenen Tiergemeinschaften an der Küste der Danziger Bucht setze*.

Forschungsmaterial und angewandte Forschungsmethoden

Das zu dieser Arbeit notwendige Material wurde in den Jahren 1949—1951 und 1956—1960 gesammelt. Zum Netzfang des Planktonmaterials wurde ein Müllergazennetz Nr. 25, zum Fang des Grundmaterials in grösseren Tiefen der Ekman'sche Bodengreifer, an seichten

* Die untersuchten Stationen sind auf der beiliegenden Karte der Danziger Bucht angegeben.

unmittelbar an der Küste gelegenen Stellen gewöhnliche Glasgefäße oder Gazehandnetze Nr. 25 verwendet. Von den an Beton und Holz angesammelten Aufwuchsbeständen wurde das Untersuchungsmaterial mittels eines Pfahlkratzers mit einem Beutel oder eines gewöhnlichen Messers in Glasgefäßen gesammelt. Die Mikroskopbeobachtungen des gefangenen Materials wurden ausschliesslich auf lebendem Material durchgeführt. Die Reihenfolge der Beobachtungen war folgende:

1) Beobachtungen des betreffenden Protozoa in einem Tropfen eines natürlichen Milieu auf einem Objektträger ohne Deckgläschen. Im Laufe dieser Beobachtungsperiode wurde eine Handskizze des beobachteten Objektes ausgeführt. Die Protozoa wurde gemessen, seine Fortbewegungs- und Ernährungsweise sowie andere in dieser Zeit auftretenden Erscheinungen wurden laufend beobachtet. Zu diesem Tropfen wurde eine das Milieu verdichtende Substanz, und zwar ein Leinsamenabsud oder eine Hühnereiweisslösung hinzugegeben. Die Grössen wurden geprüft und die Skizze ergänzt.

2) Mehrstündige Beobachtungen des betreffenden Objektes unter dem Deckgläschen bis zum Trockenwerden des Präparats, gegebenenfalls Eintragung in die Skizze der sichtbaren Baueinheiten. Zuweilen wurde auch der Dunkelfeldkondensator angewendet.

3) Es wurde Vitalfärbung des Objekts unter dem Deckgläschen mit Neutralrot, Bismarckbronz und Methylenblau angewendet. Die Verdünnung des Farbstoffes betrug 1:10.000 und mehr. Nach der Färbung wurde die Skizze gegebenenfalls ergänzt.

4) Die Probenentnahme erfolgte vielfach, bis zur Feststellung, dass sie keine neue Species enthielten.

Das gesamte Material wurde nach dem Kudo'schen System (1947) zusammengestellt.

Die Bestimmung der Protozoa erfolgte nach den Schlüsseln: Kahl (1933), Kahl (1935), Kudo (1947), Huber-Pestalozzi (1955), Rhumbler (1928), Schoenichen (1927), Blochmann (1886), Cash (1905), Hamburger und Buddenbrock (1911), Rhumbler (1900), Hamburger (1911), Kent (1880—1881), Bütschli (1880—1882).

Da in der Literatur meistens weder Salzgehalt noch Temperatur des Wassers, in dem der betreffende Protozoa festgestellt wurde, angegeben sind, entnahm ich diese Daten aus dem „Morskoj atlas“ (1953). Angaben über den Salzgehalt und die Temperatur der Ostseegewässer konnte ich vom Polnischen Hydrologisch. Meteorologischen Institut und von der Seeforschungsstation in Sopot erhalten. Einschlägige Analysen wurden im Wasserbauinstitut der Polnischen Akademie der Wissen-

schaften in Gdańsk durchgeführt. Auf Grund dieser Beobachtungen habe ich in der Charakteristik der einzelnen Protozoenspecies die Mindest- und Maximalgrenzen des Salzgehalts angegeben, sowie auch je nach Möglichkeit die Temperatur der Gewässer, in denen diese Protozoen auftreten.

Protozoenfauna in geprüften Biotopen

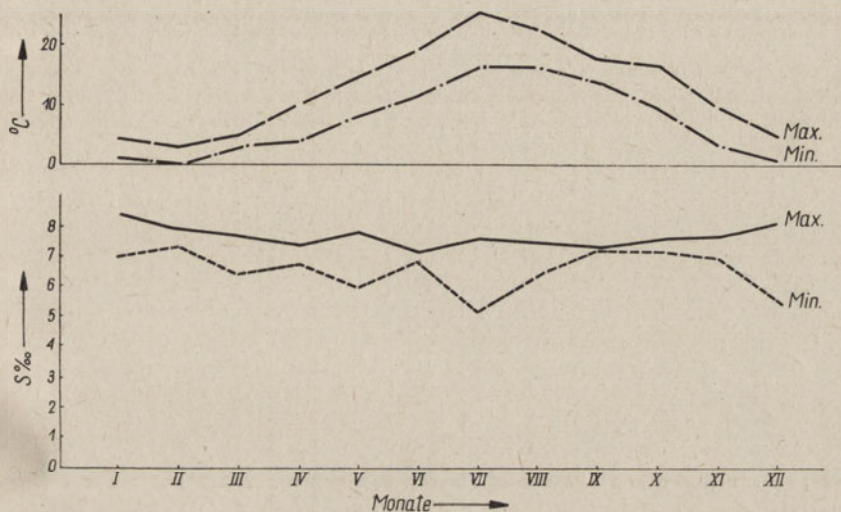
Schwimmendes Phytal

In der Danziger Bucht findet man infolge Wellenschlags vom festen Siedlungsraum losgelöste Algen-Haptophyten. Sie bilden mehr oder weniger entwickelte dichte Teppiche, die als poröses System Siedlungsräume der Protozoen sind. Durch das Algennetz wird eine gewisse Wassermenge stillgelegt, die das Netz sättigt und von der Umgebung isoliert. Remané (1958) gibt an, in der Ostsee schwimmende Pflanzengemeinschaften seien durch *Fucus vesiculosus* gebildet, an die sich *Polysiphonia*, *Spirogyra*, *Zygnema* u.a. anschliessen. In der Danziger Bucht ist die Zusammensetzung dieses Phytals verschiedenartig, je nach der Zone, in der er sich befindet. Bemerkenswert ist, dass nicht selten riesige schwimmende Algenteppiche sich ungefähr in den gleichen Küstenzonen ansammeln. In fünf schwimmenden Phytalen, die in der Gegend von Orłowo, Jelitkowo und Reda auftraten und beobachtet wurden, wurden bei jedem von ihnen etwas abweichende Algenzusammensetzungen und andere physikalisch-chemische Verhältnisse festgestellt.

Orłowo. Das schwimmende Phytal in Orłowo bildet Teppiche von sehr verschiedener Dicke und Breite. Die Wassertiefe an der Küste beträgt hier höchstens 3—4 m. Der unmittelbar an den Strand angrenzende Teil des Grundes ist in seiner ganzen Breite vom Reservat bis zum Bach Kamienny Potok mit Gerölle bedeckt. Bei stärkerem Wellengang wird das Phytal an den Strand geschwemmt und bildet hier faulende Massen.

Während der Beobachtungen war das schwimmende Phytal aus folgenden Algen zusammengesetzt: *Cladophora fracta* und *Cladophora rupestris*, *Ceramium arachnoideum*, *Ectocarpus confervoides*, *Enteromorpha intestinalis*, *Enteromorpha compressa*, *Polysiphonia sanguinea* sowie aus zahlreichen Diatomeen. Das Milieu dieses „Biotopen“ ist mixo-beta-mezohalin (nach Schlussresolution des Symposium in Venedig 1958). Die Wärme- und Salzgehaltsverhältnisse der Danziger Bucht sind aus Diagramm 1 zu ersehen. Die Beobachtungen des schwimmenden Phytals in Orłowo wurden Ende Juni und im Juli durchgeführt, als der Salz-

gehalt zwischen 6,5—7,5‰, die Temperatur zwischen 11—16° C schwankte. Etwas anders lagen die physikalisch-chemischen Verhältnisse in der Nähe der Bachmündung Kacza, dessen Strom in Richtung Sopot zu der Mole in Orłowo läuft, wobei der Salzgehalt vermindert und ein oligohalines Milieu mit einer um durchschnittlich 1°C höheren Wasserwärme gebildet wurde.



Diagr. 1 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Gegend von Gdynia im. J. 1959.

Zwecks Feststellung, ob die Protozoen des schwimmenden Küstenphytals durch den Bach beeinflusst werden, sind Proben auch an der Mole Orłowo auf Station c entnommen worden. Zwei weitere Stationen, die gleichfalls Beobachtungen unterzogen und wo auch Proben entnommen wurden, nämlich Station a am Reservat und Station b in der Gegend des Baches, Kamienny Potok, wiesen keinen Einfluss des Flusswassers auf.

Die Protozoenfauna des ganzen Phytals in der Gegend von Orłowo was aus 35 Species zusammengesetzt. Den höchsten Prozentsatz davon bildeten sessile Protozoen, den 5 Teil auf den Algenthallus laufende und gleitende Protozoen, und ein nur geringer Teil gehörte zu den planktonischen und kriechenden Protozoen. Bemerkenswert ist, dass die Planktongruppe, und zwar *Prorodon ovum*, *Prorodon teres* und *Hemio-phrys inquieta* in dieser Gegend im Phytalnetz nur dann auftrat, wenn dieses dichter wurde und in ihm bereits der Zerfall gewisser Bestandteile begonnen hatte. Von der gesamten Gruppe der 35 Protozoen-Species

Schwimmendes Phytoplankton in Orłowo

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Station a) Reservats- Gegend	Station b) Gegend des Baches	Station c) an der Mole	Halobiontität	
1	<i>Amoeba tentaculata</i>	Kriechende 3		+		Hyphalmyrobien	
2	<i>Prorodon ovum</i>	plankt. 8,5		+		holeuryhaline Halobien	
3	<i>Prorodon teres</i>		schwammen zwischen den Algen				
4	<i>Hemiophrys inquieta</i>	laufende und gleitende auf den Algen 20		+		Hyphalmyrobien	
5	<i>Loxophyllum trinucleatum</i>			+		euryhaline Halobien	
6	<i>Dysteria monostyla</i>		+	+			
7	<i>Trochilia sigmoides</i>			+			
8	<i>Chilodonella helgolandica</i>		+		+		
9	<i>Chilodonella calkinsi</i>		+			Hyphalmyrobien	
10	<i>Euplotes cristatus</i>				+		
11	<i>Diophrys scutum</i>		+			euryhaline Halobien	
12	<i>Rhabdostyla arenaria</i>			+	+		
13	<i>Rhabdostyla inclinans</i>			+			
14	<i>Vorticella verrucosa</i>	+	+	+	Hyphalmyrobien		
15	<i>Vorticella fusca</i>	+	+	+			
16	<i>Vorticella urceolus</i>	+	+	+	holeuryhaline Limnobien		
17	<i>Vorticella psellina</i>		+	+			
18	<i>Vorticella compenula</i>		+		euryhal. Limnobien I Gr.		
19	<i>Vorticella nebulifera</i>		+		holeuryhaline Limnobien		
20	<i>Vorticella sphaerica</i>		+	+	euryhal. Limnobien II Gr.		
21	<i>Vorticella fromenteli</i>		+	+			
22	<i>Vorticella delicatula</i>		+	+	Hyphalmyrobien		
23	<i>Vorticella annulata</i>	sessile 68,5			+	euryhaline Halobien	
24	<i>Zoothamnium duplicatum</i>		+	+	+		
25	<i>Zoothamnium balticum</i>			+	+	Hyphalmyrobien	
26	<i>Zoothamnium hentscheli</i>			+	+		
27	<i>Zoothamnium erbuscula</i>				+	euryhal. Limnobien II Gr.	
28	<i>Cothurnia cypridicola</i>		+	+	+	Hyphalmyrobien	
29	<i>Cothurnia ovalis</i>		+	+	+	euryhaline Halobien	
30	<i>Pixicola socialis</i>			+	+		
31	<i>Acineta compressa</i>		+		+		
32	<i>Acineta foetida</i>				+	Hyphalmyrobien	
33	<i>Acineta tuberosa</i>			+	+	euryhaline Halobien	
34	<i>Acineta pyriformis</i>				+		
35	<i>Corynophrya campanula</i>				+		
Gattungen			11	25	22		

+ Anwesenheit der betreffenden Gattung

wurden nur 14% auf allen drei Stationen festgestellt, wobei unter den drei Gruppen wesentliche Unterschiede zu bemerken waren. Vom Gesichtspunkt der Salzgehaltsspanne, innerhalb derer die Protozoa dieser Gruppe existieren können, waren dies marin-bräckische Organismen mit einem kleinen Prozentsatz limnischer und überlegen grösserem Prozentsatz mariner Formen.

Auf der der Hafenstadt Gdynia am nächsten liegenden Station *a* wurde auf den Algen eine sehr kleine Zahl Species, denn nur 11 (Tabelle 1) festgestellt, aber auch die Zahl der Formen jeder Species war nicht gross. Ein weiteres Merkmal der Protozoengruppe dieser Station war ein sehr hoher Prozentsatz der auf den Thallus der Algen kriechenden Urtierchen. Diese Tatsache lässt sich dadurch erklären, dass die Algen sehr stark mit kleinen Pflanzenorganismen bewachsen waren, von denen sich die Protozoen ernähren oder zwischen denen sie Nährstoff in Gestalt von Bakterien und kleinen *Flagellata* finden. Hinsichtlich der Halobiontität war diese Gruppe die am meisten einheitliche, denn sie bestand ausschliesslich aus marinen und genuinen Brackwasserorganismen (Tabelle II).

Tabelle II

Schwimmendes Phytal in Orłowo - Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphal- myrobien	Holeuryha- line Limno- bien	Euryhaline Limnobien II Gr.	S ‰
Gesamtphytal	52	26	11	11	
Station <i>a</i> in der Reservatsgegend	73	27	-	-	7,8
Station <i>b</i> in der Bachgegend	34	38	16	12	7,5
Station <i>c</i> in der Mole	48	33	5	14	3,2

Die Protozoenfauna der Station *b* ist hinsichtlich der Fortbewegungswiese verschiedenartig, wobei der Prozentsatz der sessilen höher ist als auf Station *a*. Die Halobiontität dieser Protozoa ist hier bräckisch marin was nicht auf den Salzgehalt des Milieu zurückzuführen ist, da dieses sich nicht von dem der Station *a* unterscheidet.

Die Station *c* liegt in einer Entfernung von 60 m der Mündung des Baches Kacza in der Nähe der Mole. Die Bachströmung läuft in Richtung Sopot, so dass der Salzgehalt an der Mole zwischen 1—3‰ sch-

wankt. Der Einfluss des Baches macht sich hier auch in der Anwesenheit zahlreicher Bakterien aller Art bemerkbar, die hier mit dem durch den stark verunreinigten Bach Kacza geführten Abwasser eingedrungen sind. Massenweise wurde hier *Peritricha* festgestellt, und zwar waren zahlreich nicht nur die Species, sondern auch die Formen einer jeden Species, die manche Algenhüllis direkt beklebten. Möglicherweise ist hier die grosse Bakterienmenge die unmittelbare Ursache dieser Erscheinung. Auf dieser Station existieren ähnlich wie auf der in der Nähe liegenden Station *a* nur zwei Protozoengruppen: sessile, die den höchsten Prozentsatz, nämlich 91, in der Gegend von Orłowo aufweisen, und laufend-gleitende (Tabelle III). Die Zusammensetzung der Fauna hinsichtlich der Halobiontität entspricht nicht der nach dem geringen Salzgehalt des Milieu zu erwartenden, denn die Zahl der genuinen Brackwasserorganismen ist hier geringer als auf Station *b*, die Zahl der marinen dagegen höher (Tabelle II).

Die Protozoenfauna auf den einzelnen Algen, aus denen das schwimmende Phytal in Orłowo zusammengesetzt ist, ist aus Tafel III zu ersehen. Wir sehen, dass sich hier von allen anderen Algen zwei durch die grosse Zahl Species auf ihren Thallus unterscheiden. Es sind *Ceramium* und *Cladophora*, wobei die Population auf *Ceramium* die zahlreichste ist. Die Anzahl der Protozoen lassen sich hier folgendermassen einreihen:

Ceramium > *Cladophora* > *Polysiphonia* > *Ectocarpus* > *Enteromorpha*

Aus der Protozoenfauna auf *Ceramium* und *Cladophora* auf allen drei Stationen ist zu ersehen, dass die Zahl der Species auf *Ceramium* stets höher ist als auf *Cladophora*. Ein Vergleich der Protozoenfauna auf *Ceramium* auf allen drei Stationen führt zur Feststellung nicht nur quantitativer sondern auch qualitativer Unterschiede. Dasgleiche trifft für *Cladophora* zu. Die Protozoenfauna auf diesen beiden Algen der drei Stationen ist hinsichtlich der Halobiontität sehr unterschiedlich und eine Abhängigkeit vom Salzgehalt des Milieu, in dem sie gefunden wurden, ist nicht feststellbar. In den Protozoengruppen dieser beiden Algen finden wir also in quantitativer und qualitativer Hinsicht wie auch in Bezug auf die Halobiontität diegleiche Unregelmässigkeit wie in der gesamten Protozoenfauna der drei Stationen.

Jelitkowo. Das schwimmende Phytal in Jelitkowo nimmt keine so grosse Meeresfläche ein wie das von Orłowo, jedoch seine Breite beträgt gewöhnlich einige Meter. Meine Beobachtungen galten zwei Stationen: Station A, links von der Bachmündung (in Richtung Sopot) und Station B, rechts von der Bachmündung (in Richtung Gdańsk). Station B befand sich in der Einflusszone des Süsswassers dieses Baches

Tabelle III

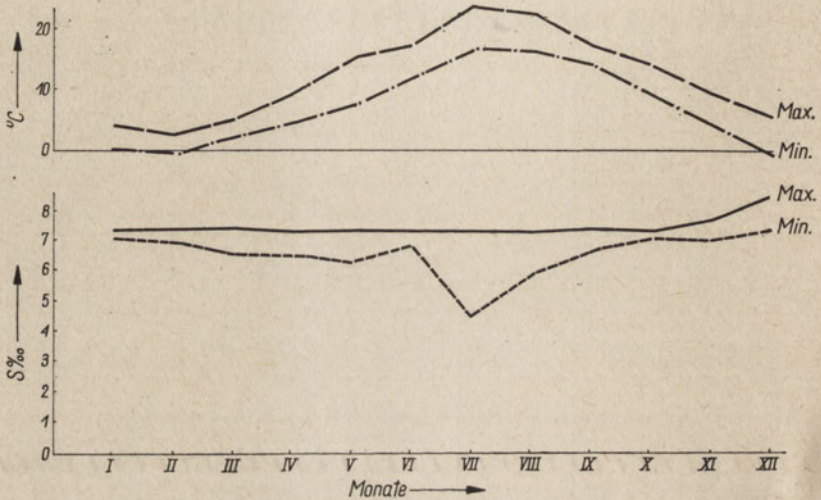
Schwimmendes Phytopl in Orłowo

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen	Ectocarpus	Cladophora	Ceramium	Enteromorpha	Polyisiphonia	Halobiontität	
1	<i>Amoeba tentaculata</i>	kriechende			+			Hyphalmyrobien	
2	<i>Prorodon ovum</i>	plankt.						holeuryhaline Limnobien	
3	<i>Prorodon teres</i>								
4	<i>Hemiophrys inquieta</i>	klettern- de		+	+			Hyphalmyrobien	
5	<i>Loxophyllum trinucleatum</i>				+			euryhaline Halobien	
6	<i>Dysteria monostyla</i>					+			
7	<i>Trochilia sigmoides</i>			+	+				
8	<i>Chilodonella helgolandica</i>			+	+	+	+		
9	<i>Chilodonella calkinsi</i>				+			Hyphalmyrobien	
10	<i>Euplotes cristatus</i>				+				
11	<i>Diophrys scutum</i>		sessile			+			euryhaline Halobien
12	<i>Rhabdostyla arenaria</i>					+			
13	<i>Rhabdostyla inclinans</i>				+				
14	<i>Vorticella verrucosa</i>			+	+	+	+	Hyphalmyrobien	
15	<i>Vorticella fusca</i>			+	+	+	+		
16	<i>Vorticella urceolus</i>				+	+		holeuryhaline Limnobien	
17	<i>Vorticella patellina</i>			+	+	+	+		
18	<i>Vorticella companula</i>				+			euryhaline Limnobien I Gr.	
19	<i>Vorticella nebulifera</i>			+	+	+		holeuryhaline Limnobien	
20	<i>Vorticella sphaerica</i>			+	+	+		euryhal. Limnobien II Gr.	
21	<i>Vorticella fromenteli</i>				+		+		
22	<i>Vorticella delicatula</i>				+	+	+	Hyphalmyrobien	
23	<i>Vorticella annulata</i>				+			euryhaline Halobien	
24	<i>Zoothamnium duplicatum</i>				+			Hyphalmyrobien	
25	<i>Zoothamnium balticum</i>				+		+		
26	<i>Zoothamnium hentscheli</i>			+	+		euryhal. Limnobien II Gr.		
27	<i>Zoothamnium arbuscula</i>			+		+			
28	<i>Cothurnia cypridicola</i>			+	+		Hyphalmyrobien		
29	<i>Cothurnia ovalis</i>			+	+	+	euryhaline Halobien		
30	<i>Pixicola socialis</i>		+	+	+				
31	<i>Acineta compressa</i>			+		+			
32	<i>Acineta foetida</i>		+	+	+		Hyphalmyrobien		
33	<i>Acineta tuberosa</i>		+	+	+	+	euryhaline Halobien		
34	<i>Acineta pyriformis</i>			+					
35	<i>Corynophrya campanula</i>					+			
Species			9	19	27	2	11		

+ Anwesenheit der betreffenden Species

und hatte ein alpha-oligohalines Milieu, Station B dagegen lag ausserhalb dieser Einflusszone und hatte ein mixo-beta-mezohalines Milieu sowie die auf Diagramm 2 angeführten physikalisch-chemischen Verhältnisse.

Das Phytal auf Station A (Tabelle IV) setzte sich aus *Ceramium arachnoideum*, *Cladophora rupestris* und *Enteromorpha compressa* zusammen. Die aus 13 Species bestehende Protozoenfauna dieses Phytals



Diagr. 2 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Gegend von Sopot im J. 1959.

enthielt ähnlich wie in Orłowo sessile, laufend-gleitende und schwimmende Formen. In noch stärkerem Masse als in Orłowo waren hier euryhalin-marine Arten vorwiegend, dagegen gab es keine limnischen Species. In der Fauna der einzelnen Phytalbestandteile finden wir die gleiche quantitative Stufung: *Ceramium* > *Cladophora* > *Enteromorpha* und zwar nicht nur hinsichtlich der Zahl der Species, sondern auch der Zahl der Formen der einzelnen Species. Auf *Ceramium* waren besonders zahlreiche koloniale Wimpertierchen *Zoothamnium*, insbesondere *Z. hentscheli*, dagegen waren die *Enteromorpha*-Thallus ganz „rein“.

Ein anderes Bild bietet die Protozoenfauna auf dem Phytal auf Station B rechts von der Bachmündung. Das Phytal bildet einen kleinen und dünnen Teppich ausschliesslich aus *Cladophora fracta* (Tabelle IV). Die Protozoenfauna dieses Phytals bestand aus nur 6 für dieses alpha-oligohaline Milieu mit höchstens 3‰ Salzgehalt nicht charakteristischen Species, die sich nur unwesentlich von der Protozoengruppe auf Station

Tabelle IV

Schwimmendes Phytal in Jelitkowo

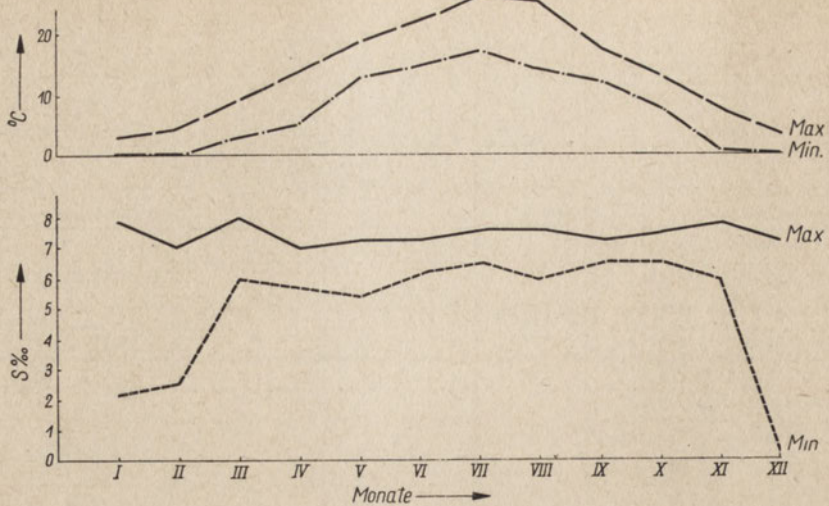
Lfd. Nr	Species	Bewegungen (%)	A links.v.der Mündung des Potok in Richtung Sopot	B rechts v. der Mündung des Potok in Richtung Gdańsk	Halobiontität
1	<i>Prorodon teres</i>	plankt. 15,5	+	+	holeuryh.Limnbien
2	<i>Lionotus duplostriatus</i>		+	+	
3	<i>Trochilis sigmoides</i>		+		euryal.Halobien
4	<i>Chilodonelle calkinsi</i>	laufend- gleitende 29	+		
5	<i>Euplotes cristatus</i>		+	+	Hyphalmyroben
6	<i>Vorticella marina</i>		+		euryal.Halobien
7	<i>Vorticella verrucosa</i>		+	+	
8	<i>Zoothamnium hentscheli</i>		+		Hyphalmyroben
9	<i>Zoothamnium duplicatum</i>		+		
10	<i>Cothurnia ovalis</i>	sessile 61,5	+	+	euryal.Halobien
11	<i>Pixicola socialis</i>		+		
12	<i>Acineta foetida</i>		+	+	Hyphalmyroben
13	<i>Acineta pyriformis</i>		+		euryal.Halobien
Species			13	6	

+ Anwesenheit des betreffenden Species

A unterschieden. Die Art dieser Fauna mit einer sehr geringen Population erweckt den Eindruck, als sei der Einfluss des Süßwassers lediglich in der Vernichtung der dort wahrscheinlich bestehenden marinen Species sichtbar, dagegen hat das einströmende Süßwasser nicht die Entsehung von limnischen Formen zur Folge gehabt.

Górki Wschodnie. Die Station Górki Wschodnie, wo Beobachtungen durchgeführt und Proben des schwimmenden Phytals entnommen wurden, befindet sich rechts von einem Steindamm, der die Mündung des Flusses Wisła Smiała vom Meere trennt. Dieser Damm bildet mit dem Strand einen rechten Winkel, innerhalb dessen sich Anfang Juli 1960 auf der Oberfläche ein riesiger bis 25 cm dicker Phytalteppich bildete. Die Tiefe dieser künstlichen kleinen Bucht mit sandigem Grund beträgt ca 2 m. Die physikalisch-chemischen Jahresverhältnisse dieser Zone sind auf Diagramm 3 wiedergegeben. Während der Beobachtungen betrug der Salzgehalt von 4,5—6,5‰, die Wärme von 12—18° C.

Das Phytal bestand hier aus *Ceramium arachnoideum*, *Cladophora fracta* und vielen planktonischen und sessilen Diatomeen. Die Protozoenfauna (Tabelle V) in diesem Phytal bildeten 20 Species, wobei die Verteilung dieser auf *Ceramium* und *Cladophora* eine andere war als



Diagr. 3 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Gegend von Gdańsk

auf den oben geschilderten Stationen, und zwar gab es hier mehr Species auf *Cladophora* als auf *Ceramium*, jedoch war die Population auf *Ceramium* reicher und das Thallusbild der *Ceramium* ziemlich sonderbar. Vor allem waren sie so stark mit sessilen-Diatomeen *Rhoicosphenia curvata*, *Gomphonema olivaceum*, *Synedra pulchella* und *Synedra tabulata* bewachsen, dass unbewachsene Stellen nur einzeln hier und da zu finden waren. Zwischen den Diatomeen haben sich *Zoothamnium*-Büsche festgesetzt, und bildeten dichte, mikroskopische Gebüsche. Es befanden sich hier nahezu sämtliche Species *Zoothamnium*, die ich bisher in der Danziger Pucht feststellen konnte, wobei es sich jeweils um eine riesige Menge Formen jeder Species handelte. Nicht eine *Vorticella* hatte sich hier verirrt. Die Glockentierchen waren vielleicht umgekommen, da sie die Konkurrenz der *Zoothamnium* bei der Gewinnung desselben Nährstoffes nicht aushalten konnten.

Merkwürdig ist, dass die Fauna der aus demselben Phytal entnommenen *Cladophora* ein vollständig anderes Bild bietet. Obwohl auf dieser Alge bis 18 Species festgestellt werden konnten, schienen ihre Thallus im Vergleich mit den *Ceramium*-Thallus infolge der Seltenheit der Formen der einzelnen Species „rein“ zu sein. Hinsichtlich der Halobiontität wies die ganze Protozoenfauna dieses Phytals im Vergleich mit den bereits geschilderten Gruppen (Tabelle V) keinen Unterschied auf, jedoch wenn von demselben Standpunkt aus die Fauna auf *Ceramium* und *Cladophora* gesondert betrachtet wird, so zeigt sich, dass auf *Ceramium* genuine Brackwasserorganismen vorwiegen und die gesamte Gemeins-

chaft einen marine-bräckischen Charakter hat. Auf *Cladophora* dagegen ist die Faunazusammensetzung in dieser Hinsicht ähnlich wie die der Fauna in Jelitkowo und Orłowo und enthält marine, sowohl bräckische wie auch limnische Species. Diese Tatsache ist meiner Ansicht nach auf die Pflanzengemeinschaften des Grundes zurückzuführen, von denen das Phytal seine Herkunft hat. *Ceramium* und *Cladophora* stammen zweifellos von zwei verschiedenen Milieu's, wo sie verschiedenen Einflüssen ausgesetzt waren.

Auf Grund der Behauptungen Thienemanns (1939), nach denen die Zahl der Species desto höher ist, je veränderlicher die Biotopenverhältnisse sind, kann entschieden werden, dass *Cladophora* in einem Milieu mit sehr veränderlichen physikalisch-chemischen Verhältnissen existierte, dagegen stammte *Ceramium* mit seiner gesamten Fauna wahrscheinlich aus einem Milieu, dessen physikalisch-chemische Faktoren stabil waren. Dieses Milieu war wahrscheinlich reich an Nährstoffen in Gestalt von Bakterien und Flagellata, die sich auf dem Grunde ansammeln konnten, wo sich gewöhnlich in der Vegetationsperiode ein Teil organischer Substanzen sammelt und der Fäulnis unterliegt (Krey 1956). Von dem Nährstoffreichtum dieses Milieu in Gestalt von Bakterien und *Flagellata* zeugt die üppige Zoothamniumentwicklung auf den Thallus dieser Alge.

Redłowo. In Redłowo bilden sich Küstenteppiche des schwimmenden Phytals in der Nähe des hohen und steilen Küstenstrandes. Die Dicke des hier beobachteten Phytals betrug bis 10 cm, seine Länge einige zehn und Breite einige Meter. Das System der einzelnen Elemente dieses Teppichs war ziemlich lose, seine physikalisch-chemischen Jahresverhältnisse sind auf Diagramm 1 wiedergegeben. Der Salzgehalt betrug während der Beobachtungen ca 7,5‰, seine Wärme schwankte zwischen 14—18° C. Das Phytal setzte sich zusammen aus *Ceramium*, *Cladophora rupestris*, *Enteromorpha intestinalis* und *Enteromorpha compressa*.

Die Protozoenfaunazusammensetzung dieses Phytals wies im Vergleich mit anderen keinen wesentlichen Unterschied auf. Ein charakteristisches Merkmal dieser Fauna war der Mangel an limnischen Formen und in fast gleichen Mengen auftretende marine und genuine Brackwasserorganismen mit einem leichten Übergewicht der letzteren (Tabelle VI). Die Fauna auf den einzelnen Algen war — wie immer — unterschiedlich. Von der mengenmässigen Zusammensetzung der auf verschiedenen Algen festgestellten Species und Formen aus betrachtet können sie folgendermassen gereiht werden: *Ceramium* > *Cladophora* > *Enteromorpha*. Zwar ist auf *Enteromorpha* fast die gleiche Menge Species wie

Schwimmendes Phytopl in Górki Wschodnie

Lfd. Nr	Species	Bewegungen (%)	Ceramium	Cladophora	Halobiontität
1	<i>Lionotus duplostriatus</i>	plankt. 10		+	euryhaline Halobien
2	<i>Hemiophrys marina</i>			+	
3	<i>Trochilia sigmoides</i>	laufende 5		+++	
4	<i>Rhabdostyla arenaria</i>		+++	+++	
5	<i>Vorticella marina</i>			++	
6	<i>Vorticella striata</i>			++	
7	<i>Vorticella annulata</i>			++	
8	<i>Vorticella sphaerica</i>			++	euryhaline Limnobien II Gr.
9	<i>Vorticella nebulifera</i>			++	holeuryhaline Limnobien
10	<i>Zoothamnium urceolus</i> sp.n.		+++	+	Hyphalmyrobien
11	<i>Zoothamnium hentscheli</i>		+++	+	
12	<i>Zoothamnium duplicatum</i>	sessile 85	+++		
13	<i>Zoothamnium nutans</i>		+++	+	euryhaline Halobien
14	<i>Zoothamnium communee</i>		+++		Hyphalmyrobien
15	<i>Cothurnia ovalis</i>		+	++	euryhaline Halobien
16	<i>Podophrya halophila</i>			+	Hyphalmyrobien
17	<i>Acineta tuberosa</i>		+	+	euryhaline Halobien
18	<i>Acineta foetida</i>			+	Hyphalmyrobien
19	<i>Acineta compressa</i>			++	euryhaline Halobien
20	<i>Corynophrya campanula</i>			+	
Species			8	18	

- + - einzeln
 ++ - wenig
 +++ - zahlreich
 ++++ - sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Ganze Fauna	55	30	7,5	7,5
Auf Ceramium	43	57	-	-
Auf Cladophora	65	23,5	5,75	5,75

Tabelle VI

Schwimmendes Phyton in Redłowo

Lfd. Nr.	Species	Bewegungen (%)	Ceramium	Cladophora	Enteromorpha	Halobiontität	
1	<i>Prorodon teres</i>	plankt.	Schwammen unter den Algen			holeyryhal.Limnobiien	
2	<i>Hemiophrys inquieta</i>	10,5				Hyphalmyrobien	
3	<i>Dysteria monostyla</i>	kletternde 10,5	++		+	euryhaline Halobien	
4	<i>Chilodonella helgolandica</i>				+		
5	<i>Vorticella verrucosa</i>	sessile 79		++			
6	<i>Vorticella annulata</i>		+++	+	+		
7	<i>Vorticella marina</i>			+			
8	<i>Vorticella nebulifera</i>		++++	+	++		holeyryhal.Limnobiien
9	<i>Vorticella urceolus</i>		+++	+++	++		Hyphalmyrobien
10	<i>Vorticella fusca</i>		+++				
11	<i>Zoothamnium duplicatum</i>		+++	++			
12	<i>Zoothamnium balticum</i>		+++				
13	<i>Zoothamnium communeae</i>		+++				
14	<i>Zoothamnium hentscheli</i>		++		+		
15	<i>Cothurnia ovalis</i>		++++	++++	+	euryhaline Halobien	
16	<i>Pixicola socialis</i>			++++			
17	<i>Podophrys halophila</i>		++			Hyphalmyrobien	
18	<i>Acineta foetida</i>			+++	+++	euryhaline Halobien	
19	<i>Acineta tuberosa</i>		+				
Species			12	9	8		

+ - einzeln
 ++ - wenig
 +++ - Zahlreich
 ++++ - sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeyryhaline Limnobiien
Genze Fauna	42	47,5	10,5
Auf Ceramium	34	59	7
Auf Cladophora	55,5	33,3	11,2
Auf Enteromorpha	50	37	13

auf *Cladophora* festgestellt worden, doch waren es nur ihre einzelnen Vertreter und die Thallus schienen „rein“ zu sein. Vom Gesichtspunkte der Halobiontität der Species auf *Ceramium* und *Cladophora* erhalten wir Kontrastbilder: auf *Ceramium* waren genuine Brackwasserorganismen in der Mehrzahl, auf *Cladophora* und *Enteromorpha* dagegen marine. In einem und demselben Biotop haben wir es also wieder mit sehr verschiedenen Protozoengruppen auf den einzelnen Algen zu tun.

R e w a. Das in Rewa beobachtete schwimmende Phytal bildete einen einige Meter breiten Teppich am Mövenriff in Richtung Gdynia. Die physikalisch-chemischen Verhältnisse unterscheiden sich hier nicht von den in der ganzen Danziger Bucht (Diagramm 1) und bilden ein beta-mezohalines Milieu. Während der Beobachtungen schwankte die Temperatur zwischen 14—18°C, der Salzgehalt betrug ca 7,5‰.

Das Phytal war zusammengesetzt aus *Fucus vesiculosus*, *Monostroma lactica*, *Cladophora rupestris*, *Enteromorpha compressa*, *Stigeoclonium tenue* und *Ceramium arachnoideum*.

In der Protozoenfauna des ganzen Phytals wurden 25 Species festgestellt (Tabelle VII). Das quantitative System der Species auf den einzelnen Algen ist folgendes:

$$\begin{aligned} & \text{Ceramium} > \text{Cladophora} > \text{Monostroma} > \\ & > \text{Stigeoclonium} > \text{Enteromorpha} > \text{Fucus} \end{aligned}$$

Fucus war ganz „rein“, selbst sessile Diatomeen waren nicht vertreten und nur eine *Trochilia sigmoides* wurde festgestellt, die auf ihren Thallus herum lief.

Die Thallus *Enteromorpha* und *Stigeoclonium* waren fast rein, stellenweise waren einzelne Protozoenformen festzustellen. Demgegenüber war die ganze Oberfläche der Thallus *Monostroma* ziemlich dicht mit *Zoothamnium*-Kolonien bedeckt. Es handelt sich hier um die Periode, während der sich in den Monostromazellen Schwärmer bildeten, deren ganze Massen im Wasser und in der Cytoplasma der einzelnen *Zoothamnium*-formen vertreten waren. Wahrscheinlich bewirkte die Bildung der Schwärmer eine üppige Entwicklung der *Zoothamnium* auf dieser Alge. Ähnlich wie in Górki Wschodnie auf *Ceramium* fehlten hier fast vollständig *Vorticella*, die anscheinend die Konkurrenz dieser kolonialen Peritricha nicht aushalten konnten.

Cladophora rupestris bildete dicke, dunkelgrüne Büschel und war ähnlich wie *Monostroma* im Stadium der Schwärmerbildung, von denen es ringsum wimmelte. In diesem Siedlungsraum sind *Vorticella* zahlreicher als die ziemlich weit voneinander sitzenden *Zoothamnium*.

Die zahlreichste Fauna in diesem Phytal hatte — wie gewöhnlich — *Rhodophyceae Ceramium*, und zwar nicht nur hinsichtlich der Species

Tabelle VII

Schwimmendes Phytoplankton in Rewa (von Richtung Gdynia)

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Fucus	Monostroma	Cladophora	Enteromorpha	Stigeclonium	Ceramium	Halobiontität	
1	<i>Liocotus duplostriatus</i>	schwimm.							euryhal. Halobien	
2	<i>hemiophrys marina</i>	8								
3	<i>Dysteria monostyla</i>	laufende und gleitende 24		+	++			++		
4	<i>Trochilia sigmoides</i>		+					++		
5	<i>Chilodonella helgolandica</i>				++			++		
6	<i>holosticha kessleri</i>				++			++		
7	<i>Euplotes trisulcatus</i>							++		
8	<i>Aspidisca steini</i>				+			+++		
9	<i>Vorticella nebulifera</i>	sessile 68		+	++++			++++	holeuryhal. Limnobien	
10	<i>Vorticella urceolus</i>					+++				Hyphalmyrobien
11	<i>Vorticella marina</i>				++		+	++		euryhal. Halobien
12	<i>Vorticella sphaerica</i>							+++		euryhal. Limnobien II Gr.
13	<i>Vorticella delicatula</i>							++++		Hyphalmyrobien
14	<i>Vorticella verrucosa</i>							+++		euryhal. Halobien
15	<i>Vorticella annulata</i>							+++		euryhal. Halobien
16	<i>Zoothamnium hentscheli</i>				+++					Hyphalmyrobien
17	<i>Zoothamnium duplicatum</i>				+++	+	++	++++		Hyphalmyrobien
18	<i>Zoothamnium nutans</i>				+++	++	++	++++		euryhal. Halobien
19	<i>Zoothamnium balticum</i>					+++		++++		Hyphalmyrobien
20	<i>Cothurnia cypridicola</i>					+				Hyphalmyrobien
21	<i>Cothurnia ovalis</i>							+	+++	euryhal. Halobien
22	<i>Thuricola obconica</i>					+				Hyphalmyrobien
23	<i>Podophrys halophila</i>								+	Hyphalmyrobien
24	<i>Acineta tuberosa</i>								+	euryhal. Halobien
25	<i>Acineta foetida</i>							+	hyphalmyrobien	
Species			1	5	12	2	2	19		

+ - einzeln

++ - wenig

+++ - zahlreich

++++ - sehr zahlreich

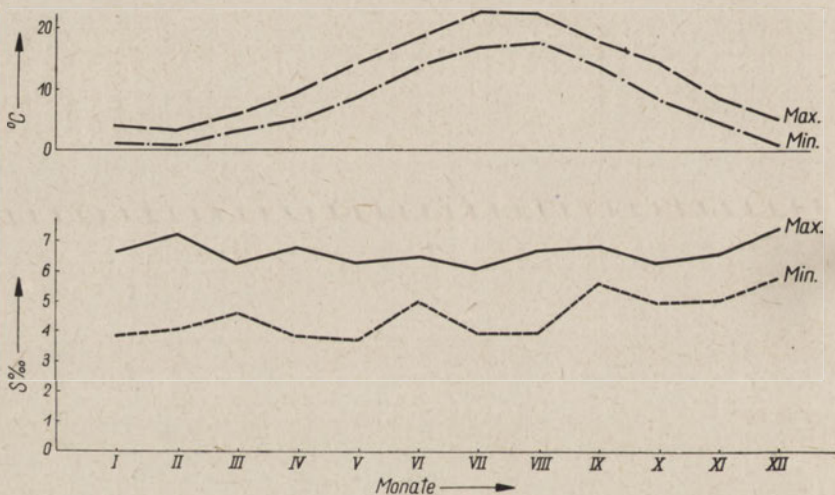
Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Genze Fauna	56	36	4	4
Auf Monostroma	40	40	20	-
Auf Cladophora	50	41,5	4,25	4,25
Auf Enteromorpha	50	50		-
Auf Ceramium	63	26	5,5	5,5

sondern auch der Formen jeder Species. Zahlreich waren hier nicht nur sessile sondern auch kriechende Wimpertierchen vertreten.

Vorticella und *Zoothamnium* befinden sich im Gleichgewicht, die einen wie die anderen sind sehr zahlreich. Vom Gesichtspunkt der Halobiontität sind marine Formen überwiegend und zwar nicht nur in der ganzen Fauna, sondern auch und insbesondere auf den einzelnen Algen. Die Menge der limnischen Formen ist minimal.

Das Phytal am Mövenriff in Richtung Puck bildete einen dünnen unterbrochenen Teppich aus nur zwei Algen: *Phaeophyceae* — *Fucus vesiculosus* und *Rhodophyceae* — *Polysiphonia sanguinea*. Die physikalisch-chemischen Jahresverhältnisse sind aus Diagramm 4 zu ersehen. Der Salzgehalt schwankte zwischen 6,5—7,5‰, die Temperatur zwischen 16—20°C. Die Probenentnahme erfolgte am Ansatz des Mövenriffs. Die Protozoenfauna dieses Phytals war sehr karg und ihre Zusammensetzung bestand aus nur fünf sessilen Species (Tabelle VIII). Die *Fu-*



Diagr. 4 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Pucker Bucht im J. 1959.

cus-Thallus waren fast ganz frei von Protozoa, da *Vorticella marina* und *Cothurnia cypridicola* nur als einzelne auf Thallus sessile Formen festgestellt wurden. Bemerkenswert und einzigartig war das Bild der Alge *Polysiphonia* mit ihrer Gemeinschaft: es waren ausschliesslich loricata: *Folliculina ampulla* sowie zwei Species *Thuricola*. Alle diese drei Species waren durch viele Formen vertreten. Das Wimpertierchen *Folliculina ampulla* war in nahezu jeder Thallusgabelung zu finden. *Thuricola* waren sehr verschieden verteilt.

Diese paar Urtierchen auf *Fucus* ausser Acht lassend kann festgestellt werden, dass in dieser Fauna bräckische Formen die marinen an Zahl um 100% überstiegen.

Schwimmendes Phytal in Rewa

Tabelle VIII

Lfd Nr	Species	Bewegungen %	Fucus	Polysiphonia sanguinea	Halobiontität
1	<i>Folliculina ampulla</i>	sessile 100		+++	euryhaline Halobien
2	<i>Vorticella marina</i>		+		
3	<i>Cothurnia cypridicola</i>		+		Hyphalmyrobien
4	<i>Thuricola obconica</i>			+++	
5	<i>Thuricola aestuarise</i> sp.n.			+++	
Species			2	3	

+ - einzeln
 ++ - wenig
 +++ - zahlreich
 ++++ sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien
Genze Fauna	40	60
Auf <i>Fucus</i>	50	50
Auf <i>Polysiphonia</i>	33,5	66,5

Allgemeine Charakteristik der Protozoenfauna des schwimmenden Phytals. Das in der Danziger Bucht beobachtete Protozoenfaunamilieu war zweifacher Art: beta-mezohaliner und alpha-oligohaliner. Die letzteren befanden sich in der Nähe der Mündung der Bäche: Kacza, Potok und Wisła Śmiała. Die Wasserwärme war hier um 1—2°C höher als in dem mezohalinen Milieu. Ausser dem Salzgehalt und der Temperatur waren andere Faktoren, die die beobachteten Milieu's beeinflusst hätten und zu unterschiedlichen Feststellungen führen könnten, nicht vorhanden. Der Siedlungsraum der Gemeinschaften dieser Milieu's war ziemlich gleichartig und setzte sich aus kaum 8 Algenspecies zusammen, die in keinem „Biotop“ alle auf einmal auftraten. Auf fast allen Stationen waren *Ceramium* und *Cladophora* zu finden. Vom zahlenmässigen Standpunkt der Species in den geprüften Milieu's waren die Protozoengemeinschaften arm, denn sie enthielten niemals mehr als 25 und nicht selten nur einige Species. Über

60% dieser Species (mit Ausnahme einer Gemeinschaft) bildeten sessile Formen (*Peritricha* und *Suctorina*), die in allen Gruppen vorherrschten. Einen ziemlich hohen Prozentsatz bildeten laufend-gleitende Formen, während schwimmende Formen eigentlich vereinzelt und nur selten in grösseren Mengen auftraten. Kriechende Formen, zu denen ich hier Amöben rechne, sind im schwimmenden Phytal sehr selten. Vom Standpunkt der Halobiontität ist die Phytalfauna ausgesprochen marin, wobei ca 50% der Protozoengruppen ein Übergewicht der Halobionten und ein ebenso hoher Prozentsatz ein Übergewicht der Hyphalmyrobien aufweist. Einen geringen Teil dieser Gruppen bilden Protozoen, die Gewässer mit sehr verschiedenem Salzgehalt besiedeln, von Süß- bis zu Ozean-angewässern. Limnische Organismen sind hier sehr selten, in der Hälfte der Gruppen überhaupt nicht vorhanden. Die Zusammenstellung der Species auf allen Beobachtungsstationen ergibt eine sehr grosse Verschiedenheit der Protozoengruppen. Nicht eine einzige Species ist auf allen neun beobachteten Stationen zu finden. Die gemeinste in diesem Phytal auftretende Species war *Cothurnia ovalis* (in acht von insgesamt neun Gemeinschaften). An zweiter Stelle stehen: *Vorticella verrucosa*, *Zoothamnium duplicatum* und *Acineta foetida*. Ziemlich häufig sind *Zoothamnium balticum*, *Zoothamnium hentscheli*, *Vorticella urceolus*. Die restlichen Species bilden verschiedene Protozoengruppen. Auch konnte festgestellt werden, dass nicht alle Algen, aus denen das Phytal zusammengesetzt war, zahlenmässig gleich durch Protozoen besiedelt sind.

Die bisherigen Beobachtungsergebnisse führen zu folgenden Feststellungen:

1. Das schwimmende Phytal der Danziger Bucht setzt sich aus acht verschiedenen Algenarten zusammen: *Ceramium*, *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Polysiphonia*, *Monostroma*, *Fucus*, *Stigeoclonium* und *Ectocarpus*.

2. Die Zahl der Protozoenspecies in dem geprüften schwimmenden Phytal beträgt 48.

3 a. Die Protozoenfauna der einzelnen Gemeinschaften des schwimmenden Phytals hat eine voneinander abweichende und von dem Milieu, in dem sich das schwimmende Phytal befindet, unabhängige Zusammensetzung.

b. Die in dem betreffenden Phytal auftretende Formenmenge ist von den Algen abhängig, aus denen das Phytal zusammengesetzt ist.

4. Die Protozoenfauna setzt sich im schwimmenden Phytal aus 3 Gruppen zusammen: 1) sessile, 2) laufend-gleitende, 3) schwimmende. Sessile sind entschieden in der Mehrzahl.

Pflanzenlebensgemeinschaften des Meeresgrundes

Die I Lebensgemeinschaft des Grundes befand sich in einer Tiefe von 2,5 m und in einer Entfernung von 200 m von der Küste vor dem Dorf Rewa. *Fucus* bildete dort gemeinsam mit *Rhodophyceae Furcellaria* eine grosse Gruppe. Zwischen ihnen steckten Büschel von *Polysiphonia sanguinea* und *Enteromorpha compressa*, durchflochten von *Myriophyllum* und *Stigeoclonium tenue*. Die physikalisch-chemischen Jahresverhältnisse sind aus Diagramm 4 abzulesen. Während der Beobachtungszeit schwankte der Salzgehalt zwischen 5,5—6,5‰, die Temperatur zwischen 16—20°C.

Wie aus Tabelle IX zu ersehen, ist die Protozoenfauna in dieser Gemeinschaft sehr karg. Hier sind wenige Species, dagegen waren viele ihrer Formen, insbesondere „loricata“ auf *Polysiphonia sanguinea* zu finden (*Vorticella* und *Zoothamnium* nur einzeln). Demgegenüber waren *Furcellaria*-, *Enteromorpha*- und *Stigeoclonium* — Thallus ganz rein. Dasgleiche lässt sich über *Fucus* sagen, da die drei angegebenen Species als Einzelformen festgestellt wurden. Es besteht hier eine Fülle *Hydrozoa* (*Cordylophora caspia*) und *Bryozoa* (*Membranipora pilosa*), dagegen fehlen Protozoen ganz. Ebenso wie im schwimmenden Phytal besiedeln Protozoen diese Pflanzengemeinschaft sehr verschiedenartig und ungleichmässig.

Marine Formen sind hier vorherrschend, bräckische bilden kaum die Hälfte der Halobionten, Limnobionten sind sehr selten.

II Lebensgemeinschaft des Grundes. Die zweite Fucusemgemeinschaft befand sich in der Tiefe von nur 1 m in einer Entfernung von 30 m von der Küste vor dem Dorf Rewa. Ausser *Fucus* war dort auch *Enteromorpha compressa*, *Ceramium* sp. und *Cladophora rupestris* zu finden. Die Protozoenfauna auf den Algen dieser Pflanzengrundgemeinschaft war schon infolge der in ihr auftretenden *Ceramium* und *Cladophora* bedeutend reicher. Das Bild der Fauna auf den einzelnen Algen ist stets dasselbe: wenige Protozoen auf *Fucus* und *Enteromorpha*, massenweise auf *Ceramium*, zahlreiche auf *Cladophora* (Tabelle IX). Obwohl die Zahl der Species auf allen vier Algen fast diegleiche ist, ist die Zahl der Formen auf den beiden ersten minimal, auf den beiden letzteren sehr hoch. Auf einem *Fucus*-Thallus fand ich eine aus 12 Formen zusammengesetzte Stentorenkolonie, ausserdem fand ich und zwar ausschliesslich auf *Fucus*-Thallus nur seltene laufend-gleitende Wimpertierchen *Euplotes trisulcatus* und *Aspidisca pulcherrima*. Auf *Enteromorpha* fand ich zwei Kolonien *Zoothamnium nutans*, auf dem Füsschen einer von ihnen die einzige Form *Cothurnia cypridicola*, die auf *Ceramium* und *Cladophora* massenhaft vorhanden waren. In der ganzen Fauna waren eu-

Protozoenfauna der Fucusgrundgemeinschaften der Pucker Bucht

Nr Lfd.	Species	Bewegungen	Auftreten der einzelnen Species in Gemeinschaften			Auftreten in schwimmenden Phytal	Halobiontität	Saprobität
			I	II	III			
1	<i>Vacuolaria pyriformis</i>	kriech.			+	-	Hyphalmyrobien	-
2	<i>Vahlkamphia limax</i>					+	euryhal.Limnobiien	polysaprob
3	<i>Amoeba tentaculata</i>		+				Hyphalmyrobien	-
4	<i>Prorodon ovum</i>	schwimm.		+		+	holeuryhal.Limnobiien	oligo u. beta-meso-saprob
5	<i>Dysteria monostyla</i>	laufende			+	+	euryhal.Halobien	-
6	<i>Trochilia sigmoides</i>					+	+	
7	<i>Stentor coeruleus</i>	sessile		+			euryhal.Limnobiien	alfa-meso-saprob
8	<i>Folliculina ampulla</i>		+				+	-
9	<i>Oxytricha ovalis</i>	laufende und gleitende			+	-	euryhal.Halobien	-
10	<i>Holosticha kessleri</i>				+	+		-
11	<i>Urostrongylum caudatum</i>				+	-	Hyphalmyrobien	-
12	<i>Urostrongylum lentus</i>				+	-		-
13	<i>Urostyle marina</i>				+	-		-
14	<i>Euplotes trisulcatus</i>				+	+		-
15	<i>Euplotes harpa</i>				+	-		-
16	<i>Aspidisca steini</i>			+	+	+		-
17	<i>Aspidisca pulcherrima</i>			+			euryhal.Halobien	-
18	<i>Rhabdostyla arenaria</i>			+		+		-
19	<i>Vorticella marina</i>			+	+	+		-
20	<i>Vorticella striata</i>			+		+		-
21	<i>Vorticella striatula</i>		+				-	
22	<i>Vorticella sphaerica</i>	sessile	+	+		+	euryhal.Limnobiien	
23	<i>Vorticelle verrucosa</i>			+		+	euryhal.Halobien	unbekannt
24	<i>Vorticella nebulifera</i>			+		+	holeuryhal.Limnobiien	beta-meso-saprob
25	<i>Vorticella baltica</i>			+		+	Hyphalmyrobien	-
26	<i>Zoothamnium nutens</i>			+	+		euryhal.Halobien	-
27	<i>Zoothamnium arbuscula</i>			+		+	euryhal.Limnobiien	beta-meso-saprob
28	<i>Zoothamnium hentscheli</i>				+	+		-
29	<i>Zoothamnium duplicatum</i>				+	+	Hyphalmyrobien	-
30	<i>Cothurnia cypridicola</i>			+	+	+		-
31	<i>Cothurnia ovalis</i>			+	+		euryhal.Halobien	-
32	<i>Thuricola obconica</i>			+	+		Hyphalmyrobien	-
Species			7	18	16	22		

+ Anwesenheit der betreffenden Gattung

Halobiontität der ganzen Fauna (%)

Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Euryhaline Limnobiien	Holeuryhaline Limnobiien
56	25	12,5	6,5

ryhaline Halobionten in überwiegender Mehrheit. Bräckische, ubiquistische und limnische Species bildeten ungefähr gleiche Mengen. Die bräckischste Gruppe befand sich auf *Cladophora*, der Prozentsatz der euryhalinen Halobiontengruppe auf *Ceramium* und *Cladophora* war gleich. *Fucus* und *Enteromorpha* hatten eine ausgesprochen marine Eigenart.

III Lebensgemeinschaft des Grundes. Die dritte Fucusgemeinschaft befand sich einige Meter vom Strand am Ansatz des Mövenriffs in Rewa aus Richtung Gdynia (Tabelle IX). Die aus einigen Büscheln zusammengesetzte, nicht grosse, an die am Grunde liegenden Steine befestigte Gemeinschaft bestand lediglich aus *Fucus*. Dieser schien sehr alt zu sein, die Thallus waren dunkel, junge frische Triebe waren nicht vorhanden. Er war ein wenig mit kleinen Diatomeen und Cyanophyceae bewachsen. Die physikalisch-chemischen Verhältnisse sind aus Diagramm 1 zu ersehen.

Die von mir auf der Fucusgemeinschaft festgestellte Protozoenfauna unterschied sich wesentlich von der Fauna der auf der gegenüberliegenden Seite des Mövenriffs befindlichen Gemeinschaften. Sie war aus einer ziemlich grossen Zahl Species zusammengesetzt, unter denen die laufend-gleitenden vorherrschten und zwar nicht nur hinsichtlich der Zahl der Species, sondern auch der Formen jeder Species. Wenige sessile Wimpertierchen waren nur selten und einzeln zu finden. Es war während meiner Beobachtungen der einzige Fall, dass ich auf einer Alge eine Protozoengruppe fand, in der laufend-gleitende Wimpertierchen in überwiegender Mehrzahl auftraten. Zweifellos haben die die alten *Fucus*-Thallus bedeckenden Aufwuchsorganismen zur Bildung dieser Protozoenfauna beigetragen, deren Eigenart sich nicht nur von der Fucusfauna anderer Milieu's, sondern auch von der auf anderen Algen, wo immer sessile Formen das Übergewicht hatten, unterschied. Vom Standpunkt der Halobiontität war diese Fauna marine-bräckisch.

Bemerkenswert ist das Fehlen ansässiger Formen auf *Fucus*. Man könnte annehmen, dass seine Thallus schwerlich der Fäulnis unterliegen und sich deshalb rings um sie keine Bakterienflora ansammelt. Daraus folgt, dass sich hier auch keine Flagellatagruppen bilden, wodurch die für Peritrichen unentbehrlichen Ernährungsverhältnisse beeinträchtigt werden. Die geprüften Fucusgemeinschaften des Grundes befanden sich in katarobischen Verhältnissen, weit von allen Abwassereinströmungen, so dass von aussen her keine organischen Substanzen, also auch keine Mikroflora, eindringen.

Die Gesamtzahl der Protozoen in diesen drei Gemeinschaftsgruppen betrug 32 Species, wovon 62% sessil sind. Die Gattungsgruppierung der Protozoa in diesen drei Gemeinschaften ist sehr verschieden: nur eine

Species, und zwar *Vorticella marina* ist in allen drei Gemeinschaften vertreten, andere bilden in ihnen verschiedene Kombinationen. Die Protozoenfauna der II und III Gemeinschaft des Grundes hat eine ganz andere Eigenart. In der Gemeinschaft II sind sessile Wimpertierchen vorwiegend, in der Gemeinschaft III dagegen frei bewegliche, wobei die Zahl der Species in beiden ungefähr diegleiche ist. Die Fauna I unterscheidet sich von den zwei übrigen dadurch, dass die Zahl der fast ausschliesslich sessilen Species gering ist.

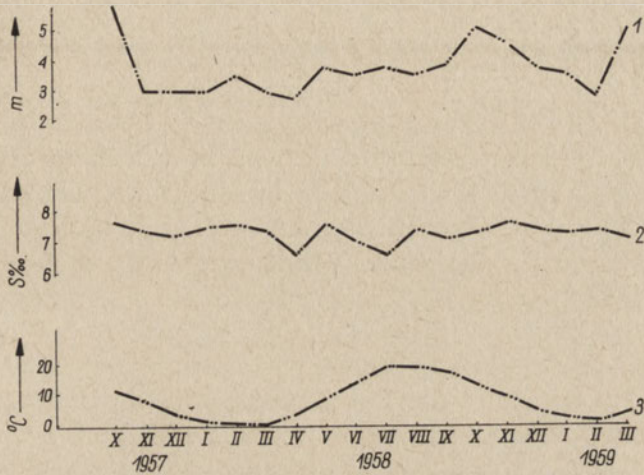
Protozoenfauna in Bewuchsgemeinschaften

I. Bewuchsgemeinschaft auf Versuchsbrettern in Sopot. Am 1. Oktober 1957 wurden in der Danziger Bucht an der südlichen Buhne der Sopot Mole zwei Meter lange Bretter versenkt und an die zu der Bühnenkonstruktion gehörenden Pfähle in Richtung Meer angenagelt. Die Bretter ragten 20 cm über den Wasserspiegel hinaus. Zweck dieses Versuchs war die Beobachtung des Einflusses der Imprägnierstoffe auf den Bewuchs. Nicht imprägnierte Bretter dienten zur Beobachtung der Protozoenfauna in diesen Bewüchsen. Die Bretter befanden sich in einer Entfernung von 214 m von der Küste, die Tiefe betrug hier 5—7 m. Der Meeresgrund ist an dieser Stelle sandig und mit einer dünnen Detritusschicht bedeckt. In unmittelbarer Umgebung befinden sich Pflanzengruppen nur auf den Molenpfählen. Die Wassertemperaturschwankungen waren während der Beobachtungszeit hoch: im Winter sank die Temperatur unter $+1^{\circ}\text{C}$., im Sommer erreichte sie 19°C . Der durchschnittliche Monatssalzgehalt betrug in dieser Zeit meistens 7,5‰, nur in den Monaten April, Juni und Juli sank er bis unter 7‰. Die durchschnittliche monatliche Wasserdurchsichtigkeit schwankte meistens von ca 3 — ca 4 m, und nur im Oktober 1957 und Oktober 1958 betrug sie 5,75 m und 5 m. Genauere Angaben über die Wärme — und Salzgehaltsverhältnisse sind aus Diagramm 5 zu ersehen.

Die Bewüchse bildeten auf den Brettern zwei Streifen: einen bläulich grünen und einen braunen. Diese Streifen erschienen auf allen Brettoberflächen, also nicht nur auf den in Richtung See liegenden und an den Kanten, sondern auch auf der dem Pfahl zugewendeten Fläche, die infolge ihrer Unebenheit nicht eng an den Pfahl anhaftete.

Der bläulich-grüne Streifen zieht sich auf der Höhe von 40—50 cm, von oben gerechnet bis 60—70 cm. Unterhalb der Bewuchs ist bronzefarbig. Im bläulich-grünen Streifen waren Enteromorphaspecies in der Überzahl, aber oft traten hier auch auf: *Prasiola crispa* f. *submarina* Wille, *Stigeoclonium tenue* Ktzig., *Cladophora fracta* f. *marina* Hauck, *Cl. rupestris* (L) Ktzig., *Schizogonium crispatum* Ktzig, sowie *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harv. und unter ihnen eine Menge Blau-

algen: einige Species *Phormidium*, *Lyngbya aestuarii* (Mert.) Lieb., *Scytonema crispum* (Ag) Born, *Plectonema*, *Symploca* und andere. Alles dies bildete einen dichten Teppich, dessen Dichte noch Diatomeabewüchse verstärkten, die Grünalgen und unmittelbar das Brett besiedelten. Qualitative Unterschiede zwischen diesem bläulich-grünen Streifen an den Kanten und an der dem Pfahl zugewendeten Fläche waren mi-



Diagr. 5 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Beobachtungszeit der Aufwuchsgemeinschaften in Sopot.

nimal. Bei Westwinden, die in dieser Gegend eine Wasserstandssenkung an der Küste verursachen, befand sich dieser Streifen oberhalb des Wasserspiegels nur noch in dem Spritzseebereich.

Der braun gefärbte Streifen bestand vor allem aus Bewuchs-Diatomeen, die hier dichte Geflechte bildeten, insbesondere durch koloniale Diatomeen *Mastogloia pumila* (Grun) Cl., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb) Kütz, *Rhoicosphenia curvata* (Kütz) Grun und viele andere die an der Brettoberfläche haftende Büschel, Kettchen und Bänder bildeten.

Die Oberfläche von der Seerichtung und die Brettanten, gewöhnlich unmittelbar unterhalb des bläulich-grünen Streifens, war durch *Rhodophyceae* *Ceramium arachnoideum* besiedelt („Emergenzphänomen“ als Folge der geringen Wasserdurchsichtigkeit). Im unteren Teil des Brettes, vor allem auf der dem Pfahl zugewendeten Oberfläche, hatte *Laomedea flexuosa* L. ihr Netz aufgespannt. Nicht alle die Brettoberfläche bedeckenden Bewuchsorganismen werden hier erwähnt, aber schon auf Grund dieser Daten kann man sich von dem Reichtum des Siedlungsraumes, auf dem die Protozoenwelt sich entwickeln konnte, eine Vorstellung machen. Am meisten und am üppigsten waren die schmalen Brettanten und nicht die der See zugewendete Oberfläche bewachsen.

Eine Erklärung dieser Tatsache gibt Doz. Dr. J. Karwowski, nach dessen Berechnung bei einer 1,5 m hohen Welle der Wellenschlag gegen die Bretterfront bis ca 300 kg/m² betragen und die Saugkraft dieselbe Grösse erreichen kann. Die kurzen Brettanten sind demgegenüber nicht diesem Wellenschlag ausgesetzt. Das Wasser fliesst hier planetenbahnmässig mit der Maximalgeschwindigkeit von ca 1,22 m/sek. an der Oberfläche. Da diese Geschwindigkeit sich mit der Tiefe verringert, kann sich die organische Vegetation an den Kanten bedeutend günstiger entwickeln.

Enteromorphazone.

Wie bereits gesagt, waren in dem bläulich-grünen Streifen verschiedene Enteromorphaspecies in der Mehrzahl. Nach Otto (1936) der die ganze Fauna eines solchen Streifens erforscht hat, kann dieser als „Enteromorphazone“ bezeichnet werden. Otto beobachtete solche Streifen auf Pfählen im Kieler Kanal, wo die Wasserdurchsichtigkeit ähnlich der der Danziger Bucht ist, da dieser Streifen breitenmässig den Breiten auf den Brettern in Sopot entsprach, nämlich 20 cm betrug. Ähnlich wie in Sopot ist die Enteromorphazone im Kieler Kanal sehr veränderlichen Verhältnissen ausgesetzt: Wasserstandsschwankungen also auch zeitweiser Austrocknung, Temperaturschwankungen, sehr starken Salzgehaltsveränderungen durch Niederschläge und der heftigsten Wellenschlagkraft. Nach Otto wird die Enteromorphazone in den Austrocknungsperioden infolge der Erhaltung kleiner mit Wasser ausgefüllter Räume reich durch kleine Tierchen besiedelt, die er in 3 Gruppen teilt: 1) nur in dieser Zone auftretende Enteromorphabionten, 2) Enteromorphophile, die hier die günstigsten Vegetationsverhältnisse vorfinden aber auch in anderen Gemeinschaften zu finden sind, 3) einzeln und zufällig auftretende Enteromorphaxenen. Zu den ersten beiden Gruppen zählt Otto keine von ihm festgestellten Protozoen, zur dritten werden von ihm *Foraminifera*, *Spiroloculina* und *Trochamina*, des auf den Pfahlaufwüchsen und in der Küsten — *Enteromorpha* weit verbreiteten *Euplotes balteatus* gerechnet sowie typische Formen des Meeresgrundes, die sich hier unverständlicher Weise eingefunden haben.

Das ganze Problem wurde von mir etwas anders erfasst, als es Otto getan hat. Erstens habe ich die Protozoenfauna auf den einzelnen Biotopenbestandteilen beobachtet, zweitens habe ich gemäss den Beobachtungsergebnissen über den Bewuchs auf den Brettern die Verschiedenheit der Raumboberfläche berücksichtigt (Tabelle X). Meine Beobachtungen ergaben, dass die Protozoen in der ganzen Enteromorphazone ausschliesslich zwei Algen besiedeln: *Cladophora* und *Enteromorpha*, so dass trotz der sehr reichen Pflanzenwelt dieser Zone die Protozoen-

Tabelle X

Protozoenfauna in der Enteromorphazone auf einem Brett in Sopot

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Von der Seeseite		An den Brettanten		Halobiontität
			Clado- phora	Entero- morpha	Clado- phora	Entero- morpha	
1	<i>Dysteria monostyla</i>	laufend- gleiten- de 24	+++	+	++		euryhal.Halobien
2	<i>Trochilia sigmoides</i>			+	++++	++	
3	<i>Chilodonella cucullulus</i>		+++				holeuryhal.Limnobien
4	<i>Chilodonella helgolandica</i>		+++	+			euryhal.Halobien
5	<i>Euplotes trisulcatus</i>	+++					
6	<i>Rhabdostyla arenaria</i>	sessile 76			++	+	euryhal.Halobien
7	<i>Vorticella verrucosa</i>				+++	+	
8	<i>Vorticella urceolus</i>				++	+	Hyphalmyrobien
9	<i>Vorticella marina</i>				++		euryhal.Halobien
10	<i>Vorticella striatula</i>				+		
11	<i>Vorticella ovum</i>				++	++	
12	<i>Vorticella annulata</i>				+++	+	
13	<i>Zoothamnium nutans</i>				+++		Hyphalmyrobien
14	<i>Zoothamnium hentscheli</i>				+++	+	
15	<i>Podophrya halophila</i>			++	++	++	
16	<i>Acineta tuberosa</i>			+++	+	++++	+
17	<i>Acineta foetida</i>		++++	+	++++	+	Hyphalmyrobien
18	<i>Acineta pyriformis</i>		+++		++		euryhal.Halobien
19	<i>Acineta compressa</i>		++++		++++		
20	<i>Corynophrya campanula</i>		++		+++		
21	<i>Corynophrya marina</i>				+++		Hyphalmyrobien
Species			10	5	18	10	

+ - einzeln
 ++ - wenig
 +++ - zahlreich
 ++++ - sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

Fauna	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhal. Limnobien
von der Seeseite	72,5	18	9,5
an den Brettanten	72	28	

fauna sehr karg ist. Ähnlich wie im schwimmenden Phytal und in den Pflanzengemeinschaften des Grundes sammeln sich die Protozoen vielmehr auf *Cladophora* als auf *Enteromorpha*.

Das Fehlen kleiner Grünalgen und Diatomeen auf den Thallus anderer Algen hat wahrscheinlich zur Folge, dass auf diesen Thallus weder sessile noch laufende Urtierchen vertreten sind. Otto (1936) zählt keine von ihm festgestellten Protozoen zu Enteromorphabionten, dagegen habe ich in meinen Beobachtungen 6 Species festgestellt, die lediglich in der Biocenoze der Enteromorphazone auftraten. Ausserdem ist die Protozoenfauna in der Enteromorphazone eine für ein Grund- oder schwimmendes Phytal eigenartige Fauna mit vorwiegend sessilen Formen und mit auf den Cirren laufenden oder auf den Algenhallus gleitenden Ciliaten (z.B. *Chilodonella*). Was die zweite von Otto (1936) festgesetzte Gruppe, nämlich die Enteromorphaphilen betrifft, könnte man hier sämtliche *Suctorina*, die in keiner Gemeinschaft derartig massenhaft und in so zahlreichen Species auftreten wie gerade in der Enteromorphazone, anrechnen. Zu Enteromorphaxenen würde ich sämtliche schwimmende Species zählen, deren Anwesenheit ich als einen mit der Ernährung verbundenen vorübergehenden Aufenthalt betrachten würde.

Beobachtungen verschiedener und in verschiedenem Masse dem Wellenschlag und seiner Saugwirkung ausgesetzten Pfähle führten zu aufschlussreichen Ergebnissen. In der Enteromorphazone waren auf der dem Meer zugewendeten Brettoberfläche überhaupst keine *Vorticellidae* vorhanden, während sie an den Kanten auf *Cladophora* und einzeln auch auf *Enteromorpha* auftraten. Es ist hervorzuheben, dass *Suctorina* an den Brettanten noch ziemlich zahlreich und in mannigfaltiger Form zu finden waren. Daraus liesse sich schliessen, dass *Vorticella* die starkem Wellenschlag ausgesetzte Unterlage meiden, während *Suctorina* in dieser Hinsicht weniger empfindlich sind.

Laufend-gleitende Protozoen scheinen gleichfalls gegen starken Wellenschlag wenig empfindlich zu sein, insbesondere gegen seine Saugwirkung. Sie treten hier in zahlreichen Speciesgruppen sowie Formen der Species auf und merkwürdigerweise sind diese Protozoen von der See-seite zahlreicher als an den Brettanten.

Die Protozoenfauna in beiden Enteromorphagemeinschaften ist überwiegend marin, obwohl die Enteromorphazone auf der Linie der Wasserstandsschwankungen liegt und somit infolge der Süsswassereinströmung der Weichsel und Versüssung des Wassers an der Oberfläche durch Niederschläge einer zeitweisen Salzgehaltssenkung am meisten ausgesetzt ist. Dieselbe Erscheinung wird von Otto (1936) für den Kieler Kanal festgestellt, wo die Salzgehaltsschwankungen bedeutend grösser sind als in Sopot und 2—28‰ betragen.

Die braune Bewuchszone.

Das Bild der Protozoenfauna im Streifen des braunen Bewuchses ist anders: laufend-gleitende Protozoen sind im Vergleich mit sessilen in überwiegender Mehrheit, ausserdem gibt es hier auch kriechende und planktonische, zwischen den Bewüchsen schwimmende Formen (Tabelle XI und XII). Dieses Protozoenbild ist auf der dem Meer zugewendeten Brettfläche dasselbe wie an den Brettanten. Der in den Protozoen der beiden verschiedenen Oberflächen bemerkbare Unterschied beruht auf der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Gemeinschaften. Auf der dem Meer zugewendeten Fläche sind nur 2 *Vorticellidae*-Species festzustellen, während auf den Kantenoberflächen 5 dieser Species und bedeutend mehr Formen dieser Species vorzufinden sind. Die seltenen Glockentierchen im braunen Streifen an der Seeseite sind meiner Ansicht nach darauf zurückzuführen, dass der Wellenschlag hier geringer ist als in der Enteromorphazone und daher setzen sich Glockentierchen, wenn auch in minimalen Mengen, nieder. Jedenfalls ist diese Erscheinung auf beiden Oberflächen ungefähr dieselbe wie in der Enteromorphazone. Umgekehrt ist das Bild der *Suctorio*-Gruppe: von der Seeseite ist sie zahlreicher als an den Brettanten. Die Zahl der Protozoen-Species an der Seeseite ist etwas geringer als an den Kantenoberflächen und die einzelnen Species sind in geringerer Formenzahl vertreten. Auf der Oberfläche von der Seeseite ist die Protozoenfauna hinsichtlich der Zahl der Species wie auch ihrer Formen auf den Algen *Pylaiella* und *Ectocarpus* (*Phaeophyceae*) fast gleichartige und auf *Ceramium* in qualitativer und quantitativer Hinsicht die ärmste. Auf den Kantenflächen war *Pylaiella* überhaupt nicht vertreten und die ausgesprochen reichste Gemeinschaft besaßen Bewuchsdiatomeen, darunter insbesondere *Mastogloia pumila* in Gestalt von verzweigten schleimigen Scheiden, die massenweise kleine Diatomeen enthalten. Die hier Nahrung suchenden und findenden Protozoen sind Phagophyten. Eine geringere Zahl Species, aber zahlreichere Vertreter der einzelnen Species besitzt die *Suctorio*-Gruppe in den Diatomeenbewüchsen der Brettanten. Die Fauna auf *Ceramium* und *Ectocarpus* weist weder in quantitativer noch in qualitativer Hinsicht irgendwelchen Unterschied auf.

Hinsichtlich ihrer Halobiontität ist die Zusammensetzung der Protozoenfauna in der braunen Bewuchszone beider Oberflächen mehr gemischt als in der Enteromorphazone und weniger marin. Es treten hier nämlich holeuryhaline und sogar euryhaline Limnobionten II Stufe auf, die in der Gemeinschaft der *Enteromorpha* überhaupt nicht vertreten waren. Eigentlich müsste es umgekehrt sein und die Erscheinung ist

Protozoenfauna auf braunen Aufwuchsbeständen auf dem Brett von der Seeseite

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Diatomea Mastogloia pumila	Ceramium	Pylaiella	Ectocarpus	Halobiontität
1	Anisonema prosgeobium	kriech. 10	kriechen an der Brettoberfläche				Hyphalmyrobien
2	Cochliopodium radiosum						
3	Lacrymaria coronata	schwimm. 15	schwimmt zwischen den Aufwuchsbeständen				euryhaline Halobien
4	Loxophyllum pentagonum		++				Hyphalmyrobien
5	Loxophyllum helus					+++	holeuryhaline Limnobien
6	Dysteria monostyla	laufend- gleiten- de 40	++	+			euryhaline Halobien
7	Chilodonella cucullulus		+	+			holeuryhaline Limnobien
8	Chilodonella helgolandica		++++		+	+	euryhaline Halobien
9	Chilodonella calkinsi		+		+		
10	Holosticha alveolata				++	+	Hyphalmyrobien
11	Urostyla marina				+	+	euryhaline Halobien
12	Euplotes trisulcatus			++			
13	Euplotes taylori				+++	+++	
14	Vorticella striatula					++	
15	Vorticella patellina		sessile 35			++	++
16	Acineta tuberosa	+		++	++++	++++	euryhaline Halobien
17	Acineta pyriformis				++	++	
18	Acineta foetida			+++	++++	++	Hyphalmyrobien
19	Acineta compressa				+++	++	euryhaline Halobien
20	Thecacineta gracilis	++					
Species			7	5	10	11	

+ einzeln

++ wenig

+++ zahlreich

++++ sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien
Der ganzen Fauna	60	25	15
Auf Diatomea	71	14,5	14,5
Auf Ceramium	60	20	20
Auf Pylaiella	70	20	10
Auf Ectocarpus	63	18,5	18,5

Tabelle XII

Protozoenfauna im braunen Aufwuchsstreifen an den Kantenoberflächen der Bretter

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Diatomea Mastogloia pumila	Ceramium	Ectocarpus	Halobiontität	
1	<i>Eutreptia viridis</i>	schwimm.	+++			euryhaline Limnobien II Gr.	
2	<i>Amoeba fluida</i>	kriegch. 5,5	+++			holeuryhaline Limnobien	
3	<i>Holophrya sulcata</i>	schwimm. 13,5	schwimmen zwischen Aufwuchs- beständen			euryhaline Limnobien II Gr.	
4	<i>Trachelius gutta</i>						
5	<i>Dysteria monostyle</i>	laufend- kletternde 45	+++			euryhaline Halobien	
6	<i>Trochilia sigmoidea</i>		+++				
7	<i>Chilodonella cucullulus</i>		+++			holeuryhaline Limnobien	
8	<i>Chilodonella helgolandica</i>		+++				
9	<i>Urostyle marina</i>		++			euryhaline Halobien	
10	<i>Holosticha alveolata</i>		+++			Hyphalmyrobien	
11	<i>Oxytricha marina</i>		+++				
12	<i>Euplotes trisulcatus</i>				+++	+++	euryhaline Halobien
13	<i>Euplotes taylori</i>				++	+	
14	<i>Uronychia transfuga</i>			++	++	++	
15	<i>Vorticella urceolus</i>		sessile 36	+			Hyphalmyrobien
16	<i>Vorticella marina</i>	+		+++	+++		
17	<i>Vorticella striatula</i>			+++	++		euryhaline Halobien
18	<i>Vorticella striata</i>			++	+		
19	<i>Zoothamnium hentscheli</i>			+			Hyphalmyrobien
20	<i>Acineta tuberosa</i>			++++	++	+++	euryhaline Halobien
21	<i>Acineta foetida</i>			+++		++	Hyphalmyrobien
22	<i>Acineta compressa</i>		++		+	euryhaline Halobien	
Species			16	7	9		

+ einzeln
 ++ wenig
 +++ zahlreich
 ++++ sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Genze Fauna	63	18	9,5	9,5
Auf Diatomea	56	25	12,5	6,5
Auf Ceramium	100	-	-	-
Auf Ectocarpus	90	10	-	-

lediglich auf eine hohe Toleranz der Protozoen gegenüber den Wärme- und Salzgehaltsfaktoren zurückzuführen.

Auf der dem Pfahl zugewendeten Brettoberfläche (Tabelle XIII) sammeln sich die Protozoen vorwiegend auf den Stolonen *Laomedea flexuosa* und in bedeutend kleinerer Zahl unmittelbar auf dem Brett. Die Diatomeen besiedeln hier auch die Stolonen, ohne auf dem Brett Bestände zu bilden, also auch ohne einen besonderen Protozoensiedlungsraum, wie es auf den beiden vorherigen Oberflächen der Fall war. Die prozentmässige Zusammensetzung sessiler, laufender, schwimmender und kriechender Formen ist der Fauna auf dem Phytal ähnlich, und zwar sind hier sessile Formen in überwiegender Mehrheit vertreten. Ein Vergleich der Protozoengemeinschaften auf diesen Oberflächen mit den zum Meer gerichteten Seitenflächen, führt zu der Feststellung, dass sich hier die grössten Mengen *Vorticellidae*, Vertreter der zahlreichsten Species angesammelt haben, und zwar wahrscheinlich deshalb, da diese Flächen der Wellenschlagwirkung am wenigsten ausgesetzt waren. Zahlreich waren dort auch *Suctorina*, aber den in der Enteromorphazone auftretenden Mengen kamen sie an Zahl nicht gleich. Auf diesen Oberflächen waren sehr viel Amöben zu finden, insbesondere *A.tentaculata* und ziemlich viel laufende Wimpertierchen. Hinsichtlich der Halobiontität ist diese Fauna der auf den beiden übrigen Flächen sehr ähnlich, hat also eine marine-limnische Eigenart mit überwiegenden Halobionten.

Die Gemeinschaft in der Zone braunen Bewüchse kann auch von verschiedenen anderen Standpunkten charakterisiert werden und zwar:

Auf 40 festgestellte Species in der Zone der braunen Bewüchse treten 24 (also 60%) im schwimmenden und im Grundphytal auf, dagegen in der Enteromorphazone 70%. Die Gemeinschaft in braunen Bewüchsen enthält 7 Limnobionten, wovon 6 zu den zaprobischen Species gehören.

Protozoenfauna beobachtungen auf Bewüchsen im Meer versenkter Bretter führen zu folgenden Feststellungen:

- 1) beide Bewüchsstreifen, sowohl der bläulich-grüne wie auch der braune haben eine unterschiedliche Protozoenfauna;
- 2) die Enteromorphazone besitzt eine verschiedenartige Protozoenfauna je nach der Aufstellung des Siedlungsraumes zur Wellenwirkung;
- 3) die Zonen der braunen Bewüchse auf den Oberflächen der See- und auf den Kanten unterscheiden sich von einander lediglich in Bezug auf die quantitative Zusammensetzung der *Vorticellidae* und *Suctorina*, sonst sind sie sich ähnlich. Charakteristisch ist das Übergewicht der laufend-gleitenden Protozoen im Vergleich mit sessilen;

Tabelle III

Protozoenfauna auf braunen Aufwüchsen eines Brettes in Sopot in Richtung eines Pfahls

Lfd. Nr	Species	Bewegungen (%)	Auf Laomedea flexuosa	Unmittelbar auf der Brettunterlage	Halobiontität
1	<i>Amoeba tentaculata</i>	kriechende 10,5		+++	Hyphalmyrobien
2	<i>Amoeba pulchra</i>			++	
3	<i>Holophrya sulcata</i>				euryhaline Limnobien II Gr.
4	<i>Lionotus duplostriatus</i>	plankt. 16	schwimmen zwischen Laomedea - Stolonen		
5	<i>Trachelius gutta</i>				
6	<i>Euplotes trisulcatus</i>	laufend- gleitende 16	+++		euryhaline Halobien
7	<i>Euplotes taylori</i>		++		
8	<i>Aspidisca steini</i>		+++		
9	<i>Vorticella nebulifera</i>	sessile 57,5	++++	++	holeuryhaline Limnobien
10	<i>Vorticella annulata</i>		++++		euryhaline Halobien
11	<i>Vorticella marina</i>		+++	++	
12	<i>Vorticella verrucosa</i>		++++		
13	<i>Vorticella striatula</i>		+++	++	
14	<i>Zoothamnium duplicatum</i>		+++	+	Hyphalmyrobien
15	<i>Zoothamnium hentscheli</i>		++	++	
16	<i>Acineta tuberosa</i>		++++	++++	euryhaline Halobien
17	<i>Acineta foetida</i>		++++	+++	Hyphalmyrobien
18	<i>Acineta pyriformis</i>	+++		euryhaline Halobien	
19	<i>Corynophrya campanula</i>	++			
Species			14	9	

+ einzeln

++ wenig

+++ zahlreich

++++ sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Genze Fauna	63	26	5,5	5,5
Auf <i>Laomedea flexuosa</i>	71,5	21,5	7	-
Unmittelbar auf dem Brett	33,5	55,5	11	-

4) die Protozoenfauna auf den dem Meer zugewendeten Oberflächen des Pfahles kennzeichnet eine im Vergleich mit anderen Bewüchsgemeinschaften auf Brettern sehr stark entwickelte Gruppe *Vorticellidae*;

5) die Protozoenfauna der Enteromorphazone ist mehr marin als die der braunen Bewüchszone, die ein gemischtes Gepräge hat.

Enteromorphazone auf Einer Betonkaimauer in Gdynia. Die Enteromorphazone auf Beton in Gdynia hat etwas andere physische Verhältnisse als es auf den Brettern in Sopot der Fall ist. Es handelt sich um Bewüchse auf Betonwänden kleiner Wasserbecken des Seefischereiinstituts. Diese Becken haben von drei Seiten, und zwar von Osten, Westen und Norden Windschutz und sind nur von der Südseite offen. Die Betonoberflächen mit ihrem Algenbewuchs sind also nur in der Zeit der herrschenden Südwinde starker Wellenschlagwirkung ausgesetzt. Alle übrigen physischen und chemischen Faktoren sind aus Diagramm 1 zu ersehen. Meiner Ansicht nach ist gerade die Wellenbewegung der einzige Faktor, der in der ganzen Fauna dieser Zone ein gänzlich abweichendes Bild verursacht (Tabelle XIV). Der schwächere Wellengang oder sein gänzlich Ausbleiben ist wahrscheinlich die Ursache dafür, dass hier eine Protozoengruppe existiert, die in der Enteromorphazone auf Brettern in Sopot überhaupt nicht vertreten war, und zwar eine ziemlich zahlreiche Gruppe schwimmender Protozoen. Die Zahl der Species dieser Gattung beträgt 26% der gesamten Protozoenfauna dieser Zone. *Peritricha* treten in der Bewüchsgemeinschaft auf Beton in geringeren Mengen auf als auf den Brettanten in Sopot, jedoch in grösseren, als auf den der Seerichtung zugewendeten und der Wellenwirkung ausgesetzten Brettoberflächen.

Allgemein kann gesagt werden, dass zwischen der Protozoengruppe in der Enteromorphazone auf Brettern in Sopot und der auf Beton in Gdynia weitgehende Unterschiede zu verzeichnen sind, was dahin deutet, dass die Veränderung eines Faktors eine Veränderung der gesamten Fauna beeinflussen kann und dass der Wellengang oder sein Ausbleiben in dieser Beziehung ebenfalls von massgebender Bedeutung ist. Obwohl in der Gegen von Gdynia irgendwelche Flussmündungen überhaupt nicht vorhanden sind, sind die Salzgehaltsschwankungen ziemlich hoch. Und so betragen sie beispielsweise im Jahre 1959 5,2 — 8,37%, waren also höher als in Sopot. Möglicherweise ist es die Wirkung der Wassereinströmung des Flusses Reda bei starken Westwinden. Dieser Umstand ist wahrscheinlich auch für die Halobiontität dieser Fauna nicht belanglos, denn der Prozentsatz der euryhalinen Halobionten ist bedeutend niedriger als in Sopot, der Prozentsatz der Hyphalmyrobionten dagegen bei weitem höher.

Protozoenfauna in der Enteromorphazone auf Beton in Gdynia

Lfd. Nr	Species	Bewegungen (%)	Cladophora	Enteromorpha	Halobiontität	
1	<i>Euglena Klebsii</i>	schwimm. 26			euryhaline Limnobien II Gr.	
2	<i>Astasia variabilis</i>					
3	<i>Enchelyodon sulcatus</i>				euryhaline Halobien	
4	<i>Hemiophrys inquieta</i>		Schwimmen zwischen den Algen			Hyphalmyrobien
5	<i>Loxophyllum pentagonum</i>					
6	<i>Loxophyllum helus</i>				holeuryhaline Limnobien	
7	<i>Nassula argentula</i>				Hyphalmyrobien	
8	<i>Dysteria monostyla</i>	laufend- gleitende	+++	+++	euryhaline Halobien	
9	<i>Trochilia sigmoides</i>		+++	+		
10	<i>Chilodonella helgolendica</i>		+++	+		
11	<i>Stentor mülleri</i>	sessile	++	•	holeuryhaline Limnobien	
12	<i>Stentor auricola</i>		++		euryhaline Halobien	
13	<i>Euplotes harpa</i>	laufende 26	+	++	Hyphalmyrobien	
14	<i>Euplotes cristatus</i>		+++			
15	<i>Uronychia transfuga</i>		++	+	euryhaline Halobien	
16	<i>Aspidisca pulcherrima</i>		+	+		
17	<i>Vorticella nebulifera</i>	sessile 48	+++		holeuryhaline Limnobien	
18	<i>Vorticella verrucosa</i>		++	++	euryhaline Halobien	
19	<i>Vorticella urceolus</i>		++		Hyphalmyrobien	
20	<i>Zoothamnium duplicatum</i>		++		euryhaline Halobien	
21	<i>Zoothamnium nutans</i>		++			
22	<i>Cothurnia ovalis</i>		++	+		
23	<i>Thuricola obconica</i>		++		Hyphalmyrobien	
24	<i>Thuricola elegans</i>		++			
25	<i>Acineta tuberosa</i>		++++	++	euryhaline Halobien	
26	<i>Acineta foetida</i>		++++	++	Hyphalmyrobien	
27	<i>Acineta pyriformis</i>	++++	++	euryhaline Halobien		
Species			20	11		

- + - einzeln
 ++ - wenig
 +++ - zahlreich
 ++++ - sehr zahlreich

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Genze Fauna	48	33,5	11	7,5

Protozoenfauna in Bewüchsen auf Steinen im Litoral. Von vier Stellungen, an denen Beobachtungen der Protozoenfauna in Bewüchsen auf Steinen durchgeführt worden sind, hatten drei, in Gdynia, Redłowo und an der Weichselmündung, sehr ähnliche physikalische Verhältnisse. Es handelt sich um Steine, gegen die die Brandungswelle schlägt und die bei niedrigem Wasserstand über den Wasserspiegel hinausragen können. Auf einem Stein in der Pucker Bucht, der in einer gewissen Entfernung von der Küste lag und niemals aus dem Wasser hinausragte, unterschied sich die Protozoenfauna in den Bewüchsen sehr wesentlich von der an den drei anderen Stellungen (Tabelle XV).

Die Bewüchse auf allen Steinen bestanden aus denselben Algen: *Cladophora rupestris*, *Cladophora fracta* und *Enteromorpha compressa*. Die *Cladophora* der auf einem Damm unweit der Wisła Śmiała-Mündung liegenden Steine hatte starken Diatomeenbewuchs, auf denen jedoch Protozoen gänzlich fehlten. Die *Cladophora* aus der Gegend von Gdynia hatte mittelmässigen Diatomeenbewuchs.

Die Protozoenfauna auf den Steinbewüchsen der Pucker Bucht war fast ausschliesslich aus zahlreichen auf den Thallus laufend-gleitenden Wimpertierchen zusammengesetzt. Auf den Thallus der *Cladophora* waren wenige *Vorticella sphaerica* vertreten, sonst aber fehlten jegliche sessile Formen. An den drei übrigen Stellen waren dagegen ziemlich zahlreiche sessile Formen zu finden und in allen drei Coenozen traten massenhaft vor allem *Suctorina* auf, was für die Eigenart der Coenozen massgebend ist.

Vorticellidae wurden in grösseren Mengen in einer Bewuchsgemeinschaft in Redłowo festgestellt, wo die Steinbewüchse von der Landseite entnommen worden waren. Eine gewisse Menge *Vorticellidae* bestand auch in einer Bewuchsgemeinschaft an der Weichselmündung, wo die Steine von einer Seite durch den Damm geschützt sind. Ausser *Suctorina* gab es in diesen drei Gemeinschaften ziemlich zahlreiche laufende Wimpertierchen, aber ausgenommen *Dysteria monostyla*, die in allen vier Gemeinschaften zahlreich und sogar massenhaft vertreten waren, sind diese Wimpertierchengruppen in jeder Gemeinschaft verschieden. Nur an der Weichselmündung ist in diesen Gemeinschaften auf der *Enteromorpha* eine gewisse Protozoengruppe zu finden, in anderen Gemeinschaften sind die Thallus dieser Alge entweder ganz rein oder sind dort nur einzelne Formen vertreten. In allen vier Gemeinschaften ist die Protozoenfauna überwiegend marin mit einer starken Beimischung von Hypalmyrobionten (ausgenommen davon ist die Gemeinschaft in Gdynia) und einer schwächeren von holeuryhalinen Limnobionten. Nur in der Gemeinschaft aus der Pucker Bucht gehört ein gewisser Prozentsatz

Protozoenfauna in Aufwuchsbeständen auf im Küstenwasser versenkten Steinen

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen (%)	Steine an der Küste in der Gdynia in der Nähe der Mole				Steine am Wellenbrecher in Redowo		Stein in der Pucker Bucht am Eingang des Dorfes Rewa		Steine am Damm von der Seerichtung an der Mündung der Wisła Smiała		Halobiontität	Saprobität
			Cladophora	Enteromorpha	Cladophora	Enteromorpha	Cladophora	Enteromorpha	Cladophora	Enteromorpha	Cladophora	Enteromorpha		
1	<i>Vacuolaria pyriformis</i>	schwimm. 4	-	-	-	-	-	-	+++	+++	-	Hyphalmyrobien	-	
2	<i>Lysteria monostyla</i>	lauf. gleit. 34,5	+++	-	++++	-	-	+++	-	++++	+++	euryhal. Halobien	-	
3	<i>Trochilia sigmoides</i>		-	+	++	-	-	++	-	-	-		-	-
4	<i>Sonderia cyclostoma</i>		+	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-
5	<i>Chilodonella helgolandica</i>		++++	-	-	-	-	+++	-	-	-		-	-
6	<i>Holosticha kessleri</i>		-	-	-	-	-	+++	-	-	-	-	-	
7	<i>Urostyla marina</i>		++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8	<i>Euplotes cristatus</i>		-	-	-	-	-	++	-	-	++	++	Hyphalmyrobien	-
9	<i>Euplotes trisulcatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	-	-
10	<i>Aspidisca steini</i>		++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	euryhal. Halobien	-
11	<i>Rhabdostyla arenaria</i>		-	-	+	+	-	-	-	+++	-	-	-	-
12	<i>Vorticella patellina</i>		-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	holeuryhal. Limnobien	beta-meso-saprob
13	<i>Vorticella nebulifera</i>		-	+	++	+	-	-	-	-	-	-	-	-
14	<i>Vorticella verrucosa</i>		-	-	++	-	-	-	-	-	-	++	euryhal. Halobien	-
15	<i>Vorticella striata</i>		-	-	+	-	-	-	-	-	-	++	euryhal. Limnobien II Gr.	fehlt in den Systemen
16	<i>Vorticella sphaerica</i>		-	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-
17	<i>Vorticella urceolus</i>		-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	Hyphalmyrobien	-
18	<i>Zoothamnium nutans</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	euryhal. Halobien	-	
19	<i>Zoothamnium hentscheli</i>	-	-	+++	-	-	-	-	+++	-	-	-	-	
20	<i>Zoothamnium duplicatum</i>	-	-	+++	-	-	-	-	-	-	-	Hyphalmyrobien	-	
21	<i>Cothurnia ovalis</i>	-	-	++	-	-	-	-	-	-	++	-	-	
22	<i>Acineta tuberosa</i>	++++	+	++++	-	-	-	++++	++	+	+	euryhal. Halobien	-	
23	<i>Acineta compressa</i>	+++	-	++	-	-	-	++++	++	+	+	-	-	
24	<i>Acineta pyriformis</i>	++++	-	+++	-	-	-	++++	+++	+	+	-	-	
25	<i>Acineta foetida</i>	+++	-	+++	-	-	-	++++	+++	+	+	Hyphalmyrobien	-	
26	<i>Corynophrys campanula</i>	-	-	-	-	-	-	+++	++	+	+	euryhal. Halobien	-	
Species			10	3	14	2	6	-	11	11				

+ einzeln

+++ zahlreich

++ wenig

++++ sehr zahlreich

Halobiontität der ganzen Fauna (%)

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhol. Limnobien	Euryhaline Limnobien II Gr.
Steine an der Küste in Gdynia	83	8,5	8	-
Steine am Wellenbrecher von Redowo	64	21,5	14,5	-
Stein in der Pucker Bucht	66	17	-	17
Steine am Damm von der Seerichtung an der Mündung der Wisła Smiała	71,5	28,5	-	-
Halobiontität	65,5	23	7,5	4

Süsswasser-Protozoen zu euryhalinen Limnobionten II St., was auf die Verringerung des Salzgehalts durch den Fluss Reda zurückzuführen ist.

Wenn die physikalisch-chemischen Verhältnisse des Biotopen dieser Gemeinschaften berücksichtigt werden, wie Wasserstandsveränderungen also auch zeitweise Bewuchsaustrocknung, Höchst und Minimaltemperatur infolge der Nähe der Wasseroberfläche, plötzliche Salzgehaltsveränderungen durch Niederschläge, starker Wellenschlag sowie die Bewüchse (*Enteromorpha* und *Cladophora*), so können die Gemeinschaften auf den beobachteten Steinen gleichfalls zur Enteromorphazone gerechnet werden. Diese Tatsache wird durch die Zusammensetzung der Protozoenfauna auf diesen Steinbewüchsen bestätigt.

Aus dem Gruppenbild der Protozoen, die einen Bestandteil dieser Coenozoen bilden, lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

1. Der allgemeine Charakter der Protozoenfauna der Enteromorphazone, in der sessile Urtierchen überwiegen und an die sich eine grössere oder kleinere laufend-gleitende Wimpertierchengruppe anschliesst, ist in keiner Beziehung exklusiv, da diese Faunazusammensetzung allen Gemeinschaften jedes Phytals eigenartig ist: 70% aller in der Enteromorphazone festgestellten Species wurden auch in anderen Pflanzengemeinschaften gefunden.

2. Eigenartig für die Protozoenfauna der Enteromorphazone ist das massenweise Auftreten der gegen Wellenschlag unempfindlichen *Suctorio*.

3. *Vorticellidae* meiden alle dem Wellenschlag ausgesetzten Siedlungsräume.

4. In der Enteromorphazone wurden 6 ausschliesslich in dieser Zone auftretenden Species festgestellt.

5. Das Bild der Protozoenfauna in der Enteromorphazone gibt eine Erläuterung der Frage, warum sich Protozoen am meisten auf *Ceramium* ansammeln. In der Enteromorphazone ist *Ceramium* nicht vorhanden da es tiefer liegende Siedlungsräume bewächst, wo der Wellenschlag schwächer ist oder überhaupt nicht besteht, und wo infolgedessen der Besiedlung durch *Vorticellidae*, die immer auf ihrem Thallus im schwimmenden Phytal überwiegen, kein Hindernis im Wege steht.

Zusammenfassend gelangen wir in der Beurteilung der Ergebnisse unserer Beobachtungen über die Protozoenfauna in Pflanzenbiotopen zu folgenden Schlussfolgerungen:

1. Die grundlegende Eigenart der Protozoenfauna der Pflanzenbiotopen bildet ihre Zusammensetzung aus drei Gruppen: a) sessile Species, die Coenobionten sind, b) laufendkriechende, die Coenophile sein können und c) schwimmende-Coenoxenen. Es überwiegen sessile Formen, die mehr als 50% aller Species ausmachen.

2. Die in Pflanzenbiotopen beobachtete Fauna charakterisiert hinsichtlich ihrer Specieszusammensetzung Zufälligkeit.

3. Das Übergewicht der frei beweglichen Formen ist möglicherweise auf das Vorhandensein in dem betreffenden Biotop diesen Formen entsprechender Nahrung zurückzuführen.

4. *Vorticellidae* besiedeln Räume, die keinem starken Wellenschlag ausgesetzt sind, dagegen sind *Suctorina* in dieser Beziehung unempfindlich.

5. Die Protozoenfauna auf Pflanzenbasis ist marine-bräckisch, Limnobionten sind nur in geringer Zahl anzutreffen.

6. Die gesamte Protozoenfauna des schwimmenden Phytals setzte sich aus 48 Species zusammen, wovon 34, also 73%, einen Bestandteil der Biocoenose von Pflanzengemeinschaften des Grundes und der Bewüchse bildeten.

7. Das „schwimmende Phytal“ in der Danziger Bucht ist kein Biotop. Es ist ein zeitweiser, meistens kurzfristiger und zufälliger Algenbestand, der durch die Wellenbewegung von den Gemeinschaften des Grundes und der Bewüchse losgelöst wurde. Ähnlicherweise bildet die Protozoenfauna auf diesem Siedlungsraum ein zufälliges Konglomerat.

Protozoenfauna in Gemeinschaften des sandigen Grundes

Eulitoral. Die Probenentnahme erfolgte aus einer sandigen Küstenzone mit 0,5—1 mm Sandkörnung (nach Pratje) auf Hela in der Nähe von Kuźnica von der offenen Seeseite, wo keine einzige Species festgestellt wurde und in Jelitkowo, wo einzelne Formen *Euglena chemichromata*, *Anizonema prosgeobium* und *Euplotes cristatus* gefunden wurden. Auch in der an der Küste in Górkki Wschodnie entnommenen Probe war keine Coenose festzustellen. Dieses Ergebnis entspricht den Beobachtungen Bocks, nach denen sich unmittelbar an der Küste eine grobkörnige Sandzone bildet, wo infolge der Spülwirkung der Wellen überhaupt kein Detritus vorhanden ist. Die Sandkörner sind dort übrigens in ständiger Bewegung. Beide diese Erscheinungen haben zur Folge, dass es in dieser Zone keine Wimpertierchen gibt und nur zufällig verirrte Einzelexemplare hier anzutreffen sind.

Darüber hinaus wurden drei aus dem Eulitoral in einer Tiefe von 60—70 cm und einem feinsandigen Milieu (0,25—01 mm) stammenden Gemeinschaften untersucht (Tabelle XVI). Das Milieu enthielt eine geringe Menge Detritus, wobei zu bemerken ist, dass die bei Redłowo entnommene Sandprobe mehr verunreinigt war als die von Orłowo. In

Protozoenfauna in der Biocoenose des sandigen Meeresgrundes im Eulitoral

Lfd. Nr.	Species	Bewegungen	Stationen				Halobiontität	Saprobität	
			Orłowo	Redłowo	Weichsel- nehrung	In der Kieler Bucht von Bock festgestellte			
1	<i>Euglena chemichromata</i>		+++				euryhal. Limnobien II Gr.		
2	<i>Anisonema prosoebium</i>		+++				Hyphalmyrobien		
3	<i>Amoeba gorgonia</i>			++			euryhal. Limnobien II Gr.	unbekannt	
4	<i>Amoeba spumosa</i>		++		++				
5	<i>Amoeba pulchra</i>		++				Hyphalmyrobien		
6	<i>Arcella vulgaris</i>			++	++		euryhal. Limnobien II Gr.	alpha-beta- meso-saprob beta-meso- saprob	
7	<i>Cochliopodium bilimbosum</i>	kriech.		+++					
8	<i>Cochliopodium radiosum</i>			++			Hyphalmyrobien	unbekannt	
9	<i>Diffugia acuminata</i>				++			oligo-saprob	
10	<i>Diffugia constricta</i>				+++		euryhal. Limnobien II Gr.	unbekannt	
11	<i>Diffugia pyriformis</i>				+++			beta-meso- oligo-saprob	
12	<i>Diffugia hydrostatica</i>				++			oligo-saprob	
13	<i>Cyphoderia ampullae</i>			++	++		euryhal. Limnobien III Gr.		
14	<i>Enchelyodon elongatus</i>		+++						
15	<i>Trachelocerca phoenicopterus</i>	sich schlän- gelnde	+++	+++		+			
16	<i>Trachelocerca entzi</i>		++	+++		+	euryhal. Halobien		
17	<i>Trachelocerca fusca</i>			++					
18	<i>Trachelocerca phoen. var. margaritata</i>		++	++++		+			
19	<i>Hemiophrys inquieta</i>	gleit.	++				euryhal. Limnobien II Gr.		
20	<i>Chilodonella helgolandica</i>		++						
21	<i>Condylostomum patulum</i>	sich schlän- gelnde	++	+++		+		unbekannt	
22	<i>Condylostomum magnum</i>			++					
23	<i>Holosticha kessleri</i>			++			euryhal. Halobien		
24	<i>Opisthotricha halophila</i>	gleit.	++	++					
25	<i>Trachelostyla pediculiformis</i>		++++	++		+			
26	<i>Euplotes trisulcatus</i>		++	+++					
27	<i>Euplotes cristatus</i>		++	++	++	++	Hyphalmyrobien		
28	<i>Uronychia transfuga</i>	laufende	+++	++		+			
29	<i>Diophrys scutum</i>			++	++	++	+	euryhal. Halobien	
30	<i>Aspidisca steini</i>			+++	+++				
31	<i>Vorticella nebulifera</i>	sessile		+			holeyhal. Limno- bien	beta-meso- saprob	
32	<i>Acineta tuberosa</i>				+		euryhal. Halobien	unbekannt	
Species			18	21	9	8			

+ einzeln
++ wenig

+++ zahlreich
++++ sehr zahlreich

Prozentsatz

Stationen	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Euryhaline Limnobien II Gr.	Holeyhaline Limnobien
Orłowo	66,5	17	16,5	-
Redłowo	66,5	9,5	19	5
Weichselnehrung	11	11	78	-
Kieler Bucht von Bock festgestellte	42	-	-	-

der Gegend der Weichselmündung auf der Höhe von Kały Rybackie war das Milieu katarobisch.

Zahlenmässig kann die Population folgendermassen dargestellt werden: Redłowo > Orłowo > Weichselmündung.

Die Protozoenfauna aus Redłowo ist der aus Orłowo sehr ähnlich. Beide setzen sich aus folgenden 4 Gruppen zusammen: kriechende (Flagellaten und Rhizopoden), schlängelnde, gleitende und laufende Wimpertierchen. In Redłowo wurde lediglich eine *Vorticella* und eine *Acineta* angetroffen. Beide sassen auf Sandkörnern, obwohl den Behauptungen Bock's (1953) zufolge auf sandigem Grund diese Formen nicht anzutreffen seien. Es handelt sich hier sicherlich um Coenoxenen dieser Coenozoe. Die Protozoen dieser beiden Gemeinschaften haben eine fast identische halobiontische Eigenart, denn prozentmässig ist der Gehalt euryhaliner Halobionten derselbe. Unwesentliche Mengenunterschiede bestehen in den Hyphalmyrobionten und Limnobionten.

Eine abweichende Eigenart besitzt die Protozoenfauna der dritten Gemeinschaft an der Weichselmündung. Hinsichtlich der Zahl der Species und ihrer Formen ist sie sehr arm. Fast ausschliesslich finden wir dort limnische Rhizopoden, so dass die gesamte Fauna ein grösstenteils limnisches Gepräge aufweist. Dies ist insofern begreiflich, da diese ganze Küstenzone durch das Süswasser der Weichsel beeinflusst wird und der Salzgehalt dieses Biotopen 5,5‰ nicht übersteigt, während er in den Milieu's der ersten beiden Tiergemeinschaften zeitweise über 8‰ liegt. *Diffugia*, die sich hier an der Küste akklimatisiert haben, treten massenhaft im Weichselhaff auf, von wo sie wahrscheinlich in die Ostsee eingedrungen sind (Biernecka 1954).

Ein Vergleich der Protozoenfauna dieser drei Gemeinschaften mit der Fauna der von Bock (1952) angeführten Gemeinschaften führt zur Feststellung wesentlicher Unterschiede. Die von Bock angegebene Wimpertierchenfauna ist reicher und verschiedenartiger, da ihre Biotopen der Schilderung nach mehr verunreinigt sind als die in der Danziger Bucht untersuchten es waren. Ausserdem sind derartige Beobachtungsstellen wie Schilksee, Eckernförde und Schlei b/Kappeln vor den Wellen geschützt. Alles dies sichert den Protozoen gute Entwicklungsmöglichkeiten. Alle drei Beobachtungsposten in der Danziger Bucht sind dagegen der Wellenwirkung ausgesetzt. Auch besteht ein Unterschied in der Eigenart der Fauna. Die in der Danziger Bucht geprüfte Fauna scheint mit ihrem Siedlungsraum mehr verbunden zu sein als es für die von Bock angegebene Fauna der Fall war. Diese enthält vielleicht einen zu hohen Prozentsatz ausgesprochen planktonischer Wimpertierchen, die mit dem sandigen Grund nichts gemeinsam haben und

mehr an das an diesen Stellen verunreinigte Wasser gebunden sind, wie *Plagiocampa incisa*, *Uronema marinum*, *Mesodinium pulex*, *Pleuronema coronatum*, *Cyclidium*, *Cristigera* u.a. Etwas anders ist auch die von mir angewandte Bestimmung der Bewegungen der Protozoen und zwar infolge der Zuzählung der Flagellata und Rhizopoda, deren Bewegungen ich als kriechende bezeichnet habe. Dagegen habe ich diese Bezeichnung nicht für die Wimpertierchen angewandt, wie es B o c k (1953) getan hat. In den Gemeinschaften der Danziger Bucht sind 8 Species festgestellt worden, die in dem von B o c k (1952) aufgestellten Verzeichnis angeführt sind.

S u b l i t o r a l. Die Gemeinschaften des sandigen Grundes im Sublitoral wurden an zwei Stellen Beobachtungen unterzogen: in einer kleinen Bucht am Seefischereinstitut in Gdynia in einer Tiefe von 6—7 m und in einer Entfernung von 100 m von der Küste, sowie in der Pucker Bucht in einer Tiefe von 3,5—4 m und in einer Entfernung von 150 m von der Küste in der Gegend des Dorfes Rewa. Die physikalisch-chemischen Verhältnisse waren an beiden Stellen etwas unterschiedlich (Diagramm 1 und 4). Bekanntlich ist des Wasser der Pucker Bucht mehr versüsst als es in der Gegend von Gdynia der Fall ist.

Der sandige Grund in der Gegend von Gdynia ist durch eine dunkelgraue, sumpfig riechende Schlammschicht bedeckt. Dieser Schlamm setzt sich grösstenteils aus Pflanzenresten zusammen, doch mangelt es hier nicht an Tierresten, vor allem planktonischen Crustaceen. Auch ist hier viel Detritus vorhanden. Der Schlamm ist reich an lebenden Diatomeen wie *Stauroneis*, *Navicula*, *Cymbella* u.a., die im Schlamm eine rege Bewegungstätigkeit aufweisen, sowie lebende *Oscillatoria*. Der Sand ist feinkörnig, 0,25—0,1 mm. ϕ . Die Protozoenfauna ist hier verschiedenartig, denn sie setzt sich aus 22 Species zusammen, jedoch die Menge der Formen, aus denen die einzelnen Species bestehen, ist nur mittelmässig. Massenhaft treten hier lediglich *Trachelostyla pediculiformis* auf. Diese Fauna setzt sich aus allen den Protozoen zusammen (Tabelle XVII), die vom Standpunkt der Bewegungsweise klassifiziert worden sind. Ähnlich wie die Fauna des Eulitorals ist die Protozoenfauna dieser Coenose eng an ihren Siedlungsraum gebunden, da sie aus kriechenden und auf den Cirren laufenden Protozoen zusammengesetzt ist. Drei in diesem Gebiet vorübergehend Nahrung suchende planktonische Formen sind eher an die Eigenart des Schlammes gebunden, dessen Diatomeen und Grünalgen ihnen als Nahrung dienen. Sie können zu den Coenoxenen gezählt werden. Vom Standpunkt der Halobiontität ist diese Fauna gemischt, mit überwiegend marinen und fast gänzlich fehlenden euryhalinen Limnobionten.

Tabelle XVII

Protozoenfauna in der Biocoenose des sandigen Meeresgrundes im Sublitoral

Lfd. - Nr.	Species	Bewegungen	Gemeinschaft in der Gegend v. Gdynia	Gemeinschaft in der Pucker Bucht	In der Kieler Bucht von der Boek festgestellte	Halobiontität	Saprobität
1	<i>Euglena Klebsii</i>	kriech.	++			euryhal. Limnobien II Gr.	in verunreinigten Gewässern
2	<i>Dinema litorale</i>		++			Hyphalmyrobien	unbekannt
3	<i>Anisonema prosoebium</i>		+++	+++			
4	<i>Arcella vulgaris</i>		++			euryhal. Limnobien II Gr.	alpha-beta-mesosaprob
5	<i>Cochliopodium bilimbosum</i>		++			euryhal. Limnobien III Gr.	unbekannt
6	<i>Cyphoderia ampulla</i>		+++	+++			
7	<i>Holophrya collaris</i>	schwimm.	++		euryhal. Limnobien II Gr.	poli-meso-saprob	
8	<i>Trachelocerca phoenicopterus</i>	sich schlängelnde	+++		+	euryhal. Halobien	unbekannt
9	<i>Trachelocerca entzi</i>		++	++	+		
10	<i>Trachelocerca phoen. var. margaritata</i>		++	+++			
11	<i>Hemiophrys iniqueta</i>	schwimm.	++			Hyphalmyrobien	
12	<i>Nassula argentula</i>		++				
13	<i>Dysteria monostyla</i>	laufende	+++			euryhal. Halobien	
14	<i>Trochilia sigmoidea</i>		++				
15	<i>Spirostomum teres</i>	sich schlängelnde	+++			holeuryhal. Limnobien	beta-meso-saprob
16	<i>Condylostomum patulum</i>		+++		+	euryhal. Halobien	unbekannt
17	<i>Condylostomum magnum</i>		++	++			
18	<i>Climacostomum virens</i>				+++	euryhal. Limnobien III Gr.	beta-meso-saprob
19	<i>Holosticha alveolata</i>	gleit.	++			Hyphalmyrobien	
20	<i>Urostrongylum lentum</i>		+++				
21	<i>Trachelostyla pediculiformis</i>		+++		+		
22	<i>Euplotes trisulcatus</i>	laufende		++	+	euryhal. Halobien	unbekannt
23	<i>Diophrys scutum</i>		++		+		
24	<i>Uronychia transfuga</i>			++	+		
25	<i>Aspidisca steini</i>			++			
26	<i>Aspidisca pulcherrima</i>		++				
Species			22	9	7		

+ einzeln

++ wenig

+++ zahlreich

++++ sehr zahlreich

Prozentsatz

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Euryhaline Limnobien	Holeuryhaline
Gemeinschaft in der Gegend v. Gdynia	50	22	22,5	5
Gemeinschaft in der Pucker Bucht	66	11	22,5	-

Die Gemeinschaft aus dem Sublitoral der Pucker Bucht hatte ein vom Standpunkt der Sandbeschaffenheit ähnliches, nämlich feinkörniges mit dem Sandkorndurchschnitt von 0,25—0,1 mm Milieu, doch war es hinsichtlich seiner Verschlammung anders. Schlamm war hier wenig vorhanden, er war grau gefärbt, geruchlos und enthielt sowohl Pflanzen- wie auch Tierreste und kleine Mengen Detritus. Die Protozoenfauna dieser Gemeinschaft bestand aus einer nicht grossen Zahl von Species und ihrer Formen. Auf 9 Species waren 4 solche, die in der Protozoenfauna der entsprechenden Gemeinschaft aus Gdynia nicht vertreten waren.

Die Protozoenfauna dieser Coenose besass Vertreter aller hier bereits angeführten Gruppen mit Ausnahme der schwimmenden und hatte auch vom Standpunkt der Halobiontität ein gemischtes Gepräge.

Wenn wir uns die Frage stellen, welche Umstände die Unterschiedlichkeit der Protozoenfauna der ersten und zweiten Coenose verursacht haben, so scheint nur eine Lösung gerechtfertigt zu sein, nämlich die geringere Verunreinigung des Milieu, somit also auch geringere Mengen Nahrungsstoffe sowohl im Siedlungsraum selbst wie auch in der Grundschicht des Wassers. Bock (1953) legt das grösste Gewicht auf die Wasserbewegung, durch die am Grunde ein Sandgeschiebe verursacht wird. Salzgehalt und Wassertemperatur spielen seiner Ansicht nach eine kleinere Rolle, was bestimmt richtig ist, da Wimpertierchen gegenüber diesen Faktoren eine erhebliche Toleranz aufweisen (Noland 1925). Bocks Ansichten über die Rolle der Wasserbewegung sind zweifellos zutreffend, jedoch nur insofern, dass durch die Wasserbewegung Nährsubstanzen ausgewaschen werden, was den Beobachtungsergebnissen über Gemeinschaften in der Danziger Bucht entspricht. Dies beweist die Abhängigkeit der Protozoenfauna von den in dem betreffenden Milieu vorhandenen Nährstoffvorräten.

In der Fauna dieser beiden Beobachtungsstellen im Sublitoral wurden 14 Species festgestellt (unterstrichene laufende Nummern in Tabelle XVII), die einen Bestandteil der Gemeinschaften im Eulitoral bildeten (Tabelle XVI). Sieben davon befinden sich in der Arbeit Bock im Wimpertierchenverzeichnis des Sublitorals. Die Unterschiede zwischen der Fauna des Sublitorals und des Eulitorals in der Kieler Bucht sind grösser (nur 28% gemeinsamer Species) als der in der Danziger Bucht beobachteten Fauna (54% gemeinsamer Species). Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass in der Kieler Bucht bedeutend mehr Gemeinschaften untersucht worden sind und zwar 10 Sublitoralstellungen (im Winter und im Sommer) und 5 Eulitoralstellungen. In der Danziger Bucht wurden nur 3 Eulitoral- und 2 Sublitoralstellungen untersucht. Die Protozoengruppen dieser Biotopen haben im übrigen ein ausgespro-

chen verschiedenes Gepräge, wovon hier bereits die Rede war. Scheinbar dürfte zwischen den Gemeinschaften des Eulitorals und Sublitorals kein grösser Unterschied auftreten (ausgenommen die Gemeinschaft an der Weichselmündung), wenn grundsätzlich der Siedlungsraum derselbe und die Sandbeschaffenheit die gleiche ist.

Aus der Zusammenstellung der Fauna der Kieler Bucht und der Danziger Bucht ergibt sich, dass sowohl hier wie auch dort Coenobionten vorhanden sind, die in allen Gemeinschaften des sandigen Grundes im Eulitoral auftreten und zwar: *Trachelocerca phoenicopterus*, *T. entzi*, *T. margaritata*, *Condyllostomum patulum*, *Trachelostyla pediculiformis*, *Euplotes cristatus*, *Uronychia transfuga* und *Diophrys scutum*. Fast dieselben Species können auch Coenobionten des sandigen Grundes im Sublitoral sein. Die übrigen Species können in zwei Gruppen geteilt werden:

1) Coenobionten des sandigen Grundes ausschliesslich in der Kieler Bucht bzw. ausschliesslich in der Danziger Bucht;

2) Verschiedenes, von den lokalen und in diesen beiden Bereichen der Ostsee sehr unterschiedlichen Faktoren, wie Salzgehalt, Verunreinigungsgrad, geographische Lage, Meeresgrundgestaltung u.s.w. abhängiges Element.

Es ist zu bemerken, dass die Zusammensetzung der Fauna des sandigen Grundes im Sublitoral 7 Limnobionten enthält, von denen 6 bekannte Saprobien sind und nur eine Species fehlt in den saprobischen Systemen.

Protozoenfauna in Gemeinschaften der Strandtümpel

Untersucht wurden 3 Strandtümpel, die in meine Beobachtungen mit einbegriffen waren (Tabelle XVIII). Einer von ihnen, von dem ich in den Jahren 1949—1951 und 1958—1960 das Untersuchungsmaterial entnahm, befindet sich unweit der Wellenbrecher der Mole in Gdynia am Seefischereiinstitut. Dieser Tümpel, der durch das über die niedrigen Wellenbrecher überlaufende Wasser gebildet wird, besteht ständig. Die Länge des Tümpels beträgt von 4 bis einigen zehn Metern, seine Breite ungefähr 1 m. Der Grund des Tümpels setzt sich aus grobkörnigem Sand (1—0,5 mm) zusammen, der mit einer dünnen Schicht feinkörnigen Sandes (0,25—0,1 mm) und Detritus bedeckt ist. Dieser kommt einmal in grösseren, ein anderesmal in kleineren Mengen vor, was für die quantitative Zusammensetzung der Tiergemeinschaft von grossem Einfluss ist und diese je nach den Umständen sehr reich oder sehr arm ist. Der Tümpel ist gewöhnlich durch verschiedene Abfälle verunreinigt,

da in dieser Gegend ein grosser Touristen und Spaziergängerverkehr herrscht. Die Wassertemperatur schwankt von 4°C im Frühling und Spätherbst bis 24°C im Sommer, der Salzgehalt von 3‰ bis 8,5‰.

Der zweite Tümpel besteht niemals längere Zeit und bildet sich am Strand links von der Potokmündung in Jelitkowo. Seine Grösse ist veränderlich: die Länge beträgt 3 bis 6—7 m, die Breite 1—2 m. Der Grund ist fast derselbe wie in Gdynia und in demselben Masse verunreinigt. Auch die Temperatur- und Salzgehaltsschwankungen sind dieselben.

Der dritte Tümpel befindet sich auf einer sandigen Stelle zwischen einem Wellenbrecher und der Insel Westerplatte. Er ist mehr verschlammte und eine dickere Detritusschicht bedeckt hier den feinkörnigen Sand, was wahrscheinlich durch die Nähe der Weichsel verursacht ist. Die Nähe dieses Flusses hat auch zur Folge, dass der Salzgehalt 5‰ nicht übersteigt. Seine untere Grenze liegt auch niedriger und beträgt 2,3‰. Der Tümpel besteht ständig und ist bis 0,5 m tief.

Die Fauna dieser drei Tümpel analysierend wollen wir zuerst die Protozoen hinsichtlich ihrer Bewegungsweise in Betracht ziehen.

Von insgesamt 55 Species dieser Gemeinschaften sind:

19 — schwimmende	7 — laufende
10 — kriechende	6 — schlängelnde
10 — am Grunde gleitende	3 — sessile.

Da die Wasserschicht über dem Grund bis 50 cm beträgt und wir den ganzen Tümpel als Biotop betrachten, zählen wir zu dieser Coenose die schwimmende Gruppe zu, die nicht an den Grund gebunden ist. Sie beträgt 34,5‰ alle übrigen 65,5‰ sind mehr oder weniger an den Grund gebundene Protozoen. Die Tatsache, dass 60‰ der letztgenannten Protozoengruppe in der Gemeinschaft des sandigen Grundes festgestellte Species sind, beweist, dass diese Biotopen verwandt sind und dass sie eigentlich eine Verbindung der Gemeinschaft des Grundes mit der diffusen Gemeinschaft verunreinigter Gewässer bilden, also so wie Bock (1952) seine Gemeinschaft des sandigen Grundes dargestellt hat. Deshalb hat die Protozoenfauna des sandigen Grundes der Danziger Bucht mit der Kieler Bucht gemeinsame Vertreter nur von 7—8 Species, dagegen hat die Fauna der Strandtümpel der Danziger Bucht mit der Gemeinschaft des sandigen Grundes der Kieler Bucht sogar 14 gemeinsame Vertreter. Aus einem Vergleich der betreffenden Fauna mit der Eulitoralfauna ist ersichtlich, dass sie 14, dagegen mit der Sublitoralfauna 16 gemeinsame Species haben. Freilich hat dieser Biotop seine eigenen Merkmale, wie schnelle Erwärmung und Erkühlung der Wasserschicht, schnelle Salzgehaltsveränderungen infolge starker Verdunstung oder Nie-

Protozoenfauna in Strandlackerntiergemeinschaften

Lfd. - Nr	Species	Bewegungen	Gdynia	Jelitkowo	Westerplatte	Festgest. steht in		Halobiontität	Saprobität
						eulitoral	sublitoral		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	<i>Euglena Klebsii</i>		+++				+	euryhal. Limnobien II Gr.	unbekannt; in verunreinigten Gewässern
2	<i>Euglena chemichromata</i>			+++	+++	+			
3	<i>Dinema litorale</i>	kriech.	++++	++++			+	Hyphalmyrobien	
4	<i>Petalomonas tricarinatus</i>				+++			euryhal. Limnobien II Gr.	
5	<i>Anisonema prosgeobium</i>		+++	+++		+	+	Hyphalmyrobien	unbekannt.
6	<i>Nuclearia simplex</i>	schwimm.	++++	++++	+++			euryhal. Limnobien II Gr.	
7	<i>Amoeba spumosa</i>		+++		++	+			
8	<i>Amoeba fluida</i>	kriech.		++++				holeuryhal. Limnobien	
9	<i>Vahlkamphia limex</i>			++++				euryhal. Limnobien II Gr.	poli-mezo-saprob
10	<i>Lieberkühnia wagneri</i>	schwimm.			+++			uryhal. Limnobien III Gr.	
11	<i>Cyphoderia ampulla</i>	kriech.	+++			+	+		
12	<i>Pompholyxophrys punicea</i>	schwimm.	++	++				euryhal. Limnobien II Gr.	unbekannt
13	<i>Homalozoon vermiculare</i>	kriech.		++					
14	<i>Mesodinium pulex</i>		+++	++++				euryhal. Halobien	
15	<i>Holophrya collaris</i>			++				euryhal. Limnobien II Gr.	poli-meso-saprob
16	<i>Prorodon ovum</i>		++	++					oligo u. beta mesosaprob
17	<i>Prorodon teres</i>	schwimm.	+++	+++	+++			holeuryhal. Limnobien	alpha-meso-saprob
18	<i>Chaenea teres</i>			+++					
19	<i>Enchelyodon elongatus</i>				++	+			
20	<i>Trachelocerca phoenicopterus</i>		+++		+++	+	+		
21	<i>Trachelocerca entzi</i>	sich schlängelnde		++		+	+	euryhal. Halobien	
22	<i>Trachelocerca margaritata</i>			+++		+	+		
23	<i>Hemiophrys marina</i>		++						unbekannt
24	<i>Hemiophrys inquieta</i>	gleit.	++		+++		+	Hyphalmyrobien	
25	<i>Histiobalantium netans</i>	schwimm.			+++			euryhal. Limnobien II Gr.	
26	<i>Loxophyllum verrucosum</i>	gleit.	++					euryhal. Halobien	
27	<i>Chilodontopsis elongata</i>		++		++				
28	<i>Chilodontopsis ovalis</i>	schwimm.	++					Hyphalmyrobien	
29	<i>Chilodonella cucullulus</i>			++	++			holeuryhal. Limnobien	alpha-meso-saprob
30	<i>Chilodonella calkinsi</i>	gleit.	+++	+++				euryhal. Halobien	unbekannt
31	<i>Parameecium calkinsi</i>		++					euryhal. Limnobien	meso-saprob
32	<i>Uronema marinum</i>	schwimm.		+++				holeuryhal. Limnobien	
33	<i>Pleuronema coronatum</i>		++	+++	+++			holeuryh. Limnobien	beta-meso-saprob
34	<i>Spirostomum teres</i>	sich schlängelnde	+++	+++			+		
35	<i>Condylostomum magnum</i>			+++	+++	+	+	euryhal. Halobien	unbekannt

Tabelle XVIII (Beendigung)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
36	<i>Climacostomum virens</i>	gleit.	++		+++		+	euryhal.Limnobien III Gr.	beta-meso-saprob	
37	<i>Stentor roeseli</i>	sessile			++				alfa-meso-saprob	
38	<i>Stentor multiformis</i>			++				euryhal.Halobien	unbekannt	
39	<i>Stentor coeruleus</i>		++	++				euryhal.Limnobien II Gr.	alfa-meso-saprob	
40	<i>Halteria grandinella</i> v.chl.	schwimm.	+++	++++				Hyphalmyrobien	unbekannt	
41	<i>Strombidium elegans</i>		++							
42	<i>Strombidium styliferum</i>		+++		++++			euryhal.Halobien		
43	<i>Oxytriche marina</i>		gleit.		+++					
44	<i>Uroleptus zignis</i>		schwimm. u.gleit.			+++				
45	<i>Holosticha alveolata</i>		gleit.	++		++		+		Hyphalmyrobien
46	<i>Holosticha kessleri</i>					+++		+		euryhal.Halobien
47	<i>Paruroleptus piscis</i>		schwimm.			+++				euryhal.Limnobien II Gr.
48	<i>Stylonychia mytilus</i>	gleit.		+++				alfa-meso-saprob		
49	<i>Euplotes trisulcatus</i>		++	++	++	+	+	euryhal.Halobien	unbekannt	
50	<i>Euplotes oristatus</i>		++	+++			+			
51	<i>Diophrys scutum</i>		+++	+++			+			+
52	<i>Diophrys appendiculata</i>		++		+++					
53	<i>Uronychia transfuga</i>		++	+++	++					+
54	<i>Aspidisca pulcherrima</i>				++	++				+
55	<i>Aspidisca steini</i>		++							+
Species			32	31	25	14	16			

+ einzeln
 ++ wenig
 +++ zahlreich
 ++++ sehr zahlreich

Prozentsatz

	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien
Gdynia	44	19	12	25
Jelitkowo	40	10	26	24
Westerplatte	44	8	12	36

derschläge sowie einen meistens hohen Eutrophisationsgrad, wovon die zahlreichen Formen der einzelnen Species zeugen. Bekanntlich ist die Zahl der Species desto höher, je veränderlicher die Verhältnisse des Biotopen sind. Die Beobachtungen der Strandtümpel der Danziger Bucht bestätigen diese biocoenotische Regel, denn es ist die reichste von allen bisher in der Danziger Bucht untersuchten Gemeinschaften.

Vom Standpunkt der Halobiontität machen — wie gewöhnlich — den höchsten Prozentsatz euryhaline Halobionten aus, aber er ist noch nicht so hoch wie in anderen Biotopen, denn sie übersteigen hier kaum 40%. An zweiter Stelle stehen euryhaline Limnobionten, die in Gdynia und Jelitkowo an Zahl gleich und auf der Westerplatte, wo der Biotop durch die Weichsel beeinflusst wird, besonders zahlreich sind. Ein Biotop, wie ihn die Tümpel darstellen, passt scheinbar den Hyphalmyrobien nicht, da sie prozentmässig seltener sind als die Limnobionten. Wahrscheinlich haben wir es hier mit einem nachteilig wirkenden Faktor zu tun (Pejusfaktor). Die Mengen der Protozoenarten in den einzelnen Tümpeln unterscheiden sich wenig voneinander, aber ihre Zusammenstellung ist sehr verschiedenartig. Die Tümpel von Gdynia und Jelitkowo haben 16 Species gemeinsam, dagegen hat die Fauna auf der Westerplatte ein abweichendes Bild. Mit der Fauna von Jelitkowo hat sie nur 8 Species gemeinsam, mit der von Gdynia 12. Nur 4 Species sind allen drei Biotopen gemeinsam. Von der gesamten Species — Zusammenstellung dieser 3 Biotopen (55 Species) bilden nahezu die Hälfte (26) Limnobionten, 14 davon sind in den revidierten Saprobiensystemen zu finden.

Protozoenfauna in Gemeinschaften von Flussmündungen — Aestuarien

Bei der Untersuchung der Protozoenfauna in Flussmündungen ging ich von dem Gesichtspunkt aus, dass die Durchschnittsverhältnisse in der Flussmündungszone, mit ihren je nach der Windrichtung häufigen Salzgehalts- und Temperaturschwankungen, am besten die an den Bewuchs dieser Zone gebundene Protozoenfauna kennzeichnet.

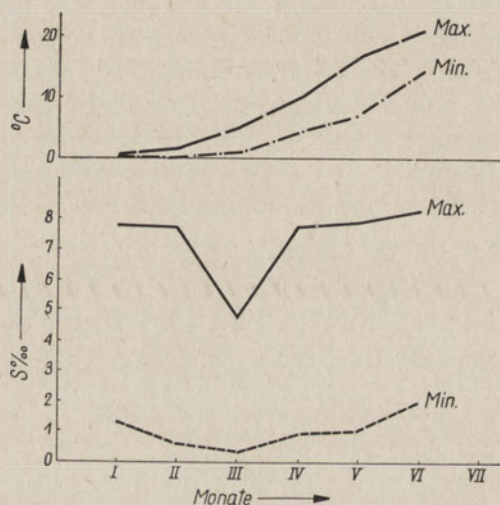
Jede planktonische Gemeinschaft fließender Gewässer ist eine zeitweise Gemeinschaft, die in kurzer Zeit ihr Gepräge vollkommen ändern kann. Dies gilt insbesondere für den Fall periodischer Abwasserabführungen, durch die in derselben Zeit in den einzelnen Flussabschnitten weitgehende Unterschiede hervorgerufen werden. Dagegen sind Bewuchs-Gemeinschaften und die in ihnen enthaltene Protozoenfauna ein vollständiger Exponent der in dieser Zone herrschenden veränderlichen Verhältnisse. Caspers (1958) deutet in seiner Arbeit an Bewuchs-

-Gemeinschaften seien für die Beurteilung der in Aestuarien herrschenden Durchschnittsverhältnisse massgebend.

Die Untersuchungen habe ich in den Mündungen der Flüsse Łeba, Potok und Wisła Śmiała geführt.

Die Łebamündung ist umbaut und bildet einen 25 m breiten und 2—4 m tiefen Kanal. Die Uferbefestigung ist an beiden Seiten des Flusses verlängert und ragt in Gestalt von Molen teilweise in das Meer hinein. Zwischen den Molepfählen dieses scheinbaren Kanals kann das Flusswasser seitwärts durchfliessen und auch das Seewasser kann ohne Hindernisse in die unmittelbar vor der Łebamündung liegende Zone, bei stärkerem Wind sogar in die Mündung selbst eindringen.

Angaben über die physikalisch-chemischen Verhältnisse kann ich leider nur für 6 Monate des Jahres 1960 anführen. Wie aus Diagramm 6 zu ersehen ist, sind die Salzgehaltsschwankungen in der Łebamündung



Diagr. 6 — Physikalisch-chemische Verhältnisse in der Łebamündung im. J. 1960.

in den einzelnen Monaten sehr hoch und erreichen bisweilen 7‰. Die Temperaturschwankungen sind demgegenüber bedeutend kleiner, wenn sie auch manchmal 10°C. erreichen.

Die von den Pfählen an der inneren Kanalseite unmittelbar an der Mündung abgeschabten Bewüchse bestanden aus *Cladophora*, *Mastogloia pumila* und *Cordylophora caspia*. In dem Fall, in dem keine Seewassereinströmung erfolgt war, waren in der entnommenen Wasserprobe zusammen mit Bewüchsen immer sehr viele Bakterien und sehr kleine *Flagellata* vorhanden, von denen es in der Probe direkt wimmelte. Zahlreiche Mikrophagen, deren Nahrung diese *Flagellata*

bilden, beweist, dass es ihnen niemals an Nahrung mangelt und dass also der Lebafluss stark verunreinigte Gewässer einströmt. Unter dieser Fauna sessiler und sich hier stark vermehrender Protozoen erhalten das biologische Gleichgewicht ebenfalls massenhaft auftretende Raubtierchen wie *Lionotus duplostriatus* und *L. cygnus* sowie *Cordylophora caspia*, die sich vor allem mit hier sessilen Protozoen nährt, worauf viele an die Fühler der *Cordylophora* angeklebten Wimpertierchen deuten. Die übrigen Protozoen sind vielmehr als Coenoxenen zu betrachten, die sich hier zufällig eingefunden haben (Tabelle XIX).

Vergleichsweise wurden auch Bewüchse untersucht, die sich an den Molepfählen von der Seeseite befanden. Es waren *Cladophora fracta* und *Ectocarpus*. Der Cladophorabewuchs befand sich nahe am Wasserspiegel, der *Ectocarpus* in einer Tiefe von 1,5 m. Sessile Protozoen waren überhaupt nicht vorhanden, dagegen waren stellenweise einzelne Formen *Dysteria monostyla* und *Euplotes cristatus* anzutreffen. Diese Pfahloberfläche war von Osten starker Wellenwirkung ausgesetzt. Erinnern wir uns, dass auch auf den Versuchsbrettern in Sopot *Vorticellidae* massenhaft die dem Pfahl zugewendeten Oberflächen besiedelten, so erhalten wir noch eine Bestätigung unserer Vermutung, dass *Vorticellidae* die der Wellenwirkung ausgesetzten Siedlungsräume meiden. Noch einen merkwürdigen Umstand möchte ich hervorheben, nämlich das gänzliche Fehlen von *Suctorina*, obwohl es ihnen hier an Nährstoffen nicht mangeln würde.

Ein anderes Bild bietet die Potokmündung in Jelitkowo. Dieser kleine Fluss ist seicht und an der Mündung 3—3,5 m breit und ca 1 m tief. An der Stelle, wo er den Strand durchfließt, hat er eine Eindämmung, die so hoch ist, dass sie den Fluss vor den Winden schützt. Unmittelbar vor der Mündung ins Meer biegt er etwas nach rechts in Richtung Gdańsk ab und erst dann mündet er ins Meer, da sich unmittelbar vor der Mündung eine Sandbank gebildet hat, der sg. Mündungskegel, der das Flussbett vom Meere trennt. Auf diese Weise hat das Meerwasser keinen leichten Zugang zu dem Fluss und nur bei sehr hohem Wellengang können grössere Wassermengen in den Fluss eindringen. Deshalb schwankt der Salzgehalt des Flusses in dem Strandabschnitt von 1,3—2,7‰ und die Temperatur des Flusswassers ist immer höher als die des Meeres. Der Grund des Flusses ist sandig und stellenweise mit Detritus bedeckt, ausserdem sind zwischen den Sandkörnern zahlreiche Benthos-Diatomeen und *Oscillatoria* anzutreffen. Ausser den Protozoen gibt es hier eine reiche Tierwelt voll von *Rotatoria*, *Oligochaeta*, *Nematodes*, *Macrobiotus*, *Copepoda*, *Phyllopora* und *Hydra grisea*.

Bei der Untersuchung der Protozoenfauna in diesem Biotop wurden Bewüchse von den in den Flussgrund eingerammten Pfählen entnom-

men. Bemerkenswert ist, dass manche Aufwüchse sich unmittelbar am Grund befanden, was die Anwesenheit von für sandigen Grund typische Protozoen erklärt, wie *Spirostomum minus* und *Homalozoon vermiculare*. Die Bewüchse bestanden aus *Cladophora fracta*, die sekundär stark durch *Synedra tubulosa*, *S. pulchella*, *Gomphonema olivaceum* sowie durch zahlreiche Kettendiatomeen wie *Diatomea vulgare*, einige Arten *Melosira*, *Fragillaria* und *Roicosphenia curvata* bewachsen waren. Auch die Pfähle selbst sind durch Diatomeen bewachsen. Zwischen die *Cladophora* Thallus sind meistens limnische fadenförmige Algen verstrickt. Die Protozoenfauna dieses Biotopen ist bedeutend mannigfältiger als die in Łeba und reich an Formen der einzelnen Species. Nicht nur sessile Protozoen treten hier in grossen Mengen auf, sondern auch Vertreter der *Rhizopoda*, *Hypostomata* und *Hypotricha*. Der grossen Specieszahl nach zu schätzen müssten die Verhältnisse dieses Milieu veränderlich sein, jedoch erfolgen die Veränderungen wahrscheinlich sehr langsam, wodurch die Anpassung limnischer Species an die veränderten Verhältnisse ermöglicht wird. Ein Beweis dafür ist ihre intensive Vermehrung. Ein Aussterben der Species, das bei plötzlich eintretenden Veränderungen unvermeidbar wäre, wird nicht festgestellt. Thiemeann (1939) Behauptung, bei gleichmässiger Verschlechterung der Verhältnisse im Biotop bleibe die qualitative Zusammensetzung der Biocoenose dieselbe, lediglich die quantitative Zusammensetzung unterliege Veränderungen, da sie sich verkleinere, scheint unzutreffend zu sein. Die Zusammensetzung der Protozoenfauna an der Mündung des Potok beweist, dass Limnobionten sich hier wohl fühlen und schnell vermehren, so dass ihre Zahl trotz der Anwesenheit zahlreicher Raubtierchen immer hoch ist. Ausser den Limnobionten finden wir ziemlich viel Halobionten und Hyphalmyrobien. Coenoxenen, zu denen als Einzelformen auftretende *Lomaniella spiralis* und *Lionotus cygnus* gezählt werden können, sind hier selten (Tabelle XIX).

Die Mündung des Flusses Wisła Smiała ist sehr breit, an den Ufern seicht und ihr Grund ist sandig. Das rechte Ufer ist durch einen ins Meer ragenden Steindamm befestigt. Das Meerwasser hat hier einen breiten und bei starken Nord- und Westwinden ungehinderten Zugang, so dass seine Einströmungen sehr tief in den Fluss reichen. Der Strom der Flusses selbst ist dagegen sehr schwach.

Der Salzgehalt schwankt an der Mündung von 4 bis 7,4‰, die Temperatur von 0°C bis 22°C.

Der Bewüchse wurde von einem unmittelbar an der Mündung liegenden Dammstein entnommen. Er besteht aus *Cladophora*, *Enteromorpha* und *Stigeoclonium*. Die Protozoenfauna dieses Biotopen ist noch mehr

Protozoenfauna in den Flussmündungen: Leba, Potok und Wisła Smiła

Art	Species	Leba	Potok	Wisła Smiła	Halobionttyp	Saprobität	
1	<i>Euglena chemichromata</i>		++		euryhaline Limnobien II Gr.	in verunreinigten Gewässern	
2	<i>Vampyrella pendula</i>		+++		euryhaline Limnobien I Gr.	unbekannt	
3	<i>Amoeba fluida</i>			+	holeuryhaline Limnobien		
4	<i>Euglypha alveolata</i>		+++		euryhaline Limnobien I Gr.	beta-meso-saprob	
5	<i>Lieberkühnia wagneri</i>		+++		euryhaline Limnobien III Gr.	unbekannt	
6	<i>Homalozoon vermiculare</i>		+++		euryhaline Limnobien II Gr.		
7	<i>Plagiocampa multisetata</i>	++			euryhaline Halobien		
8	<i>Prorodon teres</i>		++		holeuryhaline Limnobien	alfa-meso-saprob	
9	<i>Lionotus duplostriatus</i>	++++				unbekannt	
10	<i>Lionotus cygnus</i>	+++	+		euryhaline Halobien		
11	<i>Hemiophrys agilis</i>		++++		euryhaline Limnobien II Gr.		
12	<i>Hemiophrys marina</i>			++	euryhaline Halobien		
13	<i>Nassula tumida</i>		+++		euryhaline Limnobien I Gr.		
14	<i>Dysteria monostyla</i>	+	++	+	euryhaline Halobien		
15	<i>Trochilia sigmoidea</i>			+			
16	<i>Uronema marinum</i>	++		++	holeuryhaline Limnobien		beta-meso-saprob
17	<i>Spirostomum minus</i>		++		euryhaline Limnobien II Gr.		unbekannt
18	<i>Stentor roeseli</i>	++++			euryhaline Limnobien III Gr.		alfa-meso-saprob
19	<i>Stentor multififormis</i>	+++			euryhaline Halobien	unbekannt	
20	<i>Stentor coeruleus</i>		+++		euryhaline Limnobien II Gr.	alfa-meso-saprob.	
21	<i>Lomaniella spirelis</i>		+		euryhaline Halobien	unbekannt	
22	<i>Stylonychia mytilus</i>		+++		euryhaline Limnobien I Gr.		
23	<i>Euplotes cristatus</i>	+					
24	<i>Aspidisca steini</i>	++	++		euryhaline Halobien		
25	<i>Rhabdostyla arenaria</i>			++			
26	<i>Opercularia nutans</i>		+++		euryhaline Limnobien II Gr.		
27	<i>Vorticella nebulifera</i>	++++	+++		holeuryhaline Limnobien		beta-meso-saprob
28	<i>Vorticella patellina</i>	+++				unbekannt	
29	<i>Vorticella fusca</i>	++++	++++	++	Hyphalmyrobien		
30	<i>Vorticella longifilum</i>		+++			unbekannt	
31	<i>Vorticella convallaria</i>	+++			euryhaline Limnobien I Gr.	alfa-meso-saprob	
32	<i>Vorticella campanula</i>		++++			beta-meso-saprob	
33	<i>Zoothamnium duplicatum</i>			++++	Hyphalmyrobien	unbekannt	
34	<i>Zoothamnium arbuscula</i>			++++	euryhaline Limnobien II Gr.	beta-meso-saprob	
35	<i>Zoothamnium commune</i>	+++				unbekannt	
36	<i>Zoothamnium hentscheli</i>	++			Hyphalmyrobien		
37	<i>Cothurnia cypridicola</i>		++++				
38	<i>Cothurnia ovalis</i>			++	euryhaline Halobien		
39	<i>Thuricola aestuarii</i> sp.n.		+++		Hyphalmyrobien		
40	<i>Acineta tuberosa</i>		++	++++	euryhaline Halobien		
41	<i>Acineta foetida</i>			++++	Hyphalmyrobien		
42	<i>Acineta pyriformis</i>			+++			
43	<i>Corynophrys campanula</i>			+	euryhaline Halobien		
	Species	15	23	14			

+ einzeln

+++ zahlreich

++ wenig

++++ sehr zahlreich

Prozentsatz

Flussmündungen	Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien
Leba	43	21,5	21,5	14
Potok	21	13	85	57
Wisła Smiła	57	21,5	14	7,5

homogen und eigenartig als es in Łeba der Fall ist, obgleich die Zahl der Species dieselbe ist. Es dominieren fast ausschliesslich sessile Protozoen, Mikrophagen vom Typus „Vorticosa“, deren Nahrung die hier zahlreichen Bakterien bilden, sowie Makrophagen, räuberische Wimpertierchen, die sich von diesen Mikrophagen nähren. Die übrigen Species gehören vielmehr zu Coenoxenen, die hier zufälligerweise auftreten, da sie niemals in grösseren Mengen anzutreffen sind.

Hinsichtlich der Halobiontität ist die Protozoenfauna an der Mündung der Wisła Śmiała der der Pflanzengemeinschaften in der Danziger Bucht sehr ähnlich. Sie ist nämlich marine — bräckisch, was als Beweis dafür ausgelegt werden kann, dass die in diesem Biotop herrschenden Verhältnisse sich von denen des normalen Milieu in der Küstenzone der Danziger Bucht wenig unterscheiden. Davon zeugt übrigens auch der Salzgehalt dieses Biotopen.

Entschieden anders ist die Fauna der Potokmündung in Jelitkowo, in der Limnobionten überwiegen, was auch mit den Salzgehaltsverhältnissen dieses Biotopen im Einklang steht. Am stärksten „verwischt“ ist in dieser Hinsicht das Bild der Protozoenfauna in der Łebamündung. Sie dürfte jedoch als marine-bräckisch bezeichnet werden. Merkwürdig ist die Erscheinung gleicher Hyphalmyrobienmengen in den Coenozoen der Łeba- und der Weichselmündung, obwohl der Salzgehalt in diesen beiden Milieu's verschieden ist. Zwar behauptet R é m a n é (R é m a n é und Schlieper 1958), Aestuaren seien ein für bräckische Formen ungünstiger Raum, jedoch nähern sich prozentmässig die Hyphalmyrobien dieser Biotopen der oberen Grenze ihres Auftretens in den übrigen untersuchten Tiergemeinschaften der Danziger Bucht.

Aus der Zusammenstellung auf Tabelle XIX ergibt sich, dass von 43 Species 32 in der Ostsee auftreten. Den Rest bilden Limnobionten, die hier aus dem Süsswasser gelangt sind und im oligohalinen Milieu wahrscheinlich ihre Anfangsexistenzmöglichkeiten finden. Eine Species wurde als Species nova und als Hyphalmyrobien bezeichnet, jedoch ist nicht ausgeschlossen, dass es sich um einen Limnobionten handelt, der bisher im Süsswasser noch nicht entdeckt worden ist.

Sehr aufschlussreich wäre die Feststellung, ob die 10 marinen sich frei bewegenden Species, die in Aestuaren angetroffen worden sind, ihren Weg durch die Strandtümpel gemacht haben oder ob sie direkt vom Meer in diese Biotopen gelangt sind. Jedenfalls sind nur 3 von ihnen in Tümpelgemeinschaften festgestellt worden. Wenn auch die Hypothese von der Anpassung der Halo- und Limnobionten an das in Biotopen der Flussmündungen veränderte Milieu logisch und verständlich erscheint, so ist es doch zweifelhaft, ob in dieser Hinsicht ein wirksamer Einfluss der in Strandtümpeln herrschenden Verhältnisse auf limnische Orga-

nismen möglich ist. Die Verhältnisse in diesen Biotopen stehen in krassem Gegensatz zu den marinen, wie kleinerer Sauerstoffgehalt und scharfe Temperaturveränderungen, die den physiologischen Schock der Eindringlinge aus dem Tümpel in das Meer eher verstärken als mildern könnten. Dagegen können für marine Organismen Strandtümpel tatsächlich als Vorraum zum Süßwasser gelten. Rémané's (1958) Behauptung, der Weg der Organismen vom Süßwasser zum Meerwasser habe über Tümpel geführt, trifft bestimmt nicht zu.

Protozoen in der Diffusionküstengemeinschaft

Planktonische Protozoen wurden in der Küstenzone von Gdynia bis Gdańsk, sowie in der Pucker Bucht in der Gegend des Dorfes Rewa an beiden Seiten des Mövenriffs gefangen. Von insgesamt 21 Species waren nur 8 ausschliesslich im Plankton gefangen worden. (Tabelle XX — unterstrichene Species). Von den restlichen 13 wurden 8 in Strandtümpel festgestellt, darunter 6 Limnobionten und 2 Halobionten, die übrigen 5 auf zeitweiligen Futterplätzen zwischen Bewüchsen. Jedenfalls erfolgte der Fang mittels Planktonnetzen in oberflächlichen Netzwürfen in einer Tiefe von 0—2 m und in einer Entfernung von 10 m bis zu einer Seemeile von der Küste. Eine Reihe anderer Plankton — Protozoen wurde ausschliesslich in anderen, flächenmässig an die Siedlungsräume gebundenen Gemeinschaften und nicht im Pelagial gefangen. Aus diesem Grunde wurden sie nicht dieser Gemeinschaft zugezählt.

Fauré-Frémiet (1951) behauptet, zu zeitweiligen Mitgliedern verschiedener Gemeinschaften gehörten manche planktonische raubgierige Protozoen sowie die Mehrzahl der Histiophagen, die ihre Aufenthaltsstelle je nach der in der betreffenden Gemeinschaft vorhandenen Nahrungsmenge wechseln. In der Protozoenfauna der Diffusionsgemeinschaft in der Danziger Bucht treten ausser raubgierigen Protozoen auch räuberische Microphagen auf. Sie besiedeln Biotopen, die reich an Bakterien, kleinen Flagellaten oder Schwärmern sind.

Die bisher in der Diffusionsgemeinschaft der Küstenzone in der Danziger Bucht festgestellte Protozoenfauna ist nicht reich. Zu den in Tabelle XX angeführten Species müssten auch noch *Tintinnoinea* hinzugegeben werden. In dieser Arbeit ist dies jedoch nicht geschehen, da die Verteilung der *Tintinnoinea* in der Danziger Bucht Gegenstand einer früheren Arbeit war (B i e r n a c k a 1948).

In Bezug auf die Halobiontität sind hier euryhaline Halobionten in der Mehrzahl, aber auch der Prozentsatz der Limnobionten ist nicht gering. Dagegen klein ist der Prozentsatz der Hyphalmyrobien, zu denen

Tabelle XX

Protozoenfauna in Klüstendiffusionsgemeinschaft der Danziger Bucht

Lfd. Nr	Species	Halobiontität	Saprobität
1	<i>Nuclearia simplex</i>		unbekannt
2	<i>Microgromia socialis</i>	euryhaline Limnobien II Gr.	beta-meso-saprob
3	<i>Lieberkuhnia wagneri</i>		
4	<i>Miliolina subrotunda</i>	euryhaline Halobien	
5	<i>Miliolina oblonga</i>		
6	<i>Pompholyxophrys punicea</i>	euryhaline Limnobien II Gr.	
7	<i>Lidinium gargantus</i>		
8	<i>Enchelyodon sulcatus</i>	euryhaline Halobien	unbekannt
9	<i>Proboscidium armatum</i>		
10	<i>Hemiofrys inquieta</i>	Hyphalmyrobien	
11	<i>Nassula argentula</i>		
12	<i>Sonderia cyclostoma</i>	euryhaline Halobien	
13	<i>Paramaecium calkinsi</i>	euryhaline Limnobien	
14	<i>Uronema marinum</i>	holeuryhaline Limnobien	beta u. poli-meso-saprob
15	<i>Ophryoglena atra</i>	euryhaline Limnobien II Gr.	beta-meso-saprob
16	<i>Pleuronema coronatum</i>	holeuryhaline Limnobien	
17	<i>Strombidium styliiferum</i>		
18	<i>Strombidium elegans</i>		
19	<i>Strobilidium minimum</i>	euryhaline Halobien	unbekannt
20	<i>Lomeniella spirealis</i>		
21	<i>Cothurnia maritima</i>		

Halobiontität der Protozoenfauna (%)

Euryhaline Halobien	Hyphalmyrobien	Holeuryhaline Limnobien	Euryhaline Limnobien
52	9,5	9,5	29

übrigens neue Species gezählt worden sind. Für 50% der Limnobionten ist der Saprobitätsgrad festgesetzt, die Saprobität der übrigen 50% ist unbekannt.

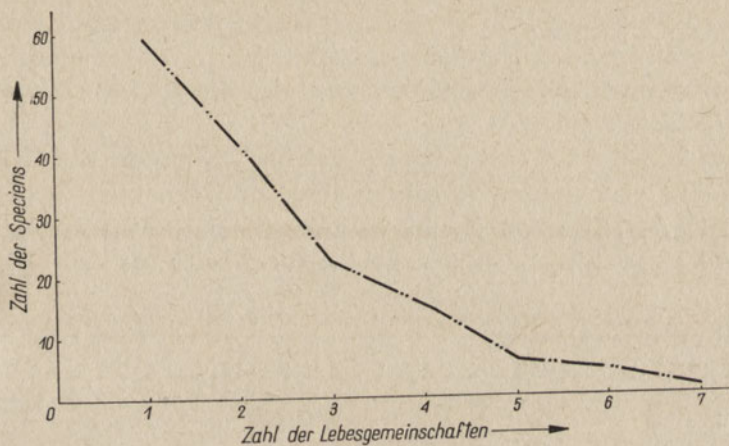
Diskussion

Um ein volles Bild der Protozoenfauna der Danziger Bucht zu erhalten, wollen wir im nächstfolgenden die Daten des Auftretens der einzelnen Species in verschiedenen Gemeinschaften näher untersuchen. Aus der Kurve in Abb. 7 geht hervor, dass in der Danziger Bucht der Pro-

zentsatz der ausschliesslich an einen Biotop gebundenen Protozoen verhältnismässig gering ist. Zahlenmässig erhalten wir folgendes Bildin:

	Species
der Enteromorphazone	6
Tümpeln	11
braunen Bewüchsen	6
sandigen Grund	11
Aestuaren	9
der Diffusionsgemeinschaft	8
Gemeinschaften des Grundes	8
	insgesamt 59

Diese 59 Species bilden kaum 40% der Gesamtzahl der in den Küstengemeinschaften der Danziger Bucht festgestellten Protozoen. 42 Species oder 28% treten schon in zwei Gemeinschaften auf und sie



Diagr. 7 — Menge der Gemeinschaften in denen die betreffende Species — Menge auftritt.

bilden den Anfang der ganzen übrigen Protozoengruppe, deren Auftreten in den einzelnen untersuchten Biotopen den Anschein der Zufälligkeit erweckt. Versuchen wir die Ursachen dieser Zufälligkeit zu entdecken.

Erste Ursache: Auftreten der betreffenden Species in Gemeinschaften verwandter Siedlungsräume, also in der Enteromorphazone, in der Pflanzengemeinschaft des Grundes, in braunen Bewüchsen und auf Bewüchsen in Aestuaren. Hier erfolgt das wiederholte Auftreten vor allem der sessilen Protozoen in mehreren Gemeinschaften, wobei manche von ihnen in den Aestuaren wahrscheinlich wegen des verringerten Salzgehalts oder auch durch Zufall überhaupt nicht vorhanden sind.

In Gemeinschaften sandiger Siedlungsräume, wie sandiger Grund oder Strandtümpel treten auch kriechende, sich schlängelnde oder gleitende Protozoen auf (z. B. *Amoeba spumosa*, Species der *Condyllostomum*, *Euchelyodon elongatus*).

Die zweite Ursache ist die gleiche oder ähnliche Nährstoffart in verschiedenen Gemeinschaften. Dieser Umstand wird durch die sich im Wasser frei bewegenden Protozoen, insbesondere also durch schwimmende, laufende und sich auf den Wimpern im Siedlungsraum bewegenden Protozoen ausgenutzt. Für diese Protozoenart ist der Siedlungsraum des Biotopen gleichgültig. Sie kommen dort vor, wo sie genügend Nahrung finden und bleiben auf dem betreffenden Futterplatz länger oder kürzer. Je nachdem, ob der Aufenthalt des betreffenden Protozoen in der Gemeinschaft so lange Zeit dauert, das die Fortpflanzung mehrerer Generationen erfolgen kann oder ob er nur einen Teil des trophischen Lebens umfasst, zählen wir diese Protozoen zu Coenophilen bzw. zu Coenoxenen. Zu Protozoen, die in den meisten Gemeinschaften auftreten, gehören: *Aspidisca steini*, die in 7 Gemeinschaften vorkommt und in 6 Gemeinschaften *Euplotes trisulcatus*, *Dysteria monostyla*, *Trochilia sigmoides* u.a.

Es wäre nun zu entscheiden, welche Protozoen der betreffenden Coenozoe zu Coenobionten zu zählen sind. Zu Coenobionten der Gemeinschaften in der Danziger Bucht würde ich keine Einzelgattungen, sondern gewisse Protozoengruppen zählen, und zwar in:

Pflanzengemeinschaften	— sessile Formen,
Diffusionsgemeinschaften	— schwimmende Formen,
braunen Bewüchsen	— laufende und gleitende Formen,
Gemeinschaften des sandigen Grundes	— kriechende sowie sich schlängelnde und gleitende.

Diese Auffassung entspricht der Ansicht F a u r é - F r é m i e t's (1951): mehrere gleichwertige Species könnten dieselbe Rolle spielen und das Übergewicht einer von ihnen hänge lediglich von der Anfangszusammensetzung der Protozoenfauna ab. Aus den Untersuchungsergebnissen geht hervor, dass gewisse Species, die in dem betreffenden Biotop jahrelang und in Massen anzutreffen waren, wie z. B. *Folliculina ampulla* in der Enteromorphazone auf Beton in Gdynia, in den weiteren Jahren in dieser Gemeinschaft nicht mehr vorkommen. Es wäre jedoch falsch, dieses Wimpertierchen nicht zu der Coenobiontengruppe der Pflanzengemeinschaften zu zählen, umso mehr, als im Jahre 1960 *F. ampulla* in grossen Mengen in Pflanzengemeinschaften des Grundes und im schwimmenden Phytal in der Pucker Bucht festgestellt wurde. Auch das nur einmalige Erscheinen im Jahre 1958 der *Thecacineta gracilis* in braunen Bewüchsen auf Brettern in Sopot berech-

tigt nicht zur Annahme, dass diese sessile *Suctorina* nicht zu Coenobionten der Pflanzengemeinschaften gezählt werden können. Selbst nach jahrelangen Beobachtungen der Gemeinschaften und der in ihnen auftretenden Protozoen kann nicht behauptet werden, in dieser Gemeinschaft sei nur diese und keine andere Species anzutreffen, dagegen können wir behaupten, in der betreffenden Gemeinschaft seien entsprechende Gruppen oder eine entsprechende Protozoengruppe eigenartiger Prägung zu finden.

Ich sehe keine Protozoengruppe, die als Coenobionten der Strandtümpel in der Danziger Bucht bezeichnet werden könnten, denn diese Gemeinschaften sind unbeständig, ihre Specieszusammensetzung ist veränderlich und sie sind von vielen Faktoren abhängig.

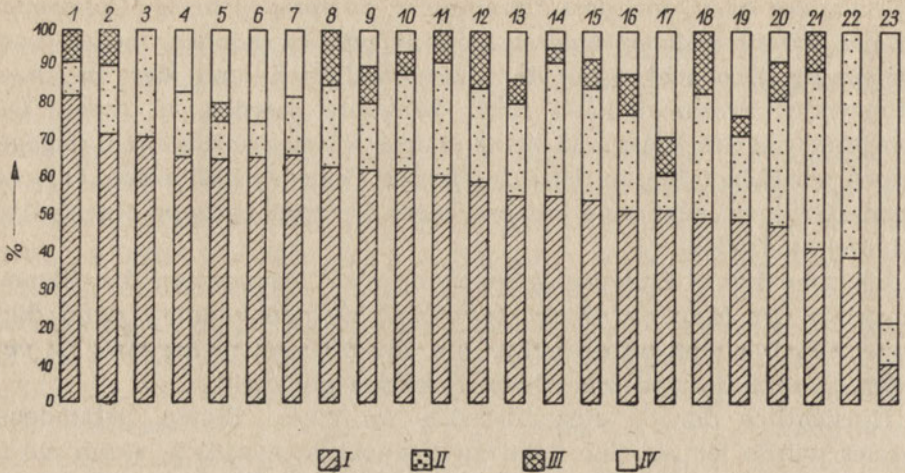
Hinsichtlich der 59 ausschliesslich an einen Biotop gebundenen Species würde ich sie nur dann zu Coenobionten zählen, wenn sie zu einer der betreffenden Gemeinschaft eigenartigen Gruppe gehören. Andernfalls würde ich sie zu Coenoxenen zählen, wie z. B. *Astasia variabilis* in der Enteromorphazone, oder *Vorticella nebulifera* in der Gemeinschaft des sandigen Grundes bzw. zu Coenophilen, wie z. B. in braunen Bewüchsen zahlreich auftretende *Eutreptia viridis*.

Das wiederholte Auftreten der Mehrzahl der in der Danziger Bucht festgestellten Species führt zur Erklärung, durch welche Faktoren gewisse Protozoenspecies gezwungen werden, sich in bestimmten Biotopen zu sammeln. Diese Faktoren sind:

- 1) Siedlungsraum,
- 2) vorhandene Nährstoffmengen,
- 3) Wasserbewegung,
- 4) Salzgehalt.

Was den Einfluss des Salzgehalts auf die Protozoen anbetrifft, so kann auf Grund meiner Forschungen festgestellt werden, dass in den Gewässern der Danziger Bucht Halobionten dominieren (Diagramm 8). Eine Ausnahme bildet die Eulitoralzone der Weichselnehrung (Stellung 23), wo euryhaline Limnobionten in der Mehrzahl sind. Limnische Species (Hyphalmyrobionten) sind den marinen Species (Halobionten) an Zahl weit unterlegen, nehmen jedoch die zweite Stelle ein, euryhaline Limnobionten — die dritte, während holeuryhaline, in euryhalinen, mixohalinen und süssen Gewässern auftretende Species zahlenmässig an letzter Stelle stehen. Die Tatsache, dass die Menge der holeuryhalinen Protozoen gering ist, entspricht der Auffassung R e m a i n é's (1958) in bräckischen Gewässern sei die Menge der holeuryhalinen Organismen nicht gross.

Die Untersuchungsergebnisse über die Halobiontität der Protozoen in der Danziger Bucht sind schon deshalb aufschlussreich, da im Fin-



Diagr. 8 — Halobiontität der Protozoen in Lebensgemeinschaften der Danziger Bucht. Lebensgemeinschaften:

1. Enteromorpha auf Steinen in Gdynia, 2. Enteromorpha auf einem Brett aus Richtung Meer, 3. Enteromorpha auf Steinen in Wisła-Smiała, 4. Eulitoral: Orłowo, 5. Eulitoral: Redłowo, 6. Sublitoral: Pucker Bucht, 7. Enteromorpha auf Steinen in Rewa, 8. Enteromorpha auf Steinen in Redłowo, 9. Brauner Aufwuchs auf einem Brett: Kanten, 10. Brauner Aufwuchs auf einem Brett aus Richtung Pfahl, 11. Schwimmendes Phytal: Jelitkowo aus Richtung Sopot, 12. Brauner Aufwuchs aus Richtung Meer, 13. Fucuslebensgemeinschaft des Grundes 14. Schwimmendes Phytal: Rewa aus Richtung Gdynia, 15. Schwimmendes Phytal: Górkki Wschodnie, 16. Schwimmendes Phytal: Orłowo, 17. Diffusionslebensgemeinschaft, 18. Schwimmendes Phytal: Jelitkowo aus Richtung Gdańsk, 19. Sublitoral: Gdynia, 20. Enteromorpha auf Beton, 21. Schwimmendes Phytal: Redłowo, 22. Schwimmendes Phytal: Rewa aus Richtung Puck, 23. Eulitoral: Weichselmündung.

I — euryhaline Halobionten, II — Hyphalmyrobionten, III — haleuryhaline Limnobionten, IV — euryhaline Limnobionten

nischen und Bottnischen Meerbusen schon Limnobionten dominieren (Välikangas 1933).

Ich finde es beachtungswert, in dieser Arbeit auch die Frage der Saprobität der in den beobachteten Gemeinschaften auftretenden Limnobionten zu berühren. Kahl (1926) behauptet, in Meeresgewässern könne man nur die limnischen Formen antreffen, die ihre besten Existenzmöglichkeiten in verunreinigten Gewässern finden, demnach saprobische Formen. Seine Ansicht begründet er damit, dass infolge der im verunreinigten Süßwasser vorhandenen reichen Mineralsubstanzen der hier bestehende osmotische Druck dem im salzigen oder brackischen Wasser bestehenden osmotischen Druck gleichkommt. Conrad und Kufferath (1954) geben an, die in brackischen Gewässern bei Lilloo anzutreffenden Flagellata seien in kleinerem oder grösserem Masse Saprobionten, wie z.B. *Cercoboda*, *Bodo*, *Monas* u.a. Välikangas (1933) macht die Mitteilung, im Hafen Helsinki, wo der Salzgehalt 5‰

beträgt seien verschiedene saprobische Limnobionten festgestellt worden, die gegen den erhöhten Salzgehalt fast unempfindlich waren.

Im nachfolgenden versuche ich eine Darstellung dieser Angelegenheit hinsichtlich der Protozoen, aus denen die untersuchten Gemeinschaften zusammengesetzt sind zu geben, obwohl es nicht leicht fällt, ein volles Bild der in Frage Limnobionten zu verschaffen, da die Verzeichnisse der Protozoen in revidierten saprobischen Systemen sehr knapp sind. Besonders klein ist die Zahl der unter diesem Gesichtspunkt untersuchten Rhizopoda. Biologen, die sich mit dem Problem der Wasserverunreinigung beschäftigen, widmen ein nur geringes Interesse den Rhizopoden, da diese vor allem in Siedlungsräumen des Grundes und in Bewüchsen auftreten, während bei der Wasseranalyse — übrigens mit Unrecht — nur der Plankton berücksichtigt wird.

LIST DER LIMNOBIONTEN IN KÜSTENGEMEINSCHAFTEN DER
DANZIGER BUCHT UND IHRE SAPROBITÄT

Species	Saprobität
1. <i>Eutreptia viridis</i> P.	mesosaprobisch
2. <i>Vahlkamphia limax</i> (Dujardin)	poly-mesosaprobisch
3. <i>Euglypha alveolata</i> Dujar.	beta-mesosaprobisch
4. <i>Microgromia socialis</i> (Acher)	beta-mesosaprobisch
5. <i>Arcella vulgaris</i> Ehrb.	alpha-beta-mesosaprobisch
6. <i>Cochliopodium bilimbosum</i> (Auerbach)	beta-mesosaprobisch
7. <i>Diffflugia pyriformis</i> var. <i>lacustris</i> Pen	poly-mesosaprobisch
8. <i>Holophrya sulcata</i> Pen	polysaprobisch
9. „ <i>collaris</i> Kahl	polysaprobisch
10. <i>Prorodon ovum</i> Ehrb.	alpha-mesosaprobisch
11. „ <i>teres</i> Ehrb.	alpha-beta-mesosaprobisch
12. <i>Loxophyllum helus</i> Stokes	alpha-mesosaprobisch
13. <i>Chilodonella cucullulus</i> Ehr.	beta-mesosaprobisch
14. <i>Paramaecium calkinsi</i> Woodruff	beta-mesosaprobisch
15. <i>Uronema marinum</i> Duj.	beta-mesosaprobisch
16. <i>Ophryoglena atra</i> Liebk.	beta-mesosaprobisch
17. <i>Pleuronema coronatum</i> Kent.	beta-mesosaprobisch
18. <i>Spirostomum teres</i> Cl. i Lach.	beta-mesosaprobisch
19. <i>Stentor mülleri</i> (Bory) Ehr.	mesosaprobisch
20. „ <i>roeseli</i> Ehr.	alpha-mesosaprobisch
21. <i>Climacostomum virens</i> Ehr.	beta-mesosaprobisch
22. <i>Stylonychia mytilus</i> Ehr.	alpha-mesosaprobisch
23. <i>Vorticella patellina</i> O. F. Müll.	beta-mesosaprobisch
24. „ <i>nebulifera</i> O. F. Müll.	beta-mesosaprobisch
25. „ <i>convallaria</i> Noland	alpha-mesosaprobisch
26. „ <i>campanula</i> Ehr.	beta-mesosaprobisch
27. <i>Zoothamnium arbuscula</i> Ehr.	beta-mesosaprobisch

Von 52 euryhalinen und holeuryhalinen Limnobionten, aus denen die untersuchten Gemeinschaften bestehen, befinden sich 27 Species in den revidierten saprobischen Systemen, die Saprobität von 23 Species ist unbekannt. Fünf davon treten in verunreinigten Gewässern auf und nur 2 Species sind in den saprobischen Systemen als oligosaprobisch verzeichnet.

Die angeführte Liste der saprobischen Protozoen beweist die Richtigkeit der Hypothese Kahls und bildet eine Ergänzung der von Conrad und Kufferath (1954) sowie Välikangas (1933) gemachten Angaben. Es scheint ausser Zweifel zu sein, dass für den Übergang der Süßwasserprotozoen zum Meereswasser ihre stufenweise Anpassung an ein Milieu mit verändertem osmotischem Druck ausreichen kann. Ein Beweis dafür ist das massenweise Auftreten vieler oligosaprobischer Species *Diffugia* im Weichselhaff (Biernacka 1956), dessen Salzgehalt von 1—3,5‰ schwankt. Sie haben sich hier vollständig akklimatisiert und dringen bereits in die Ostsee vor. Auch steht aber fest, dass die Saprobität des Protozoen, der in eine Flussmündung gelangt, ihm die Akklimatisierung an ein Milieu mit erhöhtem osmotischen Druck erleichtert.

Ein besonderes Problem bildet die Saprobität der Meeresprotozoen, dem bisher wenig Interesse entgegengebracht worden ist. Nachrichten über die Saprobität mancher Protozoen sind bei manchen Autoren nur in der Darstellung einzelner Species zu finden. Die Frage hatte bisher übrigens keine praktische Bedeutung, erst jetzt, infolge der Verunreinigung durch Abwasser ganzer Küstenbereiche in vielen Ländern, ist die genaue Kenntnis der saprobischen Meeresprotozoen nicht weniger notwendig als der Süßwasserprotozoen, da sie den besten Hinweis des Verunreinigungsgrades dieser Gewässer bilden.

Nachfolgend gebe ich eine Liste der Meereswimpertierchen dieser Gemeinschaften, deren Saprobität von Kahl (1935) angegeben ist.

- | | |
|--|--|
| 1. <i>Mesodinium teres</i> Duj. | — sapropelisch |
| 2. <i>Chaenea teres</i> Duj. | — „ |
| 3. <i>Trachelocerca phoenicopterus</i> Cohn | — mesosaprobisch und sapropelisch |
| 4. <i>Trachelocerca phoenicopterus</i>
var. <i>margaritata</i> Kahl | — sapropelisch |
| 5. <i>Lionotus duplostriatus</i> (Maupas) | — saprobisch |
| 6. <i>Loxophyllum pentagonum</i>
(Sauerbrey) | — sapropelisch |
| 7. <i>Loxophyllum verrucosum</i> (Stokes) | — saprobisch |
| 8. <i>Chilodonella helgolandica</i> Kahl | — mesosaprobisch |
| 9. <i>Sonderia cyclostoma</i> Kahl | — sapropelisch |
| 10. <i>Condyllostomum patulum</i> Cl. und L. | — saprobisch und sapropelisch |
| 11. <i>Strombidium styliferum</i> Levander | — mezosaprobisch, sauerstoffbedürftige |

- | | |
|--|--|
| 12. <i>Strobilidium minimum</i> (Gruber) | — oligosaprobisch |
| 13. <i>Oxytricha marina</i> Kahl | — mesosaprobisch |
| 14. <i>Urostrongylum caudatum</i> Kahl | — sapropelisch, in verunreinigten Sand |
| 15. <i>Trachelostyla pediculiformis</i> (Cohn) | — mesosapropelisch |
| 16. <i>Uroleptus zignis</i> Entz | — saprobisch |
| 17. <i>Euplotes harpa</i> Stein | — saprobisch und sapropelisch |
| 18. <i>Diophrys scutum</i> Duj. | — meso-polisaprobisch |
| 19. <i>Aspidisca pulcherrima</i> Kahl | — mesosaprobisch |

Zur Vervollständigung des Bildes der Protozoenfauna der Danziger Bucht gebe ich im nachfolgenden Angaben über die Siedlungsbereiche in anderen Ostseezonen der in der Danziger Bucht festgestellten Protozoen:

- | | |
|--|---|
| 1. <i>Dinema litorale</i> | — Rigaer Meerbusen (Skuja 1937) |
| 2. <i>Anisonema prosgeobium</i> | — Rigaer Meerbusen (Skuja 1939) |
| 3. <i>Cyphoderia ampulla</i> | — Kieler Bucht (Rhumbl er 1928) |
| 4. <i>Didinium gargantua</i> | — Kieler Bucht (Lohmann 1908) |
| 5. <i>Mesodinium pulex</i> | — Finnischer Meerbusen (Levander 1901); Visby (Quernerstedt 1867); Kieler Bucht (Bock 1952) |
| 6. <i>Prorodon ovum</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1928) |
| 7. „ <i>teres</i> | — Finnischer Meerbusen (Levander 1901); Hapsal (Eichwald 1844) |
| 8. <i>Enchelyodon sulcatus</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935) |
| 9. <i>Trachelocerca phoenicopterus</i> | — Finnischer Meerbusen, Helsinki (Levander 1894); Kieler Bucht (Meobius 1888, Bock 1952) |
| 10. „ <i>entzi</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1928; Bock 1952) |
| 11. „ <i>margaritata</i> | — Kieler Bucht (Bock 1952) |
| 12. <i>Proboscidium armatum</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935) |
| 13. <i>Lionotus duplostriatus</i> | — Finnischer Meerbusen (Eichwald, 1844) |
| 14. <i>Hemiophrys marina</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935) |
| 15. <i>Loxophyllum pentagonum</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935) |
| 16. „ <i>verrucosum</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935) |
| 17. „ <i>helus</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1935, Bock 1952) |
| 18. <i>Trachelius gutta</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1927) |
| 19. <i>Chilodontopsis elongata</i> | — Kieler Bucht (Kahl 1931) |

20. *Dysteria monostyla* — Finnischer Meerbusen (Eichwald 1844); Visby (Quennerstedt 1865); Wismar (Stein 1859)
21. *Chilodonella cucullulus* — Küste Finnlands (Levander 1901); Hapsal (Eichwald 1844; Visby (Quennerstedt 1867)
22. „ *helgolandica* — Kieler Bucht (Kahl 1927)
23. *Paramaecium calkinsi* — Kieler Bucht (Kahl 1935)
24. *Uronema marinum* — Küste Gotland, Visby (Quennerstedt 1865); Kieler Bucht (Bock 1952)
25. *Pleuronema coronatum* — Kieler Bucht (Moebius 1888; Bock 1952); Gotland, Visby (Quennerstedt 1865)
26. *Spirostomum teres* — Finnischer Meerbusen (Levander 1894); Gotland (Quennerstedt 1865); Wismar (Stein 1859)
27. *Condylostomum patulum* — Finnischer Meerbusen (Levander 1901); Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Moebius 1888)
28. *Stentor mülleri* — Finnischer Meerbusen (Levander 1901)
29. „ *multiformis* — Finnischer Meerbusen (Levander 1901), Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Meyer, Moebius 1865)
30. „ *roeseli* — Finnischer Meerbusen (Eichwald 1847); Wismar (Stein 1859)
31. „ *auricula* — Kieler Bucht (Moebius 1888)
32. *Climacostomum viarens* — Finnischer Meerbusen (Levander 1894)
33. *Folliculina ampulla* — Finnischer Meerbusen (Levander 1894) Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Moebius 1888)
34. *Strombidium styliferum* — Finnischer Meerbusen (Levander 1894 und 1901); Kieler Bucht (Kahl 1930)
35. *Strombidium elegans* — Kieler Bucht (Kahl 1932)
36. *Strobilidium minimum* — Kieler Bucht (Kahl 1930)
37. *Oxytricha marina* — Kieler Bucht (Bock 1952)
38. *Uroleptus zignis* — Wismar (Entz 1884)
39. *Urostyla marina* — Kieler Bucht (Kahl 1930)
40. *Holosticha alveolata* — Kieler Bucht (Kahl 1932)

41. *Holosticha kessleri* — an der Insel Rügen (Wrześniewski 1877); Kieler Bucht (Bock 1952)
42. *Urostrongylum lentum* — Kieler Bucht (Kahl 1932)
43. „ *caudatum* — Kieler Bucht (Kahl 1932)
44. *Trachelostyla pediculiformis* — Kieler Bucht (Gruber 1884)
45. *Euplotes trisulcatus* — Kieler Bucht (Kahl 1932; Bock 1952)
46. *Euplotes harpa* — Finnischer Meerbusen (Levander 1894); Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Moebius 1888)
47. „ *cristatus* — Kieler Bucht (Kahl 1930; Bock 1952)
48. *Diophrys scutum* — Kieler Bucht (Kahl 1932; Bock 1952)
49. „ *appendiculatum* — Finnischer Meerbusen (Levander 1901) Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Moebius 1888)
50. *Uronychia transfuga* — Finnische Bucht (Levander 1901); Visby (Quennerstedt 1865); Wismar (Stein 1859); Kieler Bucht (Bock 1952)
51. *Vorticella marina* — Kieler Bucht (Moebius 1888)
52. „ *nebulifera* — Kieler Bucht (Müller 1786); Finnische Bucht (Eichwald 1844—1852)
53. „ *striata* — Finnische Bucht (Levander 1901); Visby (Quennerstedt 1865); Kieler Bucht (Moebius 1888)
54. *Zoothamnium commune* — Kieler Bucht (Kahl 1933)
55. „ *duplicatum* — Kieler Bucht (Kahl 1933)
56. *Cothurnia cypridicola* — Kieler Bucht (Kahl 1933)
57. „ *maritima* — Finnischer Meerbusen (Eichwald 1894); Visby (Quennerstedt 1865); Kieler Bucht (Stein 1859)
58. *Thuricola obconica* — Kieler Bucht (Kahl 1935)
59. *Pixicola socialis* --- Finnischer Meerbusen (Levander 1894)
60. *Podophrys halophila* --- Kieler Bucht (Kahl 1931)
61. *Acineta tuberosa* — Finnischer Meerbusen (Levander 1901), Kieler Bucht (Moebius 1888) Rigaer Meerbusen (Eichwald 1847); Küste Sweden (Quennerstedt 1867).

Die übrigen 79 Species wurden bisher in der Ostsee nicht festgestellt und 134 in der Danziger Bucht, deren Protozoenfauna bisher nahezu überhaupt nicht untersucht wurde. Im nachfolgenden gebe ich eine Liste der schon früher in der Danziger Bucht festgestellten Protozoen:

- | | |
|-------------------------------------|--|
| 1. <i>Chilodonella helgolandica</i> | — Pucker Bucht (Kirchner 1937) |
| 2. <i>Stentor multiformis</i> | — Pucker Bucht (Kirchner 1937) |
| 3. <i>Strombidium styliferum</i> | — Danziger Bucht (Schmidt — Ries 1939) |
| 4. <i>Paruroleptus piscis</i> | — Danziger Bucht (Schmidt — Ries 1939) |
| 5. <i>Vorticella marina</i> | — Pucker Bucht (Kirchner 1937) |
| 6. <i>Cothurnia maritima</i> | — Danziger Bucht (Schmidt — Ries 1939) |

LITERATUR

1. Andrussowa I., 1886. Über die Infusorien der Bucht von Kertsch. Trav. Soc. Nat. St. Petersb., 17.
2. Ax P., 1952. Eine Brackwasser-Lebensgemeinschaft an Holzpfehlen des Nord-Ostsee-Kanals Kieler. Meeresforsch., 8 (2).
3. Beger H., 1950, 1951, 1952. Leitfaden der Trink- u. Brauchwasserbiologie. Schriftenreihe der Vereins für Wasser-, Boden-, u. Lufthygiene, Nr. 5, LFG. 1, 2, 3, 4.
4. Biernacka I., 1948. Tintinnoinea w Zatoce Gdańskiej i wodach przyległych. Biul. Morsk. Labor. Rybac. w Gdyni.
5. Biernacka I., 1956. Przyczynek do znajomości pierwotniaków Zalewu Wiślanego. Pol. Arch. Hydrobiol., 3 (16).
6. Biernacka I., 1958. The effect of alcohols on organism of *Amoeba dubia* Schaeef. and *Amoeba spumosa* Pen. Zool. Polon., 9 (2—3).
7. Blochmann F., 1886. Die Mikroskopische Thierwelt des Süßwassers. Braunschweig (Die Mikroskopische Pflanzen u. Tierwelt des Süßwassers, Teil II).
8. Bock K., 1952. Zur Oekologie der Ciliaten des marinen Sandgrundes der Kieler Bucht. I. Kiel. Meeresforsch., 9 (1).
9. Bock K., 1953. Zur Oekologie des Ciliaten des marinen Sandgrundes der Kieler Bucht. II Kiel. Meeresforsch., 9 (2).
10. Bory de St. Vincent, 1824. Encyclop. methodique. Zoophytes.
11. Buddenbrock W., 1920. Beobachtungen über einige neue oder wenig bekannte marine Infusorien. Arch. Protistenk., 41.
12. Butschinsky P., 1894. Protozoenfauna der Salzsee-Limane bei Odessa. Zool. Anz., 20, 1897.
13. Bütschli O., 1873. Einiges über Infusorien. Arch. Mikr. Anat., 9.
14. Bütschli O., 1880—1882. Protozoen I in Bronn's Klassen u. Ordn. d. Tierreiches Leipzig u. Heidelberg.
15. Calkins G. N., 1902. Marine Protozoa from Woods Hole. Bull. of the U. S. Fisch Commission, Washington.

16. Cash J., 1903. The British freshwater Rhizopoda and Heliozoa. London.
17. Caspers H., 1958. Die Einteilung der Brackwasserregionen in einen Aestuar. Symposium on the Classification of brackish waters. Venice.
18. Claparede E., Lachmann I., 1858—1861. Études sur les Infusoires et les Rhisopodes. *Miscell. Zool. An. sc. nat.* (5) Zoologie, 8.
19. Cohn F., 1866. Neue Infusorien im Seeaquarium. *Z. Wiss. Zool.*, 16.
20. Collin B., 1907. Note préliminaire sur quelques Acinetiens. *Arch. Zool. exp. gen.*, 5 (4).
21. Collin B., 1909. Quelques remarques sur deux Acinetiens. *C. R. Acad. Sc. Paris*, 149.
22. Conrad W., Kufferath H., 1954. Recherches sur les eaux saumâtres des environs de Lilloo. *Mem. Inat. Sci. nat. Belg.*, 127.
23. Cuenot L., 1891. Infusoires commensaux des Ligies, Patelles et Arenikoles. *Rev. biol. du Nord de la France*, 4.
24. Da Cunha A., 1914. Contribuicao I, II para o conhecimento da fauna de Protozoarios de Brazil. *Mem. Inst. Osw. Cruz.*, 5, 1913 i 6, 1914.
25. Daday E., 1885. Ein kleiner Beitrag zur Kenntnis der Infusorien Fauna des Golfes von Neapel. *Mitt. Zool. Station Neapel.*, 6 (1): 481—498.
26. Daday E., 1886. Ein kleiner Beitrag zur Infusorienfauna des Golfes von Neapel. *Mitt. Zool. Station Neapel*, 6.
27. De Faria et Da Cunha, 1917. Estudos sobre o Microplankton da baia do Rio de Janeiro. *Mem. Inst. Osw. Cruz.*, 9.
28. Doflein F., 1916. Lehrbuch der Protozoenkunde. Jena.
29. Dogiel W., 1951. *Obszczajna protitologia*. Moskwa.
30. Dons C., 1917. Neue Vorticelliden. *Tromsø Mus. Aarh.*, 48.
31. Dons C., 1928. Neue und wenig bekannte Protozoen. *K. norske. vidensk. Selsk. Skr.*, 1927, 7. 1928.
32. Driver H., 1906. Das Ostseep plankton der 4 deutschen Terminfahrten im Jahre 1905. *Wissensch. Meeresuntersuchungen Abt. Kiel.*, 10.
33. D'Udekem J., 1864. Description des Infusoires de la Belgique. I. ser. Les Vorticelliens. *Mem. Acad. R. Belg.*, 34.
34. Dujardin F., 1841. *Histoire nat. d. Zoophytes Infusoires*. Paris.
35. Ehrenberg Chr. G., 1832. Beitrag zur Kenntn. des Organ. der Infusorien u. ihre geogr. Verbreitung. *Abh. Berl. Akad. Jahre 1830*.
36. Ehrenberg C. H., 1838. Die Infusorientiere als vollkommene Organismen. Leipzig.
37. Eichwald Ed., 1844—1852. Beitrag zur Infusorienkunde Russlands. *Bull. Soc. Imp. Nat. de Moscou*, 17.
38. Eichwald Ed., 1847. Erster Nachtrag zur Infusorienkunde Russlands. *Bull. Soc. Imp. Nat. de Moscou*, 20.
39. Entz G., 1884. Über Infusorien des Golfes von Neapel *Mitt. Zool. Station Neapel.*, 5, (3—4): 289—444 (Leipzig).
40. Entz G., 1884. Über die Infusorien des Golfes von Neapel *Mitt. Zool. Station Neapel.*, 5.
41. Fabre-Dumergue M., 1885. Note sur les Infusoires de la Baie de Concarneau. *Journal de l' Anat. et de la physiol. Paris*.
42. Fauré-Frémiet E., 1951. Ecologie des protistes littoraux. *L'année biologique*, Juin V, 3 Ser., 27, (6).
43. De Faria, Da Cunha i Pinto, 1922. Estudos sobre protozoos do mar. *Mem. Inst. Osw. Cruz.*, 15.

44. Florentin M. R., 1889. Études sur la faune des mares salées de Lorraine. Ann. Sc. nat. zool. (8), 10. (Thèse de Paris).
45. Fresenius G., 1865. Die Infusorien des Seewasseraquariums Zoolog. Garten. 6, Frankfurt.
46. Garnjobst L., 1928. Induced encystment and excystment in *Euplotes taylori* sp. n. Physiol. Zool. Chicago.
47. Gassovsky G. N., 1916. Sur la faune des Infusoires du golf de Kola et ses environs. Trav. Soc. Imp. Nat. Petrograd (Sect. Zool. and Physiol.), 45.
48. Gourret P. et Roeser P., 1886. Les Protozoaires du Vieux Port de Marseille. Arch. Zoolog. exp. gem., 4.
49. Gourret P. et Roeser P., 1888. Contributions à l'étude des Protozoaires de la Corse. Arch. Biol., 8.
50. Gruber A., 1880. Neue Infusorien. Z. wiss. Zool., 33.
51. Gruber A., 1884. Die Protozoen des Hafens von Genua, Nova Acta Leop. Carol., 46.
52. Hamburger Cl., Buddenbrock W., 1911. Nordische Ciliata in: Nordisches Plankton. Kiel u. Leipzig.
53. Hamburger Cl., Buddenbrock W., 1911. Nordische Suctorina in: Nordisches Plankton. Kiel u. Leipzig.
54. Hamburger Cl., 1911. *Flagellata* i *Sarcodina* in: Nordisches Plankton. Kiel u. Leipzig.
55. Huber-Pestalozzi G., 1955. Das Phytoplankton des Süßwassers Stuttgart (Die Binnengewässer von Prof. Dr. August Thienemann).
56. Kahl A., 1926. Neue u. wenig bekannte Formen der holotrichen und heterotrichen Ciliaten. Arch. Protistenk., 55.
57. Kahl A., 1927. Neue u. ergänzende Beobachtungen heterotrichen. Ciliaten. Arch. Protistenk., 57.
58. Kahl A., 1927. Neue u. ergänzende Beobachtungen holotr Ciliaten. Arch. Protistenk., 60.
59. Kahl A., 1928. Die Infusorien der Oldesloer Salzwasserstellen. Arch. Hydrobiol., 29.
60. Kahl A., 1930. Neue u. ergänzende Beobachtungen holotrichen Ciliaten. Arch. Protistenk., 70.
61. Kahl A., 1933. *Ciliata libera* et *ectocommensalia*. Grimpe u. Wagler, Tierwelt der Nord u. Ostsee, Hamburg.
62. Kahl A., 1935. Die Tierwelt Deutschlands: Urtiere oder Protozoa — Wimpertiere oder *Ciliata*. Jena, V. von G. Fischer.
63. Kent W. S., 1880—1881. Manual of the Infusoria., 1, 2, 3, London.
64. Kirchner Z., 1937. Tymczasowy wykaz wymoczków polskiego Bałtyku. Biul. Stacji Morsk. na Helu. 1 (2).
65. Kolkwitz R., 1950. Oekologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schriftenreihe des Vereines für Wasser-Boden und Lufthygiene, 4, Piscator. Verlag Stuttgart.
66. Krey J., 1956. Die Trophie küstennaher Meeresgebiete Kiel. Meeresforsch., 19 (1).
67. Kudo R., 1947. Protozoology. Springfield-Illinois.
68. Leegard C., 1915. Untersuchungen über einige Planktonciliaten. Nyt. Mag. Natururv., 53.
69. Levander K. M., 1894. Matrialien zur Kenntnis der Wasserfauna in der Umgebung von Helsingfors mit Berücksichtigung der Meeresfauna. 1 Protozoa. Acta Soc. Fauna et Flora fenn., 12.

70. Levander K. M., 1901. Zur Kenntnis des Planktons u. der Bodenfauna einiger seichten Brackwasserbuchten. *Acta Soc. Fauna et Flora fenn.*, 20.
71. Levander K. M., 191. Übersicht in der Umgebung von Eskolöfö im Meerwasser vorkommender Tiere.
72. Liebmann H., 1951. *Handbuch der Frischwasser u. Abwasserbiologie*. München.
73. Lityński A., 1952. *Hydrobiologia ogólna*. Warszawa.
74. Lochmann H., 1908. Untersuchung zur Feststellung des vollständigen Gehalts des Meeres an Plankton. *Wissensch. Meeressuntersuchungen*, Abt. Kiel. (n.F.), 10.
75. Mansfeld K., 1923. 16 neue oder wenig bekannte marine Infusorien. *Arch. Protistenk.*, 46: 210—214, Jena.
76. Mare M. F., A study of marine benthic community with special reference to the micro-organism. *J. Mar. biol. Ass. U. K.*, 25 (3), Plymouth.
77. Maupas E., 1881. Contributions à l'étude des Acinétiens. *Arch. Zool. exp. gen.*, 9.
78. Maupas E., 1883. Contribution à l'étude morphologique et anatomique des Infusoires ciliés. *Arch. Zool. exp. gen.*, 1, (2).
79. Mereschkowsky C., 1877. Über die Protozoen des nördl. Russlands. *Arb. Petersb. Naturf. Ges.*, 6.
80. Mereschkowsky C., 1879. Studien über Protozoen des nördlichen Russlands. *Arch. Mikr. Anat.*, 16, Bonn.
81. Mereschkowsky C., 1880. Materialien zur Infusorienfauna des Schwarzen Meeres. *Arb. Petersb. Naturf. Ges.*, 11, 1880.
82. Mereschkowsky C., 1881. On some new of little known Infusoria. *Ann. Natur. Hist.*
83. Merkle H., 1910. Das Plankton der Deutschen Ostseefahrt Juli-Aug. 1907. *Wissensch. Meeressuntersuchungen*. Abt. Kiel. N. F., 11.
84. Meunier A., 1910. Microplancton des mers de Barents et de Kara. *Duc d'Orléans. Compagne arotique de 1907*. Brüssel.
85. Meyer K. A., Moebius K., 1865. *Die Fauna der Kieler Bucht*. Leipzig.
86. Moebius K., 1888. Bruchstücke einer Infusorienfauna der Kieler Bucht *Arch. Naturgesch.*, 1.
87. *Morskoj atlas*, 1953. Ministerstwo obrony SSSR.
88. Müller C. F., 1777. *Zoologiae Danicae*. 1.
89. Müller C. F., 1786. *Animalcula Infusoria fluviatilia et marina etc. Hafniae*.
90. Noland L., 1925. Factors influencing the distribution of fresh water Ciliates. *Ecology*, 6, (437).
91. Noland L. E. and Finley H., 1931. Studies on Taxonomy of the Genus *Vorticella*: *Trans. Amer. micr. Soc.*, 50.
92. Otto G., 1936. Die Fauna der Enteromorphazone der Kieler Bucht. *Kiel. Meeressforsch.*, 1 (1).
93. Parona C., 1882. *Materiali per la Fauna dell Isola di Sardegna*. I Protisti della Sardegna. *Estr. da Eull. sc.*, 1882, Pavia.
94. Penard E., 1903. Notice sur les Rhizopodes du Spitzberg. *Arch. Protistenk.*, 2: 238—282, Jena.
95. Penard E., 1922. *Études sur les Infusoires d'eau douce*. Genf.
96. Perejaslawzewa S., 1885. Protozoen des schwarzen Meeres. *Arb. naturwiss. Nat. Ges.*, 10, Odessa.

97. Picken L. E. R., 1937. The structure of some protozoen communities. *J. Ecol.*, 25, (368).
98. Quennerstedt A., 1865—1867. Bidrag til Sveriges Infusoria Fauna 1. *Acta Univ. Lund.*, 2.
99. Rees E. von, 1884. Protozaires des l'Escault d'Est. *Tijdsehr. d. Nederl. Dierk. Ver Supple D.I Aufl.*, 2.
100. Remanè A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Zool. Anz.*, 7, Supplementband.
101. Remanè A., 1950. Das Vordringen limnischer Tieraten in das Meeresgebiet der Nord u. Ostsee. *Kiel Meeres. forsch.*, 2 (2).
102. Remanè A., Schlieper C., 1958. Die Biologie des Brackwassers.
103. Rhumbler L., 1900. Nordisches Plankton-Foraminiferen in „Nordisches Plankton“. *Kiel u. Leipzig.*
104. Rhumbler L., 1903. Systematische Zusammenstellung aller Rhabdamminidae u. Ammodisculinidae. *Arch. Protistenk.*, 3.
105. Rhumbler L., 1928. Amoebozoa et Reticulosa. *Grimpe i Wagler. Tierwelt der Nord u. Ostsee. Haun. Münden.*
106. Sauerbrey E., 1928. Beobachtungen über einige neue oder wenig bekannte Ciliaetn. *Arch. Protistenk.*, 62.
107. Sand R., 1895. Les Acinètiens. *Ann. Soc. belge. Micr.*, 19.
108. Schewiakoff W., 1889. Betraig z. Kenntnis der holotrichen Ciliaten. *Bibl. Zool.*, 5.
109. Schewiakoff W., 1893. Über die geographische Verbreitung der Susswasserprotozoen. *Mem. Akad. Sci., St-Petersburg*, 41.
110. Schmidt-Ries H., 1939. Das Plankton der Ostsee vor der ostpreussischen Küste. *Cons. int. Explor. Mer*, 14 (1).
111. Schoenichen W., 1927., Einfachste Lebensformen des Tier u. Pflanzenreiches. 2 — Urtiere, Rädertiere.
112. Schröder O., 1906. Die Infusorien der Deutschen Südpolar Expedition 1901—1903. *Berlin, D. Reimer.*
113. Skuja H., 1939. Beitrag zur Algenflora Lettlands II (Mat. Latv. alga florali II) *Acta Nord. Bot. Univ. Latv.*, 11/12: 41—169 (Ed. 30. III).
114. Skvortzow B. W., 1924. Neue oder wenig bekannte Protisten X. Farblose Euglenaceen aus Nord- Mandschurei (China). *Arch. Protistenk.*, 48.
115. Smith J. C., 1904. A Preliminary contribution to the protozoa Fauna of the Gulf Biologie. Station with notes on some rare species. *Rep. of the Gulf Biologie. Stat. Bull.* (2).
116. Stein Fr., 1859. Charakteristik neuer Infusoriengattungen. *Lotos. Zeitschr. Naturw.*, 9, Prag.
117. Stein Fr., 1859. Über die in der Ostsee bei Wismar beobachteten Infusorien. *Abh. Böhm. Ges. Wiss.*, 10.
118. Stokes A. C., 1893. Notices of some undescribed Infusoria from the Brackish Waters of the Eastern United States. II. *R. Micr. Soc. Parts 1—3, London.*
118. Stokes A. C., 1893. Notices of some undescribed Infusoria from the Brack-
120. Thienemann A., 1939. Grundzüge einer allgemeinen Ökologie *Arch. Hydrobiol.*, 35 (2).
121. Välikangas I., 1933. Über die Biologie der Ostsee als Brackwassergebiet. *Verhandl. Int. Ver. theoret. angew. Limnologie.*, 6 (1).
122. Vanhöffen E. V., 1898. Die Fauna u. Flora Grönlands. *Aus Drygalsky Grönland-Expedition.*
123. Weiles G. H., 1925. Some new rare Protozoa from British Columbia. *Ann. Mag. Nat. Hist.*, 9 (16). 1925.

124. Wailes G. H., 1932. Description of New Species from British Columbia. *Contr. Canad. Biol. Fish.*, 7.
125. Wallenren H., 1894. *Studies öfver Ciliata Infusorien*. I. Lund. Univ. Arskr., 30.
126. Wipple Z., 1948. *The microscopy of drinking Water*, New York.
127. Woodruff L. L., 1921. The structure, life history and intrageneric relationship of *Paramecium calkinsi*. *Biol. Bull.*, 41, 1921.
128. Wrzeźniowski A., 1877. *Beiträge zur Naturgesch. der Inf.* *Z. wiss. Zool.*, 20.

A. Solski

Chlorofil w sestonie jako wskaźnik produktywności kilkunastu jezior w Polsce*

Katedra Limnologii i Rybactwa Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu

Otrzymano 20.VII.1962

Wstęp

W poszukiwaniu prostych dróg prowadzących do oceny wielkości produkcji zbiorników wodnych na podstawie jej wskaźników pośrednich (żywność — produktywność — typologia) zwrócono uwagę na zawartość chlorofilu w wodzie odgrywającego podstawową rolę w procesie asymilacji roślin wodnych, a zatem warunkującego wytwarzanie nowych substancji organicznych w jeziorze.

Stosunkowo niedawno (K r e p s—V e r b i n s k a j a 1930, H a r v e y 1934, K o ź m i ń s k i 1937) zapoczątkowane badania nad zawartością i znaczeniem chlorofilu w wodach powierzchniowych narastają w świecie, zwłaszcza w ostatnich latach, z błyskawiczną prędkością sięgając przeszło stu publikacji.

W rozwoju tych studiów wyróżniają się następujące etapy:

1. Metodyka oznaczania chlorofilu,
2. Ilość i zmienność chlorofilu w wodach jeziorowych,
3. Chlorofil jako wskaźnik ilości fitoplanktonu,
4. Rola chlorofilu w fotosyntezie glonów,
5. Chlorofil jako wskaźnik wielkości (intensywności) produkcji w jeziorze.

Etapy te w rozwoju zagadnienia nie następowały kolejno po sobie, lecz wzajemnie się wyprzedzały w sposób nieregularny, coraz to przy-

* Praca wykonana z zasiłku Komitetu Hydrobiologicznego PAN.

czyniając się do postępu tych lub innych działań i w sumie do wzrostu ogólnych wiadomości w omawianej dziedzinie. Jakkolwiek jedne z pierwszych badań w świecie nad rozmieszczeniem chlorofilu w jeziorach należą do Polaka (K o ź m i ń s k i 1937 i 1938), a były wykonane w Ameryce, to jednak następne badania z tego zakresu w Polsce, obecnie publikowane, zostały dopiero podjęte przez nas w latach 1954/1955. W międzyczasie C z e c z u g a (1958) ogłosił wyniki oznaczeń ilości chlorofilu w fitoplanktonie 4 jezior Rajgrodzkich przeprowadzonych od wiosny do jesieni 1957 r.

Badania własne zostały wykonane porównawczo na kilkunastu jeziorach Polski w okresie stagnacji letniej oraz w postaci systematycznych obserwacji na jeziorze Charzykowo przez okres półtoraroczny w odstępach miesięcznych.

Prócz chlorofilu mierzono temperaturę wody, nasycenie tlenem, podstawowy skład chemiczny wody i zawartość sestonu w wodzie. Do systematycznych badań nad zawartością chlorofilu wybrano jez. Charzykowo, gdyż jako najdokładniej poznane jezioro w Polsce (S t a n g e n b e r g i jego współpracownicy) umożliwiała ono bardziej uzasadnioną interpretację wyników.

Panu prof. dr Marianowi Stangenbergowi, Kierownikowi Katedry Limnologii i Rybactwa WSR we Wrocławiu, składam serdeczne podziękowanie za ciekawy temat pracy oraz cenną pomoc w jej wykonaniu i opracowaniu.

Metodyka

Studia nad zawartością chlorofilu w sestonie jezior polskich prowadzono na jez. Charzykowo od 31.V.1954 r. do 27.IX.1955 r. Pobierano próby w odstępach miesięcznych ze stanowiska A położonego w okolicy maksymalnej głębokości jeziora.

Studia regionalno-porównawcze przeprowadzono w okresie pełnego nasilenia stagnacji letniej 1954—1956 na 12 jeziorach Polski znajdujących się na terenie:

1. Pomorza Zachodniego (Charzykowo, Ostrowite, Gwiazdy, Kamienne, Suminy),
2. Suwalszczyzny (Hańcza, Wigry, Białe Wigierskie, Muliczne, Suchar Zach., Suchar III),
3. Tatr (Morskie Oko).

Do oznaczeń chlorofilu pobierano 1—5l wody zależnie od typu jeziora. Wodę sączono pod próżnią na sączkach z tzw. twardej bibuły analitycznej (R i l e y 1938, R h o d e, V o l l e n w e i d e r, N e u w e r c k 1956) ekstrahując chlorofil metanolem na gorąco zaraz po odsączeniu sestonu (G e s s n e r 1944), po czym chłodzono w lodówce, sączono do

objętości 10 ml i przechowywano w ciemności w buteleczkach 25 ml do chwili przeprowadzenia odczytów, które wykonywano zaraz po przybyciu do pracowni. Ekstrahowanie chlorofilu przeprowadzono w terenie, zaś oznaczenia fotometrycznie w pracowni. Z braku wzorcowego chlorofilu posługiwano się metodą Harveya (l.c.) używając fotometru Pulfricha i filtru Zeissa S66.

Uzyskane wyniki przeliczono na absolutne ilości chlorofilu za pomocą współczynnika obliczonego dzięki uprzejmości dra J. F. Tallinga (Freshwater Biological Association, Windermere Laboratory), który w jednej z wyhodowanych przez siebie prób okrzemek *Asterionella formosa* oznaczył spektrofotometrycznie zawartość chlorofilu według równań Richardsa & Thompsona 1952, zaś drugą przekazał prof. Stangenbergowi do oznaczenia chlorofilu stosowanymi metodami.

Ponieważ zawarte w próbie 51,4 μg chlorofilu „a” odpowiadało w naszym wykonaniu 180 HPU, to 1HPU = 0,29 μg chlorofilu, a zatem otrzymany współczynnik był zgodny z najczęściej w literaturze spotykanymi wartościami (0,30), Krey (1958) Steemann Nielsen i Jensen (1957).

Oparcie obliczeń o zawartość chlorofilu w hodowli okrzemek było o tyle uzasadnione, że fitoplankton większości naszych jezior, a zwłaszcza jez. Charzykovo (Cabejszek 1950), jest w ogromnym procencie planktonem okrzemkowym. *Asterionella* jest w nim jedną z form dominujących.

Na 12 badanych jezior w 7 obliczono całkowitą zawartość chlorofilu korzystając w przypadku jez. Charzykovo z obliczeń objętości poszczególnych warstw i całego jeziora wykonanych przez Stangenbergą (l.c.), zaś w przypadku jezior suwalskich opierając się na mapach batymetrycznych opracowanych przez Stangenbergę w latach 1933 do 1935 (nie opublikowanych). W przypadku Morskiego Oka posługiwano się mapą batymetryczną Śliwerskiego (1934).

Tlen, barwę, amoniak, azotyny, azotany, azot organiczny, fosforany, żelazo, zasadowość, twardość ogólną i utlenialność oznaczano według metod podanych przez Justa i Hermanowicza (1955) częściowo w terenie, częściowo w Dośw. Stacji Jeziorowej w Charzykowie oraz w pracowni Katedry Limnologii i Rybactwa we Wrocławiu.

Seston oznaczono cedząc 5—10 l wody przez krążek siatki młynarskiej nr 25 w garnku Jaaga, następnie krążek podsuszając na powietrzu, dosuszając w suszarce w około 40°C przez 1 godz. i wstawiając do eksykatora na okres 24 godzin. Różnice wag krążka przed i po cedzeniu podano w mg/l jako wagę sestonu.

Zróźnicowanie zawartości chlorofilu w obrębie jeziora

A. Zróźnicowanie poziome

Jezioro Charzykowo ma kształt wydłużonej rynny, ciągnącej się w kierunku północ—południe z dwoma przewężeniami, które dzielą je na 3 części (misy): południową, środkową i północną.

31.VIII. 1955 r. pobrano z misy południowej 15 prób wody z głębokości 3 m do oznaczeń chlorofilu, na stanowiskach 1—15 (rys. 1):



stanowisko	chlorofil $\mu\text{g/l}$	stanowisko	chlorofil $\mu\text{g/l}$
1	38,4	9	33,9
2	39,0	10	25,5
3	41,1	11	32,1
4	41,1	12	33,6
5	40,5	13	56,1
6	52,5	14	26,1
7	36,9	15	19,5
8	36,9		

Rys. 1. Stanowiska pomiarów pionowego (A—H) i poziomego (1—15) rozmieszczenia chlorofilu w wodzie jez. Charzykowo, 1954 i 1955 r.

Sites of measurements of vertical (A—H) and horizontal (1—15) chlorophyll distribution in water of the Charzykovo lake in 1954 and 1955.

Jak widać, zawartość chlorofilu wahała się w zakresie 19,5 (st. 15) — 56,1 (st. 13) $\mu\text{g/l}$. Najczęstsze zawartości chlorofilu, występujące przeważnie w środkowych partiach misy jeziora (st. 1—9), wynosiły 33,9 — 41,1 $\mu\text{g/l}$.

Z powyższego wynika, że w obrębie jednej misy w poziomym rozmieszczeniu chlorofilu w wodzie na głębokości 3 m istniały znaczne różnice. Największe wystąpiły w partiach przybrzeżnych jeziora, natomiast w części środkowej wykazały wartości bardzo do siebie zbliżone.

Wystąpienie największej ilości chlorofilu na st. 13 jest zrozumiałe, gdyż znajduje się ono w zacisznej, płytkiej zachodniej części południo-

wej misy jeziora. Według C a b e j s z e k (l.c.) miejsce odpowiadające temu stanowisku miało w 1947 r. najbogatszy skład gatunkowy, głównie okrzemkowy, a najuboższe w chlorofil stanowiska 10 i 15 w badaniach C a b e j s z e k (l.c.) okazały się najuboższe w plankton pod względem ilości gatunków.

Różnice stwierdzone w obrębie jednej misy (stan. 1—15) i jednej warstwy wody (3 m) znalazły także wyraz w zróżnicowaniu zawartości chlorofilu na innych głębokościach (0, 3, 5, 8, 10 m) zarówno w obrębie misy południowej (st. A, B, C), jak i w misie środkowej (st. D, E, F) i północnej (st. G, H). Jakkolwiek w obrębie każdej misy ilości chlorofilu wystąpiły tego samego rzędu lub różniły się tylko o 20—30%, to zawartość tego składnika na tej samej głębokości wszystkich trzech mis różniła się bardzo znacznie, nierzadko o 200—300% (Tab. I). Wniosek z tego oczywisty, że przy dokładnym obliczeniu produktywności jeziora na podstawie zawartości chlorofilu w sestonie wody jeziora należy opierać się na możliwie licznych pomiarach wykonanych w płaszczyznach poziomych różnych części jeziora.

T a b e l a I

Poziome rozmieszczenie chlorofilu w różnych głębokościach jez. Charzykowo ($\mu\text{g/l}$)
Horizontal distribution of chlorophyll in different depths of the Charzykowo lake ($\mu\text{g/l}$)

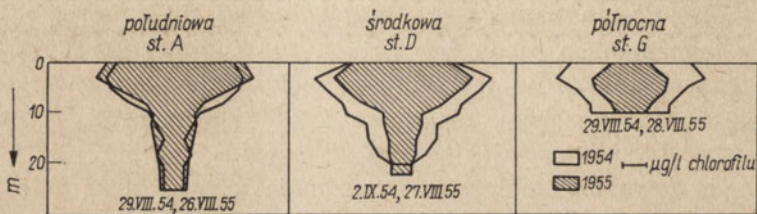
Część jeziora Part of lake	Misa południowa Southern part	Misa środkowa Central part	Misa północna Northern part					Zakres wahań Limits of fluctuation
Data-Date	29.VIII.55	27.VIII.55	28.VIII.55					
Głębokość Depth (m)	Stacje - Sites							
	B	D	E	F	G	H		
0	23,4	39,9	44,1	48,0	15,9	16,5	15,9 - 48,0	
3	44,1	57,0	63,0	63,6	30,0	24,9	24,9 - 63,6	
5	32,1	47,1	57,0	57,9	28,5	25,5	25,5 - 57,9	
8	21,9	31,5	-	39,3	15,0	-	15,0 - 39,3	
10	19,5	15,0	19,5	19,5	10,5	-	10,5 - 19,5	

Najbogatszą w chlorofil okazała się misa środkowa (st. D, E, F), najuboższą — misa północna (st. G, H), wartości pośrednie stwierdzono w misie południowej (st. A, B, C). Wniosek ten potwierdzają zarówno wyniki badań w roku 1954, kiedy każda misa jeziora była reprezentowana przez jedno stanowisko, jak też w roku 1955, kiedy liczbę stanowisk zwiększono prawie trzykrotnie.

Zawartość chlorofilu w misie północnej badana w dwóch punktach G i H wykazała zbliżone do siebie wartości.

Można przypuszczać, że na zmniejszenie ilości chlorofilu na st. H, która leży w zachodniej, płytszej partii jeziora, miała wpływ przepływająca rzeka Brda.

Z powyższego widzimy, że poszczególne misy jez. Charzykowo różniły się między sobą zawartościami chlorofilu także w profilach pionowych, zwłaszcza w przypadkach misy północnej w stosunku do dwóch pozostałych (rys. 2).



Rys. 2. Porównanie zawartości chlorofilu na wybranych stanowiskach poszczególnych mis jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955.

Comparison of chlorophyll content in chosen sites of basins of the Charzykowo lake in 1954 and 1955.

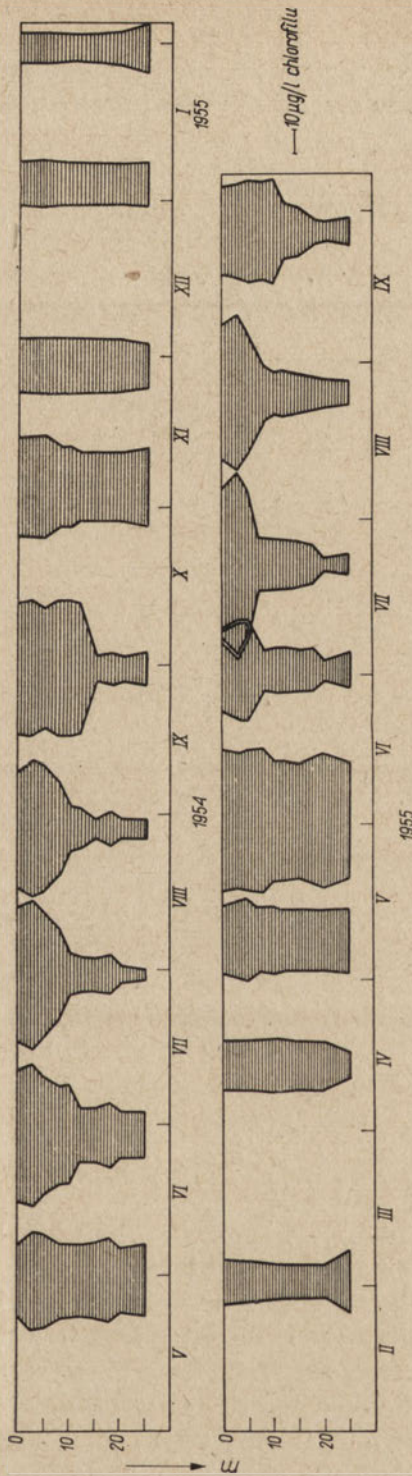
Stanowisko A w południowej misie jeziora, wybrane jako stałe stanowisko poboru prób sezonowych 1954 i 1955, wykazało średnie wartości pod względem zawartości chlorofilu w stosunku do pozostałych stanowisk, charakteryzując wartości bardziej przeciętne.

B. Zróznicowanie pionowe

Istnienie dużych różnic w pionowym rozmieszczeniu chlorofilu w jeziorze wynika z pionowej stratyfikacji żywego fitoplanktonu oraz z opadania jego komórek martwych w głąb jeziora. W przypadku wszystkich stanowisk jez. Charzykowo (rys. 3) największe ilości tego składnika znajdowano w epilimnionie, zaś najmniejsze — w hypolimnionie, przy czym maksima chlorofilowe na przełomie sierpień—wrzesień obydwu lat (1954 i 1955) napotkano wszędzie na głębokości 3 m.

Podobnie jak w jez. Charzykowo w innych badanych jeziorach Polski ostre maksimum chlorofilowe w czasie stagnacji letniej zaznaczało się poważnie na głębokości 3 m. Wyjątkowo w jeziorze Wigry stwierdzono je na 8 m, a w kilku innych jeziorach jeszcze głębiej.

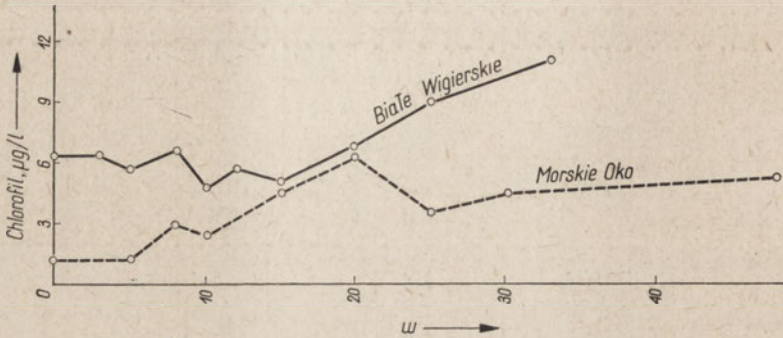
W żadnym z badanych przypadków w jez. Charzykowo w ciągu poszczególnych miesięcy 1954 i 1955 r. ani też w innych jeziorach Polski, mimo gęstego poboru prób, nie stwierdzono minimum ilości chlorofilu



Rys. 3. Kształtowanie się pionowego rozmieszczenia chlorofilu w jez. Charzykovo w latach 1954 i 1955 ($\mu\text{g/l}$).
Vertical chlorophyll distribution in the Charzykovo lake in 1954 and 1955 ($\mu\text{g/l}$).

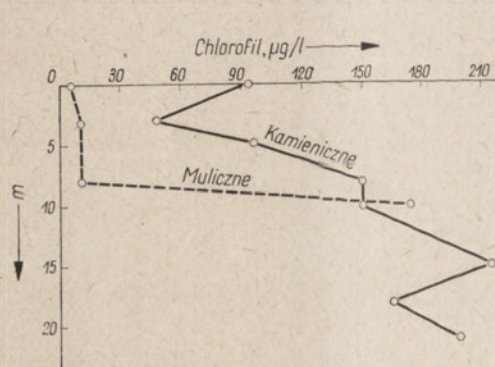
w metalimnionie, jak opisuje Czeczuga (l. c.). Nieco znaczniejsze nagromadzenie chlorofilu w warstwach przydennych stwierdzono natomiast w jez. Charzykowo w styczniu, lutym i marcu 1955 (rys. 3), co mogło się wiązać ze spokojną sedymentacją obumierających pod lodem okrzymek.

Letnie maksima chlorofilowe w hypolimnionie napotkano w jeziorach Morskie Oko, Białe Wigierskie, Kamieniczne i Muliczne. W dwu pierwszych wystąpiły one w wyniku wybitnej przezroczystości wody



Rys. 4. Maksima chlorofilowe na dużych głębokościach jezior głębokich w przezroczystej wodzie (Morskie Oko i Białe Wigierskie).

Chlorophyll maxima in the great depth of deep lakes with clear water (Morskie Oko and Białe Wigierskie).



Rys. 5. Maksima chlorofilowe w przydennej warstwie beztlenowej jezior wybitnie eutroficznych (Kamieniczne i Muliczne) w czasie maksimum stagnacji letniej.

Chlorophyll maxima in the oxygen-free bottom layer of decidedly eutrophic lakes (Kamieniczne i Muliczne) in the period of maximal summer stagnation.

i rozwoju maksimum fitoplanktonowych na dużych głębokościach (rys. 4). Opadające stąd martwe glony łatwo gromadziły się w dolnym hypolimnionie (przypomina to obserwacje Kozmiskiego, l. c., z jezior Wisconsinu). W silnie zeutrofizowanych jeziorach Kamieniczne i Muliczne, przy dnie całkowicie heztlenowym i zawierającym siarkowódór, znacznie nagromadzony chlorofil w hypolimnionie (rys. 5) musiał pochodzić ze źródeł innych analogicznych lub identycznych z tzw.

Wysoki stopień nagrzania wody na głębokości 25 m ($10,1^{\circ}\text{C}$ — 27.IX. 1955 r.) wskazuje na długotrwały kontakt epilimnionu z hypolimnionem, który wydatnie sprzyja produkcji fitoplanktonu, wynosząc z hypolimnionu zapasy soli pokarmowych do epilimnionu. Także w okresie zimy zwraca uwagę znaczne i długotrwałe mieszanie się wody tego jeziora, skoro woda przydenna na 25 m wychłodziła się aż do $2,2^{\circ}\text{C}$.

Okres pełnej cyrkulacji jesiennej 1954 r. rozpoczął się przy 8°C na początku listopada i trwał przez cały listopad i grudzień przy stopniowym wychładzaniu się wody do 4°C i niżej.

Pełną cyrkulację wiosenną zanotowano od połowy kwietnia 1955 przy 3°C do połowy maja przy 8°C . W ostatnich dniach maja i pierwszych dniach czerwca (2.VI.1955) wydostawanie się wody z hypolimnionu praktycznie ustało.

Okresy stagnacji letniej trwały od 31.V. do 30.IX.1954 r. oraz od 2.VI. do końca września 1955 r. i między nimi istniały kilkunastodniowe okresy przejściowe między stagnacją i cyrkulacją w październiku i w połowie maja. Analogiczne przejścia z cyrkulacji jesiennej do stagnacji zimowej z okresu tej stagnacji do cyrkulacji wiosennej były znacznie mniej wyraźne i chyba są bez istotnego praktycznego znaczenia dla rozpatrywanych w pracy problemów.

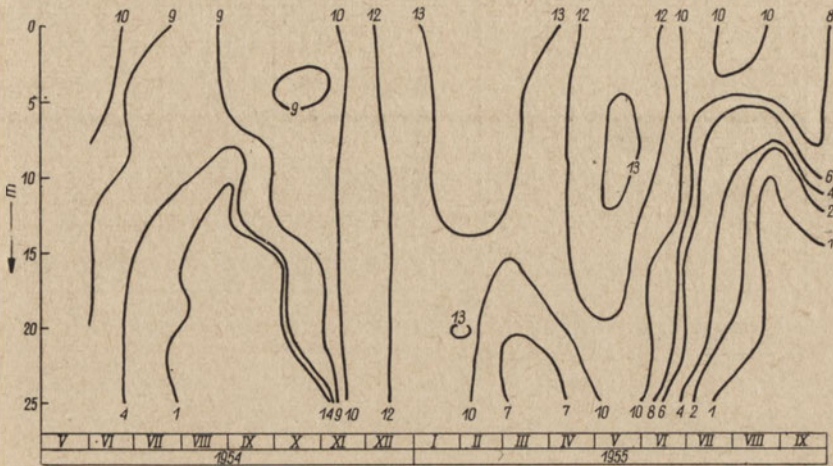
W sumie jez. Charzykowo okazało się jeziorem ciepłym w lecie i silnie wychładzającym się w zimie, o długotrwałych okresach mieszania się wody.

Zawartość tlenu w wodzie powierzchniowej jez. Charzykowo w okresie 1954—1955 r. wahało się (rys. 7) w granicach $8,8 \text{ mg/l O}_2$ — $14,2 \text{ mg/l O}_2$, co wskazuje na dobre natlenienie tej warstwy wody (90—100% nasycenia) oraz na jej częste przetlenienie w pierwszych dniach rozwoju stagnacji letniej, zwłaszcza na głębokości 3 m w wyniku fotosyntezy fitoplanktonu wiosennego (31.V.1954, 9.V.1955, 2.VI.1955).

W miarę postępu stagnacji letniej zmniejsza się przy dnie ilość tlenu do $0,20 \text{ mg/l O}_2$ 29.VIII.1954, podobnie w 1955 (rys. 7). Krzywa tlenu sięga na przełomie sierpień—wrzesień 1954 i 1955 do głębokości 10 m od dna, a zatem w tym czasie cały hypolimnion staje się strefą praktycznie beztlenową, w której może się pojawić siarkowodor. W czasie stagnacji zimowej nie dochodzi do bardziej godnych uwagi ubytków tlenu w przydennych warstwach jeziora, a jego ilości nie maleją poniżej 7 mg/l O_2 .

Powyższy rozwój stosunków termiczno-tlenowych wyraźnie wskazuje na znaczne zaawansowanie procesów eutrofizacji jez. Charzykowo. To ciepłe jezioro, w którym woda przez długi czas ulega intensywnemu mieszaniu, jest bardzo bogate w związki organiczne, które rozkładając

się zużywają wielkie ilości tlenu. Należy zatem oczekiwać pojawienia się w tym jeziorze wielkich ilości sestonu (fitoplanktonu) i chlorofilu przy bardzo ostrym zróżnicowaniu ich uwarstwień pionowych w poszczególnych miesiącach roku, zarówno z przyczyn troficznych, jak też



Rys. 7. Diagram rozmieszczenia tlenu (mg/l O₂) w wodzie jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955.

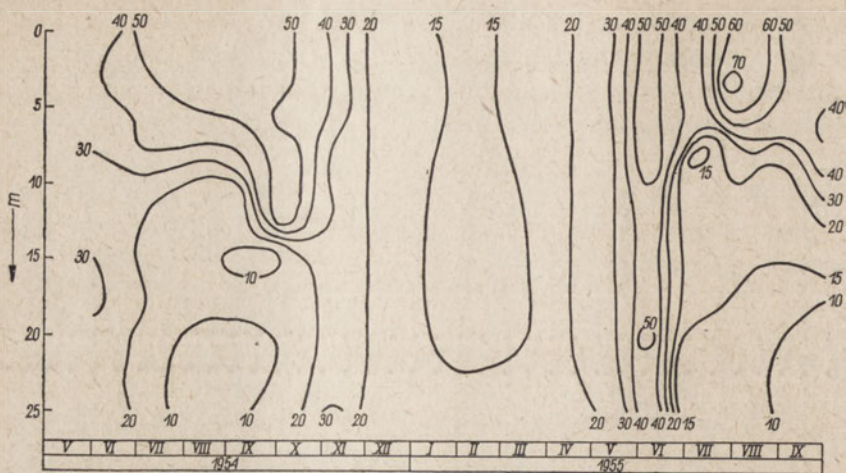
Diagram of oxygen distribution (mg/l O₂) in water of Charzykowo lake in 1954—1955.

ze względu na ostre termiczno-tlenowe różnicowanie jeziora w ciągu roku. Niżej omówione diagramy czasowo-głębokościowe rozmieszczenia chlorofilu i sestonu w jez. Charzykowo całkowicie te wnioski potwierdzają (rys. 8 i 9).

b) Sezonowe zmiany zawartości chlorofilu w jez. Charzykowo w okresie 1954—1955. Zmienność zawartości chlorofilu w jeziorze w ciągu roku może być rozpatrywana w aspekcie:

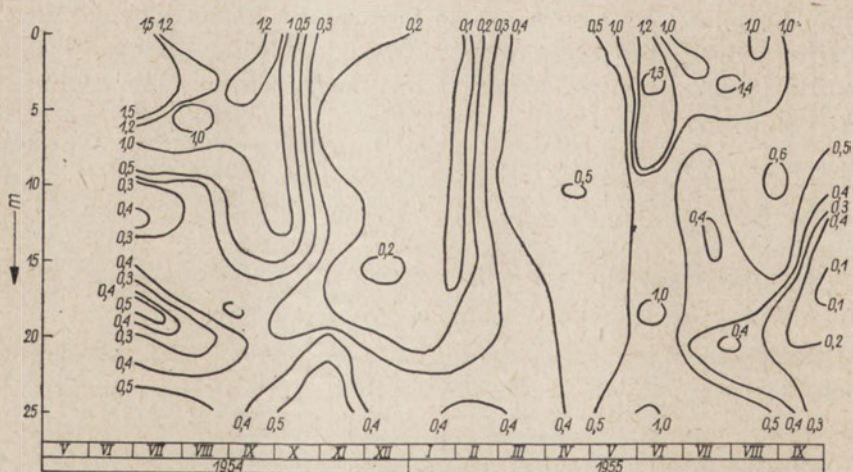
- 1) jego ilości absolutnych w litrze wody,
- 2) ostrości zróżnicowań w pionowych uwarstwieniach,
- 3) zmian zawartości w całej misie jeziorowej w poszczególnych miesiącach, wyrażanych na 1 m² powierzchni jeziora lub na 1 m³ jego wody.

Absolutne ilości chlorofilu w okresie 31.V.1954—27.IX.1955 wahały się na różnych głębokościach jez. Charzykowo (tab. II) w zakresie od 4,5 µg/l (31.VII.1954) w hypolimnionie do 73,5 µg/l (23.VII.1955) w epilimnionie. Jak widać, zarówno ilości maksymalne, jak i minimalne chlorofilu przypadały na okres stagnacji letniej.



Rys. 8. Diagram rozmieszczenia chlorofilu ($\mu\text{g/l}$) w wodzie jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955.

Diagram of chlorophyll distribution ($\mu\text{g/l}$) in water of Charzykowo lake in 1954—1955.



Rys. 9. Diagram rozmieszczenia sestonu (mg/l) w wodzie jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955.

Diagram of distribution of seston (mg/l) in water of Charzykowo lake in 1954 and 1955.

T a b e l a II

Maksima i minima zawartości chlorofilu w pionowych profilach jez. Charzykowo oraz ich stosunek $\frac{\text{maks}}{\text{min}}$ w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r. ($\mu\text{g/l}$)

Maxima and minima of chlorophyll content in vertical profiles of the Charzykowo lake and their $\frac{\text{max}}{\text{min}}$ in single months 1954 and 1955

Data Date	31.V.54	29.VI.54	31.VII. 54	29.VIII. 54	30.IX.54	5.XI.54	29.XI.54	4.I.55	31.I.55
Maks	39,0	56,1	59,1	54,0	54,0	40,5	22,2	19,2	19,8
Min	25,5	18,0	4,5	8,1	10,5	27,0	18,3	16,2	10,8
$\frac{\text{Maks}}{\text{Min}}$	1,53	3,11	13,13	6,67	5,14	1,50	1,21	1,18	1,83
Data Date	2.III.55	14.IV.55	9.V.55	2.VI.55	2.VII.55	23.VII.55	26.VIII.55	27.IX.55	
Maks	25,2	21,0	33,6	57,0	40,5	73,5	61,5	40,5	
Min	12,6	10,8	24,0	45,0	7,5	5,1	9,9	7,1	
$\frac{\text{Maks}}{\text{Min}}$	2,00	1,94	1,40	1,28	5,26	14,41	6,21	5,70	

Maksima zawartości chlorofilu w poszczególnych miesiącach badanego okresu wahały się od 19,2 $\mu\text{g/l}$ do 73,5 $\mu\text{g/l}$. Największe jego wartości znajdowano w okresie stagnacji letniej (31.VII.1954, 23.VII.1955 i 26.VIII.1955), zaś najmniejsze maksima w miesiącach stagnacji zimowej (4.I.1955 i 31.I.1955). Natomiast minima zawartości chlorofilu w tym samym okresie czasu wahały się od 4,5 $\mu\text{g/l}$ do 45,0 μg i najwyższe ilości stwierdzono w obydwu okresach cyrkulacyjnych (2.VI.1955, 5.XI.1954). Stosunek wartości maksymalnych do minimum chlorofilu (tabl. II) wskazuje, że najwyższe wartości powyższego stosunku wystąpiły w okresie stagnacji letniej i wahały się od kilku do kilkunastu. Najwyższy stosunek w roku 1954 wystąpił 31.VII. i wyniósł 13,13, podobnie duży (14,4) napotkano w roku następnym (23.VII.1955). Pozostałe okresy (cyrkulacja jesienna, stagnacja zimowa i cyrkulacja wiosenna) cechował stosunek znacznie niższy, mieszczący się w granicach 1,18—2,00.

Podobnie z rys. 9 wynika, że rozmieszczenie chlorofilu w jeziorze w okresach obydwu cyrkulacji jest mniej więcej jednorodnie, a począwszy od czerwca do połowy października w jeziorze b-mezotroficznym, jakim jest Charzykowo, wykazuje ono kolosalne różnice między epi- i hypolimnionem.

Rozwój uwarstwienia pionowego chlorofilu w jez. Charzykowo (rys. 8) idzie w tym kierunku, że już w maju zaznacza się w klimatycznych warunkach Polski wyraźne maksimum chlorofilowe na głębokości

3 m, które utrzymuje się do sierpnia włącznie, przy ciągłym wzroście ilości chlorofilu w górnej (0—3 m) warstwie epilimnionu. Nieco głębiej zawartość chlorofilu zdecydowanie maleje w okresie czerwiec—sierpień, przy wybitnym ubytku chlorofilu w hypolimnionie. Warstwa metalimnionu odgrywa rolę wybitnie przejściową. We wrześniu i październiku w wyniku postępującej cyrkulacji jesiennej i zwiększania się grubości warstwy nadskokowej absolutne ilości chlorofilu ($\mu\text{g/l}$) są bardzo duże w całym epilimnionie, sięgając nawet dolnej granicy metalimnionu. W hypolimnionie natomiast ilości te, jakkolwiek nieco rosną, są wybitnie małe i wyrównane w stosunku do analogicznych ilości z miesięcy poprzednich. Zdecydowane wyrównanie zawartości chlorofilu w wodzie jeziora stwierdzono w listopadzie mimo pewnej niewielkiej przewagi epilimnionu pod tym względem. W obydwu latach 1954 i 1955 stosunki wrześniowe (z okresu najwyższego natężenia stagnacji letniej) osiągają ten sam zarys krzywej, jakkolwiek we wrześniu 1954 r. chlorofilu w wodzie jeziora było znacznie więcej. Podobnie zachowuje się seston, którego zmiany sezonowe przedstawiono na diagramie (rys. 9), a omówiono niżej.

Ostrość omawianych uwarstwień (tab. II) osiąga maksimum w lipcu. Najbardziej wyrównane stosunki chlorofilowe w litrze wody profilów pionowych wystąpiły w listopadzie, grudniu, styczniu, lutym, marcu, kwietniu i nawet maju, aczkolwiek w tych ostatnich miesiącach zawartości chlorofilu w epi- i hypolimnionie wyraźnie wzrastają.

Zarówno cyrkulację jesienną, jak i wiosenną cechował ten sam rząd absolutnych ilości chlorofilu w wodzie:

Data Date	Chlorofil $\mu\text{g/l}$	
	maks.	min.
31.V.54	39,0	25,5
5.XI.54	40,5	27,0

Uzyskane powyżej liczby wskazują na obecność w obu okresach podobnych warunków fizyko-chemicznych dla rozwoju glonów.

Rozpatrując zmienność całkowitej zawartości chlorofilu w obrębie poszczególnych mis jez. Charzykowo przyjęto jako charakterystyczne dla poszczególnych mis jeziora stosunki chlorofilowe na st. A, D, G. Opierając się na obliczonych przez Stangenberga objętościach wody w jez. Charzykowo między poszczególnymi charakterystycznymi izobotami uzyskano z przeliczenia ogólną zawartość chlorofilu w wodzie poszczególnych mis jeziora (tab. III). Ilości chlorofilu w misie południo-

wej w obydwu latach (1954 i 1955) były prawie identyczne, natomiast w misach pozostałych dość znacznie się różniły. Rok 1954 okazał się korzystniejszy dla misy środkowej i północnej, gdyż ilość chlorofilu była o około 50% wyższa niż w roku następnym.

Tabela III

Roźmieszczenie warstwowe i ogólna zawartość chlorofilu w wodzie poszczególnych mis jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955
Distribution in layers and general content of chlorophyll in water of different basins of the Charzykowo lake in 1954 and 1955

Misa Basin	Warstwa Lager	Objętość Volume (mln m ³)	Chlorofil (kg)	
			1954	1955
Północna Northern	0 - 5	20,100	1 009 020	747 720
	5 - 8	6,350	240 000	137 795
	8 - 10	1,600	50 000	20 340
	>10	0,400	12 600	4 200
Razem - Total		28,450	1 311 620	910 055
Środkowa Central	0 - 5	24,100	1 417 080	1 156 800
	5 - 10	20,100	1 045 200	627 120
	10 - 12	7,200	264 240	108 000
	12 - 15	9,300	257 610	114 510
	15 - 20	9,400	169 000	91 180
	> 20	2,860	21 450	23 166
Razem - Total		72,960	3 174 580	2 120 776
Południowa Southern	0 - 5	12,375	624 937	668 250
	5 - 10	9,100	321 250	257 530
	10 - 12	2,910	49 010	49 880
	12 - 15	3,500	42 000	57 750
	15 - 20	3,400	53 120	44 200
	20 - 25	1,200	9 720	12 600
	> 25	0,160	1 296	1 600
Razem - Total		32,635	1 098 513	1 091 810

Przeliczenie ilości chlorofilu w poszczególnych misach jeziora na jednostkę ich powierzchni potwierdziło istnienie wyżej opisanego poziomego zróżnicowania jeziora, którego stopień w poszczególnych latach był różny:

Stanowisko (misa)	Chlorofil kg/ha	
	1954	1955
A/misa pld./	3,72	3,70
D/misa śr./	5,85	3,91
G/misa pln./	2,58	1,79

Jak widać, największe wahania w ilości chlorofilu w latach 1954 i 1955 wystąpiły w misie północnej (wpływ Brdy) i środkowej (drobne dopływy oraz pośredni wpływ Brdy). Stosunki w misie południowej, najbardziej oddalonej od Brdy i o największej głębokości maksymalnej, okazały się najbardziej stałe. Znacznie mniejsze ilości chlorofilu w 1955 r. w misie północnej i środkowej stoją zapewne w prostym związku z bardziej wilgotnym charakterem tego roku, który spowodował większe przepływy wody i tym samym intensywniejsze przepłukiwanie tych mis jeziora.

Zmiany ilości chlorofilu w wodzie całego jez. Charzykowo w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r., obliczone na podstawie szczegółowej znajomości morfometrii tego jeziora, wskazują (tab. IV), że skrajne wartości mieściły się w zakresie 1531—7080 kg chlorofilu.

Jak wynika z tab. IV, pod koniec maja (31.V.1954 r.) całkowita ilość chlorofilu w jez. Charzykowo wynosiła 4371 kg, po okresie miesięcznym (29.VI.1954) wzrosła do 5459 kg, a w następnych miesiącach (lipiec — sierpień) tylko nieznacznie zmalała. We wrześniu (30.IX.1954) nastąpił znaczny wzrost chlorofilu, osiągając szczyt jesienny 6048 kg. Od tego czasu ilość chlorofilu w wodzie jeziora systematycznie i wydatnie malała, aż 31.I. pojawiło się roczne minimum chlorofilowe w wysokości 1531 kg. Już pod koniec zimy (2.III.1955), mimo istniejącej pokrywy lodowej, ilość chlorofilu znacznie wzrosła, co było zapewne wynikiem poprawy stosunków świetlnych w jeziorze. Wiosenny okres cyrkulacji przyniósł dalszy wzrost zawartości chlorofilu w misie jeziora, który 2.VI. doprowadził do drugiego szczytowego punktu, maksimum wiosennego, równego 7080 kg, wyższego od szczytu jesiennego o około 17%. W lipcu nastąpił gwałtowny spadek zawartości chlorofilu w misie jeziora (do 3741 kg), co byłoby wyrazem znanego ubóstwa planktonu roślinnego w tym czasie. Okres dalszego rozwoju stagnacji letniej cechował ponowny wzrost ilości chlorofilu w stosunku do lipcowego załamania się, ale we wrześniu 1955 r. nie nastąpiło już tak ostre maksimum jak w 1954 r. (wpływ większej ilości opadów w tym roku).

Ilość chlorofilu w okresie maksimum wiosennego (rocznego) stanowiła 462,5% wagi chlorofilu w dniu 31.I. (minimum rocznego).

Z powyższego wynika, że różnice między największą i najmniejszą wagą chlorofilu w jez. Charzykowo w ciągu roku były znaczne, co zresztą jest samo przez się zrozumiałe w naszych warunkach klimatycznych. Średnia roczna zawartość chlorofilu w całej misie wody jez. Charzykowo wynosi 4197 kg. Jeśli natomiast porównywać obydwa okresy produkcyjne jez. Charzykowo w latach 1954 i 1955, to mimo wyżej opisaną znacznej zmienności całkowitej ilości chlorofilu w poszczególnych miesiącach okazuje się zdumiewające podobieństwo w ilościach chloro-

Tabela IV

Rozmieszczenie i zmiany sezonowe ilości chlorofilu w poszczególnych warstwach wody jez. Charzykovo w ciągu kolejnych miesięcy lat 1954 i 1955 (kg)
 Distribution and season changes of chlorophyll content in different layers of water in the Charzykovo lake in successive months in 1954 and 1955 (kg.)

Warstwa głęb. Depth (m)	Objętość Volume (mln m ³)	31.V.54	29.VI.54	31.VII.54	29.VIII.54	30.IX.54	5.IX.54
0 - 3	36 055	1 217	1 931	2 039	1 812	1 931	1 433
3 - 5	20 406	780	1 047	1 123	1 071	1 025	826
5 - 8	24 707	834	1 056	1 082	1 086	1 241	890
8 - 10	12 679	412	494	337	348	685	399
10 - 12	10 586	269	318	167	179	564	310
12 - 15	12 975	379	272	185	156	409	350
15 - 20	12 589	371	268	149	125	145	340
> 20	4 030	109	73	23	33	48	12
Razem - Total	134 027	4 371	5 459	5 105	4 810	6 048	4 560

Warstwa głęb. Depth (m)	29.XI.54	4.I.55	31.I.55	Warstwa głęb. Depth (m)	2.III.55	14.IV.55
0 - 5	1 220	1 033	644	0 - 5	957	1 101
5 - 10	830	662	415	5 - 10	555	757
10 - 15	510	382	254	10 - 15	304	474
15 - 20	264	204	151	15 - 20	159	242
> 20	79	68	66	> 20	76	60
Razem - Total	2 903	2 349	1 530	Razem - Total	2 051	2 634

Warstwa głęb. Depth (m)	9.V.55	2.VI.55	2.VII.55	23.VII.55	26.VIII.55	27.IX.55
0 - 3	1 055	1 985	1 325	2 434	2 082	1 298
3 - 5	665	1 123	817	1 347	1 102	790
5 - 8	730	1 397	686	982	845	982
8 - 10	333	660	209	257	243	508
10 - 12	272	495	191	198	183	333
12 - 15	315	594	220	234	214	259
15 - 20	305	623	251	160	164	215
> 20	100	203	42	27	42	35
Razem - Total	3 773	7 080	3 741	5 639	4 875	4 420

filu znajdujących się w nim w całości okresu wegetacyjnego (tab. V). Jak widać, w ciągu obydwu okresów produkcyjnych (maj — wrzesień) 1954 i 1955 r. zawartość chlorofilu w jeziorze była prawie identyczna (1954 r. — 25793 kg i 1955 r. — 25747 kg).

Tabela V

Zawartość chlorofilu w wodzie jez. Charzykovo w charakterystycznych okresach produkcyjnych (kg)
Chlorophyll content in water of Charzykovo lake in characteristic production periods (kg)

Miesiące - Months	Chlorofil	
	1954	1955
Okres prostego uwarstwiania termicznego Period of thermal stratification		
Maj - May	4 371,5	7 080,0
Czerwiec - June	5 459,0	7 741,0
Lipiec - July	5 105,4	5 637,9
Sierpień - August	4 809,4	4 875,3
Wrzesień - September	6 047,9	4 420,0
Razem - Total	25 793,2	25 747,2
Okres cyrkulacji jesiennej (1954) i wiosennej (1955) Period of autumn (1954) and Spring (1955) circulation		
Listopad - November	4 560	-
Listopad - November	2 902	-
Kwiecień - April	-	2 634
Maj (początek) May	-	3 773
Razem - Total	7 462	6 407

W okresie cyrkulacji jesiennej 1954 r. napotkano nieco większe ilości chlorofilu (7462 kg) aniżeli w okresie cyrkulacji wiosennej (6407 kg), co jest zrozumiałe, gdyż w jesieni jezioro wchodzi w okres cyrkulacji nieomal z pełnym (znacznie powyżej średniej) ładunkiem chlorofilu, zwłaszcza w epilimnionie, podczas gdy cyrkulacja wiosenna następuje po długotrwałych okresach zimowych minimów chlorofilu w jeziorze.

Ubytek masy chlorofilowej w ciągu jesiennej cyrkulacji 1954 r. wynosił w ciągu 24 dni listopada 1658 kg chlorofilu, tj. około 69 kg na do-

bę, od września do listopada ubywało 41,3 kg/doba, od listopada do stycznia 15,4 kg/doba i w ciągu stycznia 30,2 kg/doba chlorofilu.

Wzrost zawartości chlorofilu w jeziorze od końca stycznia do pierwszych dni czerwca wynosił w ciągu 25 dni kwietnia i maja 1099 kg, czyli około 44 kg chlorofilu na dobę. Bardzo gwałtowny i największy w ciągu roku przyrost ilości chlorofilu 129 kg/dobę zaznaczył się w ciągu maja i można wnosić, że pierwsza, najbardziej gwałtowna produkcja fitoplanktonu w jez. Charzykowo odbywa się właśnie w tym miesiącu.

Porównanie całkowitych ilości chlorofilu jez. Charzykowo z lipca i sierpnia lat 1954 i 1955 wskazuje, że w okresie stagnacji letniej chlorofil podlega najmniejszym wahaniom. Podobnie G e s s n e r (1949) stwierdził w jez. Wessling dnia 13.X.1941 i 14.X.1948, a więc w odstępnie 7-letnim, mimo istotnych różnic w pionowym rozmieszczeniu chlorofilu, bardzo podobną zawartość chlorofilu w wodzie tego jeziora. Z powyższych rozważań wypływa wniosek o znaczeniu metodycznym, że okres stagnacji letniej jest okresem dosyć ustabilizowanych stosunków chlorofilowych i wobec tego możliwe jest porównywanie pod tym względem jezior ze sobą w tym czasie.

Wpływ niektórych czynników na zawartość chlorofilu w wodach jeziorowych

Najmniejsze ilości chlorofilu w wodzie jeziora (Charzykowo) wystąpiły pod powłoką lodową w okresie styczeń — marzec, kiedy stosunki świetlne są w nim najgorsze.

Maksimum roczne chlorofilu stwierdzono ostatniego dnia maja, a zatem w okresie długotrwałej insolacji zbiornika wodnego przy stosunkowo znacznej o tej porze roku przezroczystości wody (4—5 m).

Stwierdzono, że okres intensywnej produkcji chlorofilu trwał od maja do września w obydwu latach (1954 i 1955), a więc odbywał się w czasie panowania w jeziorze optymalnych stosunków świetlnych.

Maksima chlorofilowe pojawiały się w większości badanych jezior (przeważnie eutroficznych i mezotroficznych) na głębokości 3 m. W jeziorach o wyjątkowo przezroczystej wodzie maksima te znajdowano znacznie głębiej.

Powyższe uwagi zdają się zgodnie potwierdzać fakt, że klimat świetlny jeziora jest czynnikiem decydującym o rozmieszczeniu ilości chlorofilu (fitoplanktonu) w jeziorach.

Jakkolwiek w zasadzie większość procesów biologicznych zależy od temperatury, w jakiej przebiegają, to jednak nie można przeprowadzić zasady, że im wyższa temperatura, tym intensywniejszy jest przebieg danego procesu. Fitoplankton składa się z różnorodnych gatunków, któ-

rych optima termiczne są bardzo różne, niekiedy przypadające na stosunkowo niski zakres temperatury wody.

Ponieważ plankton jez. Charzykowo (C a b e j s z e k, l. c.) składa się głównie z dwu grup, a mianowicie okrzemek (bardziej zimnolubnych) i sinic (ciepłolubnych), oczywiście, że w zależności od temperatur wody w danym okresie czasu pojawiają się odpowiednie gatunki glonów. W ten sposób właśnie należy tłumaczyć pojawienie się rocznego maksimum chlorofilowego w ostatnich dniach maja 1954 r., gdy temperatury wody w całym słupie wahały się w zakresie 9—12°C. Także maksimum wrześniowe chlorofilu w 1955 r. pojawiło się w jeziorze przy temperaturach w zakresie 8,5—12,8°C, a więc bardzo zbliżonych do wyżej podanego zakresu. Oczywiście skrajnie niskie, zimowe temperatury wody nie sprzyjają produkcji chlorofilu (fitoplanktonu).

Posiadany materiał nie nadaje się do zbyt daleko idącego w tym zakresie analizowania ze względu na to, że górna, najcieplejsza warstwa wody jest równocześnie najlepiej naświetlona i trudno w obserwacjach oddzielić wpływ światła od wpływu temperatury.

Różnice termiczne w wodzie są czasem wskaźnikiem innych istotnych dla produkcji chlorofilu czynników. Stosunkowo niższe temperatury wody północnej misy jez. Charzykowo zbiegają się z najniższymi dla tego jeziora zawartościami chlorofilu w wodzie. W tym przypadku jednak przyczyny zmniejszania się zawartości chlorofilu w wodzie skłoni jesteśmy dopatrywać się nie w obniżeniu się temperatury wody, lecz w stosunkowo intensywnym przepłukiwaniu tej misy przez przepływającą przez nią rzekę Brdę.

Omówione niewielkie zróżnicowanie temperatur w pionowym słupie wody jeziora w końcu maja 1954 i we wrześniu 1955 r. w czasie maksymalnej produkcji chlorofilu jest wskaźnikiem jeszcze znacznego mieszania się wody w maju 1954 r. i już znacznie zaawansowanego postępu cyrkulacji w ostatnich dniach września 1955 r. Cyrkulacja wody bogatej w sole pokarmowe na wiosnę i wydobywanie jej z hypolimnionu do epilimnionu pod koniec stagnacji letniej jest równoznaczne z dostarczeniem soli pokarmowych fitoplanktonowi, a tym samym stworzeniem optymalnych warunków jego rozwoju i wystąpieniem dużych lub nawet maksymalnych ilości chlorofilu w wodzie jeziora.

Pozytywny wpływ obecności fosforanów na zawartość fitoplanktonu w wodzie jest od dawna znany i na tym opierają się zasady fosforowego nawożenia zbiorników wodnych. Na tej zasadzie opierając się N a u m a n n (1932) stworzył podstawy swej klasyfikacji jezior. Jeśli w tym czasie niejednokrotnie stwierdzono w wodach tropikalnych (S t e e m a n n Nielsen 1957) lub w epilimnionie licznych jezior (R h o d e 1958), że

fitoplankton intensywnie mnoży się przy stosunkowo niskich zawartościach fosforanów w wodzie, to pochodzi to między innymi z tej przyczyny, że fosfor związany z komórkami glonów jest oddawany do otaczającej wody w ciągu 1,5 godziny w około 60%, a więc bardzo szybko wraca do obrotu produkcyjnego. Własne badania autora wykazały podobnie, że ścięte rośliny wodne oddają około 75% fosforu całkowitego do wody w postaci fosforanów w ciągu pierwszych 6 godzin, a 85% tego fosforu po 24 godzinach.

Niemniej wydaje się oczywiste, że większe szanse obfitej produkcji fitoplanktonu w jeziorze wystąpią tam, gdzie w wodzie znajduje się stały, chociażby niewielki nadmiar fosforanów. Tam gdzie nowa masa fitoplanktonu może powstawać jedynie w miarę uwalniania się fosforu z obumierających glonów, rzecz jasna wielkość produkcji fitoplanktonu-chlorofilu musi być ograniczona i hamowana.

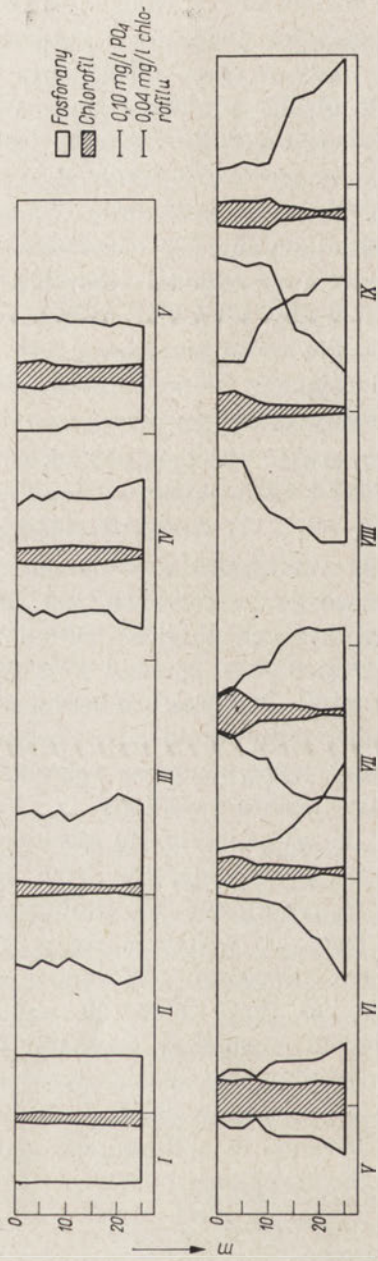
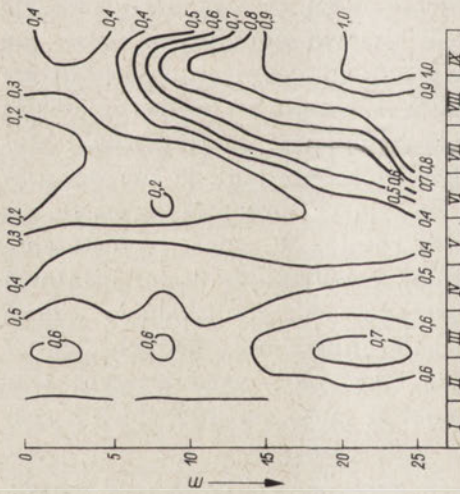
Interpretując przebieg produkcji chlorofilu w jez. Charzykovo w ciągu lat 1954 i 1955 na tle występujących zasobów fosforanowych w wodzie (rys. 10 i 11) dochodzi się do szeregu interesujących stwierdzeń.

Przed wszystkim okazuje się, że woda południowej misy jeziora Charzykovo przez cały rok jest bardzo bogata w fosforany i fosfor związany, których to ilości układają się na wszystkich głębokościach w zakresach 0,14—1,24 mg/l PO_4 fosforanów i co najmniej kilku dziesiętnych mg/l PO_4 fosforu związanego. Cała produkcja roślinna jez. Charzykovo odbywa się zatem przy nadmiarze fosforu w wodzie. Szczególnie duże i równomierne rozmieszczenia ilości fosforanów w wodzie całej misy jeziora wystąpiły w okresie zimowo-wiosennym (rys. 10). Na tym tle wytworzyły się stosunkowo nieznaczne masy chlorofilu sestonowego, gdyż widocznie brak innych warunków (deficyt światła i niskie temperatury) był okolicznością hamującą. Dalszy rozwój stosunków (rys. 11) wskazuje, że w ciągu wiosenno-letniego okresu produkcyjnego zawartość fosforanów w wodzie epilimnionu znacznie się zmniejsza, zaś ilość chlorofilu wybitnie rośnie. W miarę wyostrenia się typowych stosunków stagnacji letniej, a zwłaszcza w jej ostatnich dniach, ogromnie rośnie zawartość fosforanów w hypolimnionie jeziora (rys. 11) przy coraz większym ubytku chlorofilu z najgłębszych warstw jeziora. Jedynie w epilimnionie panuje taki splot podstawowych warunków fizyko-chemicznych, że fitoplankton może się intensywnie rozwiać i wiązać znaczne ilości fosforu fosforanowego.

Przykłady kilku typów uwarstwień fosforanów i chlorofilu w wodzie jezior Polski wskazują, że:

1. Ostre maksimum chlorofilowe może się wytworzyć w jeziorze zawierającym bardzo mało fosforanów i nie wykazującym ich istotnej

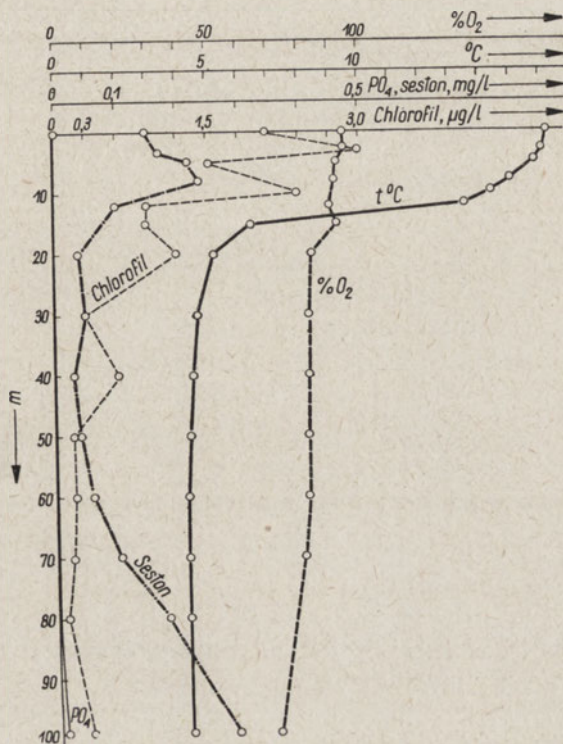
Rys. 10. Diagram rozmieszczenia fosforanów (mg/l PO_4) w wodzie jeziora Charzykowsko w 1955 r.
Diagram of distribution of phosphates (mg/l PO_4) in water of Charzykowsko lake in 1955.



Rys. 11. Kształtowanie się produkcji chlorofilu na tle zasobów fosforanowych wody jez. Charzykowsko w ciągu lat 1954 i 1955.
Production of chlorophyll in connection with the phosphates store in water of Charzykowsko lake in 1954 and 1955.

stratyfikacji (rys. 12 — oligotroficzne jez. Hańcza, a-mezotroficzne jez. Wigry).

2. Nawet przy ostrym maksimum chlorofilowym mogą w wodzie epilimnionu pozostać znaczne nadmiary fosforanów osiągające w warstwach głębszych meta- i hypolimnionu bardzo wysokie wartości i ostrą stratyfikację (jez. Charzykovo pod koniec stagnacji letniej).



Rys. 12. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Hańcza na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 2.IX.56 r.

Vertical stratification of chlorophyll and seston in Hańcza lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 2.VIII.1956.

3. Przy ilościach fosforanów w wodzie rzędu setnych mg/l PO_4 nie dochodzi w jeziorze do wytwarzania maksimum chlorofilu w epilimnionie (jez. Białe Wigierskie).

4. W jeziorze dystroficznym przy śladowych ilościach fosforanów zawartość chlorofilu w wodzie była niezwykle niska.

W sumie widać, że brak jest ścisłej, pozytywnej lub negatywnej, zależności między zawartością fosforanów i chlorofilu w wodach jezior.

rowych. Małe ilości fosforanów w wodzie epilimnionu są często wynikiem ich wyczerpania na wielką produkcję chlorofilu, pewna wolna ich rezerwa nie może jednak tej produkcji hamować.

Chlorofil w wodzie niektórych jezior Polski

Opierając się na pracach Stangenberga (l.c.) wybrano 12 najbardziej charakterystycznych pod względem typologicznym jezior Polski, aby porównując zawarte w ich wodzie ilości sestonu i chlorofilu uzyskać zakres pełnej zmienności ilościowej tych cech w skali regionalnej. Porównanie to przeprowadzono w drugiej połowie stagnacji letniej, czyli — jak wyżej udowodniono w studiach nad jez. Charzykovo — w okresie kiedy stosunki chlorofilowe są w wysokim stopniu ustabilizowane.

Badania zostały oparte na pełnych analizach chemicznych wody ze wszystkich charakterystycznych głębokości tych jezior oraz na równoczesnych pomiarach zawartości chlorofilu i sestonu (tab. VI). Ze względu na bogactwo tych materiałów ich szczegółowe omówienie odkładamy do osobnego opracowania, podając w niniejszym tekście tylko najbardziej charakterystyczne informacje, niezbędne do zrozumienia środowiska, w którym dane stosunki chlorofilowe wykształciły się.

Jezioro Hańcza. Położone około 20 km na północ od Suwałk, najgłębsze jezioro Polski, powierzchnia 305,84 ha, maksymalna głębokość 108,5 m, średnia głębokość 39,96 m.

2.IX.1956 r. temperatura wody powierzchniowej wynosiła 16,3°C, zaś na głębokości 99 m — 4,3°C (rys. 12). Skok termiczny przebiegał na głębokości 12—15 m. Nasycenie tlenem wody powierzchniowej 94,3% O₂, nad dnem 71,6% O₂. Niewielki wzrost absolutnych ilości tlenu na 15 m wywołany był spadkiem temperatury wody w tej warstwie.

Charakterystyczne jest ubóstwo wody w sole pokarmowe. Azotanów nie wykryto w całym profilu jeziora, podobnie było z fosforanami w górnych warstwach wody. Ślady fosforanów pojawiły się dopiero na głębokości 50 m, a w warstwach głębszych ilości te wzrastały zaledwie do 0,01 mg/l PO₄. Ilości potasu wahały się od 0,75—1,75 mg/l K, a więc też były bardzo niskie.

Niezmiernie niskie w wodzie tego jeziora ilości chlorofilu wykazały ostre zróżnicowanie (rys. 12).

Największe ilości chlorofilu (3,0 µg/l) wystąpiły w epilimnionie na 3 m i na 10 m (podwójne maksimum). W metalimnionie zaznaczył się spadek chlorofilu, następnie nieznaczny jego wzrost na głębokości 20 m i ponowny, wyraźny ubytek w warstwach głębszych. Najmniejsze ilości chlorofilu (0,09 µg/l) znaleziono na głębokości 80 m.

T a b e l a VI

Pionowe zróżnicowanie chlorofilu ($\mu\text{g/l}$) i sestonu (mg/l) w kilkunastu jeziorach Polski
Vertical differentiation of chlorophyll ($\mu\text{g/l}$) and seston (mg/l) in several lakes of Poland

Głębokość (m) Depth	Nazwa jeziora - Name of lake																							
	Hańcza		Morskie Oko		Wigry		Białe Wierchskie		Ostrowite		Gwiardzy		Charzykowiec		Kamiennicze		Suminy		Mulicze		Suchar Zach.		Suchar III	
	2.IX.56		22.VIII.56		6.IX.56		31.VIII.56		1.IX.54		23.VII.55		26.VIII.55		21.VII.59		21.VIII.53		4.IX.56		5.IX.56		5.IX.56	
	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S	Ch	S
0	2,1	0,15	1,2	0,05	5,7	0,29	6,3	0,11	4,5	0,26	18,0	-	54,0	1,30	93,0	0,92	88,5	3,16	6,9	0,36	3,9	0,10	2,55	0,08
3	3,0	0,17	1,2	0,14	9,3	0,50	6,3	0,25	7,5	0,46	27,0	-	61,5	1,70	48,0	1,04	108,0	2,86	9,6	0,56	3,9	0,51	23,1	0,12
5	1,5	0,22	1,2	0,18	12,6	0,60	5,7	0,20	8,1	0,46	45,0	-	46,5	1,00	96,0	0,94	118,5	3,54	9,9	0,50				
8	2,1	0,24	3,0	0,24	14,1	0,42	6,6	0,15	3,0	0,30	27,0	-	21,9	0,58	150,0	0,74	129,6	3,44	10,5	0,98				
10	2,4	0,18	2,4	0,14	10,8	0,31	4,8	0,34	4,5	0,50	25,5	-	16,5	0,64	150,0	0,76	48,9	3,96	174,0	0,42				
12	0,9	0,10	-	-	9,9	0,22	5,7	0,44	1,5	0,44	22,5	-	18,0	0,54	-	-	-	-	-	-				
15	0,9	0,08	4,5	0,32	4,2	0,21	5,1	0,40	2,55	0,34	24,0	-	15,0	0,62	214,5	0,48								
18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
20	1,2	0,04	6,3	0,28	1,8	0,15	6,9	0,31	2,55	0,36	15,0	-	12,9	0,36	157,5	0,68								
25	-	-	4,2	0,26	-	-	9,0	0,23	2,25	0,38	-	-	11,1	0,24	198,0	0,52								
30	0,3	0,05	4,5	0,26	1,26	0,22	11,1	0,46	2,25	0,50	15,0	-	9,9	0,50										
40	0,6	0,03	-	0,25	0,39	0,21			2,25	1,20														
50	0,18	0,04	5,4	0,27	0,39	0,23																		
60	0,18	0,06			0,36	0,32																		
70	0,15	0,10																						
80	0,09	0,18																						
99	0,30	0,29																						

Krzywa sestonu tylko ogólnie odpowiada swym przebiegiem krzywej chlorofilu w epilimnionie, a inaczej przebiega w hypolimnionie, gdzie zaznaczył się jego wyraźny wzrost wraz z głębokością.

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jez. Hańcza do typu oligotroficznego.

Jezioro Morskie Oko. Jezioro wysokogórskie położone w Tatrach na wysokości 1392,8 m n.p.m., o powierzchni 33,29 ha, głębokości maksymalnej 50,8 m, średniej 29,46 m (Śliwerski, l. c.)

Temperaturą wody powierzchniowej (rys. 13) stosunkowo niska (12°C), dość rozwarstwiony skok termiczny na głębokości 8—15 m, temperatura wody przydennej $4,0^{\circ}\text{C}$. Nasylenie wody tlenem u powierzchni stosunkowo słabe (80,1‰ O_2), przy dnie 58,2‰ O_2 . Z innych badań wiadomo (Stangenberg, l.c.), że może ono być jeszcze niższe (48,4‰). Słaby wzrost absolutnych ilości tlenu odpowiada gwałtownemu spadkowi temperatury na 10 m.

Zawartość soli pokarmowych w wodzie bardzo uboga. Fosforanów nie wykryto w całym profilu prócz głębokości 3 m, azotany wahały się od 0,005—0,01 mg/l N (NO_3), potas od śladów do 0,25 mg/l K, ilość wapnia była bardzo mała przy twardości ogólnej około 23 mg/l CaCO_3 . Bardzo nikiłe, chociaż większe niż w jez. Hańcza ilości chlorofilu wystąpiły w całym hypolimnionie. Woda powierzchniowa okazała się najuboższa w ten składnik (1,2 $\mu\text{g/l}$).

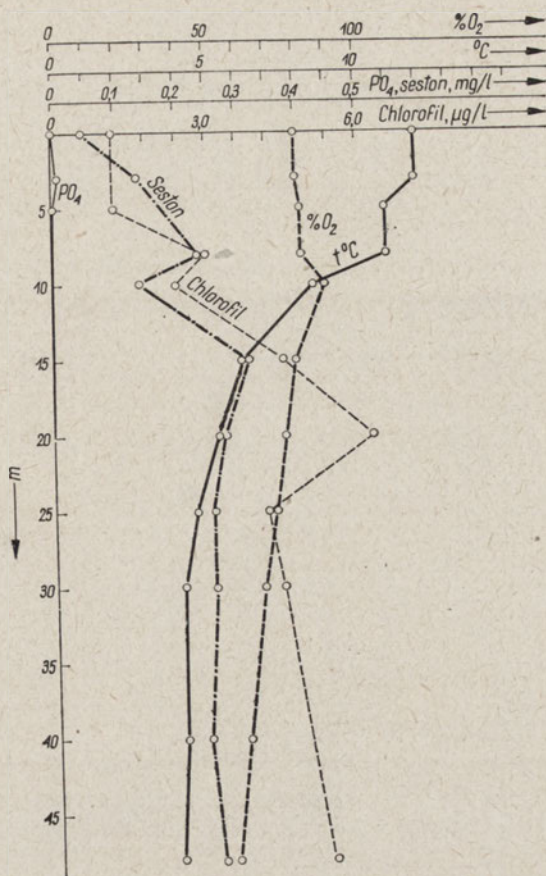
Maksimum chlorofilu (6,3 $\mu\text{g/l}$) na głębokości 20 m omówiono wyżej, jako wyraz charakterystycznych stosunków świetlnych jeziora. Wzrostowi zawartości sestonu w hypolimnionie towarzyszyło zwiększanie się ilości chlorofilu (rys. 13).

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jez. Morskie Oko do typu oligotroficznego (z pewnymi zastrzeżeniami).

Jezioro Wigry. Położone kilkanaście km na południowy wschód od Suwałk, o dużej powierzchni — 2166,18 ha, mocno rozwiniętej linii brzegowej (4,69), maksymalnej głębokości 73 m, głębokości średniej 15,53 m (Stangenberg 1936).

Temperatura wody powierzchniowej (6.IX.1956) wynosiła $17,0^{\circ}\text{C}$, przy dnie na głębokości 60 m — $5,2^{\circ}\text{C}$ (rys. 14). Skok termiczny bardzo wyraźny na głębokości 10—15 m. Nasylenie tlenem wody epilimnionu wahało się w granicach 93,2—96,7‰ O_2 nad dnem spadło do 56,7‰ O_2 .

W składzie chemicznym wody jez. Wigry zwracają uwagę małe zawartości azotu mineralnego przy stosunkowo większych ilościach fosforanów (0,02—0,08 mg/l PO_4) wzrastających z głębokością jeziora. Zawartość potasu w wodzie wahała się od 1,25—1,75 mg/l K, była więc mała. Z pionowego rozmieszczenia chlorofilu na tym tle (rys. 14) widać,



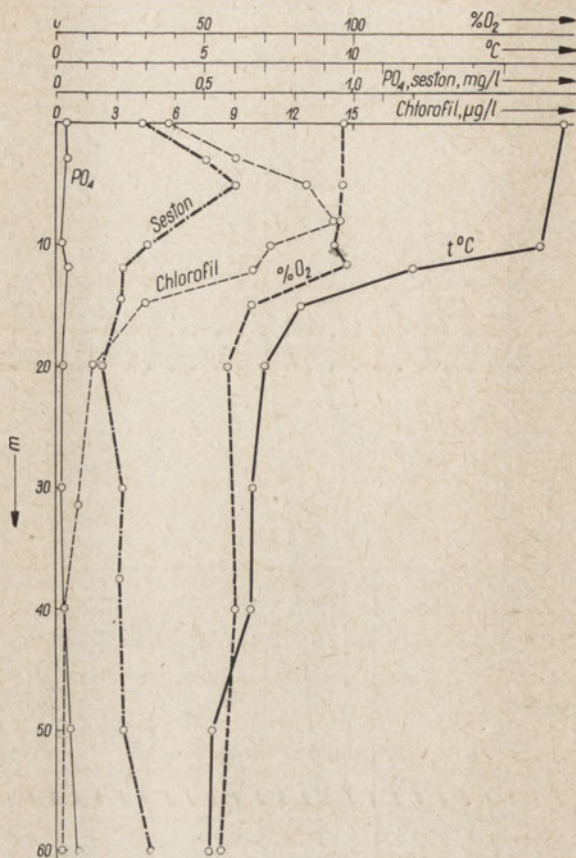
Rys. 13. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Morskie Oko na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 22.VIII.1956 r.

Vertical stratification of chlorophyll and seston in the lake Morskie Oko in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 22.VIII.1956.

że główne jego ilości występowały w epilimnionie, maksimum (14,1 µg/l) na głębokości 8 m. Minimum (0,36 µg/l) chlorofilu napotkano w przydennej wodzie jeziora. Krzywa sestonu w ogólnym zarysie przypomina przebieg krzywej chlorofilu (brak oznaczeń z 8 m), przy czym zwraca uwagę, że seston w epilimnionie zawierał procentowo więcej chlorofilu aniżeli w hypolimnionie. Związku z krzywą fosforanu nie widać.

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jez. Wigry do typu a-mezotroficznego.

Jezioro Białe Wigierskie. Leży obok jeziora Wigry, w przeszłości tworzyło z nim jedną całość. Powierzchnia jeziora wynosi



Rys. 14. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Wigry na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 6.IX.1956 r.

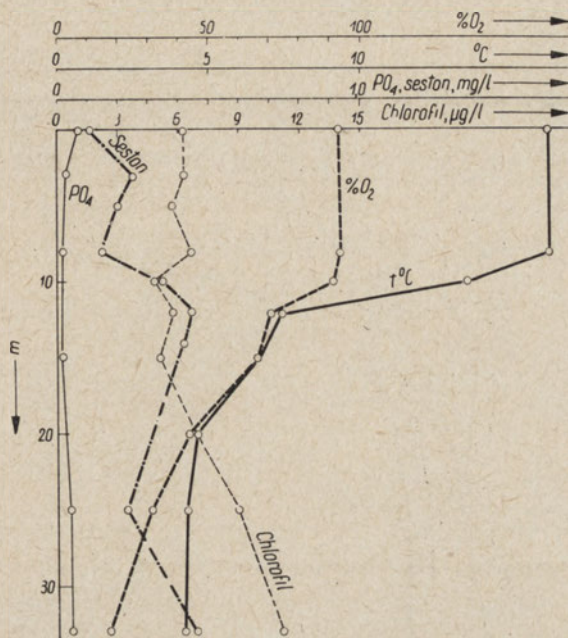
Vertical stratification of chlorophyll and seston in the Wigry lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 22.VIII.1956.

108,27 ha, maksymalna głębokość 34,0 m, średnia 11,73 m (Stangenber g, l.c.)

W całym grubym epilimnionie stwierdzono homotermię przy 16,2°C (rys. 15). Ostry skok termiczny wystąpił na głębokości 8—12 m. Temperatura wody przy dnie wynosiła 4,2°C. Nasycenie tlenem wody w warstwach powierzchniowych równe było 93,2% O₂, zaś 1 m nad dnem 17,5% O₂. W stosunku do danych badań Stangenberga (l.c.) oznacza to znaczny postęp eutrofizacji.

Zawartość fosforanów wahała się od 0,02 do 0,07 mg/l PO₄ i przypominała ilości z jez. Wigry (rys. 14). Zawartość potasu w wodzie wahała się od 0,75 do 1,75 mg/l K, czyli tak samo jak w Wigrach. Piono-

we rozmieszczenie chlorofilu bardzo przypomina stosunki w Morskim Oku, gdzie w wyniku ogromnej przezroczystości wody główne ilości chlorofilu pojawiły się w hypolimnionie. Maksimum (11,1 $\mu\text{g/l}$) wystąpiło przy dnie, minimum na 10 m. Na jednakowe rozmieszczenie chlorofilu w epilimnionie miało wpływ wymieszanie wody.



Rys. 15. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Białe Wigierskie na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 31.VIII.1956 r.

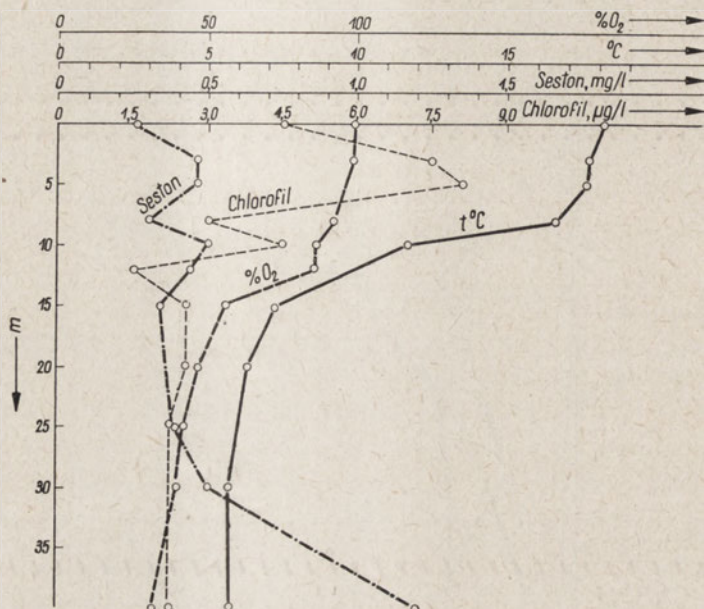
Vertical stratification of chlorophyll and seston in the Białe Wigierskie lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 31.VIII.56.

Krzywa chlorofilu w wodzie jez. Białe Wigierskie przebiegała dość niezależnie od krzywej sestonu. Można przypuszczać, że jest to wynikiem znacznej zawartości tryptonu-detritusu, nanoszonego do jezior z bezpośrednio przyległych lasów, oraz pyłu gliniastego z obsypujących się stromych brzegów jeziora. Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jez. Białe Wigierskie do jezior przejściowych grupy a-b-mezotroficznej.

Jezioro Ostrowite. Leży około 8 km na wschód od jez. Charzykowo. Powierzchnia według danych Katalogu Jezior Polski (1954) wynosi 288 ha. Mapy batymetrycznej brak. Na podstawie własnych pomiarów można przypuszczać, że maksymalna głębokość tego jeziora wynosi około 40 m.

Temperatura wody powierzchniowej (1.IX.1954) wynosiła 18,2°C, przy dnie na głębokości 33 m — 4,2°C. (rys. 16). Rozwarstwiony skok termiczny wystąpił na głębokości 8—13 m. Najwyższe nasycenie wody tlenem wystąpiło u powierzchni (99,0‰), najniższe przy dnie (31,6‰).

Analizy chemicznej wody w tym czasie nie wykonano. Własne badania prowadzone na tym jeziorze w okresie wcześniejszym (25.VIII.



Rys. 16. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Ostrowite na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 1.IX.1954 r.

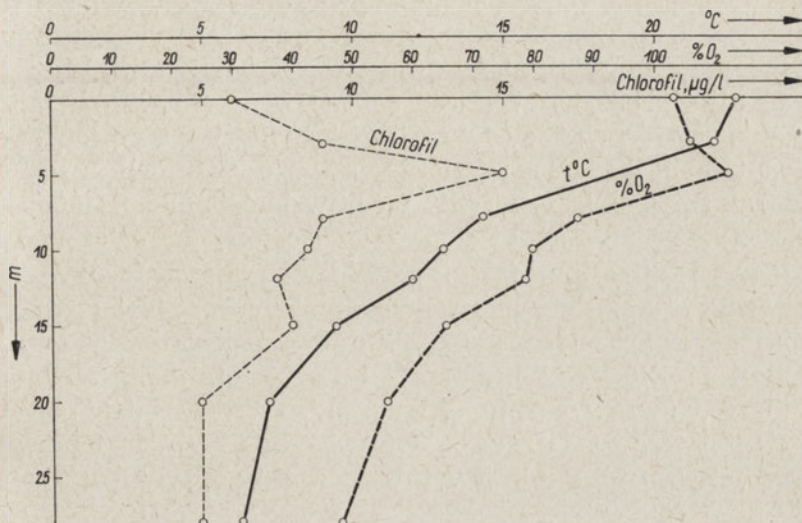
Vertical stratification of chlorophyll and seston in the Ostrowite lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 1.IX.1954.

1949) wykazały duże podobieństwa w stosunkach termicznych i tlenowych do okresu z 1.IX.1954. Ilość wykrytych wówczas fosforanów w wodzie wahała się od 0,02 do 0,16 mg/l PO₄, zaś azotanów od 0,01 do 0,03 mg/l N (NO₃).

Główne, aczkolwiek ogólnie biorąc dość niskie ilości chlorofilu napotkano w epilimnionie. Maksimum chlorofilowe (8,1 µg/l) wystąpiło na głębokości 5 m, minimum (1,5 µg/l) na 12 m. Pionowe rozmieszczenie chlorofilu przedstawia rys. 16. Znalezione ilości soli pokarmowych w tym jeziorze wskazują, że stwierdzone ilości chlorofilu są za niskie i że należałoby spodziewać się wyższych wartości.

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jezioro Ostrowite do grupy przejściowej a-b-mezotroficznej.

Jezioro Gwiazdy. Położone około 12 km na zachód od m. Bytów. Temperatura wody powierzchniowej wynosiła 23.VIII. 1955 r. — 22,7°C, zaś przy dnie na głębokości 28 m — 6,3°C (rys. 17). Skok termiczny wystąpił w zasadzie na głębokości 3—8 m, jednak wybitne rozwarstwienie termiczne objęło grubą warstwę wody aż do 20 m włącznie. Epilimnion



Rys. 17. Pionowe uwarstwienie chlorofilu w jez. Gwiazdy na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 23.VII.1955 r.

Vertical stratification of chlorophyll in the Gwiazdy lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 23.VII.1955.

był przesycony tlenem z maksimum na głębokości 5 m (12,4% O₂). Mimo tak „eutroficznych” stosunków na głębokości 28 m (1 m nad dnem) pozostało jeszcze pod koniec stagnacji 48,0% O₂.

Z materiałów Stangenberga wynika, że skład chemiczny wody tego jeziora cechuje niska zawartość soli pokarmowych, zwłaszcza fosforanów występujących od setnych mg/l PO₄ w epilimnionie do tylko nieco większych zawartości w warstwie przydennej. Maksimum ilości chlorofilu (45,0 µg/l) w wodzie wystąpiło na 5 m, minimum (15,0 µg/l) przy dnie.

Bardzo ostremu maksimum chlorofilu na 5 m towarzyszyło maksimum tlenowe, które widocznie powstało w wyniku procesów fotosyntezy nagromadzonego w tej warstwie fitoplanktonu. Próby sestonu uległy zniszczeniu w czasie transportu.

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć jez. Gwiazdy do grupy przejściowej a-b-mezotroficznej.

Jeziro Kamieniczne. Położone około 14 km na zachód od m. Bytów. Napotkana głębokość maksymalna tego jeziora wynosiła 25 m. Podobnie jak w badanym w tym samym czasie jez. Gwiazdy woda powierzchniowa (23.VIII.1955) była wybitnie nagrzana ($23,1^{\circ}\text{C}$), a skok termiczny zaznaczał się niewyraźnie ze względu na silne rozwarstwienie termiczne całego profilu pionowego (rys. 18). Temperatura wody przy dnie ($8,5^{\circ}\text{C}$) była stosunkowo wysoka. Epilimnion był przesycony tlenem, a maksimum natlenienia ($114,8\%$ O_2) wystąpiło na 3 m. Już w metalimnionie ilość tlenu gwałtownie spadała, a na 15 m i poniżej tlenu nie znaleziono. W czasie poboru wody z hypolimnionu silny zapach siarkowodoru wskazywał na jego duże ilości w tej strefie. W składzie chemicznym wody tego jeziora zwracał uwagę mały zasób w sole pokarmowe, szczególnie fosforany. Woda w hypolimnionie miała zabarwienie różowe od mikroorganizmów. Ilości chlorofilu znalezione w tym jeziorze (rys. 18) były największe spośród wszystkich badanych zbiorników. Pojawiły się one głównie w hypolimnionie z maksimum $214,5 \mu\text{g/l}$ na 15 m. Epilimnion miał także znaczne ilości chlorofilu, lecz w stosunku do hypolimnionu były one przeszło dwukrotnie mniejsze. Minimum chlorofilu ($48,0 \mu\text{g/l}$) wystąpiło na 3 m, tak że niezrozumiałe jest równoczesne wystąpienie na tej głębokości przesylenia tlenem i największej ilości sestonu w przebiegu krzywej, w którym poza tym nie zanotowano nic godnego uwagi.

Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć Jez. Kamieniczne do typu wybitnie eutroficznego.

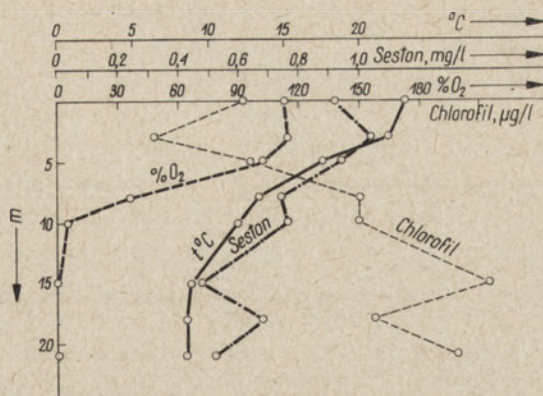
Jeziro Suminy. Położone 14 km na południe od Bytowa o powierzchni 403 ha, głębokości maksymalnej około 15 m, głębokości średniej około 3 m.

28.VIII.1954 r. epilimnion grubości 8 m wykazywał jednakową temperaturę $16,7^{\circ}\text{C}$ (rys. 19). Skok termiczny wystąpił tuż nad dnem na głębokości 8—10 m. Temperatura przy dnie wynosiła $13,7^{\circ}\text{C}$. Nasycenie tlenem wody epilimnionu słabe, wahało się od 82,1 do 83,7%, a nad dnem spadało do 33,8% O_2 .

Jeziro cechowało bogactwo chlorofilu (rys. 19), którego wielkie ilości ($88,5 \mu\text{g/l}$) wystąpiły w epilimnionie, a największe ($129,6 \mu\text{g/l}$) tuż nad warstwą skoku termicznego. Najmniejsze ilości chlorofilu stwierdzono przy dnie ($48,9 \mu\text{g/l}$). Duże ilości sestonu (rys. 19) na ogół wznęstały z głębokością jeziora.

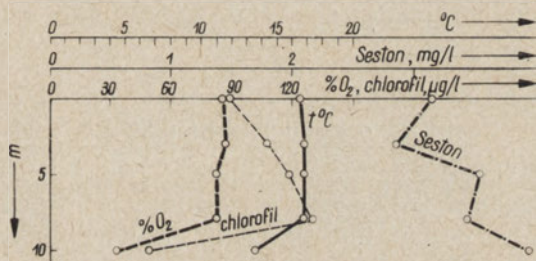
Łączna ocena powyższych stosunków kwalifikuje jezioro Suminy do typu stawowego w zakresie jezior eutroficznych.

Jeziro Muliczne. Jedno z jezior suwalskich, położone kilka km na zachód od Jez. Białe Wigierskie, posiada powierzchnię 25,63 ha,



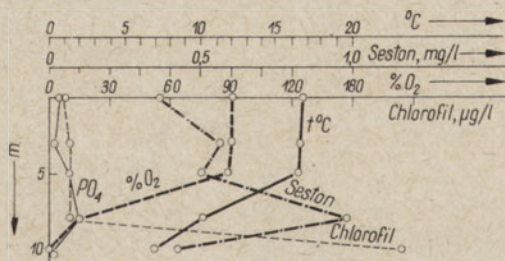
Rys. 18. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Kamieniczne na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 21.VII.1955 r.

Vertical stratification of chlorophyll and seston in the Kamieniczne lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions 21.VII.1955.



Rys. 19. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Suminy na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 29.VII.1955 r.

Vertical stratification of chlorophyll and seston in the lake Suminy in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions, 29.VII.1955.



Rys. 20. Pionowe uwarstwienie chlorofilu i sestonu w jez. Muliczne na tle aktualnie stwierdzonych stosunków termiczno-tlenowych 4.IX.1956 r.

Vertical stratification of chlorophyll and seston in the Muliczne lake in connection with the actually stated thermal and oxygen conditions, 4.IX.1956.

maksymalną głębokość 11,3 m, głębokość średnią — 4,97 m (wg danych Stangenberga, l.c.)

Temperatura wody powierzchniowej 4.IX.1956 r. wynosiła 16,7°C, 1 m nad dnem — 7,0°C (rys. 20). Skok termiczny rozpoczął się na 5 m i sięgał do dna. Woda w epilimnionie wykazała nasycenie tlenem od 87,6 do 90,1‰, w metalimnionie zaznaczył się gwałtowny spadek zawartości tlenu, a na głębokości 10 m nad dnem tlen był całkowicie wyczerpany. Woda z tej głębokości odznaczała się zapachem siarkowodoru, barwa wody była różowa od mikroorganizmów. W letnim składzie chemicznym wody ilości wykrytych fosforanów wahały się od 0,02 do 0,10 mg/l PO₄, potasu zaś od 0,75 do 3,0 mg/l K, zatem wyczerpania tych związków poniżej ilości dostępnych dla roślin wodnych nie stwierdzono mimo istnienia pełnej stagnacji w tym wybitnie eutroficznym jeziorze.

Ilość chlorofilu w wodzie od powierzchni do 8 m była niska, nie przekraczała 11,0 µg/l, a na głębokości 10 m stwierdzono gwałtowny jej wzrost do 174,0 µg/l. Nie wydaje się, aby ten wzrost był pochodzenia fitoplanktonowego, jednak zagadnienie wymaga bliższych badań. Łączna ocena powyższych stosunków pozwala zaliczyć Jez. Muliczne do typu wybitnie eutroficznego.

Jezioro Suchar III. Małe, położone wśród lasów suwalskich koło Jez. Krzywe. Jezioro o powierzchni 0,38 ha, maksymalnej głębokości 5,0 m, średniej głębokości 1,63 m (Stangenberg, l.c.).

Temperatura wody (5.IX.1956) wynosiła u powierzchni 19,5°C, na 3 m — 17,5°C. Nasycenie tlenem wody powierzchniowej równe było 76,0‰ O₂, na głębokości 3 m — 71,2‰ O₂.

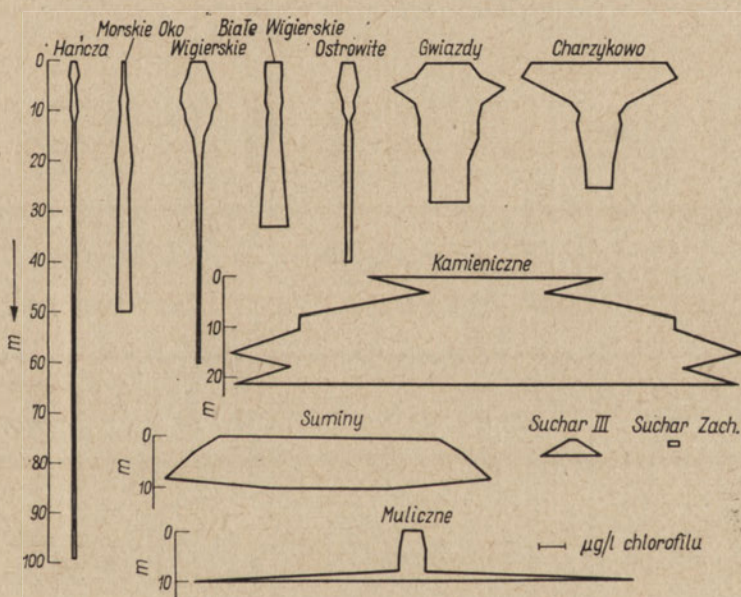
Zę składu chemicznego wody wynika, że Suchar III jest bardzo ubogi w sole pokarmowe. Fosforanów wykryto 0,00—0,01 mg/l PO₄, azotanów 0,01 mg/l N (NO₃), potasu 0,25—0,50 mg/l K, wapnia bardzo mało (twardość ogólna 10 mg/l CaCO₃), pH (wg badań Stangenberga, l.c.) wynosiło 4,7. Suchar III jest końcowym etapem starzenia się jezior. Tego typu zbiorniki (acidodystroficzne) nazwał Stangenberg (l.c.) „sucharami”. Obecnie zwraca uwagę stosunkowo mniej intensywna barwa wody, którą autor ten określał swego czasu jako „koloru mocnej herbaty”. Możliwe, że prace regulacyjne zmieniły charakter tego jeziora.

Ilości chlorofilu tego płytkiego zbiornika były bardzo małe u powierzchni (2,55 µg/l), jednak na 3 m osiągnęły 23,1 µg/l.

Jezioro Suchar Zachodni. Położone w pobliżu jez. Wigry. Podobne do Sucharu III, leśne jezioro o powierzchni 1,25 ha, maksymalnej głębokości 3 m, głębokości średniej 1,56 m (Stangenberg, l.c.). Wodę pobrano tylko z głębokości 1 m z powodu łatwo unoszących się osadów dennych. Temperatura wody u powierzchni wynosiła 18°C,

na głębokości 1 m — $17,6^{\circ}\text{C}$. Nasylenie tlenem wody powierzchniowej w granicach 76,4—77,0‰ O_2 . Ubóstwo fosforanów (0,01—0,02 mg/l PO_4), ślady azotanów i małe ilości potasu (ślady — 0,25 mg/l K) oraz wapnia (twardość ogólna 15 mg/l $\text{Ca}\cdot\text{CO}_3$) wskazują na wybitny brak elektrolitów w tym jeziorze. Również ilości chlorofilu okazały się bardzo małe, u powierzchni i na 1 m jednakowe (3,9 $\mu\text{g/l}$). Zawartość sestonu była bardzo niska (0,1—0,5 mg/l). Jezioro typu acidodystroficznego — „suchar”.

Porównując na podstawie powyższych charakterystyk absolutne ilości chlorofilu, jakie można napotkać w litrze wody jezior polskich (Tab. VI), widzimy, że cały okres zmienności w okresie stagnacji letniej mieści się w przedziale 0,4—214,5 $\mu\text{g/l}$ chlorofilu przy ogólnym zróżnicowaniu stratyfikacji pionowej tego składnika w każdym jeziorze w zakresach zestawionych w tab. VII. Napotkane ilości maksymalne mieszczą się całkowicie w podanym na wstępie zakresie zawartości chlorofilu w wodach jezior świata.



Rys. 21. Pionowe rozmieszczenie chlorofilu w wodzie bardziej charakterystycznych jezior Polski.

Vertical distribution of chlorophyll in the water of more characteristic lakes in Poland.

Rozpatrując napotkane charakterystyczne „wzory” pionowych uwarstwień chlorofilu w wodach jeziorowych Polski (rys. 21), abstrahując od wyżej omówionych w odpowiednim rozdziale rodzajów stratyfikacji

Tabela VII

Zawartość chlorofilu (kg) w poszczególnych warstwach i w całej misie badanych jezior pod koniec stagnacji letniej
 Chlorophyll content (kg.) in different layers of water and in the entire basin of studied lakes towards the end of summer stagnation

Głębokość Depth (m)	Hańcza - Lake		Wigierskie - Lake		Muliczne - Lake		
	Objętość Volume (mln.m ³)	Ogółem Total (kg)	Głębokość Depth (m)	Objętość Volume (mln.m ³)	Głębokość Depth (m)	Objętość Volume (mln.m ³)	Ogółem Total (kg)
0-10	26 900	43,6	0-3	55 269			
10-20	22 700	30,6	3-5	32 600		606	5,0
20-30	18 800	14,1	5-10	70 354		288	2,8
30-40	15 400	6,9	10-20	96 718		367	35,0
40-50	11 825	4,6	20-30	48 812		12	
50-60	8 655	1,6	30-40	22 113			
60-70	6 695	1,0	40-50	8 045			
70-80	5 215	0,6	50-60	2 165			
80-90	3 550		60-70	275		1 273	42,8
90-100	1 885	1,2	>70	2			
> 100	585						
Razem - Total	122 210	104,2	Razem - Total	336 353			
Morskie Oko - Lake							
Białe Wigierskie - Lake							
0,5	1 557	1,9	0-3	2 642			
5-10	1 372	3,0	3-5	1 519			
10-15	1 262	4,4	5-10	3 228			
15-20	1 188	6,4	10-15	2 487			
20-25	1 086	5,7	15-20	1 571			
25-30	981	4,3	20-25	872			
30-40	1 587	7,8	25-30	335			
40-50	774	3,8	>30	36			
Razem - Total	9 808	37,3	Razem - Total	12 690			
Suchar Zachodni - Lake							
			0-1			10,7	0,076
			1			8,8	
Razem - Total			Razem - Total			19,5	0,076
Suchar III - Lake							
						6,2	0,079
Razem - Total			Razem - Total			6,2	0,079

pionowej chlorofilu w wodzie jeziora, widzimy, że uwarstwienie to może być niezmiernie różnorodne w zależności od absolutnej zawartości chlorofilu w wodzie i od kształtu misy jeziora. Jeziora Hańcza, Wigry, Ostrowite, Gwiazdy i Charzykowo przedstawiają zasadniczo ten sam typ uwarstwień pionowych z główną masą chlorofilu w epilimnionie i jego maksimum na głębokości 3 m, jednak w różnym nasileniu zależnie od zdolności produkcyjnych tych jezior. Jeziora Morskie Oko i Białe Wigierskie odbiegają od tego schematu jako jeziora o wodzie wybitnie przezroczystej i ubogiej w sole pokarmowe. Przyczyny takich uwarstwień chlorofilu wymagają odrębnych badań. Pozostałe 3 jeziora: Suminy, Kamieniczne i częściowo Muliczne reprezentują odwrotny typ uwarstwienia chlorofilu w wodzie. Przedstawiają one głębokie zbiorniki o wodzie bardzo bogatej w chlorofil, szczególnie w warstwach głębinowych.

Obydwa „Suchary” są drobnymi i płytkimi zbiornikami, więc w tym przypadku trudno mówić o uwarstwieniu pionowym. Występują tam bardzo małe ilości chlorofilu w wodzie rzędu wielkości napotkanych w Hańczy, Morskim Oku, Ostrowitym, Białym Wigierskim i Wigrach.

Chlorofil a typ jeziora

Wyżej opisane jeziora reprezentują trzy odległe rejony kraju: Pomorze Zachodnie, Suwalszczyzna, Tatry.

Stangenberg (l.c.) na podstawie przeprowadzonych badań 125 jezior suwalskich ustalił odpowiednią klasyfikację typologiczną jezior dla tej części kraju. Badania własne jezior pomorskich dorzecza Wisły (praca w maszynopisie) wykazały, że typologia Stangenberga może być zastosowana także do klasyfikacji jezior pomorskich. Powyższe stwierdzenie ułatwia nam porównywanie tych dwóch, odległych od siebie grup jezior. Klasyfikacja typologiczna badanych jezior na podstawie rozważań poprzedniego rozdziału przedstawia się następująco:

oligotroficzne	Hańcza, Morskie Oko
a-mezotroficzne	Wigry
a-b-mezotroficzne	Białe Wigierskie, Ostrowite
b-mezotroficzne-eutroficzne	Charzykowo
eutroficzne	Kamieniczne, Muliczne
eutroficzne (stawowe)	Suminy
„suchary” (acidodystroficzne)	Suchar III, Suchar Zachodni

Porównując wyniki obecnie przeprowadzonej klasyfikacji z klasyfikacją tych samych jezior suwalskich przeprowadzoną przez Stangenberga przeszło 26 lat temu, stwierdzamy całkowitą zgodność wyników odnośnie do wszystkich badanych jezior z wyjątkiem Jez. Białe Wigierskie. Jezioro to zaliczone przez Stangenberga do jezior oligotroficznych znalazło się obecnie w grupie a-b-mezotroficznych.

Pogorszyły się w nim przede wszystkim stosunki tlenowe, gdyż nasycenie wody tlenem przy dnie w 1934 r. wynosiło 39,6‰ O₂, a w roku 1956 spadło do 17,5‰ O₂. Powyższe zjawisko wskazywałoby na intensywny postęp eutrofizacji jeziora, które w ciągu stosunkowo krótkiego czasu (26 lat) z typu oligotroficznego stało się jeziorem typu a-b-mezotroficznego.

Z jezior pomorskich jez. Charzykowo zaliczone zostało przez Stangenberga, l.c. (na podstawie badań przeprowadzonych w 1947 r.) do grupy jezior b-mezotroficznych.

Skład gatunkowy fitoplanktonu według Cabejszek wskazywał na pewne cechy oligotroficzne (duża ilość okrzemek), a równocześnie wpływy eutroficzne (*Aphanizomenon*) w tym jeziorze. Na podstawie zróżnicowania fauny larw chironomidów Romaniszyn (1950) zaliczył jez. Charzykowo do grupy mezotroficznej. Badania własne późniejsze o 9 lat wykazały, że stosunki tlenowe w tym jeziorze w okresie stagnacji letniej uległy pogorszeniu. W sierpniu (26.VIII.1955) ilość tlenu w metalimnionie wynosiła już tylko 2,0 mg/l O₂, a w hypolimnionie nie przekraczała 1,0 mg/l O₂, czyli nasycenie wody tlenem przy dnie wynosiło zaledwie 2,6‰ O₂. Badania z 1959 r.* wskazały na wyraźnie postępujący proces eutrofizacji tego jeziora pod wpływem stałego dopływu ścieków miejskich. Ilości fosforanów w jeziorze w ciągu całego roku były znaczne i wskazywały na dużą żyzność jeziora. Powyższe dane skłaniają obecnie do zaliczenia jez. Charzykowo do grupy pośredniej między klasą b-mezotroficzną i eutroficzną.

Porównując (tab. VI) maksymalne ilości chlorofilu znalezione w litrze wody wyróżniono 3 grupy jezior. Najmniejsze ilości chlorofilu wystąpiły w grupie jezior oligotroficznych i Sucharze Zachodnim, potem stopniowo wzrastały w grupie jezior mezotroficznych i w Sucharze III, wykazując największe ilości w grupie jezior eutroficznych. Miejsca zajęte przez ubogie w elektrolity Suchary są całkowicie zrozumiałe.

Zakres wahań maksymalnej zawartości chlorofilu w wodzie jezior (µg/l) poszczególnych typów przedstawiał się następująco:

	µg/l
oligotroficzne	3,0— 6,3
Suchary	3,9— 23,1
mezotroficzne	8,1— 61,5
eutroficzne	129,6—214,5

Jeziora oligotroficzne Górnej Bawarii (Gessner) wykazały zbliżony i nieco szerszy zakres wahań 2,1—13,6 µg/l. Znane już silnie eu-

* A. Solski, M. Stangenberg, H. Wieczorek (rkps).

troficzne jez. Wessling w okresie stagnacji letniej zawierało 204 $\mu\text{g/l}$ chlorofilu.

Jedyne w Polsce badania chlorofilowe wykonane przez Czeczugę na kilku jeziorach Rajgrodzkich wykazały w 3 jeziorach typu mezotroficznego (Rajgrodzkie, Białe i Dręstwo) maksymalne zawartości chlorofilu w litrze wody w okresie letnim przy wahaniach 14,0—39,0 $\mu\text{g/l}$.

Jeziro Ślepe typu dystroficznego miało w tym czasie najmniejsze ilości chlorofilu (8 $\mu\text{g/l}$), natomiast Jezioro Krzywe, eutroficzne wykazało największe ilości tego składnika 29.VII.1957 r. — 878/ $\mu\text{g/l}$, a 6.VIII.1957 r. — 384 $\mu\text{g/l}$ chlorofilu.

Tabela VIII

Zawartość chlorofilu w kilkunastu jeziorach Polski pod koniec stagnacji letniej
Chlorophyll content in several lakes of Poland towards the end of summer stagnation

Typ Type	Jeziora Lake	Waga ogółem Total mass (kg)	Maks. ilości Maxim. quantity ($\mu\text{g/l}$)	kg/ha	mg/m ³
Oligotroficzny	Hańcza	104,226	3,0	0,342	0,852
	Morskie Oko	37,316	6,3	1,121	3,804
a - mezotroficzny	Wigierskie	2 605,636	14,1	1,182	7,747
a - b - mezotroficzny	Białe Wigierskie	89,412	11,1	0,873	7,041
	Ostrowite	-	8,1	-	-
	Gwiszdy	-	45,0	-	-
b-mezotrof eutroficzny	Charzykowo	4 875,2	61,5	3,624	36,375
Eutroficzny	Kamieniczne	-	214,5	-	-
	Suminy	-	129,6	-	-
	Muliczne	42,800	174,9	1,670	33,600
Suchary	Suchar III	0,079	23,1	0,210	12,81
	Suchar Zach.	0,076	3,9	0,060	3,9

Porównując wagę chlorofilu na jednostkę powierzchni poszczególnych jezior (kg/ha) widzimy (tab. VIII), że najuboższe w chlorofil okazały się Suchary i jez. Hańcza, które nie przekroczyły 0,5 kg/ha, następnie wyższe ilości posiadało Białe Wigierskie (ok. 0,9 kg/ha), Morskie Oko przekroczyło 1,0 kg/ha i zbliżyło się do jez. Wigry (1,18 kg/ha), zamiast znaleźć się obok jez. Hańcza. Przyczyną tego jest różne położenie geograficzne tych jezior i związane z tym różne ilości energii słonecznej, które do nich docierają. Jak podaje Gessner (1955), wzrostowi wysokości n.p.m. towarzyszy wzrost ilości energii słonecznej. Morskie Oko znajduje się przeszło 1000 m wyżej od jez. Hańcza i jest wysunięte około 500 km dalej na południe. Można by także przypuszczać, że termin

poboru prób w jez. Morskie Oko zbiegł się z okresem maksymalnego rozwoju fitoplanktonu w jeziorze. Także warunki klimatyczne i związane z nimi długi okres zimy mogą wpłynąć na ukazywanie się tylko jednego szczytu chlorofilowego w cyklu rocznym.

Jezioro Muliczne (1,68 kg/ha) okazało się przeszło dwukrotnie uboższe od jez. Charzykowo (3,62 kg/ha), mimo że maksymalne ilości chlorofilu znalezione w litrze wody w tym jeziorze były około 3 razy większe. Trudno powstrzymać się w tym miejscu od uwagi, że jednak stały dopływ fosforanów z oczyszczalni ścieków miejskich i wywołane tym wyżej opisane bogactwo wody jez. Charzykowo w ten składnik znalazło wyraz w wyjątkowo wysokiej zawartości chlorofilu. Odnośnych cyfr nie możemy porównać z danymi Czeczugi (l.c.) dla jezior Rajgrodzkich, gdyż obliczał je na 1 m² bez uwzględnienia objętości i kształtu misy tych jezior. Brak map batymetrycznych z 4 badanych przez nas jezior pomorskich, Gwiazdy, Kamieniczne, Ostrowite, Suminy, uniemożliwił przeprowadzenie dalszych porównań. Najmniejsze ilości chlorofilu posiadały jeziora typu oligotroficznego (0,85 mg/m³), zasobniejsze były jeziora mezotroficzne (7,04—7,74 mg/m³), najbogatsze zdają się (brak map batymetrycznych) jeziora eutroficzne, wśród których znalazłoby się jez. Charzykowo (ok. 45 mg/m³ chlorofilu). Suchary umiejscowiły się w dwóch pierwszych grupach (3,9 i 12,8 mg/m³). Wahaniami zawartości chlorofilu w 1 m³ wody całej misy jez. Charzykowo wynosiły w latach 1954—1955 od 11,4 mg/m³ w styczniu do 52,8 mg/m³ w czerwcu (tab. IX). Ponieważ powyższe porównanie jezior przeprowadzono na podstawie stosunków drugiej połowy okresu stagnacji letniej, tej najwyższej, czerwcowej cyfry nie bierzemy tu pod uwagę.

Łatwo zauważyć w ramach zmienności rocznej zawartości chlorofilu w jez. Charzykowo (b-mezotroficznym), że najmniejsze napotkane ilości (zimowe) są w tym jeziorze znacznie większe aniżeli napotkane w okresie pełnej stagnacji letniej w jeziorach oligotroficznych oraz a-b-mezotroficznych. Ponieważ temperatury wody i stosunki świetlne w jeziorze eutroficznym były w tym czasie raczej niekorzystne dla produkcji fitoplanktonu, a w każdym razie o wiele mniej korzystne aniżeli w jeziorze oligotroficznym w okresie stagnacji letniej, widać wyraźnie, że jedną przyczyną tej wybitnej przewagi jeziora eutroficznego w zimie była jego zasobność w sole pokarmowe.

Porównanie wyżej opisanej zasobności w chlorofil wód jezior polskich z innymi jeziorami świata jest dosyć trudne, gdyż z wyjątkiem niektórych jezior niemieckich nie były te oznaczenia nawiązywane do objętości i kształtu misy jeziora. Jedyne dostępne nam i porównywalne metodycznie dane Gessnera (1944 i 1955) dają obraz następujący:

	mg/m ²		mg/m ²
Eibsee	22,0	Starnberger-See	200,0
Hańcza	34,2	Charzykowo	362,0
Białe Wigierskie	87,3	Wessling-See	476,0
Morskie Oko	112,1	Süsser See	600,0
Wigry	118,2	Kloster-See	602,0

Jak widać, jedynie Hańcza zawiera ilości chlorofilu rzędu klasycznie oligotroficznego Eibsee (i to znacznie wyższe), a następnie bliskie jej są Białe Wigierskie i Morskie Oko. Jezioro Charzykowo znajduje się między znacznie zaawansowanym w eutrofii jeziorem Starnberger-See a klasycznie eutroficznym Wessling-See. W tym uszeregowaniu widać wyraźnie, że klasyfikacja jezior przeprowadzona przez Stangenberga na podstawie różnych cech znalazła pełną zgodność i potwierdzenie w stwierdzonych „stosunkach chlorofilowych” i wynikającym stąd zaszerogowaniu. Można twierdzić, że ocena stopnia zeutrofizowania jeziora na podstawie jego bilansu chlorofilowego jest w pełni możliwa i uzasadniona i może być uważana za jedną z najistotniejszych cech w ocenie typu jeziora i jego zdolności produkcyjnych.

Masa sestonu w jeziorach

Seston oznaczony w sposób wyżej podany w metodyce był wagą suchej masy żywych i martwych zawiesin, które zatrzymały się na krążku gazy młynarskiej nr 25 po przesączeniu 5—10 l wody jeziorowej. Otrzymane w powyższy sposób wyniki dla jez. Charzykowo wskazują (tab. IX), że waga sestonu w całym jeziorze w latach 1954/55 wahała się od 12,938 kg do 160 893 kg.

Największe ilości sestonu wystąpiły na początku stagnacji letniej (2.VI.1955) tuż po cyrkulacji wiosennej i wynosiły powyżej 160 t. dla całego jeziora, najniższe (ok. 13 t.) w okresie stagnacji zimowej (31.I.1955). Zwracają uwagę dwa maksima sestonu, przypadające na okres tuż po cyrkulacji wiosennej i na koniec stagnacji letniej przed wejściem w fazę cyrkulacji jesiennej.

Przeliczając cały ciężar sestonu jez. Charzykowo na jednostkę jego powierzchni widzimy (tab. IX), że zakres wahań mieścił się w granicach 9,6—119,3 kg/ha. Jak widać, wahania ilości sestonu w jeziorze w ciągu roku były znaczne, w okresie maksimum wiosennego jeziora było przeszło 12 razy więcej sestonu aniżeli w okresie stagnacji zimowej. Średnia waga sestonu na jednostkę powierzchni dla 5 miesięcy stagnacji letniej z lat 1954/55 w jez. Charzykowo wynosiła 92,2 kg/ha. Zawartość sestonu w kilku innych jeziorach Polski (tab. X) wahała się w granicach 1,6—67,8 kg/ha. Biorąc pod uwagę jez. Charzykowo, które okazało się najbardziej zasobne w seston, górną cyfrą dla jezior Polski jest

Tabele IX

Zmiany zawartości chlorofilu i sestonu w jez. Charzykovo w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r.
Changes in chlorophyll and seston content on the Czarzykovo lake in different months of 1954 and 1955

Data Date	Chlorofil			Seston	
	ogółem waga total mass (kg)	kg/ha	mg/m ³	ogółem waga total mass (kg)	kg/ha
31.V.54	4 371	3,25	32,6	-	-
29.VI.54	5 459	4,06	40,7	144 169	106,9
31.VII.54	5 105	3,79	38,1	110 324	81,9
29.VIII.54	4 810	3,57	35,0	107 781	79,9
30.IX.54	6 048	4,49	45,1	141 812	105,2
5.XI.54	4 560	3,39	34,0	29 538	21,9
29.XI.54	2 903	2,16	21,6	25 384	18,8
4.I.55	2 349	1,74	17,5	22 477	16,7
31.I.55	1 530	1,14	11,4	12 938	9,6
2.III.55	2 050	1,52	15,3	52 999	39,3
14.IV.55	2 630	1,96	19,6	65 262	48,4
9.V.55	3 770	2,80	28,1	53 310	39,5
2.VI.55	7 080	5,26	52,8	160 893	119,3
2.VII.55	3 741	2,78	27,9	91 519	67,9
23.VII.55	5 639	4,19	42,0	119 456	88,6
26.VIII.55	4 875	3,62	36,4	142 976	106,0
27.XI.55	4 420	3,28	33,0	50 233	37,2

Tabela X

Ogólna zawartość sestonu w wodzie kilku jezior Polski (kg)
Seston content in several lakes of Poland (kg.)

Jezioro - Leko	Data - Date	Waga ogółem Total mass (kg)	kg/ha
Suchar III	5.IX.56	0,6	1,6
Suchar Zach.	5.IX.56	5,9	4,7
Muliczne	4.IX.56	792,0	30,9
Białe Wigierskie	31.VIII.56	3 437,0	31,7
Hańcza	2.IX.56	12 306,0	40,2
Wigry	6.IX.56	2 442 000,0	50,0
Morskie Oko	22.VIII.56	2 257,0	67,8
Charzykovo *	1954/55	-	92,2

* Średnia okresów stagnacji letniej z lat 1954 i 1955

120 kg/ha lub średnią około 92 kg sestonu na 1 ha powierzchni lustra wody jeziora (oczywiście przy uwzględnieniu jego objętości, budowy misy i pionowej stratyfikacji sestonu).

Można przypuszczać, że jez. Suminy i Jez. Kamieniczne były zasobniejsze w seston od jez. Charzykovo, jednak z braku map batymetrycznych musiały być we wspomnianym zestawieniu pominięte.

Najuboższe w seston spośród wszystkich badanych jezior były acidodystroficzne suchary (1,6 i 4,7 kg/ha). Także stosunkowo małe ilości sestonu posiadało Jez. Muliczne (30,9 kg/ha) należące do grupy jezior eutroficznych i wskazujące niższe wartości od jezior oligotroficznych. Również Białe Wigierskie (31,7 kg/ha) nieoczekiwanie okazało się uboższe od Hańczy (40,2 kg/ha), Wigier (50,0 kg/ha) i Morskiego Oka (67,8 kg/ha).

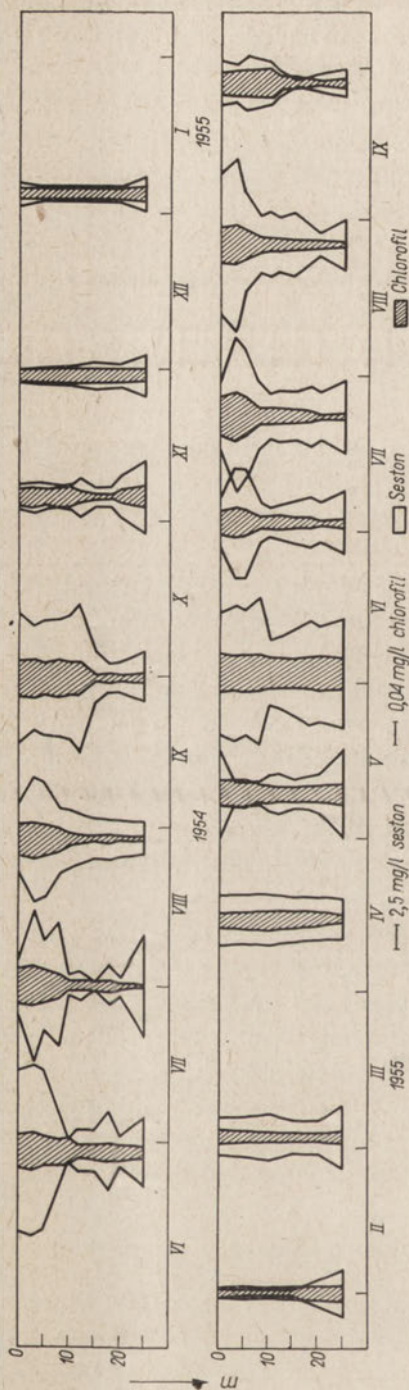
Wyjątkowo bogate w seston jez. Morskie Oko pod względem ilości chlorofilu znalazło się wśród jezior oligotroficznych. Przypuszczamy, że przyczyną tego były namywy pyłu mineralnego z otaczających ścian masywów górskich sięgających 2500 m.

Waga mokrego sestonu w jeziorach amerykańskich (Birge, Juday 1922) wynosiła od 16—922 kg/ha. W jeziorze Mendota autorzy ci znajdowali od 141 do 287 kg/ha planktonu, przeciętnie 240 kg/ha. Biorąc z tego 10% jako ciężar suchego sestonu znajdujemy wielkości rzędu spotykanego w naszych jeziorach. Także Rawson (1953) podaje średni ciężar suchej masy planktonu dla jezior zachodniej Kanady, który jest rzędu spotykanego przez nas w jeziorach Polski. W jeziorach oligotroficznych wynosił on 10—40 kg/ha, zaś w eutroficznych 100 kg/ha. Jezioro Lake Montain, typu eutroficznego, posiadało średnio 158 kg/ha suchej masy planktonu.

Jeśli nasz materiał nie jest wystarczająco liczny do przeprowadzenia podziału jezior na grupy według zasobności ich w seston, to w każdym razie jest całkiem widoczne, że im jezioro jest bardziej zeutrofizowane (w ramach pełnej harmonii stosunków produkcyjnych), tym bogatsze jest ono w seston. W wyjątkowych przypadkach reguła ta zawodzi, mianowicie, gdy seston jest pochodzenia mineralnego lub allochtoniczno-organicznego. Według Burschego (1959) udział detritusu w ogólnej wadze sestonu wynosi przeciętnie poniżej 10% wagi.

Korelacja między chlorofilem i sestonem

Z porównania pionowego rozmieszczenia chlorofilu i sestonu w wodzie jez. Charzykovo w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r. (rys. 22) widać, że rozmieszczenie chlorofilu w okresie stagnacji letniej jest wiernym odbiciem sezonowych zmian sestonu w ciągu okresu ba-



Rys. 22. Porównanie pionowego rozmieszczenia chlorofilu i sestonu w wodzie jez. Charzykowo w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r.
Comparison of the vertical distribution of chlorophyll and seston in the water of Charzykowo lake in different months in 1954 and 1955.

dań. Między innymi stale występujące na głębokości 3 m maksima chlorofilu towarzyszyły największym ilościom sestonu. Podobnie C a b e j s z e k (l.c.) stwierdziła, że w jez. Charzykowo 18.VIII.1949 najbogatszy pod względem jakościowym i ilościowym okazał się fitoplankton na głębokości 3 m. P a t a l a s (1950) podaje, że w jez. Charzykowo w okresie stagnacji letniej maksimum skorupiaków planktonowych podczas dnia przy najsilniejszej insolacji utrzymuje się na głębokości 5 m pod powierzchnią, zaś w pozostałych godzinach na głębokości 3 m. Ponieważ nasze próby wody do badań sestonu były stale pobierane około godz. 10 rano, plankton zwierzęcy mógł również znajdować się w szczególnie dużych ilościach na głębokości 3 m, zwiększając maksimum sestonowe i zakłócając jego korelację z chlorofilem.

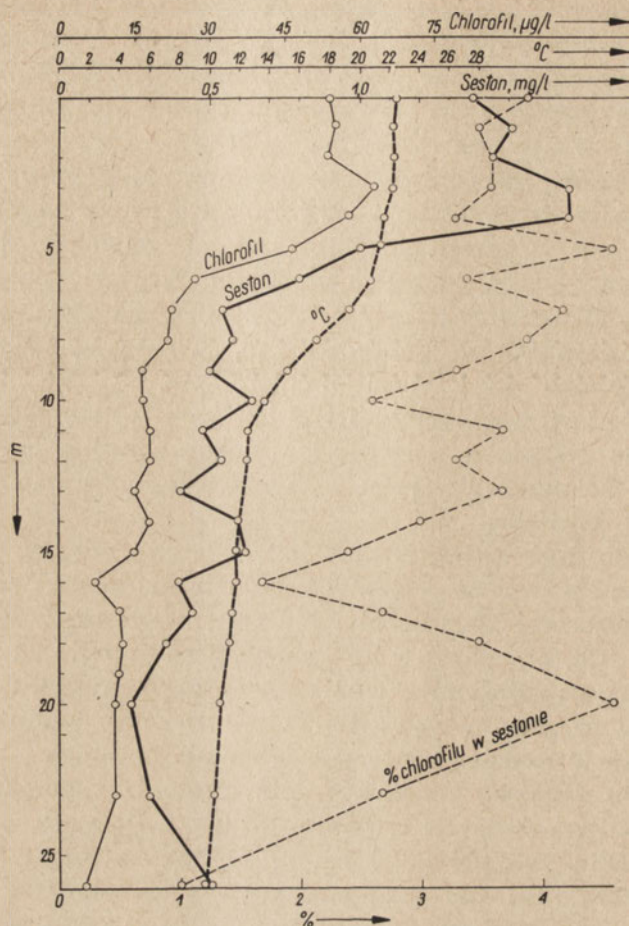
Stosunkowo znaczne rozbieżności w korelacji seston-chlorofil wystąpiły w okresie cyrkulacji jesiennej i stagnacji zimowej jez. Charzykowo. Możliwe, że mieszanie wody w tym czasie wprowadziło w ruch większe ilości detritusu.

Na istnienie dość wyraźnej korelacji dodatniej między ilością chlorofilu i sestonu w wodzie jezior wskazują także wyżej opisane uwarstwienia w jeziorach: Hańcza, Morskie Oko, Wigierskie, Białe Wigierskie (rys. 12—15), natomiast w Jez. Kamieniczne wystąpiła ujemna korelacja między powyższymi składnikami w całym profilu pionowym. Mimo ubytku sestonu w warstwie meta- i hypolimnionu tego jeziora ilość chlorofilu w wodzie gwałtownie wzrastała (rys. 18).

Ciekawe to zjawisko występuje dość często w jeziorach eutroficznych o całkowitym deficycie tlenowym i dużych ilościach siarkowodoru w hypolimnionie. Wielkie ilości chlorofilu, jak stwierdził G e s s n e r, w jez. Wessling i Kloster (l.c.) pochodziły z głębokości 6 m z dużej ilości glonów rodz. *Merismopedia*, które nadawały wodzie różowe zabarwienie. W jez. Kloster różowe zabarwienie wody było wywołane masowym rozwojem bakterii *Tiopedia rosea*.

Podobne zjawisko różowego zabarwienia wody wystąpiło prócz Jez. Kamienicznego w Jez. Mulicznym na głębokości 10 m, któremu towarzyszył gwałtowny wzrost chlorofilu. Współczynniki korelacji dla jez. Charzykowo, które wyniosły $r = 0,71$, zaś dla pozostałych jezior z pominięciem Jez. Mulicznego i Jez. Kamienicznego $r = 0,91$, świadczą o istnieniu wysokiej zależności dodatniej.

Dla stwierdzenia dokładniejszej zależności między chlorofilem i sestonem pobrano próby wody w okresie stagnacji letniej w pionowym profilu jez. Charzykowo w odstępach co 1 m. Z przebiegu krzywych wynika (rys. 23), że zależność między tymi składnikami istniała w całym profilu, a najwyraźniej wystąpiła w epilimnionie. Maksimum chlorofilowe stwierdzono na głębokości 3 m, sestonu — 3 i 4 m.

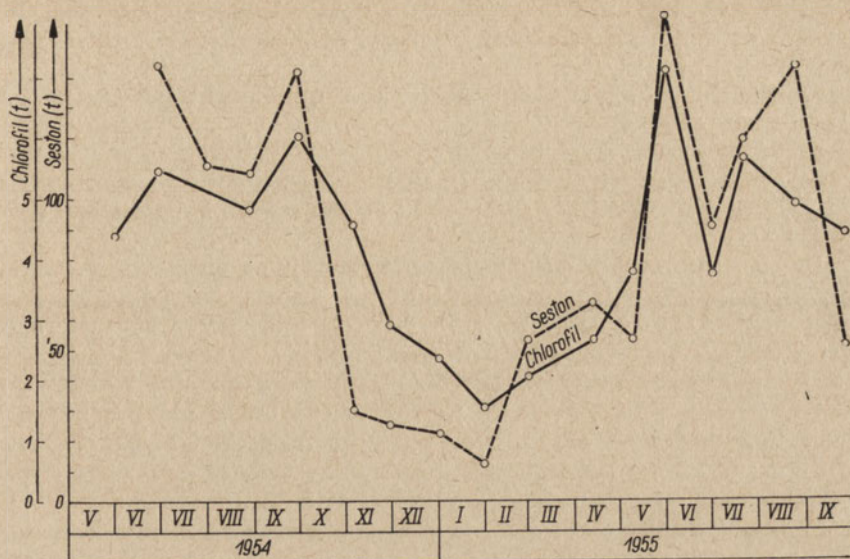


Rys. 23. Procentowy udział chlorofilu w sestonie jez. Charzykowo na tle pionowych uwarstwień tych składników.

Percentage of chlorophyll in seston of the Charzykowo lake.

Kreśląc na rys. 23 krzywą procentowej zawartości chlorofilu w stosunku do wagi sestonu stwierdzono istnienie znacznych wahań w profilu pionowym, jednak średnia wartość tak otrzymanych współczynników wynosiła około 3,3%. Cyfra ta jest bardzo zbliżona do wyników Winberga (1957), który przyjmował, że chlorofil stanowi 3% suchej masy fitoplanktonu.

Zależność między całkowitą ilością chlorofilu i sestonu w wodzie jez. Charzykowo w poszczególnych miesiącach 1954 i 1955 r. (rys. 24) wskazuje również na bardzo dużą zależność między ich współwystępowaniem.



Rys. 24. Zmiany całkowitej ilości chlorofilu w jez. Charzykowo w latach 1954—1955 (t).

Changes in the total chlorophyll quantity in the Charzykowo lake in the years 1954—1955

Podobnie dodatnią korelację między chlorofilem a sestonem stwierdził Holmes (1958) w wodzie powierzchniowej oceanu. Wszystkie powyższe rozważania zgodnie wskazują, że korelacja między sestonem i chlorofilem w większości jezior jest duża i możliwe jest wzajemne przeliczanie tych wielkości. Ponieważ oznaczenie sestonu, a zwłaszcza liczenie organizmów fitoplanktonowych, jest żmudne, dla celów praktycznych można używać oznaczeń zawartości chlorofilu w wodzie jeziora.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Birge E. A., Juday C., 1922. The inland lakes of Wisconsin. The plankton, its quantity and composition. Bull. Wis. geol. nat. Hist. Surv., 64. 1—22.
2. Bursche E. M., 1959. Untersuchungen über den Detritusgehalt in Seen und Flüssen. Int. Rev. Hydrobiol., 44, (3): 439—448.
3. Cabejszek I., 1950. Plankton roślinny jeziora Charzykowo. Jezioro Charzykowo, Cz. I. PWR i L., Warszawa.
4. Czeczuga B., 1958. Badania ilości chlorofilu w fitoplanktonie jezior Rajgrodzkich. Acta Soc. Bot. Polon., 27 (4): 541—561.
5. Gessner F., 1944. Der Chlorophyllgehalt der Seen als Ausdruck ihrer Produktivität. Arch. Hydrobiol. 11 (3): 687—732.

6. Gessner F., 1949. Der Chlorophyllgehalt im See und seine photosynthetische Valenz als geophysicalisches Problem., *Schweiz. Zeitschr. Hydrobiol.*, 11: 378—410.
7. Gessner F., 1953. Die Limnologie des Naturschutzgebietes Seoon. *Arch. Hydrobiol.*, 47: 553—624.
8. Gessner F., 1955., *Hydrobotanik. B. J.*, 1—517. Berlin.
9. Holmes R. W., 1958. Surface chlorophyll a, surface primary production, and zooplankton volumes in the eastern Pacific Ocean. *Rapports et Procès — Verbaux des Reunions.*, 144: 109—116.
10. Harvey H. H., 1934. Measurement of phytoplankton population *J. Mar. biol. Ass. U. K.*, 19: 761—773.
11. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych. PZWL, Warszawa.
12. Katalog Jezior Polski, 1954. PAN, Instytut Geografii, Warszawa.
13. Koźmiński Z., 1938. O rozmieszczeniu chlorofilu w niektórych jeziorach Stanu Wisconsin w Ameryce Północnej. *Arch. Hydrobiol. Ryb.*, 11: 120—163.
14. Krey J., 1958. Chemical methods of estimation standing crop of phytoplankton. *Rapp. et Proc. Verb. Cons. Expl. Mer*, 144: 17—27.
15. Kreps F., Verbinskaya N., 1930. Seasonal changes in the phosphate and nitrate content and in hydrogen ion concentration in the Barents sea. *I. Cons. int. Expl. Mer*, 5: 329—346.
16. Naumann E., 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. *Binnengewässer*, 11: 176, Stuttgart.
17. Patalas K., 1954. Badania nad zmianami rozmieszczenia skorupiaków pelagicznych. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 2, (1): 31—155.
18. Rawson D. S., 1953. The standing crop of net plankton in lakes. *J. Fisch. Res. Board Can.*, 10: 224—237.
19. Rodhe W., 1958. Primärproduktion und Seetypen. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 13: 121—141.
20. Rhode W., Vollenweider R., Nauwerck A., 1958. The primary production and standing crop of phytoplankton. *Proc. Symposium on „Perspectives in Marine Biology”* La Jolla, California.
21. Riley G. A., 1958. The measurement of phytoplankton. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 36: 371—373.
22. Romaniszyn W., 1950. Sezonowe zmiany w jakościowym i ilościowym rozmieszczeniu Chironomidów jeziora Charzykowo. *Jezioro Charzykowo. I.* PWR i L, Warszawa.
23. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego. *Inst. Bad. Lasów Państw.*, Warszawa, Ser. A, (19).
24. Stangenberg M., 1937. Materiały do znajomości cyrkulacji wiosennej w jeziorach Suwalszczyzny. *Trav. Inst. polon. Rech. for.*, Ser. A, (24).
25. Stangenberg M., 1950. Morfometria i skład chemiczny wody jeziora Charzykowo., *Jezioro Charzykowo. I.* PWR i L, Warszawa.
26. Steemann Nielsen E., 1957. The chlorophyll content and the light utilization in communities of plankton algae and terrestrial higher plants. *Physiol. Plant.*, 10 (5): 1009—1021.
27. Steeman Nielsen E., Aabye Jensen, 1957. Primary oceanic production. The autotrophic production of organic matter in the oceans. *Galathea Rep.*, 1: 49.

28. Śliwerski K., 1934. Pomiar batymetryczny jezior w Tatrach. Wiad. Służby Geogr., (3).
29. Winberg G. G., 1957. Sadržanie chlorofilla kak pokazatel koliczestwennogo razvitja fitoplanktona. Wopr. Ekologii, 1: 15—18.
30. Winberg G. G., Siwko T. N., 1952. Niekotoryje nabljudienija nad „zielonej bakterijej”. Mikrobiologija, 21: 139—145.

A. Со́льски

Хлорофилл в sestonie в качестве показателя продуктивности нескольких озер в Польше

Резюме

На основании полуторогодичных исследований содержания хлорофилла и sestona на разных глубинах озера Хажиково (рис. 1), при одновременном проведении химических анализов воды, а также на основании сравнения содержания хлорофилла и sestona в 12 других озерах Польши во второй половине летней стагнации, были получены следующие результаты:

1. Степень горизонтальной дифференциации содержания хлорофилла в воде озера может быть очень значительная (таб. I), как при поверхности, так и на иных глубинах. У берега дифференциация была более значительная чем в серединной части озера.

2. Максимальное содержание хлорофилла находилось в серединной части озера, меньшее в южной части, наименьшее в северной (рис. 2), что связано вероятно с влиянием перетекающей через эту часть реки Брды.

3. Вертикальная дифференциация количеств хлорофила, определенных в отдельные месяцы 1954 — 1955 г.г. представлена на рис. 3. Наибольшие количества найдено в эпилимнионе на глубине 3 м, наименьшие — в гиполимнионе.

4. Выделено в озерах Польши 4 типа слоев

а) с явным преобладанием хлорофилловой массы в эпилимнионе (рис. 3)

б) зимний максимум хлорофилла у дна озера (рис. 3)

в) летний максимум хлорофилла в слое гиполимниона некоторых озер в воде очень прозрачной (рис. 4)

г) летний резкий максимум хлорофилла в гиполимнионе крайне евтрофных озер (рис. 5) в лишенном кислорода и богатом сероводородом слое, вызванный причинами специального характера.

5. Сезонные изменения в распределении количеств хлорофилла в воде озера Хажиково, сопоставленные с происходящими одновременно изменениями термических (рис. 6) и кислородных (рис. 7) отношений обнаруживают, что:

а) Абсолютное количество хлорофилла на разных глубинах (таб. II, рис. 8) озера Хажиково в периоде 31.5.54 — 27.9.55 колебалось в пределе $4,5 \text{ мг/м}^3$ (5.9.54) — $73,5 \text{ мг/м}^3$ (25.8.54). Наиболее резкая дифференциация имела место во второй половине летней стагнации, начиная с июля месяца (таб. II). Наибольшие максимальные количества хлорофилла обнаруживались во время летней стагнации, наименьшие максимальные количества — зимой.

б) В периоде обеих циркуляций распределение хлорофилла в озерах было примерно одинаковое (рис. 8), но его абсолютное количество нечто выше осенью чем весной.

в) В климатических условиях Польши наибольшие количества хлорофилла в озере создаются в мае месяце (таб. IV). Большие количества хлорофилла находятся в озере также в сентябре.

г) Самые большие разницы в полном содержании хлорофилла в 1954 — 1955 имели место в северной части озера Хажиково, тогда как в южной его части никаких почти разниц не обнаружено (таб. III).

д) Предел изменчивости полного содержания хлорофилла в озере Хажиково в течение года равнялся 1531—7080 кг хлорофилла (таб. IV).

Количество хлорофилла в озере Хажиково в течение 2 весенне-летних периодов было одинаковое (таб. V).

6. Обсуждено значение отдельных факторов, влияющих на ход производства хлорофилла в озере. Свет влияет положительным образом, температура не влияла по принципу пропорциональности, но по принципу термических оптимумов. Оптимальным для производства хлорофилла оказался предел температуры $9\text{--}12^\circ\text{C}$.

7. Озеро Хажиково оказалось особенно богатым фосфатами (рис. 10), что несомненно отразилось на высоком содержании хлорофилла в этом озере (рис. 11). Только зимой и во время циркуляций оставался большой, неиспользованный запас фосфатов. Во время полной летней стагнации приросту хлорофилла соответствовала значительная убыль фосфатов в воде (рис. 11), однако содержание фосфатов в воде эпиплимниона никогда не падало ниже $0,14 \text{ мг/л PO}_4$, что в это время и в этом слое является необыкновенно большой величиной. Растительное производство в озере Хажиково происходит при постоянном избытке фосфора в воде.

8. Абсолютные содержания хлорофилла в водах 12 польских озер заключаются в пределах $0,4$ — $214,5$ мг/м³ при дифференциации этих содержаний в каждом озере в пределах представленных в таб. VII. Вертикальные расслоения содержания хлорофилла в озерах разного типа могут быть очень разнообразными в зависимости от абсолютного содержания хлорофилла и формы бассейна (рис. 12—21). Между вертикальными расслоениями отдельных озер наблюдаются явные сходства. В озерах Ганьча, Вигры, Островите, Гвядзы и Хажиково образуются одинаковые типы расслоений с главной массой хлорофилла в эпилимнионе при максимуме на глубине 3 м. Озера Морске Око и Бялэ Бигерске представляют тип расслоений с максимумом хлорофилла в гипolimнионе. Разновидностью этого типа являются евтрофные озера: Каменичнэ и Муличнэ. О расслоении содержания хлорофилла в Сухарах трудно говорить ввиду их мелководья и ничтожного количества этого компонента.

9. При рассматривании исследуемых озер с точки зрения максимальных абсолютных содержаний хлорофилла в вертикальной профиле обнаруживается, что:

а) наименьшие ($3,0$ — $23,1$ мг/м³) содержания хлорофилла обнаружены в воде олиготрофных озер и в Сухарах.

б) Мезотрофные озера находились в среднем пределе дифференциации хлорофилла в воде ($8,1$ — $61,5$ мг/м³).

в) в принципе, наиболее богатые хлорофиллом являлись евтрофные озера ($129,6$ — 214 мг/м³).

10. Содержания хлорофилла в исследуемых озерах (таб. VIII и IX) колебались в пределе от $0,06$ кг/га (Западный Сухар) по $5,26$ кг/га (озеро Хажиково). При пересчете на единицы объема содержание хлорофилла колеблется в пределах $0,8$ — 36 мг/м³, достигая в июне в озере Хажиково величины $52,8$ мг/м³ (таб. IX).

11. Минимальное зимнее содержание хлорофилла в сильно евтрофных озерах значительно превышает максимальное летнее содержание хлорофилла в олиготрофных озерах.

12. Оценка степени евтрофности озера на основании его хлорофиллового баланса вполне возможна и обоснована и может считаться одной из самых существенных черт в оценке типа озера и его производственных способностей.

13. Предел колебаний сестона в озере Хажиково в течение года равнялся 13 — 160 тонн сухой массы, что соответствует в пересчете (таб. IX), $9,6$ — $119,3$ кг/га. Средний вес сестона в течение 5 месяцев летней стагнации равнялся около 92 кг/га. Содержание сестона в других озерах Польши (таб. X) колебалось в пределах $1,6$ — $67,8$ кг/га во второй половине летней стагнации.

14. Обнаружена тесная зависимость между количеством сестона и содержанием хлорофилла, как в озере Хажиково (рис. 22, 23, 24, таб. IX коэффициент корреляции = 0,71), так и в остальных озерах (рис. 12—15, коэффициент корреляции = 0,91), за исключением озер Каменичнэ и Муличнэ.

15. Сухой сестон из разных глубин озера Хажиково содержал к концу летней стагнации в среднем 3,3% хлорофилла.

A. Solski

Chlorophyll in the sestone of some Polish lakes as an indicator of productivity

Summary

On the basis of one-and-a-half year (3.4. 54. — 27.9.55.) lasting measurements of chlorophyll and sestone contents in different depths of the Charzykowo lake (Fig. 1), at simultaneous carrying out chemical analyses of water, and on the basis of comparison of chlorophyll and sestone contents in twelve other Polish lakes in the second half of summer stagnation the following results have been obtained:

1. Horizontal difference of chlorophyll in the water of a lake can be considerable (Table 1) as well at the surface as in other depths. At the banks the differences were greater than in the middle part of a lake.

2. Most chlorophyll was found within the limits of middle basin, less in the south one, and considerably less in the north one (Fig. 2), what is connected with the influence of river Brda flowing through this basin.

3. Figure 3 shows vertical difference of chlorophyll contents appearing in individual months of the period 1954—1955.

The largest quantities of this element appeared in epilimnion with maximum at 3 m. deep, while the smallest ones in hypolimnion.

4. The following four types of stratification were distinguished in Polish lakes:

a) with a distinct ascendancy of chlorophyll mass in epilimnion (Fig. 3).

b) winter maximum of chlorophyll at the bottom of the lake (Fig. 3).

c) summer maximum of chlorophyll in hypolimnion stratum of some lakes in exceptionally clear water (Fig. 4).

d) summer acute maximum of chlorophyll in extremely eutrophic hypolimnion of lakes (Fig. 5) in anaerobic and rich in hydrogen sulphide stratum, produced by special causes.

5. Seasonal changes in distribution of chlorophyll in the water of Charzykowo lake considered on the basis of changes of thermal (Fig. 6) and oxygenic (Fig. 7) relations occurring in this period point that:

a) Absolute quantity of chlorophyll in Charzykowo lake in the period 31.5.54.—27.9.55. in different depths (Table II, Fig. 8) oscillated within the range 4.5 $\mu\text{g/l.}$ (5.9.54.) — 73.5 $\mu\text{g/l.}$ (25.8.54.). The most acute vertical difference of chlorophyll contents in the lake fell on the second half of summer stagnation period, beginning from July (Tab. II). The largest maximal quantities of chlorophyll were found in the summer stagnation period, the smallest maximal quantities of stratification in winter.

b) In the period of both the circulations the distribution of chlorophyll in the lake was more or less similar (Fig. 8) though its absolute quantities were rather higher in Fall than in Spring.

c) In climatic conditions of Poland the largest quantities of chlorophyll in a lake form in May (Table IV), though large quantities of this element can be found also in September.

d) The greatest differences in total chlorophyll contents in the years 1954 and 1955 appeared in the north basin of Charzykowo lake, and almost none in the south one (Table III).

e) The variation range of total chlorophyll contents during a year in lake Charzykowo amounted from 1,531 kg. to 7,080 kg. of chlorophyll (Table IV).

f) The quantity of chlorophyll in Charzykowo lake during both the Spring-Summer productive periods was identical (Table V).

6. Agents influencing the course of chlorophyll production in lake have been discussed. Light influenced positively, temperature did not influence on the base of proportionality but on the base of thermic „optima”. The temperature range 9—12°C. appeared to be the most convenient for production of chlorophyll.

7. The Charzykowo lake appeared to be particularly rich in phosphates (Fig. 10) and undoubtedly it was they that contributed to the great richness of chlorophyll in this lake (Fig. 11). Only in the periods of winter and circulation there remained large, inutilized store of phosphates. During full summer stagnation period the increase of chlorophyll was accompanied by considerable decrease of phosphates from the water (Fig. 11), however the quantities of phosphates in the water of epilimnion were never lower than 0.14 mg/l. PO_4 , which in that time and in that stratum was extremely large magnitude. Plant production

of Charzykowo lake takes place at constant excess of phosphorus in the water.

8. Absolute quantities of chlorophyll in the waters of twelve Polish lakes were contained in the interval 0.4—214.5 $\mu\text{g/l.}$ (Table VII). However the vertical stratification of chlorophyll in lakes of different types can vary greatly in dependence on absolute chlorophyll contents and the shape of the basin (Figs. 12—21), but similarities are rather distinct. Lakes Hańcza, Wigry, Ostrowite, Gwiazdy and Charzykowo represent the same type of stratification with the main mass of chlorophyll in epilimnion with maximum at 3 m. deep. Lakes Morskie Oko and Białe Wigierskie represent the stratification type with maximum of chlorophyll in hypolimnion. Eutrophic lakes Kamieniczne and Mulićzne are a variety of that type. It is rather difficult to speak about chlorophyll stratification in "suchary" because of their shallowness and very small quantities of this element.

9. The order of the examined lakes according to maximal absolute contents of chlorophyll in vertical profile (Table VI) points that:

a) The smallest quantities of chlorophyll (3.0—23.1 $\mu\text{g/l.}$) appeared in the water of oligotrophic lakes and „suchary”.

b) Mesotrophic lakes had mean difference range of chlorophyll in water (8.1—61.5 $\mu\text{g/l.}$).

c) In principle, eutrophic lakes were the richest in chlorophyll (129.6—214.5 $\mu\text{g/l.}$).

10. The contents of chlorophyll in the examined lakes (Tab. VIII and IX) oscillated within the range 0.06 kg./ha. (Zachodni "suchar") to 5.26 kg./ha. (Charzykowo lake).

Comparing the chlorophyll contents in the lakes with their volume (mg./m^3 .) the oscillation range of chlorophyll is established from 0.8 to 36 or 52.8 mg./m^3 . (June value) for Charzykowo lake (Table IX).

11. The smallest winter contents of chlorophyll in the basin of a strongly eutrophized lake is considerably higher than maximal summer contents of an oligotrophic lake.

12. The assessment of eutrophizing degree of a lake on the basis of its chlorophyll balance is fully possible and grounded, and it can be regarded as one of the most significant characteristic when assessing the type of a lake and its productive capability.

13. The oscillation range of sestone in Charzykowo lake in a year's period amounted from 13—160 t. of dry mass, which values converted (Table IX) give 9.6—119.3 kg./ha.

The mean weight of sestone during 5 months of summer stagnation was about 92 kg./ha. The contents of sestone in other Polish lakes (Table

X) oscillated within the limits 1.6—67,8 kg./ha. in the second half of summer stagnation.

14. There was found a strict dependence between the quantity of sestone and chlorophyll as well in lake Charzykowo (Figs. 22, 23, 24, Table IX, correlation coefficient $r = 0.71$) as in the remained lakes (Figs. 12—15, correlation coefficient $r = 0.91$) with an exception for lakes Kamieniczne and Muliczne.

15. Dry sestone from different depths of lake Charzykowo, at the end of summer stagnation, contained meanly 3.3% of chlorophyll.

A. Solski

Mineralizacja roślin wodnych I. Uwalnianie fosforu i potasu przez wymywanie*

Katedra Limnologii i Rybactwa Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu

Otrzymano 1 czerwca 1961

Wstęp

Wielkie ilości roślin wodnych corocznie zarastających litoral jezior i ogromne powierzchnie stawów karpowych są od dawna przedmiotem daleko idącego zainteresowania rybaków.

Wynika ono z przytłaczającego stosunku masy tych roślin do masy innych zespołów roślinnych i zwierzęcych oraz do rocznego przyrostu ryb. Już z pomiarów J u d a y a (1942) wynika, że udział roślin naczyniowych w jeziorze wynosi około 12% całej masy związków organicznych powstałych w jeziorze danego roku, a z jeszcze nie opublikowanych badań S t a n g e n b e r g a i jego współpracowników na jez. Charzykowo wynikało, że na 1 ha porośniętej roślinnością strefy litoralnej przypada od 3 do 5 t suchej masy głównie *Phragmites communis* (ok. 4,6 t) *Typha latifolia* (ok. 4,5 t) oraz *Potamogeton lucens* (ok. 370 kg). Badania B e r n a t o w i c z a i R a d z i e j a (1960) wykazały, że w niektórych partiach litoralu Jez. Dobskiego waga suchej masy *Phragmites communis* dochodziła do 16 t/ha a *Typha latifolia* do 19 t/ha. W stawach karpowych wiadomo, że ilości te są b. duże, jakkolwiek brak ścisłych pomiarów na ten temat. Ogromna ilość masy roślinnej w stawie stale nasuwa pytanie, jakie jest jej znaczenie w gospodarce stawowej i jakie są możliwości jej wykorzystania dla celów produkcyjnych. Ogólnie znany jest negatywny stosunek rybaków do roślinności naczyniowej w sta-

* Praca wykonana z zasiłku Komitetu Hydrobiologicznego PAN.

wach, którą uważa się między innymi za przykry balast wypływający dno stawów oraz za nieużyteczny magazyn soli pokarmowych pobranych ze stawu i już nie powracających do jego obiegu produkcyjnego. W związku z powyższym praktyka stawowa wypracowała zwyczajowo ustalony sposób postępowania polegający na:

1. Możliwie częstym i wczesnym koszeniu roślinności stawowej.
2. Usuwaniu jej ze stawu, kompostowaniu i nawożeniu stawu tym kompostem.
3. Zostawianiu suchej roślinności w stawie i spalaniu jej w okresie zimowym.

Odnosnie do skoszonej roślinności przy pełnym zalewie stawu praktykuje się dwie alternatywy: a) szybkiego wyciągania roślinności na groble, b) dość długiego pozostawiania jej w wodzie przed wyciągnięciem. Powyższym metodom brak było uzasadnienia naukowego.

Tabela I

Zawartość fosforu, potasu i azotu organicznego w roślinach wodnych
(średnia z okresu wegetacyjnego w % suchej masy)
Phosphorus, potassium and organic nitrogen content in aquatic plants
(mean value in % of dry mass in the vegetation period).

Gatunek - Species	N	P(PO ₄)	K
<i>Typha latifolia</i>	1,25	0,70	1,37
<i>Iris pseudacorus</i>	1,31	0,60	-
<i>Acorus calamus</i>	1,36	0,75	-
<i>Potamogeton lucens</i>	2,46	0,95	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,66	0,80	-
<i>Lemna gibba</i>	3,57	1,65	-

Chemiczna analiza 6 roślin wodnych wykazała (tab. I), że ilości fosforu w roślinach wodnych wahały się w granicach 0,6—1,65% suchej masy, na 1 ha litoralu wypadało zatem 18—50 kg PO₄ (przyjmując 3—5 t suchej masy roślin na 1 ha). Powstało pytanie, co się dzieje z takimi masami fosforu i potasu zmagazynowanymi na 1 ha stawu z chwilą ich wykoszenia.

Przegląd literatury wykazał, że oddawanie jakichkolwiek substancji do wody przez znajdujące się w niej ścięte rośliny wodne, świeże lub przesuszone prawie zupełnie nie było badane. Studia nad materiałem roślin lądowych poddanych działaniu wody wykazały, że wiele z nich

szybko oddaje do wody potas nawet do 50% ogólnej zawartości (R a m a n n, 1888 cyt. wg S c h o c h a 1955, S c h w e i z e r a 1935 i A r e n s a 1934). Według M e s a (1954) liście młodej rośliny zanurzone do wody destylowanej po ok. 10 minutach oddawały już 11% P^{32} pobranego przed 5 dniami. Starsze rośliny w jesieni oddawały w takich samych warunkach już tylko 4% fosforu.

Już te obserwacje wykazują dobitnie, że rośliny lądowe mogą oddawać do wody dość znaczne ilości fosforu i potasu, gdy są w niej nawet krótko przetrzymywane. Tym oczywistsza wydała się konieczność przebadania analogicznych stosunków na materiale roślin wodnych, których budowa anatomiczna i własności fizjologiczne są bardziej dostosowane do łatwej wymiany jonów w układzie woda—roślina.

W tym stanie rzeczy podjęto w pracy niniejszej badanie przebiegu ługowania fosforu, azotu i potasu z roślin wodnych w zależności od: temperatury, stopnia rozdrobnienia, stanu świeżości rośliny (mokra, sucha), okresu rozwojowego rośliny, oraz oddziaływania flory bakteryjnej rozwijającej się w czasie doświadczenia.

Za umożliwienie wykonania niżej przedstawionej pracy, za rady i wskazówki przy jej wykonaniu oraz za umożliwienie korzystania z zasiłku Komitetu Hydrobiologicznego PAN składam prof. drowi Marianowi Stangenbergowi serdeczne podziękowanie.

Materiał, metodyka i warunki doświadczeń

Do badań brano gatunki roślin trzech podstawowych zespołów, mianowicie roślinności wynurzonej (tzw. nadwodnej lub twardej) — *Typha latifolia* L., *Iris pseudacorus* L., *Acorus calamus* L., roślinności pływającej — *Lemma gibba* L., oraz roślinności podwodnej — *Potamogeton lucens* L., i *Ceratophyllum demersum* L.

Wśród wybranych gatunków znajdowały się zarówno rośliny o wysokim stosunku C/N rzędu 70—90, które trudno ulegają (M a k s i m o w M. i inni) mineralizacji oraz rośliny o C/N pośredniej wielkości, kończąc na *Lemma gibba*, której C/N powinno być niskie i zbliżone do *Lemna trisulca* (C/N = 17,7 wg S t a n g e n b e r g a nie publ.).

Głównym obiektem doświadczeń była jednak *Typha latifolia* (C/N = c.35 dla liści), zarówno ze względu na jej masowe występowanie w stawach karpowych jak i znaną trudność mineralizacji.

Wyżej wymienione gatunki roślin zbierano ze stawu gospodarstwa karpowego w Gniechowicach, 25 km od Wrocławia. Przede wszystkim jednak posługiwano się materiałem roślinnym pochodzącym ze stawu w parku Szczytnickim we Wrocławiu .

Rośliny wynurzone zbierano w ten sposób, że na jedną próbę wrywano z korzeniami 10 obok siebie rosnących roślin, pomijając egzem-

plarze posiadające kwiaty. Także odnośnie innych roślin stosowano zasadę wybierania ich z jednej powierzchni i bez kwiatów.

Do doświadczeń z ługowaniem soli mineralnych używano zarówno wody destylowanej jak i stawowej (z parku Szczytnickiego) o znanym składzie chemicznym.

Postępowanie przy nastawianiu doświadczeń było następujące: zaraz po zebraniu rośliny myto, obsuszano powierzchniowo przy pomocy bibuły i dzielono na dwie części. Jedną z nich przechowywano w chłodni przy 4°C do dnia następnego celem użycia w świeżym stanie do doświadczeń, zaś drugą dosuszano w temperaturze 40—50°C, oznaczając w niej suchą masę. W ten sposób uzyskiwano możliwość przeliczenia ciężaru branych do doświadczeń roślin wilgotnych na „suchą masę” i porównywania wyników poszczególnych serii doświadczeń.

Do doświadczeń, o ile nie podano inaczej, brano zazwyczaj 1 g suchej masy roślin (lub równoważną ilość roślin wilgotnych) na 1 l wody.

Dla uzyskania materiału jednorodnego całą próbę (np. 10 egzemplarzy roślin wynurzonych krajano na drobną sieczkę lub mielono, po czym z tak przygotowanej masy pobierano ilości potrzebne do poszczególnych serii doświadczeń.

Rośliny moczo w 3-litrowych butlach szklanych z doszlifowanymi korkami albo 15-litrowych akwariach pełnoszklanych ze szklanymi pokrywami.

Celem wyeliminowania wpływu mikroflory próbowano użyć trzech środków: temperatury, sublimatu i toluenu.

W związku z tym osobno sterylizowano materiał roślinny w suszarce i osobno butelki z wodą destylowaną w autoklawie a następnie je mieszano. Próby wykazały pełną sterylność wyciągów, ze względu jednak na trudności użycia tej metody oraz możliwości zmian w składzie chemicznym roślin przy sterylizacji sposobu tego zaniechano.

Sublimat, jakkolwiek gwarantował sterylność prób, okazał się w naszym przypadku złym środkiem, gdyż uniemożliwił oznaczanie fosforanów metodą kolorymetryczną, dlatego w doświadczeniach, gdzie go zastosowano, oznaczono tylko potas.

Najlepszy okazał się toluen, który w ilości 0,1% całkowicie powstrzymał rozwój bakterii a nie przeszkadzał w oznaczaniu składników chemicznych wody. Z tego też względu używano go w większości doświadczeń. Niekłą zawartość bakterii i grzybów w wodzie konserwowanej toluenem w czasie przebiegu doświadczeń przedstawia tabela II, przy czym zwraca uwagę fakt, że ilość bakterii i grzybów stwierdzona w pierwszej godzinie doświadczenia pozostała praktycznie taka sama po 72 godz.

Tabela II

Wpływ toluenu (0,1%) na ogólną liczbę kolonii bakterii i grzybów w wodzie skweryjnej z roślinami (*Typha latifolia*) zebranymi w różnych miesiącach
 Influence of toluene (0,1%) on the total number of bacteria and fungi in the aquarium water with plants (*Typha latifolia*) collected in different months (agar, 20°C., 1 ml. water, 5 days)

Miesiące Months	Bakterie - Bacteria				Grzyby - Fungi			
	Czas ekspozycji w godz. - Time in hrs.							
	0	6	24	72	0	6	24	72
VI	0	5	3	2	1	3	2	2
VII	21	20	26	20	2	3	43	4
VIII	2	4	2	1	1	4	-	1
IX	1	0	1	1	2	6	2	1
X	0	2	3	0	1	3	1	1
XI	6	2	1	2	60	5	1	0
XII	2	2	3	3	2	5	1	1
I	1	2	2	1	3	3	2	1
III	5	3	3	11	6	2	1	3

W niektórych doświadczeniach zachodziła potrzeba codziennego pobierania prób wody do analiz chemicznych w ciągu miesiąca z akwariów 10-litrowych. W dni parzyste pobierano po 100 ml wody a w dni nieparzyste po 600 ml wody. Powstały ubytek wody uzupełniano wodą destylowaną. W związku z tym otrzymywane wyniki analityczne w miarę trwania doświadczenia ulegały obniżeniu. Wynikłe stąd błędy oceniano na drodze porównania krzywych otrzymywanych z obliczeń powstałego rozcieńczenia z krzywymi faktycznie znajdujących wartości.

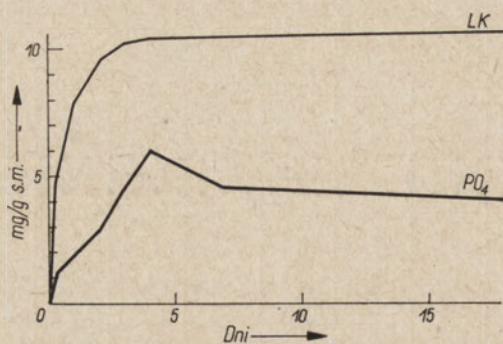
Wszystkie doświadczenia były nastawiane w trzech powtórzeniach z równoległymi próbami kontrolnymi a wyniki podane w tabelach są średnimi powtórzeń.

Chemiczne analizy wody wykonano według metod podanych przez Justa i Hermanowicza (1955). Fosfor ogólny w wodzie oznaczono według Taylora (1937), potas przy pomocy fotometru płomieniowego Zeissa.

Wymywanie fosforu i potasu

Wyjściowym punktem doświadczeń był przebieg oddawania fosforu i potasu do otaczającej wody jałowej przez świeżo ścięte rośliny zielone. Jak widać (rys. 1), już po kilku godzinach całe liście pałki wodnej

oddawały znaczne ilości potasu i fosforu, zaś prawie cała ilość tych składników dostawała się do wody po 4—6 dniach. W następnych dniach ilość fosforanu w wodzie akwarium zmniejszała się, co można uważać za wynik ich sorbcji przez zawieszinę roślinną i powierzchnię akwariów.



Rys. 1. Przebieg ługowania fosforanów i potasu z rośliny wilgotnej zebranej 28.V (mg/g przeliczonej s. m.).

Leaching of phosphates and potassium from wet plant collected May 28. (mg./g. of calculated dry substance).

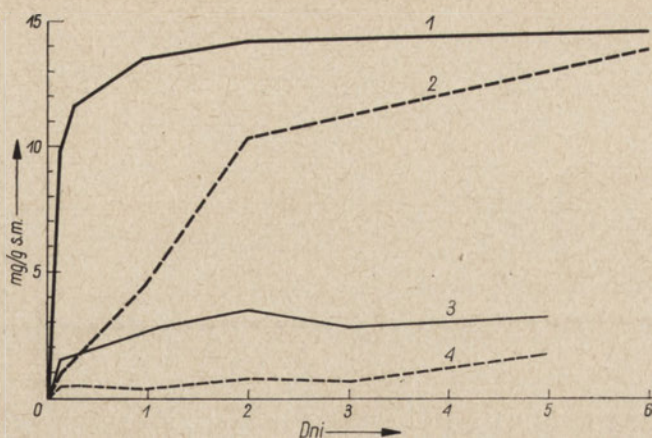
Zawartość potasu w tym czasie utrzymywała się mniej więcej na tym samym poziomie lub nieznacznie rosła. Wyjaławianie wody i roślin przy pomocy uprzedniego działania podwyższonymi temperaturami lub dodatkiem toluenu w ilościach rzędu 0,1% nie wpływało na przebieg powyższych krzywych.

Uprzednie wysuszenie roślin w temperaturze 50°C powodowało znaczne przyspieszenie oddawania fosforanu i potasu do wody.

Już po 10 min znajdowało się w niej 20—25% fosforanów, które roślina w ogóle do wody oddawała, po 30 min ok. 56%, po godzinie 68,7%, a po 6 godz ok. 100%. Niekiedy ten czas się wydłużał (rys. 2) zależnie od stanu fizjologicznego rośliny (patrz niżej) i wtedy cała ilość fosforanów była oddawana najpóźniej w ciągu 2 dni.

Podobnie jeszcze gwałtowniej przebiegało oddawanie potasu suchych roślin wodnych. Już po 24 godz *Typha latifolia* oddała ok. 80% tej ilości potasu, które oddała po roku przebywania w wodzie konserwowanej 2% sublimatem. Po 7 dniach oddała ona tylko ok. 82% tej ilości, a więc praktycznie cały proces kończył się już w ciągu pierwszej doby (tab. III).

W ten sposób znajduje wyjaśnienie ogólne twierdzenie W u n d e r a (1936) „...dass Heu oder zum wenigsten Gras, das schon etwas getrocknet ist sich günstiger erweist als frisches Gras”. Ś w i ę t o c h o w s k i



Rys. 2. Wpływ uprzedniego wysuszenia rośliny (*Typha latifolia*) w temp. 50°C na przebieg łągowania fosforanów i potasu (mg na 1 g s. m.).

1 — K z roślin suszonych, 2 — K z roślin mokrych, 3 — PO₄ z roślin suszonych, 4 — PO₄ z roślin mokrych.

Influence of previous desiccation of the plant (*Typha latifolia*) (mg./g. of dry mass).

Tabela III

Ilości wylugowywanego potasu z pałki wodnej (*Typha latifolia*) moczonej przez 365 dni w wodzie destylowanej, konserwowanej 2% sublimatem
Quantities of potassium leached from *Typha latifolia* kept in distilled water for 365 days, preserved in 2% sublimate

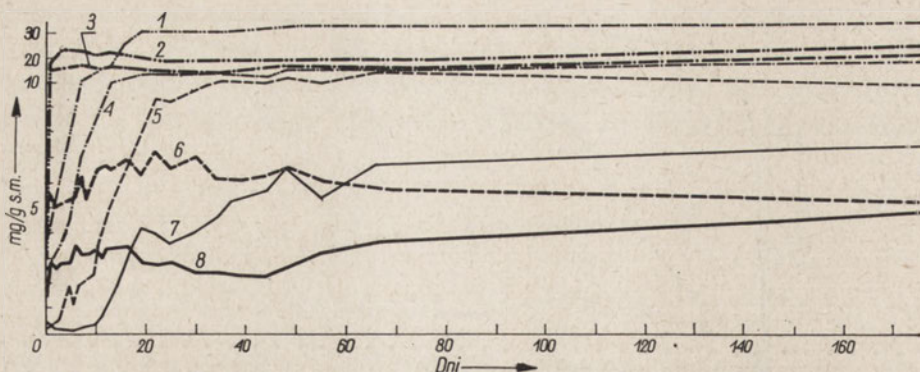
Dni - days	1	7	14	21	365
mg K/1/g s.m. dry mass	17,3	17,8	18,2	18,4	21,6
% oddanego potasu potassium	80	82	84,2	85,1	100,0

(1959), powołując się na wyniki Wiegnera stwierdza, że deszcz może wylugować z siana znaczne ilości skrobi i białka (powyżej 60%). Badania Le Clearc i Breazeale (1908) z wodą deszczową wykazały duże straty soli pokarmowych u pszenicy.

Stosunek łągowanego potasu do fosforu układał się (już po jednej dobie) w przypadku suchej pałki szerokolistnej w granicach 2,3—7. Ilości łągowanego potasu były bardziej równomierne, fosforu bardzo zmienne.

Rośliny innych gatunków po wysuszeniu podobnie oddawały do wody wysokie ilości fosforanów (tab. IV), przy czym *Lemna gibba* oddawała ich szczególnie dużo i to już w pierwszej godzinie moczenia.

Porównując ilości fosforu oddawanego do wody przez liście i korzenie *Typha latifolia* (rys. 3) przekonano się, że system korzeniowy



Rys. 3. Ługowanie fosforu i potasu z liści i korzeni *Typha latifolia* wilgotnych i suszonych (mg/g s. m. 1 — całe rośliny, 2 — pocięte, 3 — mielone)

1 — liść mokry, K; 2 — liść suchy, K; 3 — korzeń suchy, K; 4 — korzeń mokry, K; 5 — korzeń mokry, PO₄; 6 — liść mokry, PO₄; 7 — korzeń suchy PO₄; 8 — liść suchy, PO₄.

Leaching of phosphorus and potassium from dry and wet leaves and roots of *Typha latifolia* (mg./g. of dry mass).

Tabela IV

Ługowanie fosforanów z wysuszonych roślin wodą destylowaną zawierającą 0,1% toluenu (temp. 19°C, mg PO₄ na 1 g s.m.)

Leaching of phosphates by distilled water with 0,1% of toluene from desiccated water plants (temp. 19°C, mg. PO₄ per 1 g. of dry mass)

Gatunek - species	Czas trwania doświadczenia w godz. - Time in hrs.					
	1	3	6	12	24	72
<i>Typha latifolia</i> L.	2,4	2,8	3,4	3,1	4,2	3,5
<i>Potamogeton lucens</i> L.	2,0	3,0	3,5	3,2	3,7	2,2
<i>Lemna gibba</i> L.	6,1	8,5	7,7	9,1	7,6	7,0
<i>Acorus calamus</i> L.	2,4	-	5,0	-	5,2	6,2
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	4,0	-	4,0	-	3,2	5,4
<i>Iris pseudacorus</i> L.	4,2	-	4,6	-	5,2	4,8

oddaje do wody więcej fosforu niż liście, zarówno w stanie wilgotnym jak i po wysuszeniu. W przypadku potasu było różnie (rys. 3).

Oddawane przez rośliny wodne fosforany stanowią bardzo wysoki procent całej ilości fosforu, jaki one zawierają (tab. V). Jak widać już po 10 min w wodzie znajdowało się 8,7—19,2% całej ilości fosforu, jaki zawierał *Acorus calamus* względnie *Typha latifolia*. Po 6 godz *Typha* oddała 73,6% swego fosforu zaś *Acorus calamus* po 3 dniach oddał

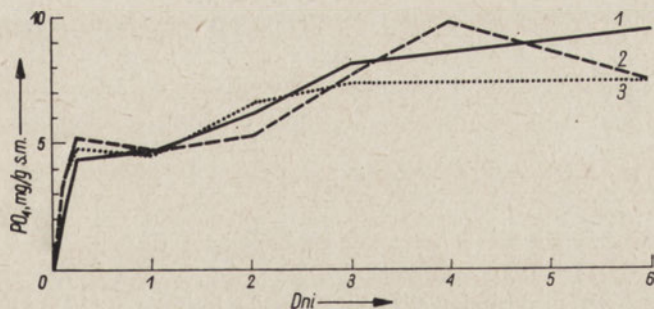
ok. 54% tego składnika. W każdym razie na szczególną uwagę zasługuje fakt, że w ciągu pierwszych trzech dni suche rośliny przebywające w wodzie oddają połowę do $\frac{3}{4}$ znajdującego się w nich fosforu całkowitego. Z tabeli VI wynika, że po bardzo długim okresie przebywania w wodzie (175 dni) roślina oddaje od 66% do 86% zawartego w niej fosforu, przy czym więcej oddają rośliny uprzednio wysuszone. Około 14—34% fosforu roślin wodnych pozostaje nieuruchomionych na drodze procesów „ługowania”. Maksymalne ilości potasu wyługowanego z *Typha latifolia* po 1 dobie wynosiły 95,5%. Potas jest jednym z kationów najłatwiej wymywanym z roślin.

Tabela V

Przebieg ługowania fosforanów z suszonych roślin w % całkowitej zawartości fosforu w roślinie
Leaching of phosphates from desiccated plants in % of total phosphorus content

Gatunek - Species	Czas trwania doświadczenia - Time					
	10	30	1	6	24	72
	min.		godz. - hrs.			
<i>Typha latifolia</i> L.	19,2	41,6	44,8	73,6	60,8	64,0
<i>Acorus calamus</i> L.	6,7	15,6	20,9	43,4	45,2	53,9

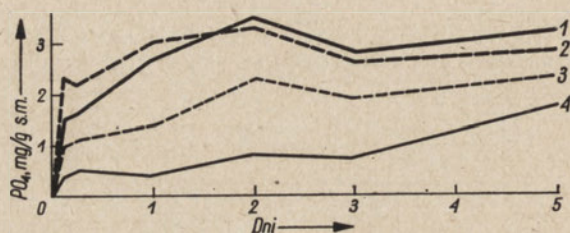
Maksimow (1950) pisze: „potas występuje w roślinie prawie w całości w postaci jonu i nie tworzy żadnych trwałych połączeń ze związkami organicznymi. Wskazuje na to fakt, że z wysuszonych organów roślinnych można otrzymać prawie wszystkich potas przez proste wymywanie...”



Rys. 4. Wpływ stanu rozdrobnienia suchej rośliny (*Typha latifolia*, 28.V) na przebieg ługowania fosforu (mg/g s. m.)

Influence of fragmentation of a dry aquatic plant (*Typha latifolia*, May 28) on the course of leaching of phosphorus (mg./g. of dry mass).

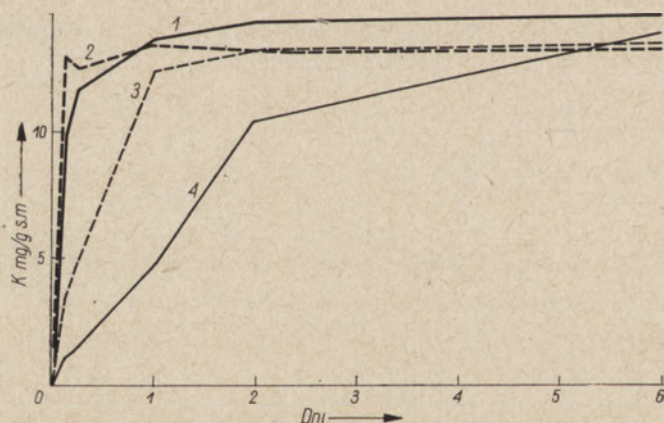
Wpływ rozdrabniania suchych roślin wodnych na przebieg ługowania przedstawia rys. 4. Jak widać w przypadku wysuszonej pałki szerokolistej, którą moczono w stanie całkowicie roztartym, pociętym na drobne kawałki i w postaci całych liści, ilość oddawanego do wody fosforu była bez istotnych różnic. Nieco intensywniej był wmywany fosfor z roślin rozdrobnionych w pierwszych godzinach doświadczenia (patrz także rys. 5). Później różnice te zacierają się a nawet wychodzą z niezrozumiałych powodów (sorbcja fosforanów przez pocięty materiał) na korzyść roślin całych. Pocięcie roślin wilgotnych miało w wyniku (rys. 5) zdecydowane przyspieszenie i zwiększenie ilości wmywanych fosfora-



Rys. 5. Wpływ stanu rozdrobnienia wilgotnej i suszonej rośliny (*Typha latifolia*) na przebieg ługowania fosforu (mg/g s. m.).

1 — rośliny suszone całe, 2 — suszone pocięte, 3 — mokre pocięte, 4 — mokre całe.

Influence of fragmentation of a wet or dry plant (*Typha latifolia*) on the course of leaching of phosphorus (mg./g. of dry mass).



Rys. 6. Wpływ stanu rozdrobnienia rośliny (*Typha latifolia*) wilgotnej i suchej na przebieg ługowania potasu (mg/g s. m.).

Objaśnienia jak na rys. 5.

Influence of fragmentation of an aquatic plant (*Typha latifolia*) wet or dry on the course of leaching of potassium (mg./g. of dry mass).

nów. Ługowanie potasu z roślin wodnych o różnym stanie rozdrobnienia przebiegało (rys. 6) w zasadzie podobnie do ługowania fosforanów. W pierwszym dniu ługowało się nieco więcej potasu z rozdrobnionych roślin suchych, a później więcej uzyskiwano go z roślin całych.

Wpływ cięcia u roślin wilgotnych był szczególnie widoczny w pierwszych dwu dniach eksperymentu, wyrównał się, a nawet zanikł, dopiero w 6 dniu.

Tabela VI

Ilości fosforu wylugowanego z roślin po 175 dniach moczenia w wodzie destylowanej wyrażone w % całkowitej ilości tego składnika w roślinie
Quantity of phosphorus leached from plants kept for 175 days in distilled water, in % of total phosphorus content in the plant

Gatunek - Species	PO ₄ %	
	Stan - Status	
	mokry - wet	suchy - dry
<i>Potamogeton lucens</i>	85,9	70,9
<i>Lemna gibba</i>	81,9	83,0
<i>Typha latifolia</i> (liść - leaves)	83,3	84,8
<i>Typha latifolia</i> (korzeń - root)	66,1	70,6

W ten sposób dochodzimy do ogólnego wniosku, że rozdrobnienie wysuszonych roślin wodnych nie wpływa w sposób istotny na ilość oddawanych przez nie fosforanów i potasu. Rozdrobnienie roślin (cięcie) wilgotnych przyspiesza wydatnie oddawanie omawianych składników do wody w granicach 140—300% ilości uzyskiwanych przy nierozdrabnianym materiale wilgotnym, co dopiero po 5 dniach przebywania w wodzie w dużym stopniu ulega wyrównaniu.

Celem poznania wpływu temperatury wody w czasie doświadczenia na przebieg wymywania fosforanów z roślin wodnych przeprowadzono próby z suchą *Typha latifolia* (tab. VII). Wynika z nich, że wahania temperatur wody ekstrahującej w granicach 0—22°C mają minimalny wpływ na przebieg wymywania fosforanów. Dopiero temperatura 42°C przyspiesza wymywanie fosforanów.

Doświadczenie to powtórzono i rozszerzono na inne gatunki roślin wodnych uzyskując w zasadzie wyniki podobne (tab. VIII). Malenie ilości fosforanów w wodzie w końcowych godzinach eksperymentu przy temperaturze 26,5°C uważać należy — podobnie jak to pisano wyżej — za wynik procesów sorpcji i sedymentacji fosforanów w naczyniu akwaryjnym i na zawieszinie roślinnej. W ten sposób dochodzimy do zasadni-

Tabela VII

Wpływ temperatury wody na ługowanie fosforanów (mg/g s.m.) z suchej
Typha latifolia
 Influence of temperature on leaching of phosphates from dry *Typha latifolia*
 (mg./g. of dry mass)

Temperatura (°C)	Czas trwania doświadczenia w godz. Time in hours			
	1	6	24	72
0	2,5	3,8	4,6	4,8
22	2,8	3,8	4,6	4,8
42	3,3	4,7	5,1	4,7

Tabela VIII

Wpływ temperatury wody na ługowanie fosforanów (mg/g s.m.) suchych roślin
 Influence of water temperature on leaching of phosphates from dry plant
 (mg./g. of dry mass)

Gatunek - Species	Tempera- tura °C	Czas trwania doświadczenia w godz. Time in hrs.					
		1	3	6	12	24	72
<i>Typha l.</i> liść - leaf	4,0	2,3	2,9	3,2	2,8	3,2	3,5
	19,0	2,4	2,8	3,4	3,1	4,2	3,5
	26,5	3,0	2,8	3,1	2,8	2,6	2,3
<i>Potamogeton l.</i>	4,0	2,1	2,7	3,4	3,1	3,2	3,8
	19,0	2,0	3,0	3,5	3,2	3,7	2,2
	26,5	2,8	3,2	3,3	2,7	2,3	1,9
<i>Lemna g.</i>	4,0	6,1	8,1	7,7	9,2	6,8	8,4
	19,0	6,1	8,5	7,7	9,1	7,6	7,0
	26,5	6,9	8,3	8,7	8,8	6,2	7,1

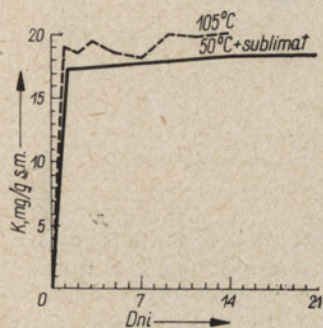
Doświadczenie przeprowadzono w ciemności, do prób dodawano toluen (0,1%)

czego wniosku, że w zakresie temperatur normalnie występujących w wodach zbiorników powierzchniowych wymywanie fosforanów z suchej roślinności wodnej przebiega w sposób podobny, przedstawiony w tab. VII i VIII.

Szczególnie ważny wydaje się ten wniosek odnośnie do temperatur bliskich 0, gdyż oznacza to, że obumierająca w jesieni i w zimie roślinność stawowa i jeziorowa oddaje do wody wielkie ilości nagromadzonych w niej fosforanów (i zapewne potasu) na drodze procesów fizycznych i chemicznych, praktycznie niezależnie od panujących wtedy niskich temperatur wody. Wyniki te nie potwierdzają obserwacji A r e n s a

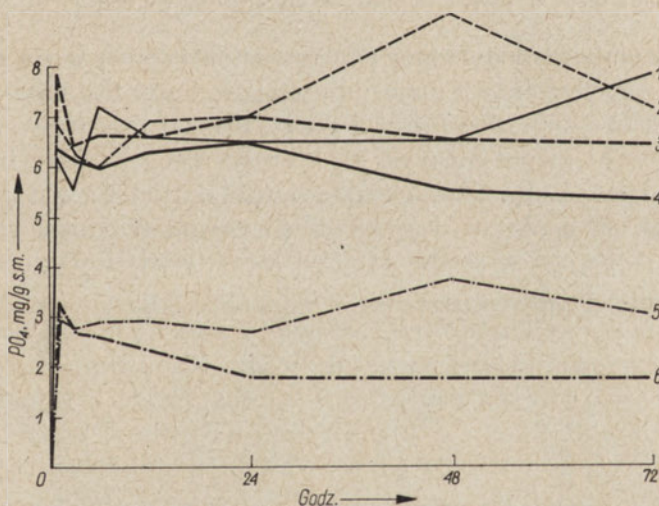
(1934), który podaje, że podwyższenie temperatury wody o 10°C zwiększało dwukrotnie ilość wymywanych substancji. Poddanie roślin suszonych działaniu temperatury 105°C powodowało późniejsze nieco większe oddawanie do wody potasu (rys. 7).

W opisanych doświadczeniach używano do ługowania wody destylowanej. Porównanie pod tym względem jej działania z wodą stawową, w której rosły dane rośliny przedstawia rys. 8. Widać z tego, że w przypadku wszystkich trzech gatunków roślin wodnych, reprezentujących podstawowe zespoły roślinności wynurzanej (*Typha latifolia*), zawieszono-



Rys. 7. Wpływ ogrzania roślin (*Typha latifolia*) do 105°C na ługowanie potasu (mg/g s. m.).

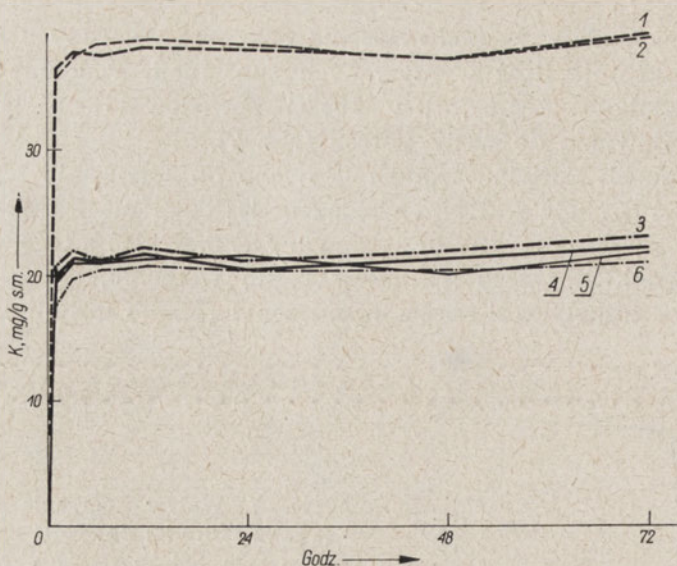
Influence of heating (up to 150°C . on leaching of potassium in aquatic plants (*Typha latifolia*) (mg./g. of dry mass).



Rys. 8. Wpływ ługowania wodą stawową i wodą destylowaną na ilość fosforu wymywanego z różnych gatunków suszonych roślin mg/g s. m.

1 — *Typha* (woda dest.), 2 — *Lemna* (w. d.), 3 — *Lemna* (w. stawowa), 4 — *Typha* (w. s.),
5 — *Potamogeton* (w. d.), 6 — *Potamogeton* (w. s.).

Influence of leaching by pond or distilled water on the amount of phosphorus washed out from different species of aquatic plants after desiccation (mg./g. of dry mass).



Rys. 9. Wpływ ługowania wodą stawową i destylowaną na ilość potasu wymywanego z różnych gatunków roślin wodnych (mg/g s. m).

1 — *Lemna* (woda stawowa), 2 — *Lemna* (w. dest.), 3 — *Potamogeton* (w. s.), 4 — *Typha* (w. s.), 5 — *Typha* (w. s.), 6 — *Potamogeton* (w. d.).

Influence of leaching by pond or distilled water on the amount of potassium washed out from different species of aquatic plants (mg./g. of dry mass).

nej (*Lemna gibba*) i podwodnej (*Potamogeton lucens*) woda destylowana wymywała z suchego nieco materiału większe ilości fosforanów zwłaszcza po dłuższym okresie czasu (48—72 godz). Inaczej przedstawiała się sprawa z wymywaniem potasu (rys. 9), którego nieco większe ilości wymywała woda stawowa (oczywiście pierwotna zawartość w tej wodzie została odjęta). W ogóle ze wszystkich doświadczeń odnosi się wrażenie, że ługowanie potasu z roślin odbywa się łatwiej, i jego przebieg jest bardziej regularny.

Podsumowując stwierdzamy, że świeżo ścięte rośliny wodne oddają znaczne ilości fosforanów i potasu do wody. Wsuszenie ich gwałtownie przyspiesza ten proces, który przebiega praktycznie z jednakową intensywnością niezależnie od stanu rozdrobnienia rośliny, temperatury wody w zbiorniku oraz niezależnie od przeciętnie spotykanego składu chemicznego wody użytej do ługowania. Wymywanie potasu odbywa się o wiele łatwiej i przebiega równomierniej aniżeli fosforu. Ilości wylugowanego fosforu mogą sięgać 86% jego całkowitej zawartości w roślinie.

Z rozdrobnionych roślin wodnych fosfor i potas początkowo ługowane są prędzej, jednak po kilkudziesięciu godzinach powstałe różnice się wyrównują. Temperatura wody i jej skład chemiczny nie wywiera na

ten proces większego wpływu. Woda o bardzo małej ilości elektrolitów (destylowana) zdaje się ługować nieco więcej fosforanów a mniej potasu, jednak stwierdzone różnice są nieomal w granicach błędów analitycznych.

Ługowanie fosforu i potasu z roślin wodnych w różnych stadiach rozwoju

Zawartości fosforu, potasu i azotu w roślinach ulegają znacznym wahaniom w ciągu okresu wegetacyjnego. Wskazują na to między innymi badania nad zawartością potasu w liściach winnej latorośli (Herschler 1933), buka (Gäumann 1935), kawy (Schweizer 1935) oraz soli mineralnych u innych roślin lądowych (Arens 1934 i Schoch 1955). Göran Stenlid (1958) podaje, że na ogół wszyscy badacze są zgodni co do tego, że zawartość potasu i azotu maleje w liściach przed ich jesiennym odpadnięciem, a również dla fosforu jest więcej podobnych danych, natomiast w większych ilościach w jesieni gromadzi się w liściach wapń i krzemionka.

Zmiany zawartości azotu, fosforu i potasu *Typha latifolia* zachodzące w ciągu okresu wegetacyjnego ilustruje rys. 10. Jak widać zmiany te są bardzo znaczne i dla tego gatunku mieszczą się w zakresie:

	‰ suchej masy
Azot organiczny, N	0,32—1,76
Fosfor, PO ₄	0,09—1,07
Potas, K	0,56—1,85

Różnice w zawartości tych składników wystąpiły nie tylko w poszczególnych miesiącach roku ale także w poszczególnych latach.

Także w zależności od charakteru zbiornika mogły wystąpić znaczne

Tabela IX

Zawartość azotu i potasu w pałce wodnej (*Typha latifolia*) zebranej ze stawu karpiego w Gniechowicach i stawku w parku Szczytnickim w czerwcu i październiku (w % suchej masy)

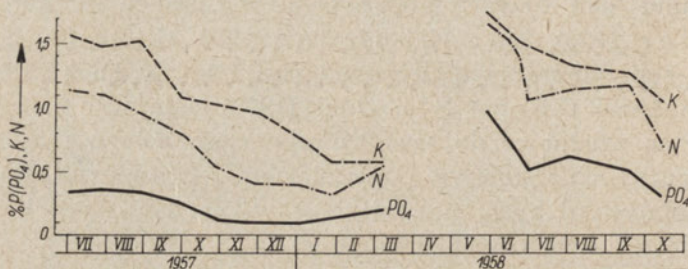
Nitrogen and phosphorus content in *Typha latifolia* collected in a cyprinus pond in Gniechowice and in a pool in Szczytnik park, in June and October (in % of dry mass)

Staw - Pond	Miesiące - Months			
	VI	X	VI	X
	N		P	
Gniechowice	1,92	2,30	0,96	0,58
Park Szczytnicki	1,39	0,71	0,62	0,30

różnice w składzie roślin. W tym przypadku pałka ze stawów karpionych w Gniechowicach była znacznie bogatsza w fosfor i azot niż w ubogich (nie użytkowanych gospodarczo) stawów parku Szczytnickiego (tab. IX).

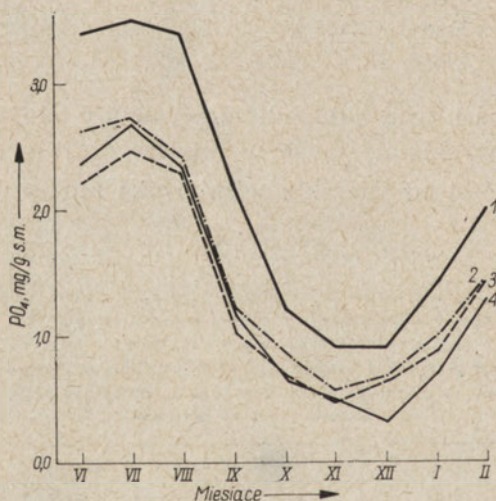
W przebiegu rocznych zmian zawartości fosforu, potasu i azotu (rys. 10) widać ogólną zasadę, że najbogatsze w omawiane składniki są rośliny wodne na wiosnę, zwłaszcza w maju, a ich zawartość stopniowo maleje ku jesieni i w ciągu zimy, jeśli zostaje ona w stawie.

Zimowe ubóstwo martwych roślin zalegających staw jest łatwo wy-



Rys. 10. Zmiany zawartości azotu, potasu i fosforu u *Typha latifolia* zbieranej z tego samego stanowiska z parku Szczytnickiego w ciągu lat 1957/58 (w %).

Changes in the nitrogen, potassium and phosphorus content in *Typha latifolia* collected in the same site of the Szczytno Park in 1957/1958 (in %).



Rys. 11. Przebieg ługowania fosforanów z *Typha latifolia* zebranej w poszczególnych miesiącach na tle fosforu całkowitego mg/g s. m.

1 — Fosfor całkowity, 2 — fosforany po 72 godz, 3 — fosforany po 24 godz, 4 — fosforany po 6 godz.

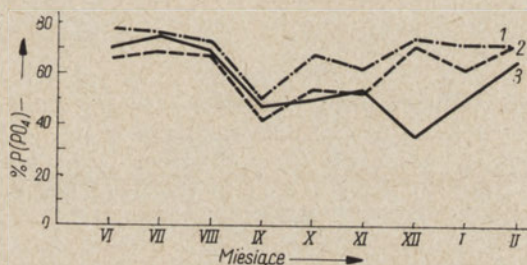
Course of phosphates leaching in *Typha latifolia* collected in different months related to total phosphorus (mg./g. of dry mass).

tłumaczalne ługowaniem ich przez wodę. Wzrost azotu i fosforu w marcu 1957 r. jest raczej przypadkowy i może być spowodowany różnym przebiegiem ługowania roślin zalegających dno stawu w okresie zimowym.

Gwałtowne zmniejszanie się zawartości fosforu, potasu i azotu organicznego w pałce szerokolistnej w czerwcu 1958 r. (rys. 10) wydaje się cechą charakterystyczną tego okresu jej wzrostu, a nie wynikiem przypadkowego pobrania niewłaściwego materiału roślinnego.

Przebieg ługowania fosforu z *Typha latifolia* w poszczególnych miesiącach roku przedstawia rys. 11. Jak widać największe absolutne ilości fosforu zawiera i oddaje do wody roślina ścięta w wiosenno-letnich miesiącach, zaś stopniowo mniej w miesiącach jesiennych i z początkiem zimy. W miesiącach mroźnych styczeń—luty, ilość fosforu oddawanego do wody wzrastała, przy czym jego ilość w samej roślinie z bliżej nie znanych przyczyn znacznie wzrasta (rys. 10).

Ilość wylugowanego do wody fosforu okazała się zależna od ilości fosforu ogólnego zawartego w roślinie. Przebieg ługowania fosforu (rys. 12) wykazuje, że z młodych wysuszonych roślin już po 6 godz



Rys. 12. Ilości wylugowanych fosforanów z *Typha latifolia* zebranej w poszczególnych miesiącach (% całkowitej zawartości fosforu suchej rośliny).

1 — po 72 godz., 2 — po 24 godz., 3 — po 6 godz.

Amounts of phosphorus leached from *Typha latifolia* collected in different months (% of total phosphorus content in the dry plant).

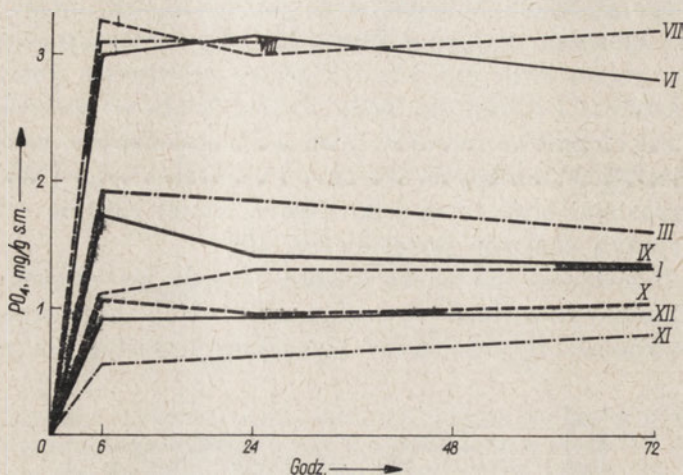
dostawała się do wody prawie cała ilość fosforu, jaka z rośliny mogła być oddana. Różnice w tym względzie stopniowo wzrastały i w grudniu były największe.

Zrywane w ciągu roku rośliny traciły po 3 dobach od 50% do 78% zawartego w nich fosforu, przy czym najmniej tego składnika oddawały we wrześniu. Możliwe, że w tym czasie większość fosforu znajduje się w pałce w trudno wymywalnej postaci fosforu organicznego, co może wiązać się z faktem, że wykoszenie pałki szerokolistnej we wrześniu przyczynia się do jej nieodrastania w roku następnym.

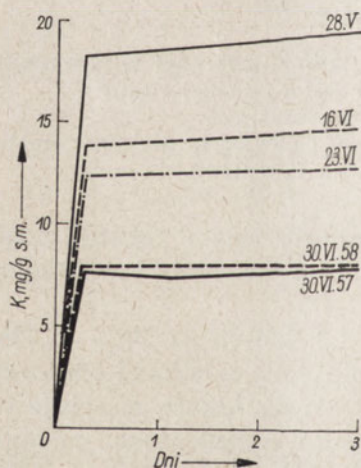
Najprawdopodobniej jest to związane z wędrowką soli pokarmowych do kłączy, gdzie w tym czasie zaczynają rozwijać się młode roślinki,

które jak stwierdzono np. u kosańca w połowie października osiągały największą spośród tego typu roślin wysokość, wynoszącą powyżej 20 cm.

Rysunek 13 wskazuje, że prawie cała ilość fosforu, jaką sucha roślina może oddać na drodze wymywania, dostaje się do wody już w pierwszych 6 godz. moczenia. Najwięcej fosforanów oddawały one w miesiącach: czerwiec—lipiec, najmniej w miesiącach październik—grudzień.



Rys. 13. Przebieg wymywania fosforu (ogólnego) z suchej palki wodnej zebranej w różnych okresach wzrostu względnie zalegania w stawie (mg/g s. m.).
Course of washing out of phosphorus (over all) from *Typha latifolia* collected in different periods of growth or of deposit in the pond (mg./g. of dry mass).



Rys. 14. Oddawanie większych ilości potasu młodszej wysuszonej *Typha latifolia* i oddawanie prawie identycznych ilości tego składnika przez rośliny zebrane tego samego dnia (30 czerwca) 1957 i 1958 r.

Elimination of larger amounts of potassium by a young desiccated *Typha latifolia* and elimination of nearly equal amounts of this component by plants collected on the same day (June 30, 1957, and 1958).

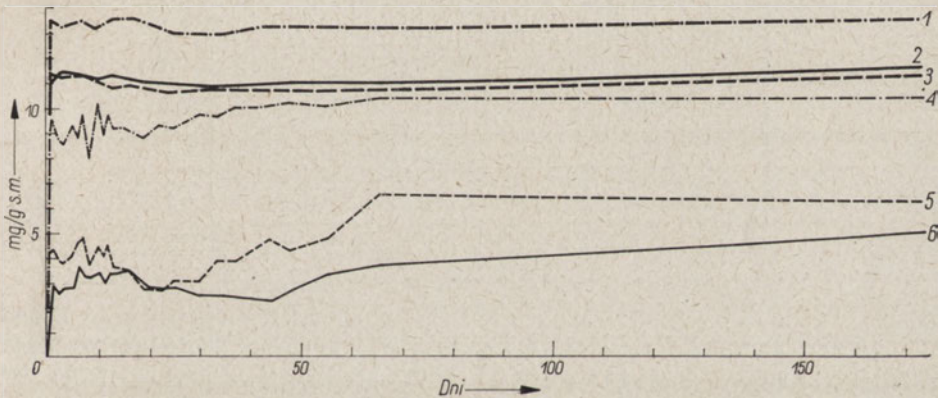
Podobnie więcej potasu do wody oddawały rośliny młodsze, a zebrana 30.VI. *Typha latifolia* zarówno w 1957 r. jak w 1958 r. oddawała bardzo zbliżone ilości potasu (rys. 14). Rzecz przy tym ciekawa, że *Typha la-*

tifolia zebrana w maju więcej i szybciej oddawała fosfor do wody ze świeżych liści aniżeli z liści przesuszonych. Już w czerwcu stosunki te ulegały zmianie według wyżej opisanego schematu.

Wpływ drobnoustrojów

Wyżej przeprowadzone doświadczenia wykazały, że ścięte rośliny wodne oddają do otaczającej je wody na drodze fizyko-chemicznych procesów znaczne ilości fosforu, jednak mimo wszystko 14—34% jego całkowitej ilości pozostaje w roślinie nie wymyte, zależnie od jej gatunku i stanu fizjologicznego. Te ilości fosforu, związane w roślinie zapewne w postaci nie wymywających się i nie ulegających autolizie połączeń, mogą być uruchomione po przefermentowaniu tkanek roślinnych przy pomocy drobnoustrojów.

Dla zorientowania się w przebiegu tych procesów w warunkach naturalnych zbiornika wodnego nastawiono szereg doświadczeń z lęgowaniem roślin wodnych bez dodawania do wody jakichkolwiek środków bakteriobójczych, w seriach trzymanyh w ciemności, względnie wystawionych na działanie światła dziennego. Czas doświadczeń był dosta-



Rys. 15. Oddawanie fosforu i potasu przez różne gatunki suszonych roślin wodnych przetrzymywanych w akwariach (175 dni) w ciemności (mg/g s. m.).

1 — K, *Lemna*, 2 — K, *Typha*, 3 — K, *Potamogeton*, 4 — PO_4 , *Lemna*, 5 — PO_4 , *Potamogeton*, 6 — PO_4 , *Typha*.

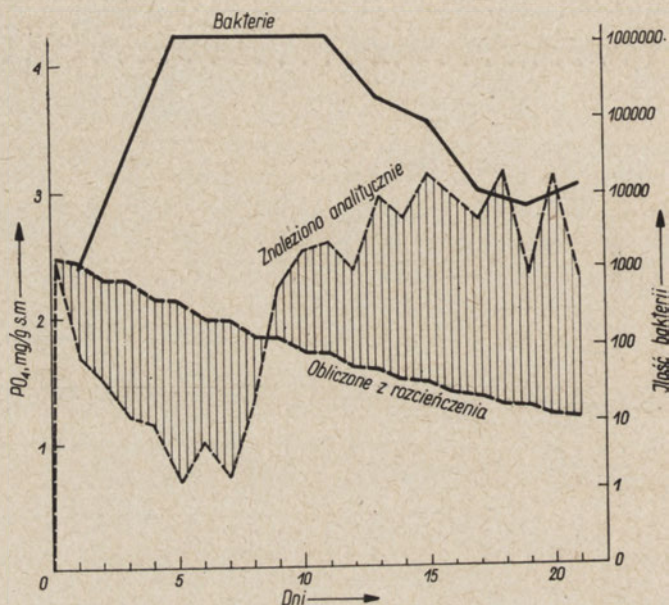
Elimination of phosphorus and potassium by different species of dry aquatic plants kept in aquaria (175 days) in darkness (mg./g. of dry mass).

tecznie długi (51—175 dni), aby odnośne procesy biochemiczne mogły się rozwinąć z całą wyrazistością.

W wyniku doświadczeń prowadzonych w ciemności z roślinami suszonymi okazało się (rys. 15), że w wodzie akwariów z *Typha latifolia*, *Potamogeton lucens* i *Lemna gibba* przez pierwszych 30—40 dni znajdowało się mniej fosforu aniżeli w dniach późniejszych. Przypuszczać

należy, że powyższe jest wynikiem masowego zużycia tego składnika przez gwałtownie rozwijające się bakterie. Analogiczne badania K a i l i (1949) wykazały, że drobnoustroje przyswajają przeciętnie 0,3% fosforu w stosunku do rozłożonej substancji organicznej. Wyniki innych badaczy są tego samego rzędu i stwierdzają, że najwięcej fosforu przyswajają promieniowce — 0,3—0,5%, mniej grzyby — 0,2—0,4%, najmniej bakterie — 0,15—0,25% rozłożonej substancji organicznej.

Pobór potasu zaznaczył się w przebiegu odnośnych krzywych (rys. 15) bardzo słabo. Po okresie typowego ługowania i zużywania przez bakterie



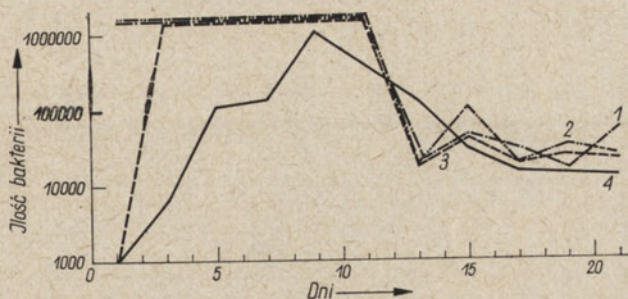
Rys. 16. Ubytek fosforanów wymytych z suchej roślinności wodnej (korzeń *Typha latifolia*) spowodowany rozwojem drobnoustrojów i innych organizmów wodnych i teoretycznie obliczona ich zawartość na skutek stosowania uzupełnień wodą destylowaną.

Loss of phosphorus washed out from dry water vegetation (root of *Typha latifolia*) caused by the development of microorganisms and other aquatic organisms and calculation of their content after complementing with distilled water.

następował okres oddawania tych składników na drodze procesów biochemicznych (rys. 16).

Ilość bakterii, które rozwijały się w akwariach z wyługowaną suszoną roślinnością wodną na świetle, ilustrują wyniki posiewów na agarze przy 20°C (rys. 17) i 37°C (rys. 18). Wynika z nich, że w doświadczeniach prowadzonych na różnych gatunkach roślin wodnych, ogólny przebieg narastania i zanikania bakterii odbywał się podobnie, przy

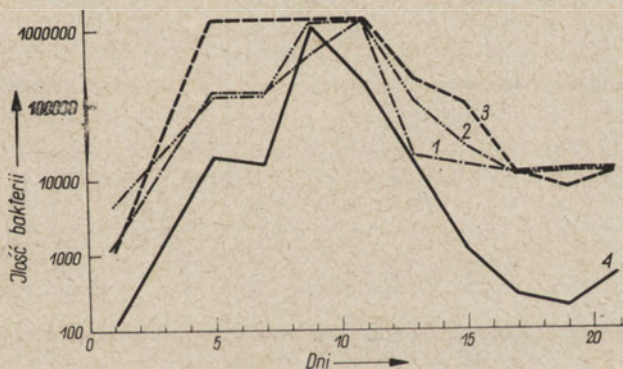
czym zgodność ta była znacznie większa w przypadku bakterii rosnących na agarze przy 20°C (rys. 16) niż przy 37°C (rys. 17). Maksimum ilości bakterii rzędu 2 000 000 kolonii na cm³ wykształcało się w doświadczeniach po okresie 3—9 dni. W takim materiale jak *Lemna* i *Potamogeton* bakterii było od razu bardzo dużo, u *Typha latifolia* rozwijały się one



Rys. 17. Rozwój flory bakteryjnej w akwariach doświadczalnych zawierających suche rośliny wodne (agar, 20°C, 72 godz).

1 — *Lemna*, 2 — *Potamogeton*, 3 — *Typha* (korzeń), 4 — *Typha* (liść).

Development of bacterial flora in experimental aquaria containing dry aquatic plants (agar, 20°C, 72 hrs.).



Rys. 18. Rozwój flory bakteryjnej w akwariach doświadczalnych w czasie lęgowania suchych roślin wodnych (agar, 37°C, 24 godz).

1 — *Potamogeton*, 2 — *Lemna*, 3 — *Typha* (korzeń), 4 — *Typha* (liść).

Development of bacterial flora in experimental aquaria during the process of leaching from dry water plants (agar, 37°C., 24 hrs.).

stopniowo. Po około 9—15 dniach doświadczenia ilość bakterii zaczęła gwałtownie maleć. Przypuszczać można, że działo się to w związku z pierwotniakami, które pojawiły się w dużej ilości. Godny uwagi wydaje się fakt, że prawie równa ilość bakterii wyrastała z analogicznych posiewów hodowanych przy 37°C. Ten charakter mezofilny hodowli

Tabela I

Wymywanie soli mineralnych z suchych roślin (mg/g s.m.)
Leaching of mineral salts from dry plants (mg./g. of dry mass)

Składnik - Component	Czas trwania doświadczenia w dniach - Time in days											
	1	3	5	7	9	11	13	15	17	19	21	51
Typha latifolia, liście - leaves												
Barwa mg/g s.m. Colour	40	40	40	30	25	25	20	20	20	20	20	35
Amoniak " N(NH ₃)	0,15	0,14	0,14	0,08	0,05	0,11	0,13	0,13	0,20	0,34	0,38	1,38
Azotyny " N(NO ₂)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	śl.	0,000	śl.	śl.	0,001	0,002	0,052
Azotany " N(NO ₃)	0,10	0,06	0,15	0,38	0,25	0,52	0,20	0,43	0,36	0,35	0,10	0,31
Azot org. " N(org.)	1,25	1,45	1,64	1,96	1,63	1,61	1,44	1,41	1,25	1,14	1,15	-
Fosforany " P ₀₄	2,80	2,46	2,06	2,20	1,80	1,56	1,61	1,70	1,71	1,58	1,46	1,40
Potas " K	23,5	21,6	18,8	16,8	16,3	14,8	13,7	12,2	11,0	10,2	9,4	8,5
Sucha pozostać. mg/g s.m. Dry residue	175	176	134	95	92	83	71	68	63	60	42	46
Typha latifolia, korzeń - root												
Barwa mg/g s.m. Colour	10	20	20	20	20	15	10	10	10	10	21	15
Amoniak " N(NH ₃)	0,64	0,20	0,25	0,15	0,11	0,14	0,16	0,15	0,13	0,15	0,10	0,16
Azotyny " N(NO ₂)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002	0,003
Azotany " N(NO ₃)	-	0,22	0,57	0,20	0,45	0,78	0,38	0,20	0,53	0,26	0,23	0,14
Azot org. " N(org.)	3,97	4,14	3,95	2,67	-	2,87	2,58	2,20	1,86	1,96	1,99	-
Fosforany mg/g P ₀₄	1,72	1,20	0,67	0,73	2,20	2,56	3,10	3,07	2,73	2,30	2,26	1,80
Potas " K	13,3	11,8	10,3	9,2	8,8	8,2	7,7	7,0	6,2	6,3	5,4	4,6
Sucha pozostać. mg/g s.m. Dry residue	109	106	102	83	95	87	81	68	61	66	45	64

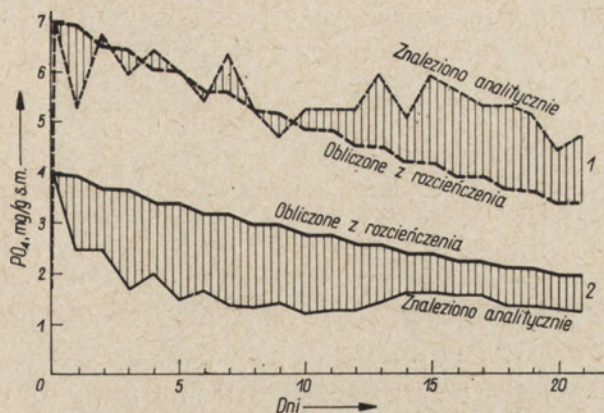
Potamogeton lucens												
Barwa mg/g s.m. Colour	Pt	70	70	70	70	65	50	45	40	40	40	80
Amoniak "	N(NH ₃)	0,32	0,12	0,14	0,13	0,07	0,14	0,14	0,10	0,07	0,13	0,31
Azotyny "	N(NO ₂)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,007
Azotany "	N(NO ₃)	0,15	0,36	0,42	0,38	0,26	0,42	0,36	0,40	0,75	0,12	0,25
Azot org. "	N(org.)	2,35	2,46	2,33	2,52	-	2,43	2,06	2,17	1,83	2,67	-
Fosforany "	PO ₄	2,46	1,67	1,43	1,33	1,36	1,23	1,40	1,60	1,52	1,30	1,03
Potas "	K	29,2	27,0	24,0	21,2	20,3	18,0	16,5	15,3	13,3	12,5	11,1
Sucha pozost. mg/g s.m. Dry residue		150	140	119	116	116	115	106	100	96	93	78
Lemna gibba												
Barwa mg/g s.m. Colour	Pt	100	115	120	110	110	110	100	100	100	100	90
Amoniak "	N(NH ₃)	2,86	3,04	3,13	3,20	3,60	4,00	3,73	3,86	3,80	3,80	3,43
Azotyny "	N(NO ₂)	0,006	0,006	0,020	0,083	0,050	0,006	0,003	0,012	0,020	0,024	0,032
Azotany "	N(NO ₃)	0,65	1,50	0,81	1,40	1,62	0,35	0,45	0,27	0,56	0,08	0,34
Azot org. "	N(org.)	5,20	5,15	4,97	4,10	3,56	3,06	2,68	2,51	2,37	2,21	-
Fosforany "	PO ₄	5,33	5,83	6,00	6,26	4,66	5,26	5,83	5,83	5,26	5,10	5,30
Potas "	K	47,2	43,3	39,0	35,8	33,8	30,5	28,3	26,3	22,7	21,5	19,1
Sucha pozost. mg/g s.m. Dry residue		174	171	157	143	133	126	116	111	115	107	107

zdaje się wskazywać na udział w procesie dużej ilości bakterii fermentacji błonnikowej.

Kraszennikowa (1958) stwierdziła, że rozkładająca się roślinność stawowa w zbiorniku zaporowym zwiększała ilość bakterii w wodzie 5—10-krotnie, a ilość mikroflory obrastającej rośliny po ich skoszeniu osiągała maksimum w przypadku *Phragmites communis* między 17 a 20 dniem obserwacji, po czym malała. Ilość rozwijających się bakterii według tej autorki zależy także od gatunku skoszonej rośliny. W naszym przypadku (rys. 17 i 18) liczba bakterii rosnących w wyciągach z *Lemna gibba* i *Potamogeton* była znacznie większa aniżeli z liści *Typha latifolia*. Na korzeniu *Typha latifolia* rozwijało się szczególnie dużo bakterii. Mniej więcej po 12 dniach liczba bakterii rosnących przy 20°C (rys. 17) znacznie malała i utrzymywała się we wszystkich badanych przypadkach roślin w przybliżeniu na tym samym poziomie w zakresie 10 000 do 100 000 kolonii na cm³ (rys. 17). W przypadku bakterii mezofilnych (rys. 18) różnice były znacznie większe, a najmniej bakterii rozwijało się na liściach *Typha latifolia*.

Pobór fosforu na światło przez bakterie i mnożące się w akwarium rośliny zielone, a pośrednio i przez zwierzęta, był bardzo znaczny. Początkowo wysokie zawartości fosforu fosforanowego uwolnionego do wody na drodze fizyko-chemicznej ulegały systematycznemu zmniejszaniu się u *Lemna* (rys. 19) jak i u *Potamogeton*. Nie jest wykluczone, że w przypadku *Lemna* prawie cały fosfor dostawał się do wody na drodze fizyko-chemicznej i flora bakteryjna nie miała wiele do zrobienia. W przypadku trudniej oddającego fosfor *Potamogeton lucens* w późniejszej fazie fermentacji doszło do uwolnienia z rośliny do wody znacznie większych ilości fosforu organicznego (patrz zaciemnione pole rys. 19). W przypadku potasu nie wystąpił wzrost jego zawartości w późniejszych dniach fermentacji, gdyż nie daje on soli trudno rozpuszczalnych i o wiele łatwiej wymywa się z substancji organicznych. Wiąże się z tym bardziej równomierny przebieg krzywych jego ilości i stopniowo coraz większe jego zużycie przez organizmy widoczne w stosunku do krzywej teoretycznej zawartości potasu (rys. 20).

O intensywności przebiegu mineralizacji suchych roślin wodnych w naturalnych warunkach, a więc przy obecności bakterii i całego zespołu organizmów wodnych mnożących się na świetle świadczy tabela X (A—D). Gram suchej masy rośliny w litrze wody destylowanej doprowadzał w akwarium do barwy maksymalnej rzędu 40 (*Typha*) — 120 (*Lemna*) mg/l Pt zależnie od gatunku rośliny, suchej pozostałości w granicach 109—175 mg/l, zawartości potasu 13—47 mg/l K, fosforanów 2,5—6,3 mg/l PO₄, azotu organicznego 2,0—5,2 mg/l N, azotu amonowego 0,32—4,00 mg/l N, azotynów 0,007—1,000 mg/l N (NO₂) i azotanów



Rys. 19. Przebieg zawartości fosforanów w wodzie akwariów i teoretycznie obliczona ich zawartość na skutek stosowanych uzupełnień wodą destylowaną.

1 — Potamogeton, 2 — Lemna.

Changes in phosphates content in aquaria water and calculation of their content after complementing with distilled water.



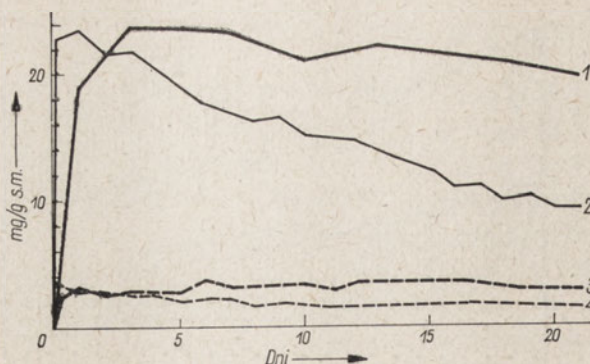
Rys. 20. Przebieg zawartości potasu w wodzie akwariów i teoretycznie obliczona ich zawartość na skutek stosowania uzupełnień wodą destylowaną.

1 — Potamogeton, 2 — Typha (liść).

Changes in potassium content in aquaria water and calculation of their content after complementing with distilled water.

0,52—1,62 mg/l N (NO_3). Wysokie ilości suchej pozostałości, azotu organicznego, potasu i fosforu wystąpiły już w pierwszych dniach doświadczenia.

W późniejszym okresie lub pod koniec doświadczenia (51 dni) osiągały maksimum w wodzie produkty przemiany azotu mineralnego (sole amonowe, azotyny i azotany).



Rys. 21. Wpływ światła na zawartość fosforanów i potasu w wodzie akwariów w czasie mineralizacji liści *Typha latifolia*.

1 — K w ciemności, 2 — K w świetle, 3 — PO_4 w ciemności, 4 — PO_4 na świetle.
Influence of light on the phosphates and potassium content in aquaria water during the mineralization of *Typha latifolia* leaves.

Udział światła w doświadczeniach prowadził do znacznego, powtórnego wiązania przez organizmy zielone uwolnionych z roślin soli fosforu i potasu (rys. 21) w ciemności, jak widać, znacznie więcej fosforanów i potasu pozostawało w wodzie w postaci rozpuszczonej.

PIŚMIENICTWO — ЛИТЕПАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Arens K., 1934. Die kutikulare Exkretion Laubblattes. Jb. wiss. Bot. 80: 248—300.
2. Bernatowicz S., Radziej J. 1960. Badania ilościowe flory naczyniowej Jeziora Dobskiego. Pol. Arch. Hydrobiol., 7, (20):29—60.
3. Gäumann E., 1935. Der Stoffhaushalt der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im Laufe eines Jahres. Schweiz. Bot. Ges., 44:157.
4. Herschler A., 1933. Analysen von Rebblättern zur Feststellung der Nährstoffbedürfnisses des Bodens und zur Erkennung von Ernährungstörungen. Arb. biol. Abr. Reichanst. Berl., 20:633.
5. Juday C., 1942. The summer standing crop of plants and animals in four Wisconsin lakes. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett, 34.
6. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. PZWL, Warszawa, 1—350.
7. Kaila A., 1949. Biological absorption of phosphorus. Soil. Sci., 68:279—289.
8. Kraszennikowa S. A., 1958. Mikrobiologičeskije procesy razpada wodnoj rastitelnosti w litorali Rybinskogo wodochraniliszczu. Biul. Inst. Biol. Wodochran, 2:3—6.
9. Le Clearc J. A., and Breazeale J. F., 1908. Plant food removed from groving plants by rain or dew. Yearb. U.S. Dep. Agric., 389—402.
10. Maksimow M., 1950. Fizjologia roślin. Warszawa, 1—540.
11. Mes M. G., 1954. Exkretion (Rekretion) of phosphorus and other mineral elements by Leaves under the influence of rain. South African J. Sci., 50:167—172.

12. Ramann E., 1888. Die Einwirkung von Wasser auf Buchen-und Eichenstreu. Z. Forst. u. Jagdw., 20:1.
13. Schoch K., 1955. Quantitative Erfassung der kutikularen Rekretion von K und Ca. Ber. schweiz. bot. Ges., 65:205—250.
14. Schweizer J., 1935. Over physiologische veschijuselen bij enkele cultuurplantengedurende abnormale droogte. Verslag von de 15^e vergadering von de vereiniging von proef stationpersoneel te Batavia. 168.
15. Schweizer J., 1940. Physiologische studies bij koffie. I. Arch. Koffiecult., Ned. Ind., 14:2.
16. Stenlid Göran., 1958. Salt losses and redistribution of salt in higher plants. Handb. der Pflanzenphysiol., 4:615—634.
17. Świętochowski B., 1959. Ogólna uprawa roślin. Warszawa.
18. Taylor D. M., 1937. The determination of phosphorus in natural waters. J. Amer. Wat. Wks Ass., 5:29.
19. Wunder W., 1936. Die Bedeutung der Chironomidenlarven für die Gründung in der Karpfenteichwirtschaft. Z. Fisch., 34:225—240.

А. Сольски

Минерализация водных растений. I. Освобождение фосфора и калия путём вымывания

Резюме

Целью работы являлось изучение процесса вымывания солей фосфора и калия из сосудистых растений прудов.

Исследованию подвергались 3 основные группы с разным отношением C/N: непогруженная растительность (C/N — 70—90) *Typha latifolia* L. *Iris pseudacorus* L., *Acorus calamus* L., плавающая *Lemna gibba* L. а также подводная растительность *Potamogeton lucens* L. и *Ceratophyllum demersum* L. (C/N — 30—20). Главным объектом опытов являлась *Typha latifolia*.

Растения вымывались исключительно дистиллированной водой, за исключением одного опыта, где была применена вода из пруда с известным химическом составе.

Большинство опытов проводилось в стерильных условиях, полученных путем прибавления к пробам 0,1% толуола. Тормозящее влияние толуола на развитие микрофлоры представляет таблица II.

1. Влажные растения отдают воде значительные количества калия и фосфора (рис. 1). Высушивание растений значительно ускоряет отдачу воде этих компонентов (рис. 2), таб. IV). У *Typha latifolia* корни отдавали большие количества фосфора чем листья как во влажном состоянии, так и в сухом. (таб. VI). Растения находившиеся длительное время в воде (175 дней) отдавали воде 66—86% целого фосфора (таб. VI).

2. Размельчание высушенных растений не повлияло на результат вымывания (рис. 4 и 5). Размельчание влажных растений ускорило вымывание фосфора и калия (рис. 6).

3. Температуры в пределах 0—26°C обнаружили лишь минимальное воздействие на вымывание фосфора и калия (таб. VIII), температуры порядка 42°C ускоряли вымывание фосфатов (таб. VII).

4. При длительном воздействии дистиллированная вода вымывала больше фосфатов чем вода из пруда (рис. 8), тогда как калий вымывался легче водой из пруда (рис. 9).

5. Содержание органического азота, калия и фосфора подвергается значительным изменениям в течение вегетационного периода (рис. 10). Количество вымываемого водой фосфора зависит от количества общего фосфора содержащегося в растениях (рис. 11). Ход вымывания фосфора и калия зависит от возраста растения (рис. 12—14). Из более молодых растений эти компоненты вымывались быстрее и в большем количестве.

6. Влияние бактериальной флоры на вымывание фосфора и калия из высушенных растений дистиллированной водой в темноте заключалось в связывании этих компонентов бактериями в начальном периоде (30—40 дней) и в возвращении их в воду в следующем периоде (рис. 15). Увеличение количества фосфора и калия в воде к концу опыта (175 дней) являлось следствием разложения органической массы микрофлорой. На свету (рис. 16) фосфор, вымываемый в неконсервированных пробах, быстро потреблялся бактериями и другими водными организмами и после их смерти подвергался минерализации.

7. Количество бактерий, которые развивались на свету в аквариумах, содержащих вымываемую высушенную растительность, колебалось после выращивания на агаре в температуре 20°C в пределах от 1000 до 20 000 колоний/см³ (рис. 17), в температуре 37°C колебания были еще большими (рис. 18). Оптимум развития наступило после 7—8 дней.

8. Освобождение фосфора и калия в результате физико-химических процессов преобладало над биологическими. Растения, находящиеся в воде, увеличивали значительно её окраску, содержание аммиака, нитритов, нитратов, органического азота и сухого остатка (таб. X. A—D).

9. Ход вымывания фосфатов и калия из *Typha latifolia*, *Potamogeton* и *Lemna gibba* представлен на рис. 19 и 20.

10. Влияние света на содержание фосфора и калия в воде аквариумов объясняется вторичным связыванием этих компонентов зелеными организмами (рис. 21).

A. Solski

Mineralization of the aquatic vegetation. I. Liberation of phosphorus and potassium salts by leaching

Summary

The investigation concerns the process of leaching of phosphorus and potassium salts from the vascular pond plants.

Three main associations of very different C/N ratio were studied: emerged vegetation (C/N — 70—80) *Typha latifolia* L., *Iris pseudacorus* L., *Acorus calamus* L., floating vegetation *Lemna gibba* L., and submerged vegetation *Potamogeton lucens* L. and *Caratophyllum demersum* L. (C/N — 30—20). The principal object of experiments was *Typha latifolia* on account of its dominant quantitative role in the vegetation of cyprioid ponds.

Leaching was performed exclusively by distilled water except for one experiment when pond water of a known chemical composition was used. The majority of experiments were carried out in sterile conditions using 0,1% of toluen. The action of toluen inhibiting the development of microflora is shown in Table II.

1. Wet plants pass to water considerable quantities of potassium and phosphorus (Fig. 1). Drying accelerates considerably passing of the above elements to water (Fig. 2, Table IV). In *Typha latifolia* roots passed more phosphorus to water than leaves as well when wet as dry (Table V). Plants kept for a long time (175 days) passed to water 66—86% of their total phosphorus content (Table VI).

2. Fragmentation of dried plants had no major influence on the results of leaching (Fig. 4 and 5). Fragmentation of wet plants accelerated the leaching of phosphorus and potassium (Fig. 6).

3. Temperature in the limits from 0—25°C. had a minimal influence on leaching of phosphorus and potassium (Table VIII), temperature of about 42°C. accelerated leaching of phosphates (Table VII).

4. Distilled water after a prolonged application washed out more phosphates than the pond water (Fig. 8), whereas potassium seemed to be more easily eliminated by pond water (Fig. 9).

5. The content of organic nitrogen, potassium and phosphorus in *Typha latifolia* showed considerable changes during the vegetation period (Fig. 10). Quantity of phosphorus leached to water depended from the total phosphorus content in the plant (Fig. 11). The course of leaching of phosphorus and potassium depended on the age of plants (Fig. 12—14).

Younger plants liberated more of those elements and the process ran quicker than in the case of older ones.

6. The influence of microflora on leaching of phosphorus and potassium (in darkness) from dried plants to distilled water consisted in binding those elements by bacteria in the initial period (30—40 days) and on rendering them subsequently to water again (Fig. 15). The increase of phosphorus and potassium content in the final period of experiment (175 days) was the result of decomposition of the organic mass by microflora. In light, phosphorus (Fig. 16) liberated in non-preserved samples was very quickly used by bacteria and other aquatic organisms, and after their death was leached and mineralized.

7. Quantity of bacteria developing in aquaria (in light) with a dry washed out vegetation, when cultivated on agar in 20°C. fluctuated from 1.000 to 2.000.000 colonies per 1 cm.³ (Fig. 17), in 37°C. fluctuations were more considerable. (Fig. 18). Optimum of development occurred after about 7—8 days.

8. Elimination of phosphorus and potassium by means of physico-chemical processes dominated over the biological processes. Plants kept in water considerably increased colour intensity of the water, content of ammonia, nitrites, nitrates, organic nitrogen and of the dry residue (Table X. A-D).

9. The course of leaching of phosphorus and potassium in *Typha latifolia*, *Potamogeton* and *Lemna* is shown in Fig. 19 and 20.

10. The influence of light on phosphorus and potassium content in aquarium water was expressed in the subsequent binding of those elements by green organisms (Fig. 21).

E. Styczyńska-Jurewicz

Behaviour of cercariae of *Opisthioglyphe ranae* Duj.
as an adaptation to the behaviour of tadpoles
in the oxygen conditions of small water bodies

Department of Experimental Hydrobiology Nencki Institute of the Polish
Academy of Sciences

Received May 20, 1961

In another work there was examined and described in detail the dominant characteristic of behaviour of cercariae of *O. ranae*, namely their strong negative geotaxis (Styczyńska-Jurewicz 1961). According to the laboratory observations discussed in the above mentioned work, cercariae having emerged from the snail wander to the surface of the water, where they swim actively for the first 4—8 hrs of their free life, then they fall down to the bottom. In case of agitation e.g. by shaking the water, they show the negative geotactic reaction for a certain time, swimming up to the surface for a short period. This reaction however quickly disappears and the cercariae fall down again, to remain there for good. They may however live for many hours still being able to invade tadpoles. Their maximum span of life was 80 hrs and their ability to invade tadpoles i.e. the period of their invasivity ends two hours before death. These observations led to supposition that if the negative geotaxis of cercariae appears in the same form in the natural biotope, it probably determines the zones of contact of the parasites (cercariae) with their hosts (tadpoles).

The zone of most frequent contacts should thus be limited to the surface of the water. It seemed advisable therefore to pay attention to the properties of this zone of ponds and to compare them with those of deeper layers.

The experiments and observations presented in this work are intended to investigate whether there are such isolated zones of contacts

of hosts and parasites and what environmental factors of a natural pond may determine their existence.

The area of investigations

The investigations were carried on in three small ponds in the rural district of Palmiry near Warsaw: Turzycowy, Salwiniowy and Stały ponds.

In the first two ponds there were found numerous snails of *Limnaea stagnalis* L. infected with cercariae of *Opisthioglyphe ranae*. Duj. and frogs invaded by adult parasites. These two ponds can be considered as typical biotops, optimal for the completion of the development cycle of *O. ranae*. In the Stały pond there were only frogs and non-infected tadpoles. All the ponds mentioned are practically permanent (type „permanent” — Chodorowska and Chodorowski 1958, Paschalski 1959) although the water level varies during the year, e.g. during the extraordinary dry spring of 1960 the ponds Salwiniowy and Turzycowy nearly disappeared. The last two are similar to each other, overgrown by clumps of *Carex* sp., *Hottonia palustris* and *Potamogeton natans*. They both have a very thick (ca 40 cm.) layer of organic sediment covered with water layer which during the years of average level is 20—40 cm. thick. The Stały pond is deeper than the other two and divided into two parts: a more shallow one (water 30 cm. deep) with a muddy bottom (the mud layer is about 15 cm. thick) overgrown by *Typha latifolia* and *Potamogeton natans*, and a deeper part (maximum depth 1.3 m. — Paschalski 1959) with a sandy bottom covered by *Elodea canadensis*.

Material and methods

For the experiments tadpoles of *Rana temporaria* L. and *R. terrestris* Andr., bred in the laboratory from the eggs taken from examined ponds, were used. They were fed on moderate portions of dry daphnia mixed with dry lettuce. By the period of investigation i. e. in May and June they had reached the average size of 7—8 mm.

The initial experiment on the invasion rate of tadpoles in superficial and bottom water layers was performed in the laboratory as follows:

Into one corner of an aquarium of 30 × 30 × 50 cm. filled with dechlorated tap water, was placed a cylinder made of gauze and containing one specimen of *Limnaea stagnalis*, freshly brought from the pond and emitting cercariae of *O. ranae*. The snail could easily move

in vertical directions. The water column in the aquarium was 25 cm. high. At the opposite end of the aquarium, 30 cm. from the cylinder, there were put two cages $10 \times 10 \times 10$ cm., made of wire net with

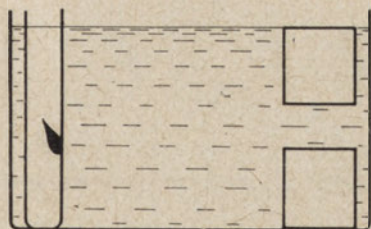


Fig. 1. Distribution of cages containing tadpoles and of the gauzy cylinder with the invaded snail in the aquarium experiment.

a 1 mm. mesh. One was placed at the bottom of the aquarium and the other under the surface, so that the distance from the bottom of the upper cage to the cover of the lower one was 5 cm. (Fig. 1).

Similar cages have been used successfully in another work (Styczyńska-Jurewicz 1959) and it has been proved that cercariae can freely pass through their mesh.

15 tadpoles were closed in each cage and left there from 11 o'clock one day to 11 o'clock the next day. The temperature of water was $+20^{\circ}\text{C}$. After 24 hrs. the tadpoles were dissected and the number of metacercariae encysted in each was computed.

Similar experiments have been performed in Turzycowy pond (one experiment) and Salwiniowy pond (three experiments). The cages, containing four to six tadpoles were placed at noon immediately under the surface of the water and close to the bottom, immediately over the surface of mud. The dissection of animals and computation of their metacercariae took place after 24, 48 or 72 hrs. The results of these experiments led to the supposition that the main factor determining the zones of contacts of tadpoles with cercariae may be the oxygen content, probably different in the surface and bottom layers. In order to prove this three analysis were made of the oxygen content in water of Stały and Salwiniowy ponds.

In the Salwiniowy pond the samples of water were taken from 9 p.m. one day (June 5, 1960) till 9 p.m. the next day (with a break caused by technical obstacles from midnight till 5 a.m.). In Stały pond on June 10 from 8 a.m. till 8 a.m. the next day and on June 26 from 9 p.m. till 9 p.m. the next day.

The samples of water for analysis performed by the Winkler method were taken every 2 hrs. with the help of special apparatus for sub-pressure designed by Wereszczagin (1931) and modified by Paschalski (1959) — (Fig. 2).

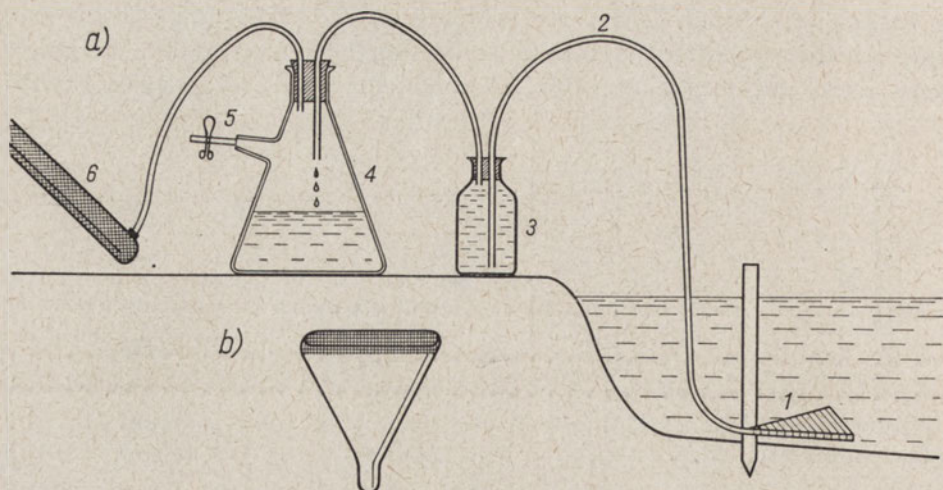


Fig. 2. a) Scheme of subpressure Wereszczagin apparatus; b) Sucking funnel.
 1 — sucking funnel, 2 — sucking pipe, 3 — analytical test bottle, 4 — container for non-analysed water, 5 — tube to remove water from the container, 6 — hand pump.

Water was sucked through a rubber pipe into the apparatus placed on the bank of the pond. The free ends of the pipes were fastened to a stick thrust into the bottom of the examined pond, two meters from the bank. These ends were equipped with two flat, plastic funnels, covered with a net, in order to lessen the mixing of water caused by the sucking. In Stały pond the funnel sucking water from the surface layer was placed at a depth of 2 cm. and the second, taking water from the bottom layer, at a depth of 30 cm. which meant that it was 5 cm. from the bottom sediment in the tests of June 10 and 1 cm. from the sediment in the tests of June 26. In the Salwiniowy pond because of the low water level in 1960, samples were taken only from the bottom layer, 10 cm. deep i.e. 2 cm. above the sediment. In the Stały pond two samples were first taken from the surface and the two from the bottom. But the results of two samples taken immediately after each other in one layer of water did not differ essentially (see Fig. 4) — and so during the next series of measurements only one sample was taken from each layer. Water for analysis was changed 5 times in bottles of 100 ml. capacity with glass stoppers. Simultaneously with the taking the samples, measurement was made of the air temperature and water temperature at 5 cm. depth. While the samples were being taken, two cages containing each ten tadpoles were put into the examined pond — one under the surface and the other at the bottom, in order to control the reaction of animals to actual oxygen content. The tadpoles came from the Stały pond, where they had been caught the day before.

It remained now to check the respiration requirements of tadpoles and their resistance to the lack of oxygen. For these experiments were used tadpoles of *Rana terrestris*, one month old, of an average body length of 7 mm. The oxygen consumption of tadpoles was determined in two ways: 1) examination of oxygen consumption by animals closed in a vessel in which the initial amount of oxygen was not renewed, 2) examination in the Warburg apparatus.

The first method was: a large number of tadpoles (189 specimens) were put into a bottle of 3 l. capacity, containing 2,5 l. of water covered with a 4 cm. thick layer of paraffine oil. Thus shut the animals quickly used off the supply of oxygen, the initial content of which was 3 mg/l. To determine the changing content of O_2 in the water with tadpoles — samples of 100 ml. of water were taken at once from the bottle through its lower flow, to a test bottle of 50 ml. capacity. The first measurement was taken after 1 hr. According to the behaviour of tadpoles, subsequent water samples for O_2 measurements were taken more frequently, every 20, 15 and finally every 10 min, when the symptoms of suffocation and anxiety among the animals appeared particularly strong. When, after 3 hrs 40 min., all the tadpoles were lying motionless on the bottom, they were put into a well — aerated water where some of them (59 specimens) revived.

For measuring the oxygen consumption in the Warburg apparatus 9 containers of 15 ml. capacity were used. In each container there were put 3 tadpoles 5—8 mm. long (average 7 mm.) in 2 ml. of water. The manometres were controlled every 30 min. during 2.5 hrs. at $+20^\circ C$.

The resistance of tadpoles to the lack of oxygen was examined by shutting a portion of 24 to 30 animals in bottles of 250 ml. capacity with glass stoppers, filled with water to the brim. There were prepa-

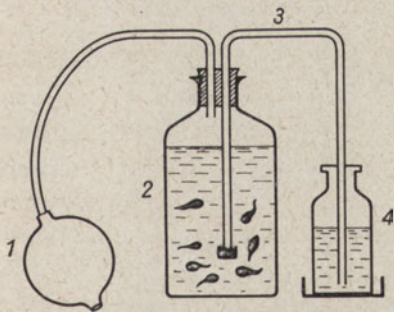


Fig. 3. Scheme of superpressure apparatus

1 — hand pump, 2 — bottle with tadpoles, 3 — sucking pipe, 4 — analytical test bottle.

red 20 such bottles. Tadpoles used oxygen the decrease of which was measured according to the Winkler method taking from each bottle 100 ml. sample of water. The method of taking water from the bottle is shown on Fig. 3. The glass stopper was quickly exchanged for another

one with two sucking pipes. A slight superpressure gained in the bottle with the help of a rubber hand pump, pushed the water into the analytical bottle. The opening of the pipe sucking the water from the bottle with tadpoles, was covered with a muslin net to prevent the strong current from sucking the animals into the pipe. The samples of water were at first taken every hour and when the tadpoles begun to suffocate — more frequently, namely they were taken from all the containers where all the animals or a great part of them were lying motionless on the bottom. After taking the sample the tadpoles were put into fresh well-aerated water, where some of them revived. The percentage of animals which survived was then computed.

Results

I. Invasion of tadpoles with cercariae at various depths of the aquarium

The results presented in Table I show that the intensity and extensity of invasion of tadpoles in upper layers of water is much higher than that of the tadpoles placed on the bottom. In the surface layer 87% of animals were invaded, and the total number of metacercariae in 15 tadpoles was $77 + n$ (two tadpoles died from particularly strong invasion and the state of decay made it impossible to compute exactly the number of metacercariae, for this reason their number has been roughly denoted as „n”). At the bottom layer only 20% of tadpoles were invaded and only 3 metacercariae were found in their bodies.

II. Invasion of tadpoles in natural water bodies

The numerical data presented in Table II show that as it was expected, the cercariae encysted themselves nearly exclusively in tadpoles placed in the surface layers of water. On the other hand there was the quite unexpected result (cf. Table II) that in some cases tadpoles placed at the bottom were found dead at the end of experiment. They had not died from invasion since no parasites were found in their bodies. This led to the conclusion that in the bottom layers of ponds examined there exists an unknown factor preventing tadpoles from living in this zone. Because of the character of these ponds which are strongly overgrown, and have a thick organic sediment using up oxygen, there is a possibility that this factor is the lack of oxygen near the bottom. The oxygen content is probably smaller at the bottom than at the surface layers of the ponds and might still decrease at night as the result

of the use of oxygen for the respiration of plants (Gessner 1932) and microorganisms occurring abundantly at the bottom of these ponds (Fischer 1961).

Table I

Invasion rate of tadpoles with metacercariae of *O. ranae* after 24 hrs stay in aquarium at the presence of an invaded snail

Water level on which the cage was placed	Number of tadpoles in one cage	Number of metacercariae in single tadpole	Total number of metacercariae
Surface	15	0,0,2,3,4,4,5,5,7,7,8,10,22,n ₁ *, n ₂ .	77 + n
Bottom	15	0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,0,1,1,1.	3

* Unknown number of metacercariae in the two dead tadpoles.

Table II

Invasion rate of tadpoles with metacercariae of *O. ranae* in the natural small ponds

Experiment No.	Name of the small pond	Date and period of exposure	Level on which tadpoles were placed	Number of tadpoles per box	Number of metacercariae in single tadpoles at several points of the pond.				Total number of metacercariae
					point 1	point 2	point 3	point 4	
1	Turzycowy	June 1-2 1958	under surface	6	6,7,13,15,15,20				76
		24 hrs.	on the bottom	6	0,0,0,+,+,+*				0
2	Salwiniowy	May 25-27 1959	under surface	5	1,3,3,4,5	0,0,1,1,1	1,1,1,1,2	0,0,0,0,0	25
		48 hrs.	on the bottom	5	0,0,0,0,1	0,0,0,0,0	0,0,0,0,1	0,0,0,0,0	2
3	Salwiniowy	June 3-6 1959	under surface	4	0,0,1,2	1,3,5,6	0,0,0,1		19
		72 hrs.	on the bottom	4	+,+,+,+*	+,+,+,+*	+,+,+,+*	+	0
4	Salwiniowy	June 21-23 1959	under surface	5	0,0,0,0,0	0,0,0,0,+	0,0,0,0,0	0,0,0,0,1	1
		48 hrs.	on the bottom	5	+,+,+,+*,+*	+,+,+,+*,+*	+,+,+,+*,+*	0,+,+,+,+*,+*	0

* + - Mark of tadpoles which were found dead at the end of experiment.

III. Diurnal variations in oxygen content in small ponds at Palmiry near Warsaw

In the Stały pond the general picture of diurnal variations in oxygen content is similar in both examined cases: starting from a very low content in the early morning the oxygen content rapidly increases to reach its maximum between 4—5 p.m. and then decreases constantly in the evening and at night down to the lowest point between 5 and 7 a.m., just after sunrise (Figs. 4 and 5).

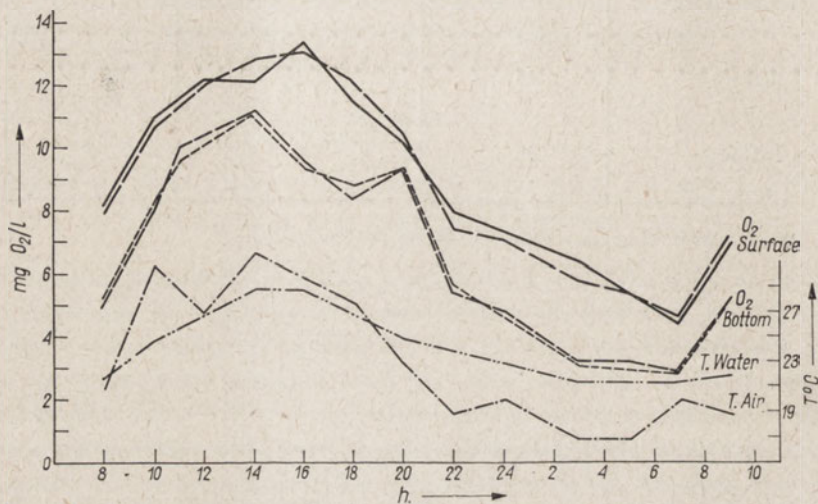


Fig. 4. Diurnal variations of oxygen content in mg./l. in surface and bottom water layers of Stały pond (June 10—11) with corresponding air and surface water temperatures.

In the Salwiniowy pond the maximal oxygen content was noted at 2 p.m. which may be explained by the fact that the afternoon hours of this day were cloudy and that probably weakened the intensity of photosynthesis, while a rapid decrease of oxygen content had already appeared by midnight. This process was continued till 6 o'clock in the morning when the increase of oxygen content started again (Fig. 6).

The diurnal amplitude of the variations of oxygen content was in all 3 cases a very high one, 8—11 mg. O₂/l. The shape of the diurnal curves for two layers — the surface and the bottom one of the Stały pond is on the whole similar, while the general oxygen content near the bottom is lower of some mg./l. than under the surface and particularly low early in the morning in connection with the decrease of saturation in the whole water volume. During the first measurement (June 10) at a depth of 30 cm. (5 cm. over the sediment) the oxygen

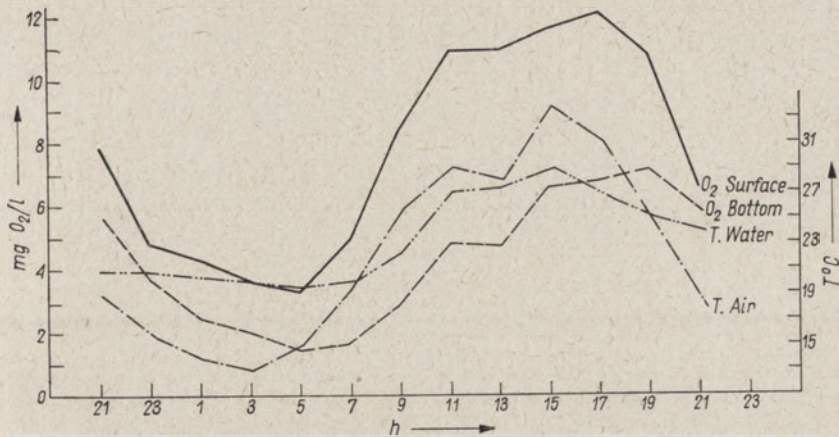


Fig. 5. The same for Staly pond in June 26—27.

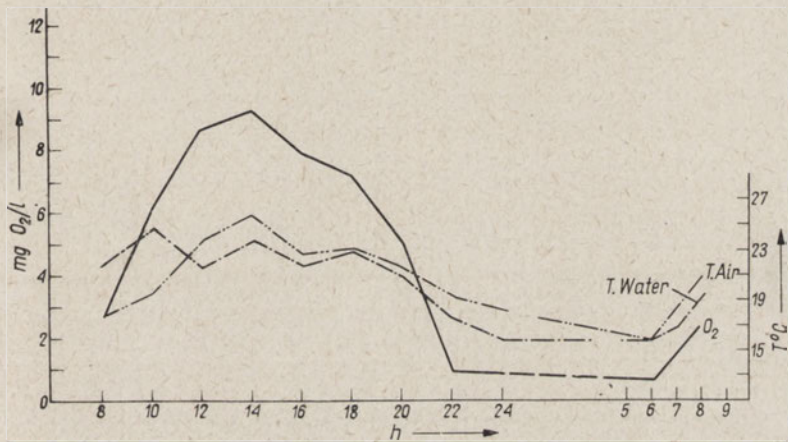


Fig. 6. Diurnal variations of oxygen content in mg/l in Salwiniowy pond (June 5—6th) with corresponding air and water temperatures.

content decreased to below 3 mg./l. and during the second measurement (June 26) at another point of the pond also at depth of 30 cm., but only 1 cm. over the sediment — till about 1.5 mg./l. In the Salwiniowy pond (June 5) at 10 cm. depth (2cm. over the sediment) the morning oxygen content was only 0.5 mg./l. The tadpoles placed at the bottom of the Salwiniowy pond died, and those placed in the cage nearer the surface remained alive. In the Staly pond all the animals remained alive — in the surface cage and in the bottom one as well.

A comparison of Fig. 4 with Fig. 5 dealing with the same Staly pond is quite interesting. On Fig. 4 the curves of the oxygen content at the surface and at the bottom are nearly parallel and their maximal diffe-

rence is about 4 mg./l., while in Fig. 5 the differences are greater, particularly at the time of strongest saturation, and smaller during the minimal saturation. They reach about 6 mg./l. These differences between curves in Fig. 4 and Fig. 5 are probably due to the fact that the bottom samples being the base for Fig. 5 were taken directly over the sediment, while the samples for the graph on Fig. 4 from a little higher, 5 cm. over the sediment, where the use of oxygen by the bottom

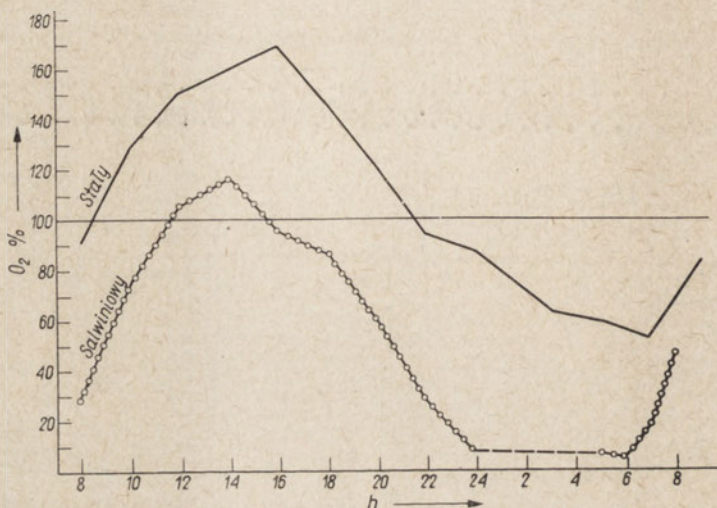


Fig. 7. Diurnal variations of O₂ saturation in Salwiniowy (June 5—6) and Staly (June 10—11) ponds.

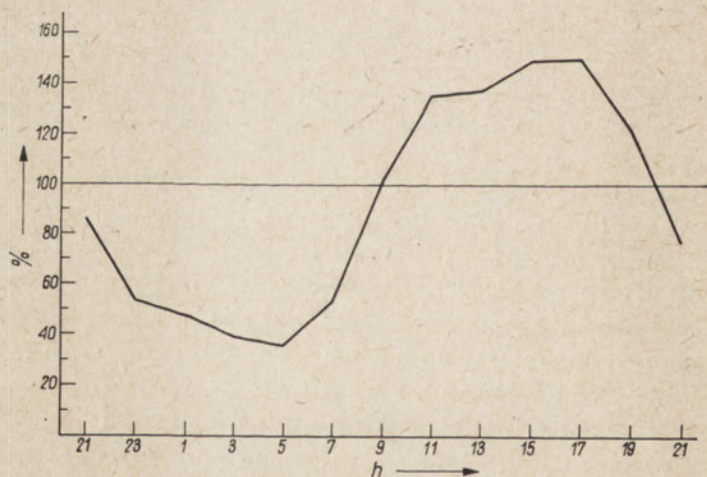


Fig. 8. Diurnal variations of O₂ saturations in the surface layer of Staly pond (June 26—27).

mud may be already a little less than in the layers of water immediately over the sediment.

The additional graphs of water temperature at the surface of water bodies and oxygen content in per cent of the saturation complete the limnological picture of ponds examined (Figs. 7 and 8).

IV. Oxygen consumption by tadpoles

The consumption of oxygen by tadpoles examined in the Warburg apparatus shows the variations presented in Table III. The average consumption computed on this basis was 135 mm.³/mg. w. w./hr.

The consecutive decrease of oxygen caused by its consumption by tadpoles shut in the bottle with paraffin oil was computed according to the following formula taking into account the decrease caused by consecutive taking of the water samples:

$$\begin{aligned} O_i - O_f &= O_c & O_{i_1} &= O_f - O_s \\ O_{i_1} - O_{f_1} &= O_{c_1} & O_{i_2} &= O_{f_1} - O_{s_1} \text{ etc.} \\ O_{i_2} - O_{f_2} &= O_{c_2} \text{ etc.} \end{aligned}$$

where O_i means the total amount of oxygen in the whole initial volume of water, O_f — final amount of oxygen in the volume of water from

Table III
Oxygen consumption of tadpoles in mm³/mg/hr. (Warburg apparatus)

Vessel No.	0,5 hr.	1 hr.	1,5 hr.	2 hr.	2,5 hr.
1	127.4	145.6	91.0	91.0	109.2
2	89.7	134.6	89.7	74.8	119.7
3	165.9	135.8	120.7	90.5	120.7
4	173.6	115.7	115.7	57.9	159.1
5	165.8	184.2	147.4	110.5	147.4
6	165.8	184.2	147.4	110.5	147.4
7	188.1	68.4	119.7	85.5	119.7
8	221.8	182.7	195.7	143.5	195.7
9	222.1	182.9	195.9	130.7	169.9

which actual successive sample of water was taken, O_s — the amount of oxygen taken in the sample, O_c — total oxygen consumption by all the tadpoles; by 1, 2, 3 etc. are marked the successive formulas for successive samples. E. g. in the experiment presented the initial oxygen content in the water was 3.04 mg O_2 /l, i. e. the initial amount of oxygen (O_i) in the total initial volume of water was $3.04 \text{ mg./l.} \times 2.5 = 7.6 \text{ mg. } O_2$. Oxygen content in 100 ml. sample taken 1 hr. from the beginning of the experiment was 2.24 mg O_2 /l. i. e. $O_s = 0.224 \text{ mg. } O_2$. So when the sample was being taken, the total amount of oxygen in the whole volume of water was — $O_f = 2.24 \text{ mg./l.} \times 2.5 = 5.6 \text{ mg. } O_2$. Total oxygen consumption by all the tadpoles of total weight 13.98 g. was there $O_c = 7.6 - 5.6 = 2.0 \text{ mg. } O_2$ /hr. Oxygen content in the second sample taken 20 min. later was 1.92 mg. O_2 /l., then $O_{f1} = 1.92 \text{ mg./l.} \times 2.4 = 4.6 \text{ mg. } O_2$. O_{i1} was $5.6 - 0.224 = 5.38 \text{ mg. } O_2$, so total oxygen consumption $O_{c1} = 5.38 - 4.6 = 0.78 \text{ mg. } O_2$ consumed during 20 min. i.e. 2.34 mg O_2 /hr. These values were transformed in the simple way to obtain the average consumption for successive samples expressed in $\text{mm}^3 O_2/\text{mg. w. w./hr.}$

The results presented in the double graph (Fig. 9) show the decrease of oxygen content in the decreasing amount of water in the bottle as

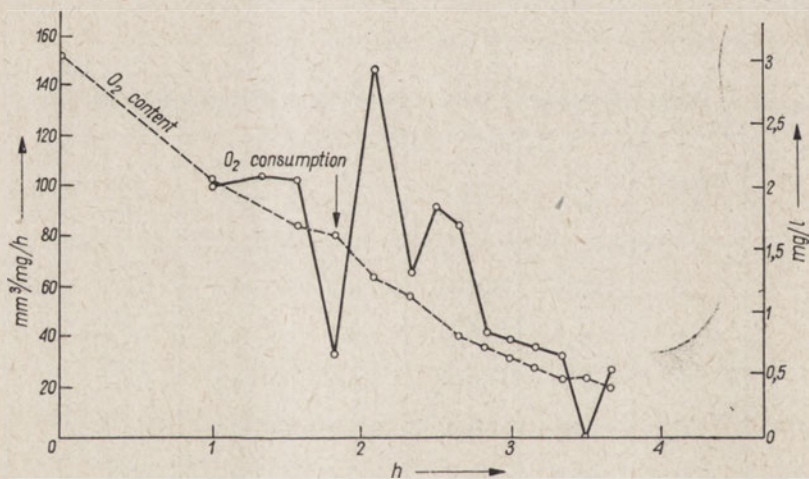


Fig. 9. Oxygen consumption by tadpoles of *Rana terrestris* with corresponding decrease of oxygen content in water.

well as corresponding oxygen consumption by tadpoles. This consumption in relation to the living mass of animals was at first (3 first points of the plot) a little more than 100 $\text{mm}^3/\text{mg. w.w./hr.}$ till the moment when the concentration of oxygen in the water fell to about 1.6 mg/l.

(cf. the place marked with an arrow on the plot). At this moment oxygen consumption rapidly fell to almost 34 mm.³/mg./hr., to rise again after 15 min. up to 147 mm.³/mg./hr. This phenomenon was accompanied by a change in the behaviour of the tadpoles which stopped swimming quietly, and in their rapid search for atmospheric air they tried to find their way through a layer of oil where they push in to come back in a panic. After a period of strong anxiety the animals start to suffocate, lying at the bottom. Few tried to reach the surface again. During this agony the oxygen consumption decreased in line with the decrease of its content in water, as may be observed in the final part of the two curves. In 3 hrs. 40 min. 70% of tadpoles had perished and the oxygen consumption was very small.

V. The resistance of tadpoles to lack of oxygen

The graph (Fig. 10) of the decrease of the surviving of tadpoles at the decrease of oxygen content in water, obtained by comparison of the

Table IV
Decrease of surviving of tadpoles in per cent correlated with the decrease of oxygen content in water

Oxygen content in mg/l	Initial number of tadpoles	Number of survived	Per cent of survived
5,28	29	29	100
4,97	29	29	100
4,65	28	28	100
3,52	28	27	97
3,36	29	29	100
3,27	30	30	100
2,80	29	29	100
2,40	27	27	100
1,62	30	30	100
1,44	25	17	68
1,44	29	28	97
0,96	28	24	86
0,80	30	16	53
0,80	30	0	0
0,80	26	0	0
0,80	28	0	0
0,72	29	0	0
0,72	25	1	4
0,64	37	10	27
0,44	24	10	42

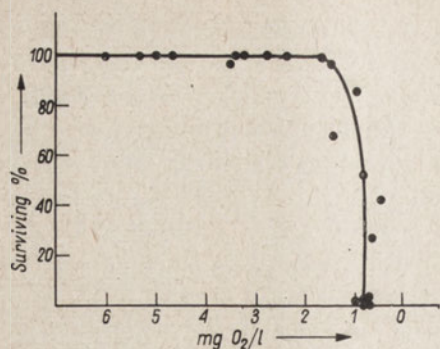


Fig. 10. Decrease of surviving of tadpoles in water of decreasing oxygen content.

percentage of animals which survived in 20 tightly-closed bottles (cf. Table. IV) shows that the critical point in the resistance, when the suffocation and death of the closed tadpoles was observed, lies at a content of O₂ equal to 1.0—1.5 mg./l.

Discussion

a) Diurnal variations and stratification of oxygen in small water bodies

First data concerning the diurnal variations in the oxygen content in small water bodies are given by Gessner (1932). The observations of this author are similar to ours, although Gessner took water samples less frequently (every 6 hrs.) and did not take into consideration the variety of layers in the pond. Data covering stratification of oxygen content in small ponds can be found in the work by Brandt (1935). He states for instance for a forest „alder tree” pond, examined in June, changes in the content of O₂ on the surface of water and at a depth of 40 cm. measured every three hours. He has also stated that the oxygen content in the deeper layers of water was always smaller, while the differences were not so striking as in the case of our ponds. He also noticed the smallest oxygen content in the morning (at 6 o'clock) when it was a little more than 10% of saturation, while the maximal content at 3 p.m. was equal to about 80% of the saturation. The ponds of Brandt are of more dystrophic type and generally poorer in oxygen than ours, while in the period of maximal saturation the surface layer of water is strongly oversaturated.

Ganapati (1955) examined diurnal variations in oxygen content in three shallow periodical pools formed in an old stream bed. He also observed the existence of oxygen stratification and strong diurnal variations of oxygen content: in the afternoon strong oversaturation (up

to 200% of saturation) and in the morning a decrease as low as 20% of saturation.

The summer variations of oxygen content in other type of shallow water bodies, in fish ponds of central Ukraine, were examined by Spiet and Feldman (1959) who obtained curves similar to ours. They proved that the main source of the saturation of ponds is photosynthesis of phytoplankton and submerged macrophytes. The morning lack of oxygen, so dangerous for fishes, is caused by the night respiration of plants. The daily saturation of water does not help the situation since a considerable part of oxygen evades to the atmosphere. They confirmed also the decrease of oxygen content from the surface to the bottom, caused, in their opinion, by a weakening of photosynthesis in deeper layers of water on one hand, and by oxygen consumption by the bottom sediment on the other, while this last is not particularly strong.

When this work was in preparation for press we received the paper by K ü h l m a n (1960) where is also found the confirmation of our results. K ü h l m a n examined oxygen stratification and changes of oxygen content in a diurnal cycle and in a yearly one as well, in two small ponds near Leipzig — a meadow and a forestial one. According to K ü h l m a n the lower saturation of the deeper layers of water and particularly of the bottom layer appears throughout the year while with various intensity in different seasons. The lack of oxygen may be severe, e.g. in the forest pond in the second half of July at a depth of 40 cm. (5 cm. over the bottom) there was noticed a complete lack of oxygen for more than 12 hrs. and its maximal content at the moment of maximal saturation did not surpass 11% while on the surface, at a depth of 5 cm., it varied from 38 to 66% of saturation. The meadow pond was far better saturated, but there also appeared smaller saturation of bottom layers at all periods of the year.

Our ponds differ distinctly by a general rate of saturation, and though examination of Salwiniowy and Stały ponds did not take place at the same day, we can state that the Salwiniowy pond is less saturated and the oxygen content falls as low as 0.5 mg. O₂/l. i.e. about 5% of saturation, the state of oversaturation lasts for a shorter time and the maximal oxygen content is smaller than in Stały pond (see Fig. 7).

b) Oxygen requirements of tadpoles as compared to oxygen conditions in small water bodies

According to our data obtained with the help of a Warburg apparatus, the average oxygen consumption by tadpoles of *Rana terrestris*

was 135 mm.³/mg. w.w./hour and in the initial stages of experiment in the bottle a little more than 100 mm.³/mg. w.w./hr. This is a fairly big consumption and it places tadpoles among the group of animals of high oxygen requirements. On the other hand the fact that they have the mechanism of internal oxygen transport (blood) leads to the conclusion that the intensity of their respiration does not depend on the concentration of oxygen in their surrounding (Prosser et al. 1959) which limits their ability to adapt themselves to low concentrations. Such independence is also shown in the initial part of the graph No. 9, presenting oxygen consumption by tadpoles closed under the layer of paraffin oil. In this experiment we can see violent shocks in the process of absorbing oxygen, when its concentration in water reaches 1.6 mg./l. i.e. close to the critical point 1.5 mg./l. when tadpoles begin to die, as was confirmed on examining their resistance to the lack of oxygen (cf. Table IV and Fig. 10). Starting from this moment the oxygen consumption shows variations, either decreasing or increasing rapidly; the tadpoles make violent attempts to pierce the layer of oil in their efforts to reach the atmospheric air. After the period of these disturbances we can see a constant decrease of oxygen consumption in line with a further decrease of oxygen content in water (cf. the final part of the plot). The behaviour of tadpoles at this period (they remain motionless at the bottom of the bottle) shows that it is an agonal decrease and has nothing to do with the adaptation of the animals to the smaller oxygen content in the surrounding. At the end of the experiment all the tadpoles seemed dead, and actually only 30% of them revived.

A critical and lethal oxygen content for tadpoles i.e. below 1.5 mg./l. at 20°C. appeared at night and in the morning in the Salwiniowy pond, and in the Stały it decreased to this value in the morning. We can then imagine the behaviour of tadpoles in these conditions, namely their escape to a better-saturated surface zone. The surface layers are better saturated during the whole 24 hours and the difference in relation to the bottom layers reaches some mg./l. of O₂; the migration adaptation to the lack of oxygen depending on active migrations to better-saturated zones are frequently met with in aquatic animals (Prosser et al. 1959). The morning lack of oxygen is the cause of the death among tadpoles placed at the bottom of the Salwiniowy and the Turzycowy ponds.

c) The relation between the behaviour of tadpoles
and the behaviour of cercariae

Cercariae led by negative geotaxis, independent, at least directly, from oxygen content (Styczyńska-Jurewicz 1961) float under

the surface of ponds in search for their next hosts, i.e. tadpoles, expelled from the bottom layers as the result of less convenient and sometime lethal oxygen conditions. Negative geotaxis of cercariae of *O. ranae* seems to be a part of the mechanism of adaptation of these parasites to the behaviour of tadpoles appearing regularly in the nature in definite conditions of water environment. The usual habitats of frogs and snails — pools, marshes, eutrophic litorals of lakes — have an ecological character similar to that of the ponds rescribed in this work. They are shallow waters densely overgrown, with the bottom usually covered by detritus, where oxygen conditions may be similar to those described in ponds examined, as well as in the literature quoted (Gessner 1932, Brandt 1935, Ganapati 1955, Spiet and Feldman 1959, Kühlmann 1960). As far as the observations on the geotaxis of cercariae of *O. ranae* are concerned (Styczyńska-Jurewicz 1961) it is noteworthy that the cercariae which fell to the bottom exhausted by swimming, could for a certain time swim up, if excited by a shock of water. And so it seems that this may be their last chance of meeting tadpoles who may reach the bottom layers of the pond only for a short time particularly during the maximal saturation with oxygen. The movement of water caused by them may become the signal of the last strain for cercariae lying in mud. Such a possibility seems to be proved by the rare and sporadic infection of tadpoles placed at the bottom layers (cf. Tables I and III).

Summary

The work presented is an attempt to explain whether the negative geotaxis of cercariae of *O. ranae* helps them to find their next hosts, i. e. tadpoles, in natural conditions of their habitats — small ponds.

Experiments carried on in aquarium as well as in natural small ponds proved that invasion of tadpoles with metacercariae of *O. ranae* is many times higher in the surface layer of water than near the bottom. In some causes tadpoles placed on the bottom of a pond were found dead at the end of experiments. Unfavourable for tadpoles oxygen conditions occurring in the bottom layer were suspected to cause this phenomenon.

Three diurnal measurements of oxygen content variations in the ponds examined proved that the oxygen content in the bottom layer is always lower than in the surface one. It is particularly low in early morning when it decreases to about 0.4—1.5 mg. O₂/l.

The critical point of resistance of tadpoles to the lack of oxygen was determined to be about 1.5 mg. O₂/l. at + 20°C.

On the basis of all experiments the following conclusion was established:

In natural environmental conditions of small ponds the negative geotaxis of cercariae of *O. ranae* helps them to find their hosts which are put to flight from unsufficiently saturated bottom layers of water.

The author expresses her best thanks (especially for the methods of oxygen consumption measurements) to dr. R. Klekowski, the Director of the Department, as well as to Miss M. Prószyńska and Mr. S. Kędzierski, M. Sc., for the chemical analysis of water.

REFERENCES

1. Brandt A., 1935. Hydrographische Untersuchungen am kleinen Waldgewässern unter besonderer Berücksichtigung der jahrezeitlicher Schwankungen. Ber. Westpreuss. bot.-zool. Ver. 57; 61—154.
2. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Small pools in the Kampinos Forest (limnological sketch). Ekol. Pol., Ser. B, 4; 203—223.
3. Fischer E., 1961. Próba charakterystyki mikrobiologicznej jednego z drobnych zbiorników okolic Warszawy w okresie zimowym. Pol. Arch. Hydrobiol. 9; 319—347.
4. Ganapati S. V., 1955. Diurnal variations in dissolved gases and some of the important dissolved substances of biological significance in three temporary rock pools in the stream bed at Mettur Dam. Hydrobiologia, 12; 285—303.
5. Gessner F., 1932. Schwankungen im chemismus kleiner Gewässer in ihrer Beziehung zur Pflanzen-assimilation. Arch. Hydrobiol., 24; 590—602.
6. Kühlmann D., 1960. Zur Frage der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Sauerstoff und anderen chemischen Faktoren in kleinen Gewässern. Gerlands Beitr. Geophys., 69; 294—319.
7. Paschalski J., 1959. Obserwacje warunków środowiskowych drobnych zbiorników wodnych okolic Warszawy. Observations of environment conditions in small ponds in the Warsaw district. Ekol. Pol., B, 7, 1—20.
8. Prosser L. et al. 1950. Comparative Animal Physiology. Edit. — Saunders Comp. 888 Philadelphia—London.
9. Styczyńska-Jurewicz E. 1959. Expansion of cercariae of *Diplostomum spathaceum* Rud., common parasites of fishes, in the littoral zone of the lake. Pol. Arch. Hydrobiol. 7 (19); 106—116.
10. Styczyńska-Jurewicz E., 1961. On the geotaxis, invasivity and span of life of *Opisthioglyphe ranae* Duj. cercariae. Bull. Acad. Pol. Sc. Lett., 9; 31—35.
11. Shpiet T. I., Feldman M. B., 1959. Kislородnyj balans karpovykh prудov v sviazii s intensyfikaczej karpowogo khozajstva. Tr. VI Soveshchaniya po problemam biologii vnutrennykh vod. Izd. AK SSSR: 48—58.
12. Wereszczagin G. J., 1931. Methoden der hydrochemischen Analyse in der limnologischen Praxis. Arch. Hydrobiol., 23 (1—2).

M. Wierzbicka

On the resting stage and mode of life of some species of *Cyclopoida*

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute Warszawa

Received June 5, 1961

Introduction

The occurrence of the resting stage among some European species of *Cyclopoida* has been known for some years.

It was demonstrated that *Mesocyclops leuckarti* Cls. (Ulomskij 1953, Fryer and Smyly 1954), *Cyclops strenuus strenuus* Fisch. (Elgmork 1955, 1959) and *Mesocyclops oithonoides* Sars (Elgmork 1958) in copepodid stage IV or V were present in quiescent state in the bottom layer of lakes and ponds. They were not however encysted.

The resting stage in cysts has so far been discovered among *Microcyclops bicolor* Sars in England (Fryer and Smyly 1954) and in the American species *Diacyclops bicuspidatus thomasi* Forbes. The resting stage of the latter species has been discussed extensively in the literature. The data quoted however do not yet permit a precise definition of the factors responsible for the encystment of this species. Birge and Juday (1908) assert that the species does not pass through the cyst stage in all the lakes investigated, and that they found cysts in lakes with a high oxygen content in hypolimnion. However Cole (1935) observed the presence in Lake Crystal, Minnesota, of encysted copepodid stages IV of *Diacyclops bicuspidatus thomasi* in anaerobic conditions and with large quantities of H_2S in hypolimnion. Cole also cites the presence of cysts of this species in a shallow pond with water saturated with oxygen at a temperature of $20^{\circ}C$. He considers that the presence or absence of the resting stage is not related to the type of lake. De-

evey (1941), who has investigated *Canthocamptus staphylinoides* in many lakes observed that cysts were to be found in lakes with an eutrophic curve of oxygen in the middle of summer. In his opinion encystment is a stable phenomenon in this species but that its initiation and ending is independent of external conditions. Some authors (Cole 1953, Elgmork 1959) are inclined to the idea that the resting stage is a period of low physiological activity of the organism corresponding to the analogous period in insects — the diapause. It is a state maintained by various external conditions.

The author of the present work has observed the resting stage of *Cyclops bohater* and *Cyclops vicinus vicinus* in several lakes and a clay pit and has reared several cultures by which it was possible to make observations on the resting stage and mode of life of some *Cyclopoida*.

The resting stage of the species examined by the author

In May 1959 the author observed *Cyclops bohater* Kožm. (V copepodid) and *Cyclops vicinus vicinus* Ulj. solely in the form of IV copepodids, at the bottom of a Warsaw clay pit, as a resting stage without a cyst (Wierzbicka 1960). In August and September 1960 there were found in the mud of the clay pit copepodid IV of *Cyclops vicinus vicinus* and copepodids V of *Cyclops bohater*. There were considerably less of the latter. During these two months the mud for examination was taken from a depth of 8 m. with an apparatus constructed by R. Klekowski¹. With it was possible to take samples from consecutive, bottom layers, as Elgmork (1959) did in his work. The distribution of the copepodids in the consecutive bottom layers is illustrated in Table I. The table shows that copepodids of the prevailing species of *Cyclops vicinus vicinus* were to be found in greatest number in the upper layers (1,5—2 cm.) of all three of the series of samples.

On June 21, 1961 the author obtained unpreserved samples of mud from a depth of 22 m. in Stary Dwór Lake, near Olsztyn². They contained many specimens of *Cyclops vicinus vicinus* at the IV th copepodid stage, and (fewer) *Cyclops bohater* at the Vth copepodid stage. On the day on which the samples were taken the temperature of the water at

¹ The author is greatly indebted to dr. R. Klekowski for his highly valuable inventiveness and work on the construction of this apparatus and also for the provision of samples of mud from the clay pit and plankton from the Lakes Okraǳe and Muliczne.

² The author thanks Dr. L. Szlaue r for these and other samples from Lakes Okraǳe and Muliczne.

the bottom of the lake was 6.3°C. and 20.0°C. at the surface. Near the bottom there was 0.6 mgs. per litre of oxygen in the water and 8.8 mg. near the surface. PH near the bottom amounted to 7.3 and near the surface 8.5³.

Table I

The vertical distribution of copepodids, at resting stage, of *Cyclops vicinus vicinus* Ulj. and *Cyclops bohater* Kořm. in the mud of a clay pit in Warsaw.

Thickness of the mud layers in cm	Amount of mud in cu. cm	<i>C. vicinus vicinus</i> IV copepodid stage No. of specimens	<i>C. bohater</i> V copepodid stage No. of specimens
24.VIII.1960			
0.0 - 1.5	57.7	98	6
1.5 - 3.0	57.7	56	-
3.0 - 4.0	38.47	51	-
4.0 - 6.0	76.93	33	-
6.0 - 10.0	153.86	17	-
13.IX.1960			
0.0 - 1.5	57.7	265	1
1.5 - 3.5	76.93	63	-
3.5 - 8.5	192.33	11	-
8.5 - 13.5	192.33	1	-
13.IX.1960			
0.0 - 2.0	76.93	318	-
2.0 - 4.0	76.93	43	-
4.0 - 9.0	192.33	13	1
9.0 - 14.0	192.33	4	0

The author had been able to observe specimens of these same copepodids taken from the mud a week earlier (June 13, 1961). While still in the boat and in taking the samples to Olsztyn it was possible to observe copepodids at resting stage, containing numerous orange-coloured oily globules. They soon emerged into activity and in this state were transported in the mud from Olsztyn to Warsaw and kept at a temperature of 9°C. They continued to be active for the first two days. An analysis of the material on June 24, 1961 showed that the copepodids had returned to a state of complete immobility.

³ Thanks are due to Professor Dr. P. Olszewski for making available the hydrochemical data of Lake Stary Dwór from unpublished materials of the Department of Limnology of Higher School of Agriculture at Olsztyn.

A copepodid at the resting stage has antennules always directed along the body to the back, while legs are directed to the front (observations on *Cyclops vicinus vicinus*). When taken from the temperature of 9°C. to the room (20°C.) and observed immediately under the microscope the copepodids showed, at long intervals, very slow movements of their completely empty guts. All the specimens had a very large number of orange-coloured oily globules, big ones at the front end of the body and smaller, less numerous one on the abdomen. The side edges of the cephalothorax, including the ventral side, of all the specimens were covered with mud particles. The copepodids did not react to touch nor to being turned over with a laboratory needle.

They started to "awake" after several minutes. The "awakening time" is different with different specimens and may take up to 1 hour.

The first sign of activity was the spreading of the antennules along the sides to the position in which the copepodid always swims. There then followed slight movements of the legs and furca and eventually small jumps. Sometimes a specimen would fall back to quiescence for a short period after which it would move more energetically. At this point the copepodids started to react to the touch of a needle.

The following external conditions were changed in the course of observation:

1. The sample with the copepodids underwent oxygenation: a small sample of mud taken with a pipette was submerged in a Petri glass with water at a temperature of 9°C. containing about 6 mg./l. of oxygen. In the jar with the mud, at a temperature of 9°C., in which the copepodids had been during their resting stage, the amount of oxygen was 0 mg./l. in the mud and 3.48 mg./l. in the water covering the mud⁴.

From these numerous observations it appears that copepodids of the investigated species at rest, may leave this state and emerge into activity under the influence of an external stimulus of oxygen. Only varied laboratory experiments could however determine with complete certainty if this factor actually is oxygen and if it is only oxygen.

2. The observations show that temperature is of no significance in the emergence of the specimens from a resting to an active state. They took the same time to emerge independently of whether the temperature was 9 or 22°C.

⁴ The author thanks Mgr. S. Kędzierski for these and other chemical analyses and Mrs. Z. Kędzierska, Mrs. A. Łopatowska, Mrs. M. Prószyńska and Mr. B. Fijałkowski for their part in the collection and breeding of specimens.

Material and method of culture

The author ran numerous cultures of *Cyclops bohater* Koźm. and was thus able to investigate the mode of life of this species.

The culture was started from copepodid stage V (with a few from stage IV), brought from Lakes Okraǳe and Muliczne, near Suwałki. It was from here that Koźmiński (1936) obtained this species in large numbers.

The material was collected on July 18, 1960, transported from the lakes and kept in jars in a refrigerator at a temperature of 9°C. Specimens of *Cyclops bohater* at copepodid stage V were taken from these jars for individual culture in glass dishes with water, to which Protozoa had been added (*Colpidium colpoda* Ehrb.)⁵. These cultures were kept at a temperature of 9°C. and at room temperature of about 20°C. A total of 31 cultures was started: 23 between July 20—28,5 in August and 3 on September 19; in most of these the specimens failed to reach maturity.

Data from literature and from her own observations of the resting stage gave the author the idea of culture in dishes with a layer of mud at the bottom. This method was introduced on August 31, 1960. The result was outstanding: the specimens burrowed into the mud, some within a few seconds, and entered into the resting stage.

Several separate cultures were started with one and with several specimens (one contained over 10) in dishes of a diameter of 3—6 cm., 2,5—4 cm. deep, containing at the bottom a layer of mud with a depth of 1—8 mm., in most cases of 3—4 mm.

The mud was collected from clay pits on August 24, 1960 and October 13, 1960.

That taken in August, of a light colour and loose consistency, was placed in the dishes with no preparation; while that collected in October, of thick consistency and dark in colour, contained a large quantity of sulphide of hydrogen. It was used in this state only for a few cultures, while for the majority it was poured into large shallow Petri dishes so that most of its sulphides were oxidised and it took on a lighter colour and looser consistency. Copepodids introduced into the black mud, burrowed down in spite of the continued presence of unoxidised sulphides.

32 cultures of *Cyclops bohater* were carried on in dishes with mud. Of these 17 were maintained at a room temperature of about 20°C. and 15 in a refrigerator at a temperature of 9°C. The cultures of

⁵ The author is indebted to Dr. M. Doroszewski for defining the Protozoa.

Cyclops bohater contained 82 females (77 of them were at copepodid stage V and 5 at copepodid stage IV) and 29 males at copepodid stage V. The behaviour of 6 adult males was also observed. Observations were made every other day for over a year.

Specimens for culture were stored in a refrigerator at 9°C., and came from 2 sources:

a. Specimens collected from Lakes Okraǳe and Muliczne on July 18, 1960 were taken from jars and from separate culture in dishes containing only water and one *Cyclops bohater* at the V copepodid stage.

b. Specimens from Lake Stary Dwór, collected in September 1960. These specimens had been in the mud of Lake Stary Dwór at the resting stage which was interrupted when they were placed in water. After transport to Warsaw they had been kept in a jar, without mud, at a temperature of 9°C. Thus their resting stage had been interrupted until they buried themselves into the mud used for culture. On August 12, 1960 the water in Lake Stary Dwór at a depth of 21 m. had a temperature of 4.9°C. and an oxygen content of 0.0 mg./l. The temperature of the water at the surface was 20.3°C. and the oxygen content was 6.6 mg./l.

The culture in the mud was initiated on August 31, 1960 and further specimens at copepodid stage V were introduced into the mud up to November 11, 1960; the specimens, kept only in water (from materials from Lakes Okraǳe and Muliczne collected on July 18, 1960) had thus remained at copepodid stage V for almost 4 months.

Observations on *Cyclops bohater* Koźm. under culture conditions

The specimens used for culture in mud, had previously been only in water; they contained numerous oily globules and were active.

On introduction into the dish the specimens usually started to measure the smooth surface of the mud with even movements, leaving only single or double traces (Fig. 1, Fig. 2a, 2b). These traces are in all probability left by the third and fourth pair of legs, with which the copepodid pushes off from the surface of the mud. There occasionally remain in the mud traces of the furca or of the furca and the fourth pair of legs (Fig. 2c, Fig. 2d). Soon the specimen starts to fall into the mud so that the mud is thrown over the antennules and the fore part of the cephalothorax and they are buried in it. This action may be repeated many times. Simultaneously, with its furca, the copepodid gathers particles of mud from the smooth surface and deposits them, threadshape. The specimen settles on the mud for increasingly longer intervals and finally burrows down with a lightning movement drawing over itself the mound of mud,

which then falls down (Fig. 1). The actual burying process is exceedingly quick and difficult to follow. By the opening in the mud there often remain wavy pairs of tracks of the mud particles, left by the copepodid's legs (Fig. 2e).

The buried animal often emerges from the mud, particularly if disturbed by a movement of the dish; it remains for some time motionless, by

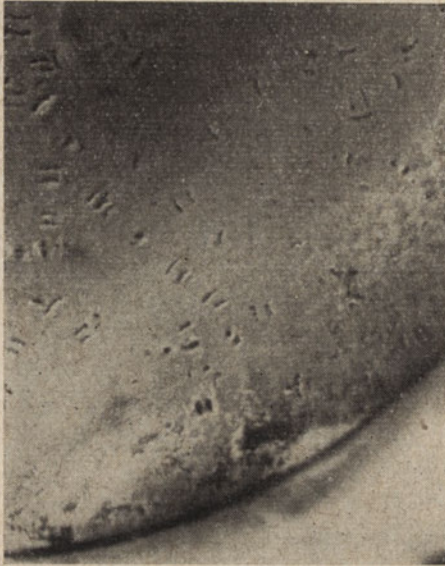


Fig. 1. A photograph of the mud surface showing traces of copepodid V of *Cyclops bohater* Kožm.

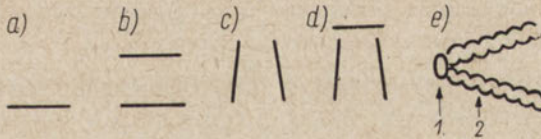


Fig. 2. Diagrams of the traces of copepodid V of *Cyclops bohater* Kožm. on the surface of the mud:

a — trace of the 4th pair of legs, b — of 3rd and 4th pair, c — trace of the furca, d — of the furca and 4th pair, e₁ — entrance into the mud, e₂ — wavytracks of legs.

the opening, surrounded by mud. It then starts to move over the mud, soon completely shaking the mud from its body which sometimes falls off in flakes.

The place chosen for burrowing is most often by the wall of the dish or, when the surface of the mud is uneven, under a raised part.

The period of time from the moment of introducing the specimen into the dish to the moment of burrowing differs widely, varying from several seconds to one hour. In exceptional cases the process took several hours. The copepodid's „journey” over the mud often results in a trodden „path” by the wall of the dish. Sometimes before burrowing down a copepodid will suddenly change direction by 180° taking jumps of 1.2—3.5 cm. in length and burying itself in the mud by its force of movement. Some specimens bury themselves by falling into the mud almost vertically from a height.

Specimens previously bred in dishes containing only water at a temperature of approximately 20°C . behave differently from those bred in water with a temperature of 9°C . The former draw themselves upwards along the wall of the dish (on the wall facing the light), and become immobile. Any movement of the dish causes them to fall back inert, they then lie motionless on the bottom, often with their legs uppermost, or with the forepart of their bodies buried in the mud. They can remain for a very long time in this position. If the dish is moved they rise again to fall motionless once more. These specimens behaved in the same way after transference to dishes with mud at the bottom. After some time however they buried themselves. This difference in behaviour is probably due to different culture conditions.

Chemical analysis of the water covering the mud showed that with a temperature of 26°C . the mean oxygen content of three measurements, was 7.7 mg./l., while with a temperature of 9°C . it was 9.5 mg./l. At 26°C . the pH of the water was 8.18 and at 9°C . it was 7.77. There are then distinct differences in the oxygen content and in the pH at the two temperatures. It may be assumed that the variations in behaviour of the copepodids of *Cyclops bohater* at the two temperatures is due to the diverse conditions.

It was not only the behaviour of the copepodids which was different at the two temperatures; the whole process of the culture carried on at 9°C . was more successful than that carried on at 20°C . This is illustrated by the figures in Table II.

Table II contains the results obtained from 32 cultures. It shows that among the *Cyclops bohater* of the copepodid stage V, bred in mud at a temperature of 9°C . 58.8% of the females and 45.0% of the males reached maturity. While among those bred at a temperature of 20°C ., the death rate was very high and only 19% of the females and 22% of the males reached maturity. A search in the mud for the remains of the dead copepodids which had not reached maturity was without result since their bodies had probably decayed.

Table II

The percentage of specimens of *Cyclops bohater* Koźm., reaching maturity in the mud at the temperature of 9° and 20°C

Sex	♀♀		♂♂	
	9	20	9	20
Temperature (°C)	9	20	9	20
No. of copepodids introduced into the mud	34	48	20	9
No. and % of specimens reaching maturity	20 - 58.8	9 - 18.8	9 - 45.0	2 - 22.2

On the whole from the 17 cultures carried out at a temperature of 20°C., only 5 were partly successful, producing some, but not all, mature specimens. 12 cultures were completely negative as all the specimens died at copepodid stage V. On the other hand all the cultures carried out at a temperature of 9°C were successful, some of them even to perfection, since all the specimens introduced into the mud not only matured but also increased. The presence of mature males and females of the first generation was confirmed on June 22, 1961.

In burying themselves in the mud the copepodids of *Cyclops bohater* fell into long periods of quiescence broken by periodical movements. Observations led the author to the opinion that these periods of movement were caused by the transference of the dishes from the refrigerator to the room, for observation, and by the movement of them for checking and feeding. Under natural conditions the resting stage is probably undisturbed.

The rest periods in the cultures lasted a maximum of 60 days in the case of copepodids.

Coker wrote: „Le 4-^e stade-copepode est une limite au delà de laquelle aucun progrès du développement ne peut être réalisé, si les conditions dans lesquelles il s'est poursuivi jusque-là persistent". Coker obtained mature specimens by lowering the temperature. The author confirmed that in her individual cultures it was only in water of a temperature of 9°C. that mature specimens were obtained (10 specimens reached maturity between August 2, 1960 and November 29, 1960). In the jars in which material from Lakes Okraǳle and Muliczne was kept in a refrigerator 2 mature females were also found. These were individual cases and occurred at an unchanged temperature of 9°C.

On the other hand transference of the culture in mud on February 20, 1961 to the refrigerator of 9°C. from the room temperature of 20°C. resulted in one case in the maturing of two females at the beginning of

March. In another culture it disturbed a 52 day resting period of specimens in the mud, stimulated them to movement and to the attainment of maturity in 18 days. The resulting adults were of intersex type, with the thorax and abdomen of a female, an ovary developed on one side, but with the antennules of a male.

Specimens buried in the mud in some cultures matured only a few days after having buried themselves. There was proof of this, even when the adult specimen burrowed back into the mud, by the remaining exuvium of the Vth copepodid stage. The maturing specimens always left the exuvium on the surface of the mud. It was observed that, especially on the edge of the segments, they were covered with particles of mud such as are to be seen on specimens in the resting stage in water reservoirs.

The specimens maturing within a few days after burial in the mud showed restlessness — the surface of the mud was then broken all over.

In one of the cultures at a temperature of 20°C. to which 2 males in the Vth copepodid stage were introduced, the period of „apparent” rest lasted 114 days (21.IX—12.I). It was only „apparent” since the sketches (Fig. 3) show the course of the copepodid’s movement in the mud, although this was not visible on the surface. Both of these specimens died in

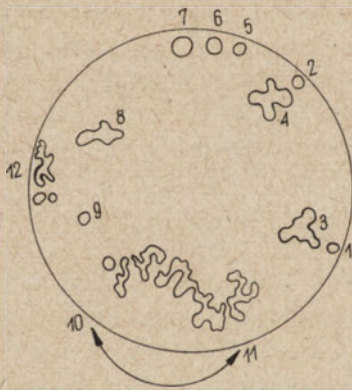


Fig. 3. A diagram of the road taken by two males of *Cyclops bo-hater* Kožm., at copepodid stage V, under the mud surface.

1, 2 — The entrances into the mud made by the buried animals on 20.IX.1960.
3 — 11 — Piles of disturbed surface mud resulting from movements of the copepodids underneath in the mud: 3, 4 — were observed on 26.IX.1960; 5, 6, 7, 8, 9 — on 6.X.1960 and 10, 11 — on 25.X.1960.

February at the Vth copepodid stage, covered with mud. These observations and those on *Cyclops vicinus vicinus*, described later in this work prove that these specimens are able to travel under the surface of the mud.

As mentioned previously the copepodids in the cultures were fed with Protozoa. Nevertheless it was often observed, particularly in specimens which had discontinued their rest in the mud, that the contents of the guts were black and there was a black „cork” in the lower gut. This

ems to show that the specimens pass mud through their digestive systems.

Copepodids which remain for a long time in the mud emerge pale in colour, lacking their orange, oily globules. They sometimes possess a few globules of a whitish colour.

Long observation of behaviour of the adults specimens of *Cyclops bohater* in the cultures showed that both males and females spend long periods in the mud (up to 20 days). This is particularly true of the females during their carrying of the egg sacs. Adult specimens often moved about over the surface of the mud when disturbed by movements of the dish they frequently burrowed into the mud. It was observed that the mud is a shelter for them into which they bury themselves. This is mentioned by Ulomskij (1953). It frequently happened, for instance, that the author was unable to catch an adult female for observation under the microscope or to transfer it to another vessel, as, avoiding the pipette, it would immediately bury itself. Females with egg sacs sometimes bury themselves so that part of the sac protrudes from the surface of the mud; usually however they bury themselves more deeply. After some time nauplii were observed moving about in the water. Adult specimens of *Cyclops bohater* behave on the surface of the mud in exactly the same manner as copepodid V.

Apart from the cultures with specimens from the lakes, there were also 36 cultures of *Cyclops bohater* from the clay pit. The majority of specimens were adults which continued to breed nauplii and copepodids. In a very few cases it was observed that copepodids in earlier stages also disappeared for some time into the mud.

Observations on the Behaviour of *Cyclops abyssorum* Sars, *Cyclops vicinus vicinus* Ulj. and *Megacyclops gigas* Cls.

Cyclops abyssorum has a mode of life similar to that of *Cyclops bohater*. The adult specimens observed in cultures with mud (there were no copepodids brought from the lakes) fall into the mud in the same way, throwing it over themselves by the aid of their antennules or forepart of the cephalothorax. They also leave two lines of mud by the openings, and there are the same traces of the legs with which it pushes off from the surface of the mud. After some time the surface of the mud is marked as a result of the burrowing down of the specimens. In the same manner too the females carrying egg sacs bury themselves more deeply, or leave them visible on the surface. Adult specimens of *Cyclops abyssorum* also spend long periods in the mud. It was observed too that nauplii of *Cyclops abyssorum* and those of *Cyclops bohater* and the adult

specimens of both species breed better in vessels containing mud than in those containing only water.

Observations of the behaviour of 6 cultures of *Cyclops vicinus vicinus* containing stage V copepodids and adult specimens showed that under culture conditions they behave in a manner analogous to that of *Cyclops bohater* and *Cyclops abyssorum*. There is no previous mention in literature of the predilection of this species to spend its life on the bottom of reservoirs.

Observations during culture showed that copepodids of *Cyclops vicinus vicinus* leave double traces in pushing off from the mud; in burrowing into it they leave two traces on the surface. Entering the mud at one point they move along for 3—4 mm. and emerge from another opening. They fall into the mud by the aid of their antennules, throwing it over themselves. They leave smaller openings than *Cyclops bohater* corresponding to their smaller size and on emergence their bodies are completely covered with mud. In the same way too they leave their exuvia on the surface of the mud and adult specimens spend long periods in the mud.

Copepodids and adult specimens of *Megacyclops gigas* Cl. from Lake Muliczne were also bred, from November 29, 1960 to June 22, 1961. After some time the whole surface of the mud was broken. Both the stage V copepodids and the adult specimens emerged from the mud and moved around in the water on the movement of the dish. These specimens behaved differently from those of *Cyclops bohater* in that the copepodids of the former, during the first period of observation remained on the walls of the dish or under the surface film of the water.

Discussion

Copepodids of *Cyclops bohater* Koźm., bred in water without mud at the bottom, remained at this stage for a long period of time (those in the material from Lakes Okrągłe and Muliczne for about 4 months). The copepodids were active and possessed numerous orange, oily globules.

This bears out the observations described in 1933 by C o k e r: „Arrêt du développement chez les Copépodes”. In cultures of *Cyclops* sp. the development always stopped at copepodid stage IV. Some specimens remained at this stage for 120—143 days. According to C o k e r this arrested development is not a resting stage; the organisms are active and have a large number of oily globules.

From observations of the present work it may be assumed that the copepodids of *Cyclops bohater* and of the *Cyclops* sp. on which Coker worked would continue to develop after burrowing into the mud if they

found there the conditions required by their stage. Observations on *Cyclops vicinus vicinus* showed that one of these conditions may be a lack of oxygen in the mud. The significance of this factor is emphasised by Devey's experiments (1941) on *Canthocamptus staphylinoides*, according to which the lack of oxygen in the environment retards the emergence of the animal from the cyst.

The present observations showed that temperature probably does not affect the emergence of *Cyclops vicinus vicinus* from the resting to an active stage of life. Nevertheless Elgmark (1959) in his work on *Cyclops strenuus strenuus* draws attention to the influence of temperature on the diapause, observed under natural conditions (a change of temperature influences the length of time during which the diapause lasts).

A number of authors are inclined to treat the resting stages of the copepodid as the equivalent of the diapause in insects (Carlisle and Pitman 1961, Cole 1953, Elgmark 1959). From the data cited in the preface of the literature it would appear that the resting stage is maintained in a natural environment under differing external conditions. But what are the factors favouring the falling of the copepodids into this stage or their emergence from it? The author's experience has shown that if a resting stage of copepodids has been interrupted the fulfillment of certain conditions may bring about a return of this phase. These conditions were the provision of mud for the copepodids and the whole combination of factors connected with it, not as yet known (probably an environment containing no oxygen). The observations also point to the fact that the resting stage of copepodids IV of *Cyclops vicinus vicinus* is interrupted under the influence of an increased amount of oxygen in the mud sample.

Observations in breedings without mud show that the copepodids may omit the resting stage and reach maturity. A few specimens of *Cyclops bohater* matured in the author's cultures at a temperature of 9°C. In the cultures of Coker the specimens matured under the influence of a lowered temperature. An analogous phenomenon was confirmed by Birge and Juday (1908) when investigating *Diacyclops bicuspidatus thomasi*, in natural conditions. These animals also sometimes matured without passing through the cyst stage.

In cultures in mud carried on at 20°C. *Cyclops bohater* remained in a quiescent state for a long period (52 days). It was only on transference to a temperature of 9°C. (after 18 days) that a mature specimen appeared in the culture. In the simultaneous cultures at 9°C. maturity occurred much earlier. This demonstrates the unfavourable influence of high temperature on the course of the resting stage and the maturing of specimens.

Summary of Results

Observations on the behaviour of copepodids and mature specimens of *Cyclops bohater* and of other species in culture with mud permit the following deductions:

1. *Cyclops bohater* carries on a mode of life not only at the bottom of reservoirs but completely dependent on mud: copepodids of *Cyclops bohater* spend their resting stage in the mud, and adult specimens also spend there long periods, particularly the females when carrying egg sacs.

2. Legs, called „swimming legs” in morphological descriptions, serve not only for swimming but also for burrowing and moving in the mud. This applies particularly to the third and fourth pairs of legs. This role qualifies them as „swimming and burrowing” and not only swimming. The legs and furca serve for pushing off from the surface of the mud.

3. The life cycle of *Cyclops bohater* takes its course not only in a water but also in a mud-bottom environment. Mud and water are therefore equally the environment of *Cyclops bohater*.

The same applies to *Cyclops abyssorum* with the difference that the periods during which the mature specimens remain in the mud are shorter (there were no observations on the behaviour of copepodids V of *Cyclops abyssorum*).

Cyclops vicinus vicinus, regarded until now as a species of plankton, also led a mode of life, during culture, on mud, both at copepodid V and at the mature stage.

Observation during culture showed that the legs of *Cyclops abyssorum* and of *Cyclops vicinus vicinus*, like those of *Cyclops bohater*, maybe termed „swimming and burrowing”. These legs and the furca also serve in these two species for pushing off from the surface of the mud.

4. In the author's cultures the resting stage of the copepodids of *Cyclops bohater* and of *Cyclops vicinus vicinus* were interrupted and renewed. With *Cyclops bohater* the interruption lasted for four months when the culture was carried out only in water, with no mud at the bottom. It may be deduced from the experiments that the copepodids needed mud (probably the oxygenfree environment) in order to pass into the resting stage.

5. Copepodids bred without access to mud may omit the resting stage and reach maturity.

6. In cultures carried out at a temperature of 20°C. the maturing of *Cyclops bohater* was induced by lowering the temperature to 9°C., ever after it had passed a long resting stage in the mud.

7. The observations indicated that the factor influencing the interruption of the resting stage of *Cyclops vicinus vicinus* is probably oxygen (the increase of the oxygen-content of the mud sample).

BIBLIOGRAPHY

1. Birge E. A., Juday C., 1908. A summer resting stage in the development of *Cyclops bicuspidatus* Claus. Trans. Wisc. Acad. Sci. Arts, Lett., 16.
2. Carlisle D. B., Pitman W. J., 1961. Diapause, neurosecretion and hormones in Copepoda. Nature, 4778, London.
3. Coker R. E., 1933. Arrêt du développement chez les copépodes. Bull. biol., France, Belg., 67, Paris.
4. Cole G. A., 1953. Notes on copepod encystment. Ecology, 34, Lancaster, PA.
5. Deevey E. S., 1941. Notes on the encystment of the harpacticoid copepod *Canthocamptus staphylinoides* Pearse. Ecology, 22, Lancaster, PA.
6. Elgmork K., 1955. A resting stage without encystment in the annual cycle of the freshwater copepod *Cyclops strenuus strenuus*. Ecology, 36, Durham, North Carolina.
7. Elgmork K., 1958. On the phenology of *Mesocyclops oithonoides* (G.O. Sars). Verh. int. Ver. Limnol., 13, Stuttgart.
8. Elgmork K., 1959. Seasonal occurrence of *Cyclops strenuus strenuus*. Folia limnol. scand., 11, Oslo.
9. Fryer G., Smyly W. J. P., 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater Cyclopoid and Harpacticoid Copepods. Ann. Magaz. Nat. Hist., 7 (73), London.
10. Koźmiński Z., 1936. Morphometrische und ökologische Untersuchungen an Cyclopiden der strenuus-Gruppe. Int. Rev. Hydrobiol., 33, (3/4), Leipzig.
11. Ulomskij S. N., 1953. Novoye v ekologii nekotorykh vidov veslonogikh rakoobraznykh (Copepoda) *Mesocyclops leuckarti* (Claus), 1857. Dokl. AN SSSR, 90 (2), Moskva.
12. Wierzbicka M., 1936. Copepoda (*Cyclopoida* i *Calanoida*) niektórych jezior z okolic Wilna. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 10, Suwałki.
13. Wierzbicka M., 1960. *Cyclops bohater* Koźm. dans le nouveau biotope. Pol. Arch. Hydrobiol., 7, Warszawa.

M. Bogucki and A. Wojtczak

Contractility of isolated muscles of *Nereis diversicolor* cultured in hypotonic media

Nencki Institute of Experimental Biology, Warsaw

Received 20 May, 1961

Numerous authors have proved that *Nereis diversicolor*, due to osmotic regulation, easily accomodates itself to considerable dilutions of sea water (Schlieper 1929, Beadle 1937, Ellis 1937, Zenkewitch 1938, Smith R. J. 1955, Jorgensen and Dales 1957). When cultured in 25‰ Baltic Sea water ($S = 1.825\text{‰}$), *N. diversicolor* shows the same rate of growth as in 100‰ sea water ($S = 7.3\text{‰}$) and reaches sexual maturity (Bogucki 1953, 1954). In natural conditions *N. diversicolor* occurs even in waters of 0.5‰ salinity, as it has been found by Smith (1956) in the River Tamar estuary near Plymouth at Calstock.

Taking into account the easiness of culturing *N. diversicolor* in diluted media, the attempt was made to investigate whether physiological properties of the muscles of worms adapted to low water salinities change after prolonged staying in diluted sea water. The isolated muscle strips of Annelids, as it has been shown by Wells and Ledingham (1940) exhibit vigorous rhythmic contractions when placed in non diluted sea water. These contractions are inhibited in diluted sea water for the laps of time depending on the degree of dilution. If the dilution of the medium is not too low for the examined preparation the muscle accomodates itself to diluted medium and its activity reappers. The degree of sea water dilution to which the strip of muscle can accomodate itself was considered as an indicator of the physiological difference between the muscle tissues of worms adapted to different salinity conditions.

Material and methods

Strips of ventral muscles of *Nereis diversicolor* were used. The animals collected in Baltic Sea near Gdynia ($S = 7.3\%$) were divided according to size: younger individuals, 2—4 cm. in length, were placed in the aquarium with 25% Baltic Sea water ($S = 1.825\%$), the older ones (> 6 cm. in length) remained in non diluted medium.

The worms from diluted sea water were used for experiments after about 6 months of remaining in this medium.

The physiological activity of isolated muscles in various dilutions of sea water was estimated according to the method of Wells and Ledingham (1940). The contraction of muscles was registered by means of an isotonic lever attached to the muscle placed in cylindrical vessel containing running sea water (Fig. 1). The rapid change of bathing me-

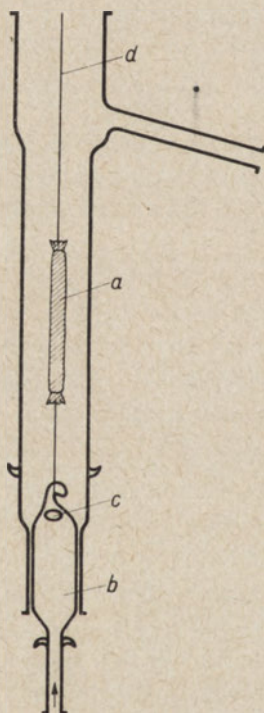


Fig. 1. Experimental vessel

a — the muscle, b — stop-cock, c — hole, d — to the dever.

dium was easily performed by joining the muscle containing vessel to a bottle supplying sea water of a desired dilution.

Preliminary experiments proved that isolated muscles of *N. diversicolor* retained their contractibility in 100% Baltic Sea water for a period of 4—5 days.

Tap water was used for diluting sea water. This water did not cause any appreciable change in pH of the diluted medium: 100% Baltic Sea water — pH = 8.1, 50% — pH = 8.15, 25% — pH = 8.18, 10% — pH 8.25, 5% — pH = 8.32, tap water — pH 8.32.

A rapid change of the concentration of the bathing medium caused in most cases the reactions described by Wells and Ledingham: 1) a short term excitation, 2) an inhibition of the activity, 3) an accommodation of muscle to the new medium lasting varied laps of time after which the contractions reappear, provided that the new medium was not diluted below the limit enabling the muscle to contract. The experiments were performed at room temperature from 15 to 21°C.

The muscles for experiments were taken from individuals undamaged which, after placing them on the bottom sand of aquarium, readily burrowed into it.

Results

Experiments on muscles of worms from 100% Baltic Sea water (S = 7.3‰)

Isolated muscles showing rhythmical contractions in 100% Baltic Sea water were subjected to the influence of diluted sea water.

In 50% Baltic Sea water all examined muscles accommodated to this dilution. In most cases their rhythmic contractions remained non interrupted of the same amplitude and frequency as in 100% Baltic Sea water.

In the dilutions of 35, 30, 25, 20, 15% the percentage of examined muscles able to accommodate to the new medium was always much smaller. In 15% Baltic Sea water an accommodation was observed in only 5 cases from 11 after the inhibition lasting up to 16 hrs. In 10% Baltic Sea water (8 experiments) no accommodation of the muscles was observed even after a prolonged observation (Fig. 2, No. 114).

The 15% dilution is then the lower limit to which the muscle of *N. diversicolor* can accommodate itself, after a sudden change of bathing fluid. If the change of water is gradual and successive dilutions used in experiment differ only slightly, the muscle may accommodate itself to 10% or even to 5% Baltic Sea water (Fig. 3, No. 90).

In experiment No. 37 the bathing medium was changed gradually every 1—1.5 hrs. from 100% to 25%, 15%, 10%, 5% and fresh water. The activity of the muscle continued in all successive dilutions. (Fig. 4a, No. 37).

The same muscle was used for experiment once more the next day

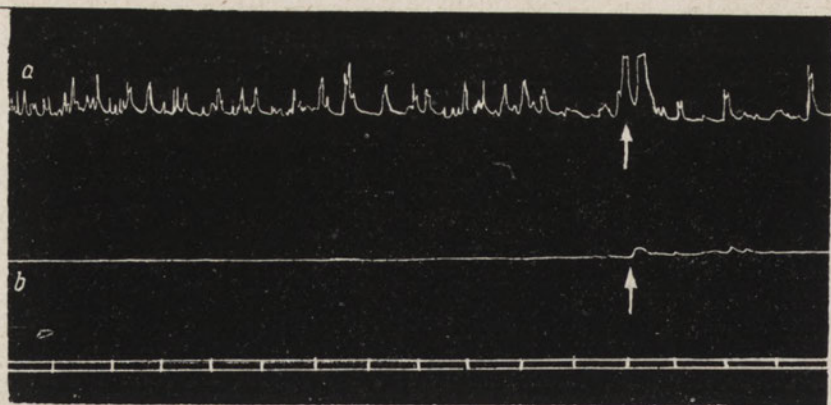


Fig. 2. (No. 114). Activity of the body wall of *Nereis diversicolor* transferred from 100% to 15% Baltic Sea water

a — changing of the bathing medium from 100% to 15% indicated by the arrow (after 40 min. contractions stopped), b — adaptation after 6 hrs. 30 min. (contractions reappear). The bottom line indicates time course in minutes.

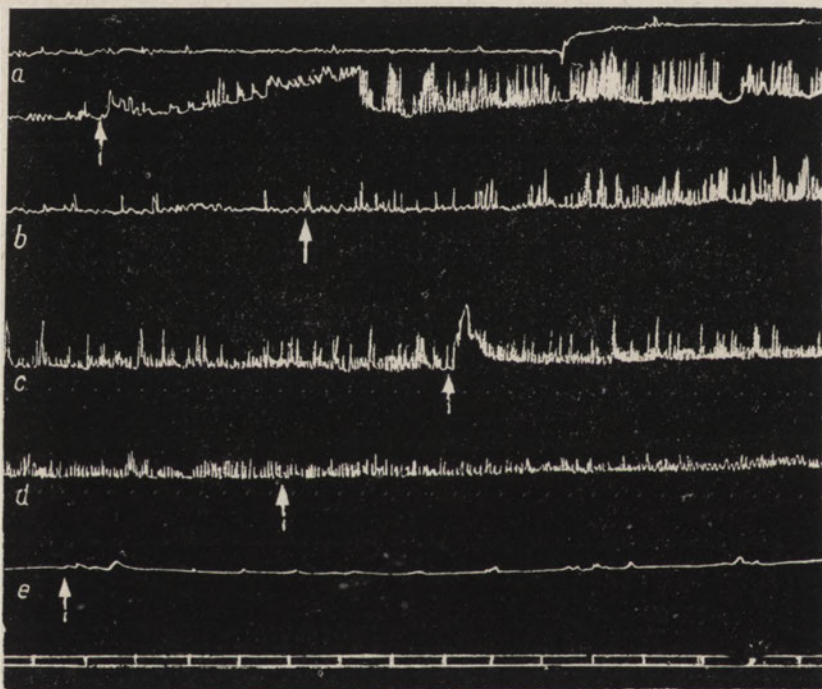


Fig. 3. (Exp. No. 90). Contractions of the body wall of *Nereis diversicolor* from 100% Baltic Sea water. Effects of stepwise changes of bathing medium:

a — from 100% to 20% — accommodation after 17 hrs. of inhibition, b — from 20% to 10% — no inhibition during 1 hr. 15 min., c — from 10% to 5% — after 20 min. of the inhibition contractions reappear, d — from 5% to tap water — contractions vanish after 30 min., e — from tap water to 100%, after 2 hrs. of inhibition contractions reappear raising in amplitude and frequency. The bottom line indicates time course in minutes, the arrows indicate changing of the bathing medium.

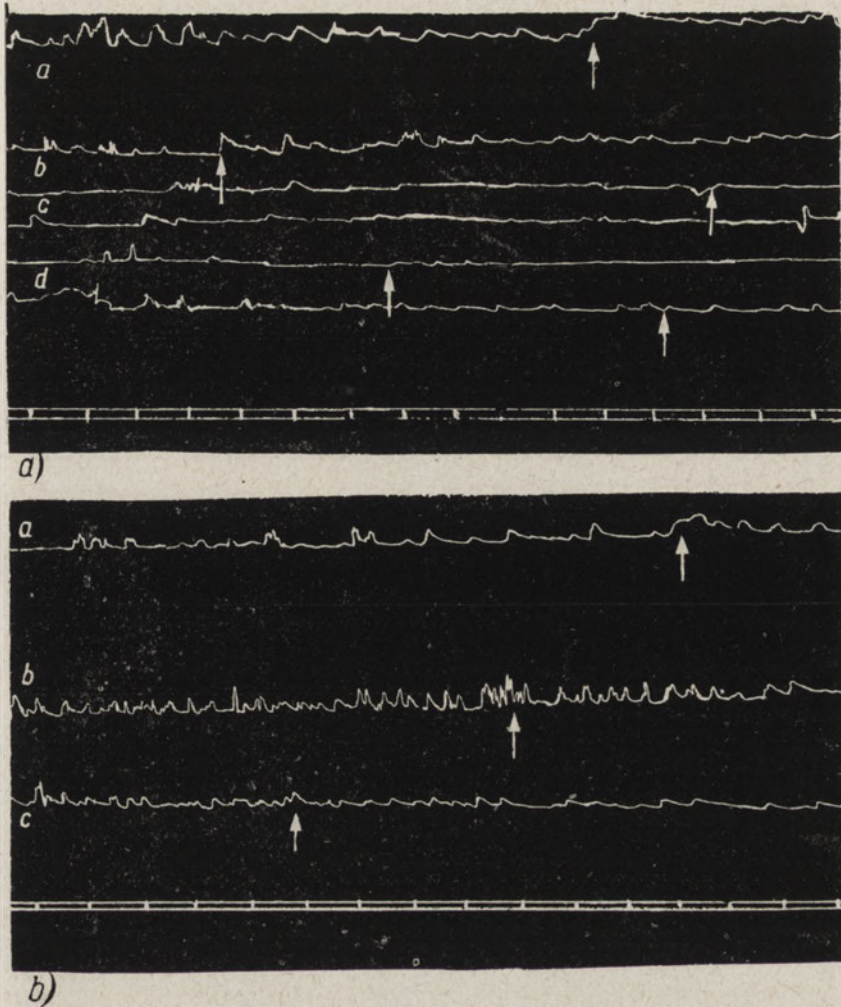


Fig. 4a. (Exp. No 37). Contractions of the body wall of *Nereis diversicolor* from 100‰ Baltic Sea water. Effects of gradual changes of bathing medium:

a — from 100‰ to 25‰ (no inhibition), b — from 25‰ to 15‰ (no inhibition), c — from 15‰ to 10‰ (no inhibition), d — from 10‰ to 5‰ (no inhibition), e — from 5‰ to tap water (no inhibition during 1 hr. 30 min.). The bottom line indicates time course in minutes, the arrows indicate changing of the bathing medium.

Fig. 4b. The same muscle after stepwise transference from fresh water to 100‰ Baltic water, subjected once more to gradual changes of medium:

a — from 100‰ to 25‰ (no inhibition), b — from 25‰ to 15‰ (no inhibition), c — from 15‰ to 5‰ (contractions stopped after 25 hrs. 25 min.). The bottom line indicates time course in minutes, the arrows indicate changing of the bathing medium.

and it was exposed to the same dilutions as in the first experiment beginning with 100% Baltic Sea water. The result was nearly the same, the only difference consisted in the fact that inhibition of the muscle activity appeared already in 5% dilution of natural Baltic Sea water (Fig. 4b, No. 37).

Experiments on muscles of worms kept for 6 months
in 25% Baltic Sea water ($S = 1,8\text{‰}$)

In 50% and 35% sea water the accommodation was observed in all examined cases (11 experiments) after 0 to 4.5 hrs. of inhibition. In 25% dilution (10 experiments) the time of inhibition was not so uniform and varied from zero to 23 hrs., and in 2 experiments the inhibition was irreversible. Experiments performed at lower dilutions were limited in number: 1) in 20% (3 experiments) inhibition was irreversible

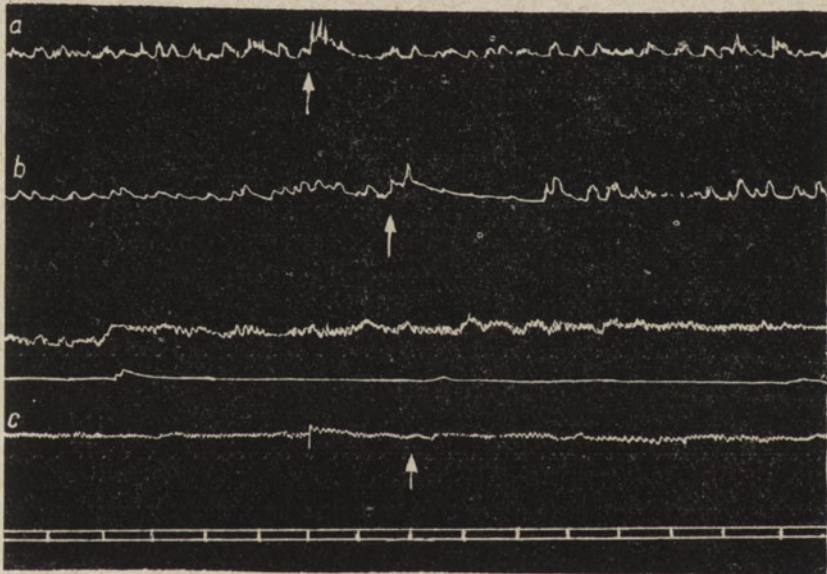


Fig. 5. (Exp. No. 150). Contractions of the body wall of *Nereis diversicolor* from 25% Baltic Sea water. Effects of changes of bathing medium: a — from 50% to 15% (no inhibition), b — from 15% to 5% (accommodation after 20 min.), c — from 5% to tap water (contractions of muscle were observed over 3 hrs.). The bottom line indicates time course in minutes, the arrows indicate changing of the bathing medium.

in 1 case, in 2 other cases inhibition was none, the muscles continued to contract after the change of 50% to 20%, but the amplitude of contraction became smaller, 2) in 15% (5 experiments) no inhibition was

observed after the change of 50‰ or 35‰ to 15‰; 3) in 10‰ (2 experiments) inhibition of activity was complete in one case, and lasted for 23 hours in the other, the contractions after inhibition phase being small; 4) in 5‰ (1 experiment) inhibition of activity was irreversible.

In the series of animals kept for 6 months in 25‰ Baltic Sea water the lowest observed limit of accommodation of the muscle was a 10‰ dilution in constant exposure experiments. Gradual diminishing of the salinity of the bathing medium lowered this limit. In experiment No. 150 in which the bathing medium was changed gradually from 50‰ to 15‰, 5‰ and fresh water, the muscle remained active in successive changes of the solutions without stopping its activity, though the decreasing amplitude of contractions was apparent in more diluted solutions. In fresh water the contractions of muscle were observed over 3 hrs. (Fig. 5, No. 150).

Discussion

Comparing the experiments on muscles of animals from 100‰ and 25‰ Baltic Sea water we do not find any essential difference in their ability to accommodate to diluted media. The results of these experiments prove that in *Nereis diversicolor* specimens, living 6 months in 25‰ dilution of Baltic Sea water, the muscles can accommodate themselves to the same degree of water salinity as in specimens from the undiluted medium. Our results show then that physiological properties of the muscles of *Nereis diversicolor* cultured for 6 months (half of its life time) in a considerably diluted medium (25‰) do remain the same as those of animals from the normal undiluted medium.

Experiments by Wells and Ledingham (1940) have shown that the muscles of *N. diversicolor*, collected near Plymouth, accommodated themselves to 10‰ Plymouth sea water and those from Bangor — to 5‰ Plymouth sea water. Both sets of worms (from Plymouth and Bangor) were kept for some days in Plymouth sea water before experiments.

The comparison of accommodation to hypotonic media of worms from Baltic Sea and British coastal waters may be of some interest.

Wells and Ledingham (1940) do not precise the salinity of „Plymouth sea water” and give no data of the salinity of water inhabited by worms used for their experiments.

According to R. Smith (1955) and other authors, the salinity of Plymouth Soud water amounts to 32‰¹ corresponding to 497 m. equiv.

¹ After V. Fretter (1955) the salinity of water aquarium in Plymouth Laboratory amounts to 35‰.

Cl/l. The chloride content of Baltic Sea water (7.3‰) used in our experiments is 114 m. equiv. Cl/l (Barnes 1954).

The lowest limits of muscles accommodation for Plymouth worms, according to Wells and Ledingham, was 10‰ dilution and for Bangor worms 5‰ dilution of Plymouth sea water. Expressed in milliequivalents of Cl, the lowest limit for Plymouth specimens is 49.7 m. equiv., for Bangor specimens — 25 m. equiv. and for Baltic Sea worms — 5.6 m. equiv.

These figures suggest that the resistance of muscles to hypotonic dilutions in Baltic Sea population of *Nereis diversicolor* is more accentuated than in populations inhabiting British coastal waters as examined by Wells and Ledingham (1940).

Summary

1. Activity of isolated muscles of *Nereis diversicolor* cultured in various concentrations of Baltic Sea water ($S = 7.3\text{‰}$) was examined according to the method of Wells and Ledingham (1940).

2. The lower limit of salinity for spontaneous contractions of isolated muscles of *N. diversicolor* was 15‰ Baltic Sea water in cases when the change of the bathing medium was rapid. If this change was gradual the lower limit reached 5‰ concentration of Baltic Sea water. The same limits were observed in muscles of worms kept in undiluted medium and adapted to 25‰ Baltic Sea water.

3. The lowest concentration of sea water to which the isolated muscles of *N. diversicolor* can accommodate themselves is 5 m. equiv. Cl/l for Baltic Sea specimens, 50 m. equiv. Cl/l for Plymouth worms and 25 m. equiv. Cl/l for Bangor worms.

REFERENCES

1. Barnes H., 1955. Some tables for the ionic composition of sea water.
2. Beadle L. C., 1937. Adaptation to changes of salinity in the Polychaetes. I. Control of body volume and body fluid concentration in *Nereis diversicolor*. J. exp. Biol. 14 (56).
3. Bogucki M., 1953. Reproduction and development of *Nereis diversicolor* O. F. M. in the Baltic Sea (In Polish). Pol. Arch. Hydrobiol., 1 251—270.
4. Bogucki M., 1954. Adaptation of *Nereis diversicolor* O. F. M. to diluted Baltic Sea water and to fresh water (In Polish). Pol. Arch. Hydrobiol., 2: 237—251.
5. Ellis W. G., 1937. The water and electrolyte exchange of *Nereis diversicolor*. J. exp. Biol. 14: 340.
6. Fretter V., 1955. Uptake of radioactive sodium (^{24}Na) by *Nereis diversicolor* Müller and *Perinereis cultrifera* (Grube). J. Mar. biol. Ass. U. K., 34: 151—160.

7. Jorgensen C. B., Dales R. P., 1957. The regulation of volume and osmotic regulation in some nereid polychaetes. *Physiol. Comp. et Oecol.* 4: 357.
8. Pilgrim A. L. C. Osmotic relations in molluscan contractile tissues. I. Isolated ventricle-strip preparations from Lamellibranches (*Mytilus edulis* L., *Ostrea edulis*, *Anadonta cygnea*). *J. exp. Biol.*, 30: 297.
9. Schlieper C., 1929. Über die Einwirkung niederer Salzkonzentrationen auf marine Organismen. *Z. vergl. Physiol.*, 9: 478—514.
10. Smith R. I., 1955. Comparison of the level of chloride regulation by *Nereis diversicolor* in different parts of its geographical range. *Biol. Bull.* 109: 453—474.
11. Smith R. I., 1956. The ecology of the Tamar Estuary. VII. observations on the interstitial salinity of intertidal muds in the estuarine habitat of *Nereis diversicolor*. *J. Mar. biol. Ass.* 35: 81—104.
12. Wells G. P. and Ledingham I. C., 1940. Physiological effects of a hypotonic environment. I. The action of hypotonic salines on isolated rhythmic preparations from polychaete worms (*Arenicola marina*, *Nereis diversicolor*, *Perinereis cultrifera*). *J. exp. Biol.*, 17: 337—52.
13. Zenkewitch L., 1938. The influence of Caspian and Black Sea water of different concentration upon some common Black Sea invertebrates. Part. I. Survival and body weight changes (In Russian). *Zool. zn.* 17: 845—376.

H. Klimowicz

Rotifers of the small water bodies of Cairo botanical gardens

Department of Hydrobiology, Warsaw University

Received February 5, 1961

This and the preceding three papers (Klimowicz 1961, 1961a, 1961b) I prepared while in Cairo on an exchange fellowship granted on the strength of the cultural exchange agreement between the Polish Republic and the United Arab Republic. The material collected I systematized in the laboratories of the National Research Centre and University in Cairo, and texts I prepared for print in the Warsaw University Department of Hydrobiology.

The paper concerns the rotifers of three small water bodies in Cairo Botanical Gardens. Table V at the end of the paper lists all the forms and species I have reported from the environs of Cairo.

The terrain

In work on the rotifers of the environs of Cairo, attention was focused largely on two artificial reservoirs in the Botanical Garden of the Cairo University Agricultural Department. One, marked No. I in this paper, was 41 m. in maximum length, and 12 m. wide. Its maximum depth varied from 35 to 45 cm. No. II was smaller and shallower 15.5 m. long, 10 m. wide, and from 30 to 40 cm. in maximum depth. They communicated through a ditch roughly 1 m. long and some ten and odd centimetres deep.

Samples also were taken from a reservoir in the municipal garden At Orman, in the district Giza of Cairo. The reservoir, here marked No. III, was larger than the other two, more elongated and slightly arched. The straight-line distance between its two tips was 176 m., and its width,

37 m. The maximum depth recorded was 80 cm. At the end, a grille set in concrete was fitted in the bank to release excess of water.

The two gardens were roughly 1 km. apart and a few hundred metres from the main channel of the Nile. Even though not far removed from the Nile, reservoirs were fed water from municipal mains. Irrespective of this, the reservoirs of the two gardens communicated with a network of canals, such as are common almost everywhere in the Nile valley near Cairo. Never during the period under report, i.e., from February to July 1959, did I find Nile water to flow directly through the channels into the reservoirs, which may safely be assumed to rely on municipal water supply also in autumn, when the Nile rises to the highest level. The water level in the reservoirs was subject to continual variations owing to very intensive evaporation, and every few days they had to be replenished from the mains. Failures to turn off the water in time frequently caused especially the smaller reservoirs in the University garden to overflow and inundate the ground adjoining the banks. The water was clear to the bottom, except in site A in reservoir No. III, where it was turbid in the shadow of lotus leaves.

The bottoms were covered with muck consisting of plant debris, largely of tree leaves. Extracted from between the decaying leaves and allowed to dry, the muck took on a dark grey colour. Even though muck was abundant in the reservoirs, the water had no hydrogen sulphide odour.

Plants planted years ago grew on the bottom of the littoral and central zones of the reservoirs, especially in the University garden. Usually they were not of the kind growing naturally in the environs of Cairo. The plants spontaneously growing on the bottom were regularly removed as weeds, as I was able to note when the bottoms of reservoirs No. I and No. II were cleaned. The species growing on the bottom of the reservoirs included: *Nymphaea zenzibariensis* Casp., *Nelubium speciosum* Willd., *Thalia dealbata* Bras., *Nymphaea caerulea* Saving., *Nymphaea alba-lotus*, *Eichhornia speciosa* Kunth., *Eichhornia azuera* Kunth., *Cyperus papyrus* Linn., and *Typha lalifolia* Linn.

The zone adjoining the water was overgrown with *Colocasia antiquorum* Schott., *Hedychium* sp. and *Alocasia* sp.

The surface of the reservoirs was altogether free from any higher-rising plants, except in reservoir No. I, where a cluster of *Cyperus papyrus* had been planted in the middle. Only the leaves of stately well-growing lotus rose above the water table and provided a substitute for shady reeds.

On the edges of the reservoirs grew in addition to palms usually exotic trees, not typical for the Egyptian landscape. Most of the surface was

shadowed in the morning and evening, but almost all of it was strongly insolated during the day. Occasional shrubs grew close to the water edge.

Some fish were found in all the reservoirs.

Single samples of water also were taken from the concrete swimming pool near the Cairo University, and from the brackish water reservoir Ainasyra in the desert near Cairo.

For the sake of a better characteristic of the habitat provided by the three reservoirs under investigation, chemical analyses, made on June 29—30, 1959, are shown in Table IV. The chemical analysis for the brackish water reservoir is given in Table VII.

I am very much indebted to Mr. Ahmad Swelim for these analyses, and to Mr. Leon Wasilewski for helping me with the tables.

Methods

The samples were collected with a No. 25 bolting silk plankton net horizontally close to the surface, and vertically in the deeper parts. The material was each time placed in two tubes; in the one it was immediately preserved with 4% formalin, and the other was brought at once to the laboratory and attended to. After a roughly half-hour preliminary observation designed to isolate rapidly perishing species, each sample was studied in detail. First investigated were the samples richest in forms of life, as the specimens contained in them usually perished and decomposed first. However, mass dying and decomposition of the specimens never occurred before the second or third days. To keep the rotifers alive as long as possible, the relevant samples were always kept at temperatures of roughly 20°C, and often a few degrees below the natural temperature of the small water bodies.

The species are listed for particular samples in Tables I, II, and III, the dominant being marked 1, the subdominant 2, and so on in the order of decreasing frequency, to the species found only sporadically and assigned the highest numbers.

In the reservoirs No. I and II in the University garden samples were taken one at a time, and efforts were made to cover each time their most widely different parts. Reservoir No. III, in the At Orman garden, was considerably larger, and here samples were collected from three sites — A, B. and C — selected beforehand. Site A was in the upper part of the reservoir and shaded by lotus leaves and near-by trees. Site B was at midlengths and exposed to the sun. Site C was near the end, at the grille. In all, 20 samples were taken from the reservoirs in the period between February 11 and June 30, 1959.

Survey of the species and forms

The general ecological characteristics of the species, already given in the previous papers (Klimowicz 1961a and 1961b), are here ignored.

Unless there is an accompanying statement to the contrary, the particular species must be held to be known only from fresh water.

Anuraeopsis fissa (Gosse)

According to Berzinš (1949) and Pawłowski (1958) the species is characteristic for eminently eutrophic waters that are not excessively polluted with the products of decay. Rylov (1935), Wiszniewski (1954), and Bartoš (1959) include it in aestival (warm season) forms.

It was found neither in the Nile nor in the Nile channels. Occasional specimens were found in reservoirs No. I and No. II.

Ascomorpha ecaudis Perty

Frequent, occasionally even numerous in the plankton of minor lakes, ponds, small water bodies, and old river beds (Wiszniewski 1954). Rylov (1935) claims that the maximum in the annual cycle is in spring, and Kulamowicz (1956) found it most frequently in September.

It was regular throughout the period under survey in reservoir No. II, but was not found in No. I except in June.

Asplanchna girodi de Guerne

Wiszniewski (1954) notes it as a component of aestival plankton in probably eutrophic water bodies of varying types. It has been reported from the Nile (Klimowicz 1961a).

Few specimens were found in winter and spring in reservoirs No. I and No. II, but they were numerous in the former in April.

Asplanchna sieboldi (Leydig)

It has been reported from the Nile and Nile canals (Klimowicz 1961a, 1961b).

A few specimens were found in the other half of June in reservoirs No. I and No. II.

Brachionus angularis Gosse

Składkowski (1926) reckons it among euryionic species occurring at pH 4.8—9.0. Ahlstrom (1940) describes it as a cosmopolitan species inhabiting alkaline fresh waters. Pawłowski (1958) notes it to occur in the warm and cold seasons.

Found in the Nile and irrigation canals (K l i m o w i c z 1961a, 1961b).
Found in the reservoirs Nos. I—III only in June, at pH 7.

Brachionus calyciflorus ampiceros (Ehrenberg)

It was not found in the Nile, but was numerous in the canals polluted with industrial waste waters in February and May. In February and early March it was abundant in reservoirs No. I and No. II, and in May in reservoir No. III.

Brachionus calyciflorus anuraeiformis Brehm

For this variety no distinction is made in the species *B. calyciflorus* by A h l s t r o m (1940). W i s z n i e w s k i (1954) says it is much less frequent than the other varieties of the species.

A few specimens were found in the environs of Cairo only in the artificial concrete swimming pool of the Cairo University.

Brachionus calyciflorus pala (Ehrenberg)

A h l s t r o m (1940) makes no distinction for this variety.

Several specimens were found in reservoir No. I in June, but never elsewhere in the environs of Cairo.

Brachionus calyciflorus spinosus Wierzejski

In summer it was found in reservoirs I—III, varying in numbers between the samples. Reported also from the Nile and Nile canals (K l i m o w i c z 1961a, 1961b).

Brachionus caudatus Barrois and Daday

According to A h l s t r o m (1940) widely distributed in both Americas, apparently infrequent in Europe, probably cosmopolitan.

Found in the Nile and the navigable canal. It appeared in the second half of June in reservoir No. II.

Brachionus caudatus provectus Ahlstrom

Common in some Mexican provinces (A h l s t r o m 1940). Like the typical species, this form was found only in June and July, when the water was very warm.

Present only in the three small water bodies, it was more numerous than the typical species though.

Brachionus falcatus Zacharias

A h l s t r o m (1940) observes it is subtropicopolitan.

It was scantily represented in the very warm water of reservoirs I and II.

Brachionus falcatus lyratus Lemmermann

The variety is not distinguished by Ahlstrom (1940). More frequent in the subtropical zone, it occurs in well warmed water bodies (Voigt 1948).

The variety is in the environs of Cairo less frequent than the typical species; it was found in May and June, and only in reservoirs I and III.

Brachionus plicatilis Müller

The species inhabits saline and brackish waters (Ahlstrom 1940; Galliford and Williams 1948). Common in seas and other salty waters (Voigt 1957).

In the environs of Cairo it was found only in the brackish Ainasyra swimming pool where it was very numerous. The relatively high salinity appeared prohibitive to any except two other species: *Pedalia fennica*, and *Synchaeto gyrina*. Males of the genus *Brachionus* also were found here; they may safely be assumed to belong to the species *B. plicatilis*; a reproduction is supplemented. All the three rotifer species were vastly abundant, whereas others were altogether absent, probably owing to prohibitive salinity.

Brachionus quadridentatus Hermann

A species cosmopolitan for alkaline waters according to Ahlstrom (1940); Pawłowski (1958) reports it also at pH 5.1.

It was found in the Nile and the irrigation canals, but not in canals polluted with industrial wastes (Klimowicz 1961b). It was sparsely represented in the three reservoirs under survey, and numerous only once, in reservoir II, in March.

Brachionus urceolaris Müller

Present in the Nile and canals (Klimowicz 1961a, 1961b). It was found only once in reservoir I, in April, but never in either the neighbouring reservoir II, or in III.

Cephalodella catellina (Müller)

Present in the Nile and Nile canals (Klimowicz 1961a, 1961b); Pawłowski (1958) regards it as a species associated with plants; it is rather creeping in habit, and accidental in plankton.

It was scantily represented in all the reservoirs under survey except the brackish Ainasyra pool.

Cephalodella forficula (Ehrenberg)

Harring and Myers (1924) claim it is common everywhere in overgrown ponds.

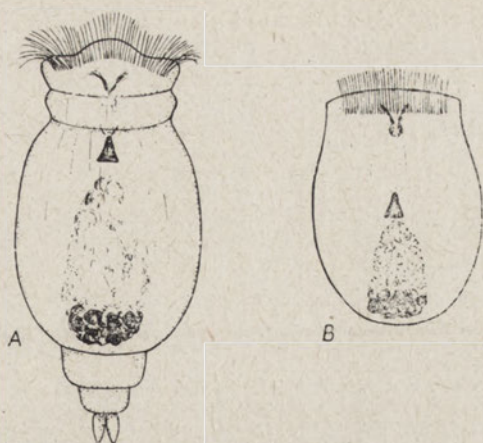


Fig. 1. Male *Brachionus plicatilis* Müller
A. Living specimen, B. Fixed specimen.

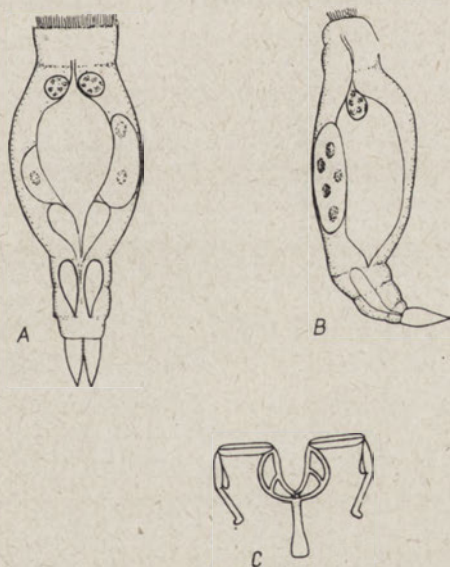


Fig. 2. *Proales daphnicola* Thompson
A. Dorsal view, B. side view, C. Mastax.

Present in the Nile (Klimowicz 1961a). Once a few specimens were collected in reservoir III. The species is very rare in the environs of Cairo.

Cephalodella gibba (Ehrenberg)

It was found only in the Nile, irrigation canals, and the concrete swimming pool, but never in the reservoirs I—III.

Cephalodella megalcephala (Glascott)

According to Wiszniewski (1954) frequent though usually scarce in the littoral of ponds and small water bodies. Voigt (1957) mentions it occurs in brackish water.

Near Cairo it was found only in the concrete swimming pool of the Cairo University.

Collotheca balatonica Varga

It occurs in the littoral zone of the Nile and in the navigable canal. Absent in the smaller Nile canals (Klimowicz 1961b), it was recorded only once, viz., from reservoir III, the largest of those under survey; as a planktonic species, it may be supposed to avoid small, intermittent and ephemeral water bodies (Klimowicz 1959).

Collotheca ornata cornuta (Dobie)

A fairly frequent euryhaline species occurring on plants in large and small water bodies (Berzinš 1951, Wiszniewski 1954, Voigt 1957).

In the environs of Cairo, I was able to collect only once a few specimens in reservoir II.

Colurella bicuspidata (Ehrenberg)

In the region surveyed by Pawłowski (1958) a eurytopic and the most frequent representative of the genus *Colurella* Bory de St. Vinc. It was found in the environs of Cairo in a canal polluted with industrial wastes (Klimowicz 1961a, 1961b).

Odd specimens were frequent in the three reservoirs under survey.

Conochilus unicornis Rousselet

Found in the Nile (Klimowicz 1961a). It was common in reservoir III, but absent in reservoirs I and II.

Dicranophorus caudatus (Ehrenberg)

Regular in small numbers in polluted waters (Liebmann 1951), it is a reliable indicator of the degree of pollution (Pawłowski 1958).

In Cairo environs it was found in an irrigation canal (Klimowicz 1961b).

Small numbers were frequent — especially in summer — in all three of the reservoirs under survey.

Dipleuchlanis propatula (Gosse)

It was recorded only once from a canal slightly polluted with industrial wastes (Klimowicz 1961b), and in reservoir II, but was more frequent in reservoir III.

Eosphora najas Ehrenberg

It was found in all the types of the water bodies investigated in the environs of Cairo, except in the Nile. In early April it was vastly abundant in reservoir II; worth noting, I was unable to find it at any time in the neighbouring reservoir I.

Euchlanis dilatata Ehrenberg

Epiphytic according to Galliford (1946), non-planktonic according to Hauer (1952). In some Swedish lakes it was a regular component of the periphyton on various littoral plants (Carlin 1939). Nevertheless, Carlin regards it as pelagic as well.

It was common in the littoral zones of the Nile, but was not found in the mainstream (Klimowicz 1961a). One of the most common species in Cairo environs, it was frequent in all the three reservoirs surveyed.

Euchlanis incisa Carlin

Carlin (1939) proved that the name *Euchlanis triquetra* had been applied to two species: *Euchlanis triquetra*, and *Euchlanis incisa*. The species here referred to was very rarely found by Carlin (1939) in the periphyton. Pawłowski (1958) found merely single or very few specimens in a variety of water bodies. It is probably more frequent than *E. triquetra* (Wiszniewski 1954).

In Cairo environs specimens were found only in February and March, in reservoirs I and II.

Euchlanis triquetra Ehrenberg

Occurs in the littoral zones of large and small water bodies (Voigt 1947). A characteristic component of the bottom microfauna (Carlin 1939), it is nevertheless regarded as epiphytic by Galliford (1946).

In Cairo environs it was found in June, in reservoir III.

Eudactylota eudactylota (Gosse)

Infrequent, it occurs among plants in ponds and small water bodies, mainly peat hags (Wiszniewski 1954, Voigt 1957).

In the environs of Cairo, I was able to find it only once, in reservoir III.

Filinia limnetica (Zacharias)

Although it is included by Rylov (1935) in eulimnoplanktonic forms, I found it also in reservoirs II and III, but in small numbers.

Filinia longiseta (Ehrenberg)

One of the more frequent species in reservoirs I and II, it was found also in reservoir III. In the cooler season it was more numerous.

Gastropus hyptopus (Ehrenberg)

From the ample literature cited by Pałowski (1958), the species may be seen to be rare, present in the littoral of lakes, ponds, small water bodies, and slow rivers.

It was found only in June, in reservoirs I and II exclusively.

Itura aurita (Ehrenberg)

Fairly frequent, though rarely numerous, it occurs among plants in ponds and small water bodies (Wiszniewski 1954).

It was frequent in reservoir III, exceedingly rare in reservoir II, and never found in I.

Keratella cochlearis (Gosse)

One of the most frequent species in all the three reservoirs investigated. It sometimes occurred in vast numbers as the dominant species.

Keratella ticinensis (Callerio)

A characteristic component of the plankton in small water bodies (Carlin 1943) and of the microbenthos of boggy waters (Carlin 1943), it is regarded by Lucks (1912) as characteristic for peat hags.

In Cairo environs it was noted only in reservoirs I and II, in June.

Keratella valga (Ehrenberg)

A species very frequent in the plankton of all the water bodies surveyed, except in ditches polluted with industrial wastes. One of the most frequent in reservoirs I, II and III.

Keratella valga tropica (Apstein)

In July it appeared in the Nile, and was in June vastly abundant in reservoirs I and II, but was noted nowhere else.

Lecane luna (Müller)

Found in small numbers in the Nile and the irrigation canals. It was present in all the three reservoirs surveyed, numerous in March in No. I, and very numerous in No. III in June.

Lecane paxiana Hauer

Hauer (1940) found it in a hot spring at a temperature of 31.1°C. In the reservoirs here in point this rare species was identified only once in No. III in late June.

Lepadella ovalis (Müller)

It was found only in the Nile and reservoir III.

This species was found by Pawłowski (1958) predominantly in the warm season.

It does not seem to find the local conditions congenial since I was able to find only a few specimens in the littoral of the Nile and in reservoir III.

Lepadella patella (Müller)

Even though eurytopic, it was locally rare. Odd specimens were met with in a canal polluted with industrial wastes. It also was identified in reservoirs I and III.

Lepadella rhomboides (Gosse)

Frequent though sparse in the littoral of the Nile. In May and June it also was found in the reservoirs here surveyed.

Lophocharis oxysternon (Gosse)

Wiszniewski (1954) and Pawłowski (1958) are agreed the species is frequent but sparse in ponds, rivers, and small water bodies. A non-planktonic form characteristic for overgrown water bodies (Pawłowski 1958). A few specimens were found in the three reservoirs under survey in June only, and nowhere else in the environs of Cairo.

Monommata orbis (Müller)

Frequent, though usually not numerous, among plants of various types of water bodies (Wiszniewski 1954).

It was found except once in March, in reservoir I.

Monostyla bulla (Gosse)

It was found in small numbers in March in reservoirs I and II, but was frequent in reservoir III.

Monostyla closteroerca (Schmarda)

Harrington and Myers (1926) regard as a species common in small overgrown water bodies.

In Cairo environs it was rare, and found only in the Nile and reservoirs I and II.

Monostyla hamata (Stokes)

Frequent though sparse among plants in various types of water reservoirs (Wiszniewski 1954).

In the environs of Cairo it was found only in late April, in reservoirs I and II.

Monostyla stenroosi (Meissner)

Found among plants, infrequent (Harrington and Myers, 1926). Only once, a single specimen was found in reservoir III.

Mytilina crassipes (Lucks)

It was frequent in canals polluted with industrial wastes. In June it was recorded in reservoirs I and III, but not elsewhere.

Mytilina ventralis (Ehrenberg)

Was present in the Nile and irrigation canals. In April it was found in appreciable numbers in reservoir I although it was surprisingly absent in the neighbouring reservoir II. In reservoir III it was found but once, in late June.

Mytilina ventralis brevispina (Ehrenberg)

Occurs in fresh and brackish waters (Remane 1929, Voigt 1957). Common among plants in water bodies of various types, rare in plankton (Wiszniewski 1954).

In Cairo environs, I found it only once, in reservoir I.

Notommata copeus Ehrenberg

Fairly frequent among plants in small water bodies and in the littoral of lakes (Wiszniewski 1954, Voigt 1957). According to Harrington and Myers (1922) it is common in any small water body with plant growth; this would conflict with the situation in the environs of Cairo, where I found it only once, in reservoir I, in February.

Pedalia fennica (Levander)

A brackish-water species, occurring in seas and other brackish-water bodies (Remane 1929, Bartoš 1948, Voigt 1957).

In the environs of Cairo it was absent except in the brackish Aina-syra swimming pool, where it was vastly abundant.

Pedalia mira (Hudson)

An infrequent but occasionally numerous aestival component of the plankton of ponds and small water bodies (Wiszniewski 1954).

It was recorded in June in reservoirs II and III.

Philodina megalotrocha Ehrenberg

Frequent in the Nile, inshore and in the main stream. It was found in canals polluted with industrial wastes and, once, in an irrigation canal. In June it was present in reservoirs I and III.

Platyias patulus (Müller)

It was present everywhere in the environs of Cairo, except in canals polluted with industrial wastes, the swimming pool and Ainasyra reservoir.

The species was not numerous in reservoirs I—III.

Platyias quadricornis (Ehrenberg)

Wulfert (1939) considers the species as sapropelic.

It was found in water bodies with deep bottom ooze; it was present in the littoral of the Nile, irrigation canals, and reservoirs II and III.

Polyarthra vulgaris Carlin

It was found virtually everywhere in the environs of Cairo, except in the swimming pool, and Ainasyra reservoir. Invariably present in reservoirs I—III, it was vastly, abundant in June in reservoir I.

Proales daphnicola Thompson

It is not a frequent species, and occurs usually in synoecy with Daphnids (Harring and Myers 1929).

In the environs of Cairo it was identified only once, in reservoir II. The specimens were found freely floating. Since I am not absolutely certain of their identity, I supply a reproduction and give below the dimensions. Length — 330 microns; foot length — 120 microns; toe length — 45 microns; body transparent; eyespots absent (Fig. 2).

Rotaria citrina (Ehrenberg)

In Cairo environs this rare species was represented by occasional isolated specimens in ditches polluted with industrial wastes; it was once identified also in reservoirs I and III.

Rotaria neptunia (Ehrenberg)

It was found in neither the Nile nor the swimming pools nor in Ainasyra reservoir, but was fairly frequent though sparse elsewhere.

Rotaria rotatoria (Pallas)

It occurred in the Nile and canals polluted with industrial wastes. A few specimens were found in reservoirs I and III; in the latter it was numerous in site C.

Rotaria tardigrada (Ehrenberg)

Except in the Nile, swimming pool, and Ainasyra reservoir it was in small numbers invariably present elsewhere. It was more frequent where debris was more abundant in reservoirs I—III.

Rotaria trisecata (Weber)?

Specimens of uncertain identity, but resembling *Rotaria trisecata* (Klimowicz 1961b), were found in Nile canals. In reservoirs I and II they were found only twice, in June.

Squatinella mutica (Ehrenberg)

Though scantily represented, it is fairly frequent among plants in small water bodies, ponds, and abandoned river beds (Wiszniewski 1954; Voigt 1957). In March, several specimens were found in a sample from reservoir I. It was not found elsewhere in the environs of Cairo.

Synchaeta gyrina Hood

It occurs in the plankton of seas and brackish waters (Remane 1929; Voigt 1957).

In the environs of Cairo it was found only once, and in great abundance, in the permanent reservoir Ainasyra, in the desert on the outskirts of Cairo.

Synchaeta littoralis Rousselet

It was present in the Nile, usually in the littoral. In the present investigations it was identified but once, in reservoir II.

Synchaeta pectinata Ehrenberg

It was found in the environs of Cairo in an irrigation ditch, and in reservoirs I and II.

Testudinella patina (Hermann)

Occurs in fresh, brackish, and saline waters (Voigt 1957). On comparing Lucks (1912), Rylov (1935), Wiszniewski (1954),

and Pawłowski (1958), I feel Wiszniewski's (1954) concise characteristic comes closest to exhausting the essential elements of the habit of this species by saying that it is very common, though usually not very numerous among plants in water bodies of varying types, and accidental in plankton.

Barely a few odd specimens were found in each of the reservoirs I—III; none were found elsewhere.

Tetramastix opoliensis Zacharias

Found in Cairo environs in the Nile and irrigation canals. Very rare in Central Europe, it is here frequent especially in the hot season. In reservoirs I—III it appeared in June.

Trichocerca longiseta (Schrank)

A fresh-water species, but met with also in brackish waters (Voigt 1957). It occurs among the plants of shallower lakes, ponds, and small water bodies (Wiszniewski 1954; Pawłowski 1958; Myers 1931), euryinoic, not planktonic (Hauer 1925b) species, occurring on plants (Galliford 1946), and also as a periphyton component (Carlin 1939).

In Cairo environs it was found only in the cooler season, in reservoirs I and II.

Trichocerca pusilla (Jennings)

In Cairo environs it was found only in the relatively deeper water bodies, which would fit in with the observations of Evens (1949), who found the species frequently further off-shore in lake Moero. It was found late in May in reservoir III.

Trichocerca rattus (Müller)

In Cairo environs it was found in canals polluted with industrial wastes, and in small water bodies.

Trichocerca similis (Wierzejski)

It was found in the Nile and in reservoirs II and III. Interestingly, it could not be demonstrated in the neighbouring reservoir I.

Trichocerca tigris (Müller)

Occurs among the plants of large and small water bodies, occasionally in the plankton (Wiszniewski 1954; Voigt 1958).

In Cairo environs it was found in small numbers in reservoirs II and III.

Trichocerca weberi (Jennings)

According to Pawłowski (1958), it is reputedly rare. Occurs among the plants of small water bodies, ponds, and lakes (Voigt 1957).

In the environs of Cairo merely a few isolated specimens were found in reservoir I only.

Trichocerca weberi (Jennings)

According to Pawłowski (1958), it is reputedly rare. Occurs among the plants of small water bodies, ponds, and lakes (Voigt 1957).

In the environs of Cairo merely a few isolated specimens were found in reservoir I only.

Trichotria pocillum (Müller)

Weber and Montet (1918) reckon it among species characteristic for small water bodies and ponds, where it lives among plants.

Frequent in the Nile, it was found also in an irrigation canal. It was among the most common species in reservoir I, sporadic in II, and absent in III.

Trichotria tetractis (Ehrenberg)

A few odd specimens were found in a sample taken in the previous investigations in the littoral zone of the Nile. A single specimen was identified in a sample taken in reservoir II, but none could be demonstrated elsewhere.

Patterns of the rotatorian fauna in three small water bodies in the environs of Cairo

From the topographic data reported at the outset, the three reservoirs I—III may be seen to be very much alike in origin and environmental conditions. There is everything to suggest that if not identical, the specific patterns should be closely related at least. On analysis of Tables I, II, and III, however, they will be seen to differ in the specific composition of their rotatorian communities. Slight differences may even be distinguished between the three sites in reservoir III. Most of the species are the same in all three reservoirs, nevertheless a substantial proportion of the species make up groups that are characteristic each for a different reservoir.

In agreement with various other authors, and on the strength of quantitative investigations, Lityński (1938) distinguishes in any mature biocoenosis three groups of species; dominants, subdominants, and adominants. Among dominants he puts any one or two species that

jointly account for more than one-half of the total number of specimens within a community. In the group of nondominants he includes species still fairly numerous represented. The remaining and sparsely represented species he covers by the term adominants.

Lityński (1938) considers specific domination only in particular biotopes or water bodies. However, his general premises, it appears, can be applied, as was done by Kulałowicz (1956), to entire groups of reservoirs. For, in the reservoirs of Cairo environments, very much like noted elsewhere by Kulałowicz (1956), specific domination was conspicuously variable, as may be seen from the figures in Tables I—III. Often a species clearly dominant in one sample, and consequently marked 1, became in another sample, taken on a different day but from the same reservoir, or site, exceedingly rare and even difficult to demonstrate, and therefore marked with a much higher number.

Neither was the order of frequency for the particular species constant for any of the reservoirs. It was exceedingly rare for a species to be represented in a reservoir or site for several months in roughly the same numerical proportion in relation to the other species, and, consequently, to be marked in any of the Tables I—III by the same or similar figure. As leading, in agreement with Kulałowicz (1956), are here referred to the species that were most numerous represented and most frequently found in a given reservoir or site during the period under survey.

Similarly (Kulałowicz 1956) the leading species is the one that predominates in the area surveyed under consideration of both numerousness and frequency, but was not necessarily the most numerous in particular samples. Thus construed, the adjective „territorially leading” should here apply to those species that were absent in not more than ten of twenty samples covering all three reservoirs. This criterion applies to the following seven species and forms: *Keratella cochlearis*, *K. valga*, *Brachionus calyciflorus spinosus*, *Polyarthra vulgaris*, *Lecane luna*, *Euchlanis dilatata*, and *Rotaria rotatoria*.

As „frequent” forms (after Kulałowicz 1956) I regard the species that occurred in all three reservoirs but in less than one-half of the samples. This group consists of the following 24 species and forms: *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus ampiceros*, *B. calyciflorus spinosus*, *B. caudatus provectus*, *B. quadridentatus*, *Cephalodella catelina*, *Colurella bicuspidata*, *Dicranophorus caudatus*, *Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *K. valga*, *Lecane luna*, *Lepadella rhomboides*, *Lophocharis oxysternon*, *Monostyla bulla*, *Platyias patulus*, *Polyarthra vulgaris*, *Rotaria neptunia*, *R. rotatoria*, *R. tardigrada*, *Testudinella patina*, *Tetramastix opoliensis*, and *Trichocerca rattus*.

Rotifers of reservoir I (Cairo University garden - Giza)

No.	Species	Collected on							
		February		March		April		June	
		11	24	9	18	7	23	10	29
1	<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse)							14	14
2	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty							9	21
3	<i>Asplanchna giordi</i> de Guerne	4	4				1		
4	<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig)							7	15
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse							10	3
6	<i>Brachionus calyciflorus amphiceros</i> (Ehrenberg)	1	1	7					
7	<i>Brachionus calyciflorus pala</i> (Ehrenberg)								8
8	<i>Brachionus calyciflorus spinosus</i> Wierzejski							3	23
9	<i>Brachionus caudatus provectus</i> Ahlstrom								7
10	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias								20
11	<i>Brachionus falcatus lyratus</i> Lemmermann							16	
12	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann							20	
13	<i>Brachionus urceolaris</i> Müller					9			
14	<i>Cephalodella catellina</i> (Müller)				4				
15	<i>Colurella bicuspidata</i> (Ehrenberg)				5		6		
16	<i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg)							15	13
17	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	11	6	9	2	2			16
18	<i>Euchlanis incisa</i> Carlin	14	9						
19	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	2	3	5				4	4
20	<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg)					10			
21	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	3	5	3		4	5	2	10
22	<i>Keratella ticinensis</i> (Gallerio)							5	
23	<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg)	7		1	1	1			2
24	<i>Keratella valga tropica</i> (Apstein)	5	7	4				6	1
25	<i>Lecane luna</i> (Müller)				3				9
26	<i>Lepadella patella</i> (Müller)					5			
27	<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse)								25
28	<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse)							19	11
29	<i>Monommatia orbis</i> (Müller)			11		12			
30	<i>Monostyla bulla</i> (Gosse)								22
31	<i>Monostyla closterocerca</i> (Schmarda)					6			
32	<i>Monostyla hamata</i> (Stokes)						8		
33	<i>Mytilina crassipes</i> (Lucks)							8	
34	<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg)						2		
35	<i>Mytilina ventralis brevispina</i> (Ehrenberg)						4		
36	<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg		10						
37	<i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg							18	
38	<i>Platyias patulus</i> (Müller)	9					7		
39	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin	8		10				1	5
40	<i>Rotaria citrina</i> (Ehrenberg)								19
41	<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg)							12	6
42	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas)	10						11	17
43	<i>Rotaria tardigrada</i> (Ehrenberg)			12					18
44	<i>Rotaria trisecata</i> (Weber) ?							21	
45	<i>Squatinella mutica</i> (Ehrenberg)					8			
46	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	6	11	8					
47	<i>Testudinella patina</i> (Hermann)								26
48	<i>Tetramastix opoliensis</i> Zacharias							17	12
49	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank)	13	2			3			
50	<i>Trichocerca rattus</i> (Müller)			6			3		
51	<i>Trichocerca weberi</i> (Jennings)					11			
52	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller)	12	8	2	6	7		13	24

Table II

Rotifers of reservoir II (Cairo University garden - Giza)

No.	Species	Collected on					
		Feb.24	Mar.9	Apr.7	Apr.23	Jun.10	Jun.10
1	Anuraeopsis fissa (Gosse)						25
2	Ascomorpha ecaudis Perty	5			6		5
3	Asplanchna girodi de Guerne		4				
4	Asplanchna sieboldi (Leydig)					7	20
5	Brachionus angularis Gosse					4	3
6	Brachionus calyciflorus amphiceros (Ehrenberg)	4					
7	Brachionus calyciflorus spinosus Wierzejski		2	3		14	2
8	Brachionus caudatus Barrois a Dadey					17	35
9	Brachionus caudatus provectus Ahlstrom						30
10	Brachionus falcatus Zacharias						21
11	Brachionus quadridentatus Hermann		1				28
12	Cephalodella catellina (Müller)					15	
13	Collotheca ornata cornuta (Lobie)	9					
14	Colurella bicuspidata (Ehrenberg)			6	3		
15	Dicranophorus caudatus (Ehrenberg)					12	24
16	Dipleuchlanis propatula (Gosse)						27
17	Eosphora najas Ehrenberg	6	9	1		6	18
18	Euchlanis dilatata Ehrenberg	2			1		34
19	Euchlanis incisa Carlin	3	11				
20	Filinia limnetica (Zacharias)					31	4
21	Filinia longiseta (Ehrenberg)	1				8	17
22	Gastropus hyptopus (Ehrenberg)					29	19
23	Itura aurita (Ehrenberg)					21	31
24	Keratella cochlearis (Gosse)		8	2	4	1	1
25	Keratella ticinensis (Callerio)					11	13
26	Keratella valga (Ehrenberg)		7	4	7	3	
27	Keratella valga tropica (Apstein)					2	14
28	Lecane luna (Müller)	8			10	25	29
29	Lepadella rhomboides (Gosse)						12
30	Lophocharis oxysternon (Gosse)					9	23
31	Monostyla bulla (Gosse)					26	9
32	Monostyla closteroerca (Schmarda)				5		
33	Monostyla hamata (Stokes)				9		
34	Pedalia fennica (Levander)						6
35	Platyias patulus (Müller)					19	
36	Platyias quadricornis (Ehrenberg)		6		2	5	32
37	Polyarthra vulgaris Carlin	7	5	5		10	8
38	Proales daphnicola Thompson						22
39	Rotaria neptunia (Ehrenberg)					20	33
40	Rotaria rotatoria (Pallas)					27	11
41	Rotaria terdigrada (Ehrenberg)					18	26
42	Rotaria trisscata Weber ?					28	
43	Synchaeta littoralis Housselet						7
44	Synchaeta pectinata Ehrenberg					23	
45	Testudinella petina (Hermann)					22	
46	Tetramastix Opoliensis Zacharias					16	15
47	Trichocerca longiseta (Schrank)		3				
48	Trichocerca rattus (Müller)				8	30	36
49	Trichocerca similis (Wierzejski)					13	10
50	Trichocerca tigris (Müller)					24	16
51	Trichotria pocillum (Müller)		10				
52	Trichotria tetractis (Ehrenberg)						37

Table III

Rotifers of reservoir III (At Orman garden-Giza)

No.	Species	Collected on					
		Site A		Site B		Site C	
		May 29	Jun.30	May 29	Jun.30	May 29	Jun.30
1	<i>Brachionus angularis</i> Gosse		7				6
2	<i>Brachionus calyciflorus</i> amphicerus (Harb)					9	
3	<i>Brachionus calyciflorus</i> spinosus Wierzejski	6	9	2	2	1	10
4	<i>Brachionus caudatus</i> provectus Ahlstrom		6		11		3
5	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias		4		17		14
6	<i>Brachionus falcatus</i> lyratus Lemmermann			1			
7	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann		25	11	7		
8	<i>Cephalodella castellina</i> (Müller)					7	
9	<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg)		19				
10	<i>Collotheca balatonica</i> Varga				30		
11	<i>Colurella bicuspidata</i> (Ehrenberg)				28		5
12	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet		15		31		24
13	<i>Dicrenophorus caudatus</i> (Ehrenberg)	3					9
14	<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse)		23	5	10		
15	<i>Eosphora najas</i> Ehrenberg		13		29	11	15
16	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg				12	2	7
17	<i>Euchlanis triquetra</i> Ehrenberg				23		21
18	<i>Eudactylota eudactylota</i> (Gosse)		18				2
19	<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias)		21				
20	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)				21		
21	<i>Itura aurita</i> (Ehrenberg)			7	19	12	25
22	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)		1		3	13	1
23	<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg)			9	1	15	11
24	<i>Lecane luna</i> (Müller)		2	6	6	6	16
25	<i>Lecane paxiana</i> Hauer		17				
26	<i>Lepadella ovalis</i> (Müller)		22				
27	<i>Lepadella patella</i> (Müller)				15		
28	<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse)				8	5	23
29	<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse)	5			13		22
30	<i>Monostyla bulla</i> (Gosse)	1	11	8	9		26
31	<i>Monostyla stenroosi</i> (Meissner)		16				
32	<i>Mytilina crassipes</i> (Lucks)		14				20
33	<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg)				14		
34	<i>Fedalia fennica</i> (Levander)				27		
35	<i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg		3		4		12
36	<i>Platyias petulus</i> (Müller)		20		18	3	17
37	<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg)		8		24		13
38	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin			10			
39	<i>Rotaria citrina</i> (Ehrenberg)						27
40	<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg)		5		26	10	18
41	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas)	7	12		20	4	4
42	<i>Rotaria tardigreda</i> (Ehrenberg)	4					19
43	<i>Testudinella patina</i> (Hermann)				25		
44	<i>Tetramastix opoliensis</i> Zacharias		10	3	5	14	8
45	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings)			4		8	
46	<i>Trichocerca rattus</i> (Müller)				16		
47	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski)		24				
48	<i>Trichocerca tigris</i> (Müller)				22		

The last „incidental” group comprises sporadically occurring species and consists of the remaining 68 species and forms.

Pheno-ecological remarks

Phenological observations are frequent in any key or monograph on rotifers, and species are described as aestival or hibernal, and vernal or autumnal. Numerous species recorded as aestival for Europe may be seen to occur in Cairo environs already in early spring (cf. Tables I—III). Any phenological rule obviously cannot be but regionally valid. In the environs of Cairo it is difficult to distinguish warm- and cold-water species, and none except four — *Epiphanes macrourus*, *Tetramastix opoliensis*, *Brachionus caudatus*, and *B. falcatus* — responded to a marked rise in water temperature by appearing in conspicuously greater abundance in summer, when the water was well warmed by the sun.

In February, at the beginning of observations on reservoirs I and II, water temperature was about 12°C. Pawłowski (1958) recorded at this temperature developmental maxima for some rotifer species. Here, as elsewhere according to the views of Jakubski (1915) and Pawłowski (1958), only a few species were represented numerously in the spring (reservoirs I and II) —

As water temperature rose, the abundance of particular species diminished, some vanished altogether, and others emerged. This continued till the end of April, and there seemed to be no diminution in the over-all number of species, especially in reservoir II. Later, when, the average temperature of the water rose to about 20°C., the number of species began to decline. On April 23, only 8 of the 30 species recorded in spring were left in reservoir I; in reservoir II, the original 22 declined to 10. After some ten and odd days, less than one-half of the normal volume of water was left in the reservoirs, and over the subsequent days, till end of May, the bottom of the reservoirs was cleaned, to remove the vast excess of algal growth, muck, and water plants. The cleaned reservoirs were then refilled with water from municipal mains and from the ditch communicating with the network of Nile canals. Within four to five days, after solids had settled and the water become clear, rotifers began to appear. A fortnight or so after the cleaning operation the number of species rose by June 10 to a high not recorded in spring. The temperature of the water was at that time about 25°C.

The samples taken on that day from reservoirs I and II contained representatives of respectively 22 and 31 species and forms. In the next

Table IV

Chemical analyses of the water from reservoirs I - III

	Jun. 29, 1959		Jun. 30, 1959		
	Reservoir I	Reservoir II	Reservoir III		
			Site A	Site B	Site C
Temperature. °C	28.5	28.5	27.4	27.8	27.8
pH	7	7	7	7	7
Total residue, mg./l	200	150	150	150	200
Total dissolved solids	180	165	160	155	155
Alkalinity, mg./l. CaCO ₃	160	140	140	140	135
Chloride, Cl mg./l	22	22	24	22	20
Sulphate, SO ₄ mg./l.	22,5	4,6	1,5	4,6	3,5
Ammonia, N/NH ₃ mg./l	0,28	0,48	1,2	0,28	0,16
Organic Nitrogen, mg./l.	5,4	2,8	2,8	1,2	2,4
Nitrite, N/NO ₂ mg./l.	0	0	0,026	0	0
Nitrate, N/NO ₃ mg./l.	0	0	0	0	0
O ₂ content, mg./l. O ₂	5,8	3,9	2,4	2,7	4
BOD 5 ²⁰ °C	13,5	5,5	5	7	3

samples, taken on June 29, the figures rose still further to 26 and 37 for reservoirs I and II respectively.

In six samples taken from reservoir I before the cleaning operation, only 30 species were identified against the 33 found in as little as only two samples collected after the cleaning. The corresponding figures for reservoir II were 22 species from four samples v. 43 in two samples. It needs to be noted that the samples taken immediately before the cleaning operation yielded 8 and 10 species for reservoirs I and II respectively. It also needs to be noted that the new faunistic communities that appeared after the cleaning operation did not originate from the water that came from ditch connecting the reservoirs with the irrigation canals. As may be seen from Table V, the specific composition of the rotatorian fauna common in the irrigation canals was unlike those recorded on June 10 and shown in Tables I and II. On comparison, the Nile, the irrigation canals and all the small water bodies (Table V) may be seen to have had only 15 species in common. Hence the conclusion, that some Nile species find the environmental conditions in the canals and small reservoirs forbidding and perish if they get there. Communities typical for the local conditions developed in the three reservoirs here considered. The emergence of the larger number of species in reser-

Table V

List of the species found in the environs of Cairo

No.	Species	Small water bodies	Nile	Irrigation canals	Canals polluted with ind. wastes
1	2	3	4	5	6
1	<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse)	+			
2	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty	+			
3	<i>Asplanchna girodi</i> de Gerne	+	+		
4	<i>Asplanchna sieboldi</i> (Leydig)	+	+		+
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse	+	+	+	
6	<i>Brachionus bennini</i> (Leissling)			+	
7	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas		+	+	
8	<i>Brachionus calyciflorus amphicerus</i> (Ehrenberg)	+			+
9	<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i> Brehm	+			
10	<i>Brachionus calyciflorus dorcas</i> (Gosse)		+		+
11	<i>Brachionus calyciflorus palla</i> (Ehrenberg)	+			
12	<i>Brachionus calyciflorus spinosus</i> Wierzejski	+	+	+	+
13	<i>Brachionus caudatus</i> Barrois et Daday	+	+	+	
14	<i>Brachionus caudatus protractus</i> Ahlstrom	+			
15	<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias	+	+		
16	<i>Brachionus falcatus lyratus</i> Lemmermann	+			
17	<i>Brachionus plicatilis</i> Müller	+			
18	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann	+	+	+	
19	<i>Brachionus quadridentatus cluniorbicularis</i> Skorikov			+	
20	<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg				+
21	<i>Brachionus urceolaris</i> Müller	+	+	+	+
22	<i>Cephalodella catelina</i> (Müller)	+	+	+	+
23	<i>Cephalodella crassipes</i> (Lord)			+	
24	<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg)	+	+		
25	<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg)	+	+	+	
26	<i>Cephalodella megalocephala</i> (Glasscott)	+			
27	<i>Cephalodella tenuiseta</i> (Burn)				+
28	<i>Collotheca balatonica</i> Varga	+	+	+	
29	<i>Collotheca ornata cornuta</i> (Dobie)	+			
30	<i>Colurella bicuspidata</i> (Ehrenberg)	+			+
31	<i>Conchiloides dossuarius</i> (Hudson)		+		
32	<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schrank)			+	
33	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet	+	+		
34	<i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg)	+		+	
35	<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse)	+			+
36	<i>Eosphora ehrenbergi</i> Weber		+		
37	<i>Eosphora najas</i> Ehrenberg	+		+	+
38	<i>Epiphanes brachionus</i> (Ehrenberg)			+	
39	<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois a Daday)				+
40	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	+	+	+	+
41	<i>Euchlanis incisa</i> Carlin	+			
42	<i>Euchlanis triquetra</i> Ehrenberg	+			
43	<i>Eudactylota eudactylota</i> (Gosse)	+			
44	<i>Filinia limnetica</i> (Zacharias)	+	+		
45	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	+	+	+	
46	<i>Gastropus hryptopus</i> (Ehrenberg)	+			
47	<i>Itura aurita</i> (Ehrenberg)	+	+		
48	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	+	+	+	
49	<i>Keratella ticinensis</i> (Callerio)	+			

Table V (cont.)

1	2	3	4	5	6
50	<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg)	+	+	+	
51	<i>Keratella valga tropica</i> (Apstein)	+	+	+	
52	<i>Lecane luna</i> (Müller)	+	+	+	
53	<i>Lecane paxiana</i> Hauer	+			
54	<i>Lecane tenuiseta</i> Harring				+
55	<i>Lecane ungulata</i> (Gosse)		+		
56	<i>Lepadella ovalis</i> (Müller)	+	+		
57	<i>Lepadella patella</i> (Müller)	+			+
58	<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse)	+	+		
59	<i>Lophocharis oxyterson</i> (Gosse)	+			
60	<i>Monommata orbis</i> (Müller)	+			
61	<i>Monostyla bulla</i> (Gosse)	+	+	+	
62	<i>Monostyla closterocerca</i> (Schmarda)	+	+		
63	<i>Monostyla hamata</i> (Stokes)	+			
64	<i>Monostyla stenroosi</i> (Weissner)	+			
65	<i>Mytilina crassipes</i> (Lucks)	+			+
66	<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg)	+	+	+	
67	<i>Mytilina ventralis brevispina</i> (Ehrenberg)	+			
68	<i>Notholca strista</i> (Müller)			+	
69	<i>Notommata copeus</i> Ehrenberg	+			
70	<i>Pedalia fennica</i> (Levander)	+			
71	<i>Pedalia mira</i> (Hudson)	+	+		
72	<i>Philodina citrina</i> Ehrenberg		+	+	+
73	<i>Philodina megalotrocha</i> Ehrenberg	+	+	+	+
74	<i>Platyias patulus</i> (Müller)	+	+	+	
75	<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg)	+	+	+	+
76	<i>Polyarthra vulgaris</i> Garlin	+	+	+	+
77	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson		+		
78	<i>Proales daphnicola</i> Thompson	+			
79	<i>Ptygura pilula</i> (Cubitt)			+	
80	<i>Rotaria citrina</i> (Ehrenberg)	+			+
81	<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg)	+		+	+
82	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas)		+		+
83	<i>Rotaria tardigrada</i> (Ehrenberg)	+		+	+
84	<i>Rotaria trisecata</i> (Wober) ?	+		+	+
85	<i>Squatinella mutica</i> (Ehrenberg)	+			
86	<i>Synchaeta gyrina</i> Hood	+			
87	<i>Synchaeta littoralis</i> Rousselet	+	+		
88	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	+		+	
89	<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski		+		
90	<i>Testudinella patina</i> (Hermann)	+			
91	<i>Tetramastix opoliensis</i> Zecharias	+	+	+	
92	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk)	+			
93	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings)		+	+	
94	<i>Trichocerca rattus</i> (Müller)	+			
95	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski)	+	+		+
96	<i>Trichocerca tigris</i> (Müller)	+			
97	<i>Trichocerca weberi</i> (Jennings)	+			
98	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller)	+	+	+	
99	<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg)	+	+		

Reservoirs I-III swimming pool, and Ainasya reservoir

voirs I and II some ten to fifteen days after the cleaning operation and refilling was due in the first place to a violent change in the environmental conditions. A similar observation was made by K a j a k (1960) in his investigations on the *Tendipedidae* fauna of a pool periodically flooded by a river; he found — in agreement with the views of K o l o s o v a (1954) and Z i m i n a (1954) — that in pools more often flooded by river water the fauna is richer in species than in others, which are less frequently „refreshed”. This „refreshing” of a habitat may be considered equivalent to violent changes taking place in an environment that promote the development of certain species.

We may suppose that the species found after the cleaning of the reservoirs originated from resting eggs, or, alternatively, that species originally rare enough to elude detection in the samples began to reproduce intensively under the stimulus of the violent environmental changes consequent upon the cleaning operation. Still another possibility is that — in agreement with the views of many authors, e.g., L i t y ŋ s k i (1938) — a pre-existing and well organized biocoenosis was destroyed by the cleaning operation, and a new one, about to become organized, included a larger number of species.

In Central Europe very much like in reservoirs I and II the species that appear in spring are few but very abundantly represented. In autumn the reverse is true: the diversity of species is greater, but they are represented less numerously (J a k u b s k i 1915). These distinct differences in the quantitative and qualitative composition of Europe's rotatorian fauna may be attributed — it seems to me — to the violent climatic changes that affect also the aquatic environment in the crucial seasons. But it still seems inexplicable why there is in autumn an increase in the number of sparsely represented species, and in spring an increase in the numbers of individuals, but a relatively small diversity of species.

New species were clearly appearing in the three reservoirs in point also within several days after each addition of a larger volume of fresh water from the municipal mains.

When failure to replenish the reservoirs over a lengthy interval caused the water level to fall considerably, the diversity of species became as a rule less.

The rotifers of Cairo environs

When the complete list of rotifers (Table V) is examined, most species are seen to be known also from other parts of the world; many are in fact cosmopolitan, and only a few are typical for the warm zones.

Table V lists a total of 99 species and forms for the environs of Cairo. In the paper concerned with the Nile (Klimowicz 1961a) only 21 species are certain to have been reported from Egypt earlier, since far the most rotifers mentioned in earlier papers — in which obsolete synonyms but no accurate reproductions are used — cannot be reliably identified today. It would follow, therefore, that Table V lists a total of 78 species and forms of rotifers that to all practical purposes must be regarded as new for Egypt.

A survey of the literature on Africa's rotatorian fauna (Roussellet 1910, Daday 1910, Jakubski 1912, Cunnington 1920, Bryce 1931, Beauchamp 1932, Hutchinson et al. 1932, Rzóska 1956, and Bartoš 1959) show that 26 of the species and forms presented in Table V are new for Africa. This refers to the following: *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna girodi*, *Brachionus calyciflorus anuraeiformis*, *B. caudatus provectus*, *Cephalodella crassipes*, *C. megalocéphala*, *C. tenuiseta*, *Collotheca balatonica*, *Conchilus unicornis*, *Eospora ehrenbergi*, *Gastropus hyptopus*, *Keratella ticinensis*, *Lecane paxiana*, *L. tenuiseta*, *Monostyla stenroosi*, *Mytilina crassipes*, *Philodina megalotrocha*, *Ptygura pilula*, *Rotaria citrina*, *R. tardigrada*, *R. trisecata*, *Squatinella mutica*, *Synchaeta gyrina*, *Synchaeta litoralis*, *Trichocerca similis*, and *T. weberi*.

Table VI

Numbers of species and form found in particular kinds of reservoirs
and according to modes of occurrence

Kind of water bodies	Total	Occurrence	
		In all four kinds reservoirs	Exclusively in one kind of reservoir.
(1) The Nile	46	8	5
(2) Irrigation canals	39	8	7
(3) Canals polluted with industrial wastes	26	8	4
(4) Small water bodies*	80	8	29

* Reservoirs I-III swimming pool, and Ainasyra reservoir.

The accuracy of the list may be open to some reservations: for, it is difficult to be absolutely certain that all the literature on African rotifers has been taken into account. But since the species are generally

known from other countries similar to Egypt in climate, possible reservations need not be considered with much concern.

Most of the species commonly met with in Egypt occur also in Central Europe, and only a few are typical for the subtropical zone, but even these are sporadically found in Europe in summer. On the other hand, species typically hibernial for Central Europe were not found in Egypt.

It remains to be added that the listing of species new for Africa is in zoogeographical respects not fully valid, since Egypt is in the Mediterranean zoogeographical region, and the Nile may carry into Egypt Ethiopian forms.

Table VII
Chemical analysis of the water from the
Ainasyra pool

Total hardness Fr.H°	5,200
Calcium hardness Fr.H°	2,400
Magnesium Hardness (diff) Fr.H°	2,800
Fluoride, mg.F/l.	25
Manganese	-
Sulphate mg.SO ₄ /l.	2,100
Iron mg Fe/l.	300
Phosphate 1. ortho	2
2. total	300
Sulphite mg. So ₃ /l.	300
Chloride mg. Cl/l.	9,000
Alkalinity mg./l. CaCO ₃	60
Total residues mg./l.	17,450
Oxygen content mg.O ₂ /l.	8,2
Temporary hardness	5,140
Permanent hardness	60

It is interesting to note from Table V that in reservoirs supplied by the Nile and subject to continuous evaporation species with preference for brackish water are fewer than in the Nile itself. Thus the Nile seems to provide for them a more congenial environment, and it should be noted that near Cairo the influence of marine water may be felt in the Nile.

Table VI gives for the environs of Cairo the total numbers of species and forms for particular types of water bodies, the number of species and forms they all have in common, and the number of species and forms that occur in each particular type exclusively*.

I am most sincerely indebted to the late Professor Dr. Marian Gieysztor and Professor Dr. Mieczysław Bogucki for their valuable observations and criticisms.

REFERENCES

1. Ahlstrom E. H., 1940. A revision of the Rotatorian genera *Brachionus* and *Platytias* with descriptions of one new species and two new varieties. Bull. Amer. Mus. nat. Hist., 77, Art. III, New York.
2. Bartoš E., 1948. České druhy rodu *Pedalia* Barrois s kličem k určování všech druhů tohoto rodu. Časopis Národního Museum, Praha 117.
3. Bartoš E., 1959. Fauna ČSR. Vnřící *Rotatoria*. Československé Akademie Věd. Praha.
4. Beauchamp P., 1932. Scientific results of the Cambridge Expedition to the East African Lakes. 1930—1.6. Rotifères et Gastrotriches. J. Linn. Soc. (Zool), 38.
5. Berzinš B., 1949. Zur Limnologie der Seen Südostlettlands. Schweiz. Zeit. Hydrobiol. 11., Basel.
6. Bérzinš B., 1956. Liste de Rotifères provenant du Lac de Kourna, île de Crète (Grèce) Fragm. botan., 1.
7. Bryce D. L., 1931. Report on the Rotifers (Mr. Omen-looper's investigation on the Abyssinian Fresh Waters) (dr. Hugh Scott Expedition). Proc. zool. Soc., 3, London.
8. Carlin B., 1939. Über die Rotatorien einiger Seen bei Aneboda. Medd. Lunds Univ. limnol. Instn., 2, Lund.
9. Carlin B., 1943. Die Planktonrotatorien des Motalaström. Zur Taxonomie und Ökologie der Planktorotatorien. Ibidem, 5.
10. Cunnington W. A., 1920. The fauna of the African lakes: a Study in Comparative Limnology with special reference to Tanganyika. *Rotatoria*. Proc. zool. Soc. London.
11. Daday E., 1910. Untersuchungen über die Süßwasser-Mikrofauna Deutschostafrikas. (Zoologica, 59) Stuttgart (E. Schweizerbatsche Verlagsbuchhandlung).
12. Daday E., 1910. Beiträge zur Kenntnis der Mikrofauna des Nils. Sitzungsber-Acad., 119 (1), Wien.
13. Evens T., 1949. Le Plancton du lac Moero et de la région d'Elisabethville. Rev. zool. bot. Afr., 41 (4) i 42 (1—2), Bruxelles.
14. Galliford A. L., 1946. A Contribution to the Rotifer fauna of the Liverpool Area. Proc. Liverpool Nat. Field Club (1945), Liverpool.
15. Galliford A. L., Williams E. G., 1948. Microscopic organism of some brackish pools at Leasowe, Wirral Cheshire. The north western Nat., 23 (1948), Arbroath, Scotland.
16. Gillard A., 1952. Radertieren van Katanga. Mededelingen van de Landbouwhogeschool en de Oproekingsstations van de Staat te Gent.

* Reservoirs I—III, swimming pool and Ainasyra reservoir (Tab. V and VI).

17. Harring H. K., and Myers F. J., 1926. The Rotifer fauna of Wisconsin. III. A revision of the genera *Lecane* and *Monostyla*. Trans. Wis. Acad. Sci., Arts Lett., 22, Madison.
18. Hauer J., 1940. Beitrag zur Kenntnis der Rotatorien warmer Quellen. Deutschlands. Zool. Anz., 130.
19. Hauer J., 1952a. Rädertiere aus dem Naturschutzgebiet „Wutachtal“ Beitr. naturkundl., Forsch. Südwestdeutschl., 11 (1), Karlsruhe.
20. Hauer J., 1952b. Pelagische Rotatorien aus dem Windgfällweiher, Schluchsee und Titisee im südlichen Schwarzwald. Arch. Hydrobiol., Suppl., 20.
21. Hutchinson G. E., Pickford G. E., Schuurman I. F. M., 1932. A contribution to the Hydrobiology of pans and other inland waters of South-Africa. Arch. Hydrobiol., 24, (1).
22. Jakubski A. W., 1912. Beiträge zur Kenntnis der Süßwassermikrofauna Ostafrikas. I. Die Rädertiere der Usangustepe. Zool. Anz., 39.
23. Jakubski A. W., 1914/15. Opis fauny wrotków (Rotatoria) powiatu sokalskiego z uwzględnieniem gromad Brzuchorzęsków (Gastrotricha) i Niesporczaków (Tardigrada). Rozpr. Muz. Dzied. 1, Lwów.
24. Kajak Z., 1960. Dynamika liczebności *Tendipedidae* bentosowych na terenie mulistych odcinków łąchy Konfederatka. Ekol. Pol., Ser. A, 8, Warszawa.
25. Klimowicz H., 1959. Tentative classification of small water bodies on the basis of the differentiation of the molluscan fauna. Pol. Arch. Hydrobiol., 19.
26. Klimowicz H., 1961. Daily temperature variations in small water pool in Cairo. Pol. Arch. Hydrobiol., 9 (22).
27. Klimowicz H., 1961a. Differentiation of *Rotatoria* in various zones of Nile near Cairo. Polsk. Arch. Hydrobiol., 9 (22).
28. Klimowicz H., 1961b. Rotifers of the Nile canals in the Cairo environs. Pol. Arch. Hydrobiol., 9 (22), 1961.
29. Kolosova N. N., 1954. Gidrokhemicheskij i gidrobiologicheskij rezhim vodoymov terrasy r. Volgi v predelakh Kujbyshevskoj oblasti. Tr. probl. tem. soveshch., Zool. Inst., 2.
30. Kulamowicz A., 1956. Badania nad wrotkami planktonowymi stawów rybnych w Żerominie pod Łodzią. Pr. ŁTN, Wyd. III, 42, Łódź.
31. Liebmann H., 1951. Handbuch der Frischwasser-und Abwasserbiologie. Biologie des Trinkwassers, I, München.
32. Lityński A., 1938. Biocenoza i biosocjacja. Przyczynek do ekologii zespołów fauny wodnej. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 11 (3—4).
33. Lucks R., 1912. Zur Rotatorienfauna Westpreussens. Westpreuss. Bot.-Zool. Ver., Danzig.
34. Myers F. J., 1931. The distribution of Rotifera on Mount Desert Island. Am. Mus. Novit., 494, New York.
35. Pawłowski L. K., 1958. Wrotki (*Rotatoria*) rzeki Grabi. Część I faunistyczna. Pr. ŁTN, Wyd. III, 50, Łódź.
36. Remane A., 1929. *Rotatoria*. Die Tierwelt d.Nord.-u.Ostsee. Teil VII-e, Lief. XVI, Leipzig.
37. Rousselet C., 1910. Zoological results of the third Tanganyika Expedition, conducted by Dr. W. A. Cunnington, F.Z.S. 1904—1905. Report on the Rotifera. Proc. Zool. Soc., London.
38. Rzóska J., 1956. *Rotatoria* from the White and Blue Nile at Khartoum and determined by B. Berzinš, Sweden. Third Annual Report of the Hydrobiological Research Unit.

39. Rylov W. M., 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer, A. Thienemann: Die Binnengewässer, 15, Stuttgart.
40. Selga D., 1952. Contribution al conocimiento de los Rotiferos de Espana. I. Rotiferos de las aguas continentales espanolas y su distribution. Publ. Inst. Biol. Aplic., 11, Barcelona.
41. Składowsky S. N., 1926. Über die aktuelle Reaktion der Süßwasserbecken und ihre biologische Bedeutung. Verh. int. Ver. Limnol., 3 (Moskau) 1925, Stuttgart.
42. Voigt M., 1957. *Rotatoria*. Die Rädertiere Mitteleuropas, Berlin.
43. Weber E. F., and Montet G., 1918. Rotateurs. Catalogue des Invertébrés de la Suisse., 11, Geneve.
44. Wiszniewski J., 1931. Sur quelques Rotifères trouvés en Espagne. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 6.
45. Wiszniewski J., 1954. Fauna wrotków Polski i rejonów przyległych. Pol. Arch. Hydrobiol., 1 (14), (1953), Warszawa.
46. Wulfert K., 1939. Beiträge zur Rädertierfauna Deutschlands. Teil IV. Die Rädertiere der Saale-Elster-Niederung bei Merseburg in ökologisch faunistischer Beziehung. Arch. Hydrobiol., 35, Stuttgart.
47. Zimina O. N., 1954. Gidrokhimicheskij i gidrobiologicheskij rezhim promyslových vodoyomov 1 i 2 teras i pojmy r. Volgi w predelakh Kujbyshevskoj oblasti. Tr. probl. tem. soveshch. Zool. Inst. 2.

H. Klimowicz

The molluscs of impermanent water bodies in the environs of Warsaw

Department of Hydrobiology, Warsaw University

Received February 27, 1961

Relevant studies in the environs of Mikołajki (Klimowicz 1959) showed the molluscan fauna of small water bodies to depend on the following factors: (1) the quality of the underlying soil, (2) catchment area, (3) the through-flow, drained or closed nature of the water body, and (4) its degree of permanence. In trophic respects, the minor water bodies were grouped into: (I) oligotrophic, (II) eutrophic, and (III) dystrophic.

No oligotrophic water bodies were found in the environs of Mikołajki, and the eutrophic, located in open spaces, and dystrophic ones, found in woods or at least ringed by trees, were divided in hydrological respects into (1) through-flow, (2) drained, and (3) closed water bodies. In any of these divisions — which on cessation of the transit or outflowing movement of the water may all be regarded as virtually closed — distinction was made for (a) semipermanent, (b) intermittent, and (c) ephemeral water bodies.

To check the results obtained in the environs of Mikołajki, additional material was collected in similar water bodies near Warsaw.

The minor water body as a typological concept

In the limnological nomenclature relating to natural stationary waters we have the following basic terms: lakes, ponds, and pools (and swamps), the last-named category, the author of the present prefers to cover by the term minor or small water bodies. However, a more

or less clear distinction between the three seems to be impossible. In this section, I should like to attempt a definition of the idea of a „small water body”.

According to Forel (1901), „ponds are lakes that have no depths over their entire area and are inhabited exclusively by a littoral fauna and flora”. Thienemann (1926) divides ponds into two categories, namely so-called „natural ponds” (Weiher), and artificial drainable ponds (Teiche). Natural ponds (Thienemann 1926, p. 212) are „natural, shallow, standing and non-drying water bodies without a division into a littoral and a profundal zone; „fish ponds are artificial reservoirs”. Natural ponds do not constitute a homogeneous group but represent a series of diverse types, which Nordquist (1921) strove to systematize according to plankton. Pichler (1939) defines the small water body from the thermal viewpoint as one „that shows no thermal stratification in the warm season”. Therefore, although in a further section of his work Pichler (1939) distinguishes in addition to natural ponds (Weiher) two other types of small water bodies — „Lache” and „Tümpel” — his general criterion combines them all in a single group, since a permanent thermal stratification is known to be found in summer only in deep bodies of water. The notion of a „natural pond” as a body of water is clearly defined. Natural ponds are water bodies that are never really dry and are as a rule smaller than lakes. As a characteristic type of water bodies, ponds also separate lakes from small water bodies. It is next to impossible to draw some clear division between a natural pond a lake, for the distinguishing qualities, such as depth, area, thermal conditions, or peculiar flora and fauna, will invariably raise doubts. Neither is the presence of a profundal zone, proposed by many authors as a typical feature of lakes, always convincing.

Virtually impossible to be drawn accurately between „lakes” and „natural ponds” a division is more readily discernible between the natural pond and the small water body. By Thienemann’s definition (1926), ponds are shallow non-drying bodies of water. Consequently, the small water bodies inferior in size constitute the remaining group of impermanent bodies of water. Thus, difficult as it is to draw a natural division between ponds and lakes, it is much easier to distinguish ponds from small water bodies. Ponds are permanent, whereas the bodies of water here referred to as small are not. It seems unjustified to call natural ponds (Weiher) „permanent, i.e., non drying small water bodies”. On the other hand, to lump natural ponds and small water bodies together in a single group would complicate any attempt to systematize either. This implies that a small water body must be understood

as one that dries up completely for varying periods under natural conditions and without human interference. A view supporting this definition was expressed already by Lauterborn (1913), who to the theretofore exclusively considered permanent waters opposes periodical, i.e. impermanent water bodies that are often dry for months or even years at a time. These include vernal snow-water pools, summer rain pools, and flood-land pools near rivers. The extreme influence of drying-up on the specific fauna patterns in temporary water bodies is generally known. The species that occur in such bodies are characterized, among others, by a rapid rate of growth and reproduction, deposition on the bottom of draught resistant eggs, ability to burry themselves in the silt and assume an anabiotic condition, and, eventually, ability simply to move elsewhere in search of water. From what has been said it follows that it would be most justified to include in the group of small water bodies the impermanent ones. Opposed to this group would be the natural ponds, although these include frequently some that are very small too, e.g., such as are referred to by Kreuzer (1940) by the term „Kleinweiher”.

It should be added that many authors, e.g., Gajl (1924), Gieysztor (1926, 1934) and Chodorowska (1959), represent a different point of view and distinguish within the group of small water bodies temporary and permanent ones, treating ponds altogether separately. Definition of the two terms is obviously very difficult and perhaps not yet ripe to be settled definitively.

The terrain

The small water bodies here considered are in the environs of Dziekanów Leśny and Palmiry near Warsaw. The region is sandy, consequently, as follows from the papers by Lencewicz (1922, 1927), Kaczorowska (1926), Kobendza J. and Kobendza R. (1927), Kobendza R. (1930), Chodorowska W. and Chodorowski A. (1958), and Paschalski (1959), ground water clearly affects the duration of the water bodies. The individual features of each frequently depend here on the general level of the ground waters characteristic for the entire region. Precipitations easily raise ground waters to a higher level. As follows from the literature quoted, this terrain abounds especially in spring in vast numbers of varying natural small water bodies. This study concerned 25 natural water bodies of the type described by Paschalski (1959) as „periodically vanishing”. Some were in the forest, others in the borderland between forests and open spaces, and still others in meadows and fields. Maximum i.e. high-water

depths were from 10 to 70 cm., and maximum areas from 30 to 2 500 sq. m. (Table I).

Table I

Morphological data on the small water bodies in the environs of Warsaw and the numbers of molluscan species found in them

Trophic type	Hydrological type	Maximum area (sq.m.)	Maximum depth (cm.)	Number of species found
Eutrophic.	Ephemeral	60	10	0
		70	10	0
	Closed intermittent	600	15	1
		50	15	1
		225	15	1
		110	20	1
		60	25	5
		Closed semipermanent	2500	30
	34		40	9
	750		50	11
	300		60	13
	Drained	100	70	17
		60	30	12
Through-flow	10	20	15	
	225	40	17	
Dystrophic	Through-flow	900	60	17
	Drained	800	40	17
	Closed semipermanent	46	70	2
		80	50	3
		60	40	5
	Closed intermittent	40	30	5
		60	30	5
		50	20	1
Ephemeral	30	10	0	
	25	10	0	

Methods

In 1960, during the period between the melting of the snows and late autumn, molluscs were collected bimonthly with a 1-mm. mesh net and placed each time in separate tubes. Each sample was examined in the laboratory under a magnifying glass so as not to miss even the smallest species, and the material was duly identified.

To determine the domination patterns for each of the water bodies, all molluscs in the given sample were identified and counted, and the

Table II

Distribution and dominance of molluscan species in particular small water bodies in the Warsaw region

No.	Trophic type		Eutrophy						Dystrophy					
	Hydrological type	Bphemeral	Closed intermittent	Closed semipermanent	Drained	Through-flow	Through-flow	Drained	Through-flow	Closed semipermanent	Closed	Intermittent	Bphemeral	
1	<i>Pianorbis planorbis</i>			1	2	3	1	1	1	1	1	1		
2	<i>Galba palustris</i>		2	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
3	<i>Segmentina nitida</i>		4	4	2	1	5	7	3	8	4	2		
4	<i>Coretus corneus</i>		3	2	6	10	6	2	11	5	5	4		
5	<i>Anisus (Anisus) spirorbis</i>		7	2	3	2	6	4	4	2	2	3		
6	<i>Pisidium (Eupisidium) obtusale</i>	1	1	1	1	5	10	6	8	4	7			
7	<i>Valvata (Valvata) cristata</i>		5	3	4	13	7	3	14	10	5	2		
8	<i>Sphaerium (Musculium) lacustre</i>			3	7	16	3	11	12	13	4			
9	<i>Viviparus contectus</i>			7	8	6	4	9	8	7	9			
10	<i>Anisus (Bathyomphalus) contortus</i>			9	6	12	15	12	12	15	11			
11	<i>Aplexa hypnorum</i>										15	7	5	
12	<i>Limnaea stagnalis</i>			7	9	9	4	9	14	10	2	3		
13	<i>Anisus (Spirulina) vortex</i>			9	5	11	5	13	8	9				
14	<i>Radix ovata</i>				9	9	11	10	2	16				
15	<i>Pisidium (Eupisidium) casertanum</i>			4	5	13	12	11	14	10				
16	<i>Hippentis riparius</i>				13									
17	<i>Acroloxus lacustris</i>			4	5	11	14	10						
18	<i>Bithynia leschi</i>			11	11	14								
19	<i>Armiger crista</i>			17	17				6	12				
20	<i>Bithynia tentaculata</i>			10	10			13	17					
21	<i>Galba truncatula</i>		2										16	

species that was most numerous was given number 1 in Table II, the next was marked No. 2, and so on down to the species occurring in the given water body only sporadically, which obviously were marked with the highest numbers in the Table. Table II gives the averages calculated for each water body from four bimonthly catches.

The small size of the easily explorable water bodies and the relatively large dimensions of the molluscs make it unlikely that any species has been missed.

Comparison of the molluscs from the two regions

In Warsaw environs 21 species have been found. As in the previous paper, they are listed in Table II not in systematic succession but in the decreasing order of their frequency of occurrence in the particular water bodies here considered. The most ubiquitous species was *Planorbis planorbis*, which, consequently, occupies the first place in Table II, whereas *Galba truncatula* was found in only one water body, and, therefore, is the last in the table. Not all the species have been found to occupy the same position in the tables analogously compiled for both regions. In the environs of Mikołajki, the species found in the largest number of water bodies was *Segmentina nitida*, whereas in the environs of Warsaw the most frequent species was, as already mentioned, *Planorbis planorbis* (Table II). The second place, however, falls in either region to *Galba palustris*. In general, however, the frequency of occurrence is for most species very much the same in both regions, even though these are 160 km. apart. Since the species are the same in both, we arrive at a faunistic list typical for this kind of water bodies.

In Table III, occurrence of the various species in the particular kinds of water bodies is compared as between the two regions. The water bodies are classified as proposed earlier (Klimowicz 1959), each type being assigned two juxtaposed columns, one for the Mikołajki and one for the Warsaw region. The species found in the environs of Mikołajki are marked „+”, and those found in the environs of Warsaw „o”. The few discrepancies in occurrence may be the result of the topographical differences between the two regions. The environs of Mikołajki are in the zone of terminal moraines, and Dziekanów Leśny and Palmiry in the Masovian Plain with a sandy substratum and numerous dunes. Differences in the occurrence of molluscs are striking only in the case of dystrophic semipermanent closed water bodies. This kind of small water bodies resembles natural dystrophic ponds, i.e., permanent water bodies. Pronounced dystrophy does not create conditions congenial to the life and development of molluscs.

In all, 24 species have been found, of which 17 were the same for both regions. Of the species found in the environs of Mikołajki, three were absent in the Warsaw region. These were *Valvata pulchella*, *Anisus septemgyratus*, and *Sphaerium corneum*. Conversely, *Anisus spirorbis*, *Anisus vortex*, *Bithynia leachi*, and *Radix ovata* were found in the Warsaw region but never in that of Mikołajki. According to the keys by Geyer (1927), Ehrman (1933), Zhadin (1952), and Urbanski (1957), whose references to occurrence are rather sketchy, all the species referred to are likely to be found in both regions.

The material collected in the environs of Warsaw confirms with only few qualifications the observations recorded in the previous paper (Klimowicz 1959), showing differentiation of the molluscan fauna to depend on the duration of the water body, its through-flow or drainen character, and on the chemical and physical features of the aquatic environment and catchment area. On the basis of complete lists of the molluscs occurring in the Mikołajki region, an attempt was made to classify small water bodies as referred to at the outset.

The general criteria of this classification proved to be justified, but the graphic representation in Table II, p. 90 (Klimowicz 1959) lacked sufficient clarity, somewhat obscuring the fact that semipermanent, intermittent, and ephemeral water bodies are met with also in the through-flow and drained groups. It has not been made adequately clear in the text that the small water bodies of these groups become closed when the level of the ground waters in the catchment area falls below a certain minimum. No major significance was attached to this phenomenon since in through-flow water bodies the period of drying-up is not the factor that pre-eminently determines the molluscan fauna, which here depends in the first place on the specific pattern in the water bodies that communicate with the one considered. In these cases it is hard to regard any faunistic list of molluscs as closed, since changes are likely to occur at almost any time. In completing the previous tentative classification, there must be added emphasis on the point that small through-flow water bodies are meant to include also such that are temporarily inundated by river floods. Drained small water bodies, on the other hand, are rare and too little known to enable us to say whether occurrence of molluscs in them depends on their degree of permanence. However, everything seems to indicate that the development of molluscs is here very much like in closed water bodies.

After these complementary remarks, the classification proposed on p. 90, Table III (Klimowicz 1959), may be expected to cover adequately any small water body other than artificial man-made reservoirs

or such natural ones as contain specific mineral waters, e.g., brines, sulphur-water, chalybeate water, and the like, or those in tree-holes, and other special kinds.

The drought-resistance of molluscs

A number of authors have studied the resistance of aquatic molluscs to periods of drought, and have noted a number of mechanism that enable a population to survive a temporary lack of water, for instance, by sealing shell apertures with a special membrane. From the results of such experimental studies as those by Zhadin (1926), Kolpakoff (1929), Precht (1939), Kendall (1949), Shkorbatov (1953), and Klekowski (1959), aquatic molluscs will be found to be very resistant to temporary lack of water, each species having its own peculiar range of drought-resistance. Shkorbatov (1953) and Klekowski (1959) report that even within a species populations differ in drought-resistance. Kolpakoff (1929) writes he found *Viviparus fasciatus* individuals that had burried to a depth of 15 to 20 cm. in the bottom of an alternately flooded and drying water body and survived there eight to ten months of complete drought to become active again when there was water. In Precht's experiments (1939) some *Planorbis leucostoma* Mil. individuals completely deprived of water remained viable for 800 days, and *Planorbis planorbis* L., for 368 days. Kendall (1949) found *Galba truncatula* to be able to survive one year without water under experimental conditions. Shkorbatov (1953) also observed drought-resistance in many species. He found that of *Viviparus viviparus* individuals from permanent through-flow water bodies, 100 per cent died within 40 days when deprived of water in experiments, whereas in the allied species *Viviparus contectus*, which inhabits standing waters and was taken for the experiments from impermanent water bodies, the percentage was 65. For *Galba turricola*, taken by the same author from impermanent water bodies and kept without water for 80 days, this percentage was between 17 and 40. *Segmentina nitida* taken from the same type of water body survived 160 days without water, *Anisus vortex* survived only 60 days, and *Anisus spirorbis* and *Planorbis planorbis* remained in the same author's experiments viable in 90 per cent after 160 days without water. Klekowski (1959) took in one of his numerous experiments 88 *Planorbis planorbis* individuals and kept them 145 days without water. Placed into water again, one came alive, the others did not. Thus, the molluscs inhabiting small water bodies have been shown in numerous experiments to survive very long periods of drought.

However, as these experiments take no account of the complete life cycle of molluscs, the results cannot be generalized and regarded as indicative of whether or not molluscs can occur under certain natural conditions. They concern largely physiological aspects and cannot reliably clarify how far molluscan populations are adapted to temporary lack of water and are capable to live and develop in impermanent natural water bodies. Before we can clarify this point, we have to investigate in the first line small water bodies that are never flooded by others and therefore do not belong into the category of through-flow water bodies. Unless the investigated water body is never continuous with any other one, we can never be reasonably sure that any species found in it is native. In an impermanent water body, the molluscs must be able to reproduce between the droughts. Consequently, the occurrence of molluscs in impermanent water bodies is determined not only by their ability to withstand lack of water but by their rate of ontogenic development as well.

Considering the minimum time needed for the representatives of any species to develop we may — without being unduly impressed by the results quoted before — regard as correct the earlier statement (Klimowicz 1959) that in ephemeral water bodies whose dry-state periods exceed three months at a time no molluscs ever occur. As such periods may be more than one in a year, the certainty of this statement being true is even greater.

Comparison of the small water bodies near Warsaw with those in the environs of Mikołajki

The small water bodies surveyed in either region were in area $\frac{1}{4}$ ha. or less. Larger impermanent water bodies, which abounded especially in the Warsaw region (Dziekanów Leśny and Palmiry) as extensive marshes, were ignored because their large area made it too uncertain that all the species inhabiting them will be accounted for.

As described earlier (Klimowicz 1959), the water level varied sharply, down to zero. Ephemeral water bodies dried up very often, whereas the semipermanent held some water even several years at a time. On a sandy substratum, the water level and dry-state periods depended primarily on atmospheric precipitations, depth of the basin, and distance from larger water bodies, such as ponds or canals, which held water all the year round. The shallower water bodies usually had prolonged periods of dry-state, whereas the deeper, or even shallow ones near larger permanent water bodies, held water over major intervals. On sandy substratum in the Warsaw region, where the ground

water table affected the surface water level, even small and seemingly ephemeral water bodies often continued till or even through all summer, whereas large but shallow marshes dried up completely in early summer if not sustained by ground water seepage. In the forest, on a sandy substratum, there are often in the vicinity of larger water bodies small and shallow ones that are completely uninhabited by molluscs. The water bodies of this type do not fall into any of the categories here considered but are actually small permanent dystrophic ponds that owe their continuity to a high ground water table. In the dystrophic woodland ponds with thick layers of detritus on the bottom, anaerobic mineralization of organic matter is very slow, and dystrophy not infrequently extreme, actually forbids the development of a molluscan fauna. The absence of molluscs in this kind of water bodies actually supports the view that impermanence is the real line of division between natural ponds and small water bodies.

Molluscs do occur in woodland semipermanent closed dystrophic waters (see Table II), but they are represented by barely a few species. On the other hand, intermittent closed dystrophic water bodies, which hold water over shorter periods, often have a mulluscan fauna that is richer in species. This point was not broached in the previous paper (Klimowicz 1959) as the evidence available was too scant. To give an example, the species *Aplexa hypnorum* was found in the environs of Dziekanów Leśny and Palmiry in the intermittent but not the semipermanent dystrophic water bodies. Similarly, in the Mikołajki region, *Valvata pulchella* was found in an intermittent dystrophic water body, but not in neither of the semipermanent dystrophic. This point is further confirmed by the generally known absence of molluscs in permanent dystrophic ponds or lakes. The situation is reverse in small eutrophic water bodies in open (tree-less) terrain on clayey or sandy substratum, viz., the shorter the dry state periods, the richer in species the molluscan fauna.

In the Mikołajki region, the small water bodies on a clayey substratum (Klimowicz 1959), which owe their origin exclusively to precipitations, have certain permanent individual features; taking into account the depth and area of the basin and the volume of precipitation the period over which it will hold water, can be predicted already in spring with fair accuracy. In this kind of terrain a pond may well be told from a small water body. A deep small water body can be predicted to continue till the greatest summer heats, and the smaller the water bodies the sooner they will dry up if they depend exclusively on precipitations and not on seepage of ground waters.

On the clayey substratum in the forests of the Mikołajki region, where ground waters had no perceptible effect on the level of surface waters, all dystrophic small water bodies other than ephemeral harboured a molluscan fauna.

In the Warsaw region, molluscan species were more numerous (Table III). Nevertheless, the conditions for development must be more congenial in the region of Mikołajki, since, if represented at all, the particular species were found in much larger numbers. The water bodies are in this region on fertile clayey soil, whereas in the Warsaw region they are on poor sandy soil.

Usually, the impermanent water bodies on a clayey substratum have a much richer flora than those on sands. In the dry state period, their bottom is, therefore, usually more thickly covered with muck and better shaded by plants, which between them promote the survival of molluscs. As far back as 1926, Z h a d i n pointed out the favourable role of bottom detritus in furthering the survival of molluscs in drought periods. K o l p a k o f f (1929) also writes he found molluscs buried 15—20 cm. deep in bottom mud in dried out water bodies. On the other hand, when the substratum is sandy, the bottom is deprived of the mud layer and profuse plant cover and, consequently, loses water much quicker in the dry-state period of the small water body. Z h a d i n and P a n k r a t o v a (1931, p. 150) mention that „on sandy soils, *Galba truncatula* and *Aplexa hypnorum* survive not even a brief dry-state period”. And precisely the conditions created by the sandy substratum are why the pulmonate *Planorbis planorbis* was sure to be found, not infrequently as the only species, whenever any molluscan fauna at all was present in the intermittent dystrophic small water bodies in the environs of Dziekanów Leśny and Palmiry. On the other hand, in the woodland dystrophic water bodies on the clayey soil of the Mikołajki region, molluscs either included the gill-breathing *Pisidium obtusale* which at times was here the only representative, or were altogether absent. In the eutrophic water bodies of the Mikołajki region I was never able to find unispecific molluscan populations, whereas in similar water bodies of the Warsaw region I did. The species was here *Anisus spirorbis*, never found at all in the region of Mikołajki. It is one of the best-adapted to life and development in impermanent water bodies.

Summary

The author proposes to cover by the term „small water bodies” only such natural water bodies that dry up completely at times. This is favoured by the fact that impermanent dystrophic water bodies harbour

a molluscan fauna, whereas permanent dystrophic water bodies and ponds do not.

The investigations here described concerned impermanent water bodies in the region of Warsaw (environs of Dziekanów Leśny and Palmiry), situated in forests, in the borderland between woodland and open spaces, and on meadows and fields, all in a sandy plain. The level of ground waters in addition to precipitations very importantly affected their degree of permanence.

In all 24 species were found and identified, 17 of which have been known from earlier studies concerning similar water bodies in the environs of Mikołajki. Only three of the species recorded from the Mikołajki region were absent in the region of Warsaw. Distribution of the species according to types of water bodies was in rough outlines more or less like in the region of Mikołajki (Table III). Unispecific populations were made up in dystrophic water bodies by *Planorbis planorbis*, and in eutrophic ones by *Anisus spirorbis*.

These investigations, which provide material from a region 160 km. away from that of the previous studies, support the classification criteria proposed for small water bodies in the previous paper (Klimowicz 1959). Here, as in the previous investigations, it has been found possible to distinguish between eutrophic small water bodies in open spaces and dystrophic ones in woodland. In trophic respects, distinction is made for the following categories: 1) through-flow water bodies — with water flowing only in the high-level period, occasionally completely flooded by other water bodies; 2) drained water bodies — which can discharge excess water; and 3) closed water bodies — which neither are fed nor can discharge water. Each of these categories is further subdivided into the following groups: a) semipermanent — which dry up for several days at intervals of one or even several years; b) intermittent — which dry up several times a year but for no more than three months at a time; and c) ephemeral — i.e., closed frequently dry pools that owe their origin to rains or melting snow and harbour no molluscs at all.

In preparing this and all my other communications published in *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, I had the benefit of Professor Dr. Mieczysław Bogucki's most valuable observations and suggestions, which I most gratefully acknowledge. I am also sincerely indebted to Professor Dr. Marian Gieysztor for valuable advice in actual investigations.

REFERENCES

1. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Drobne zbiorniki Puszczy Kampinoskiej (szkic limnologiczny). Ekol. Pol., Ser. B, 4.
2. Chodorowska W., 1959. Nicienie wolnożyjące drobnych zbiorników Puszczy Kampinoskiej. Ekol. Pol., Ser. B, 5.
3. Ehrmann P., 1933. Mollusken (Weichtiere) Brahmaer P., Ehrmann P. Ulmer S., „Die tierwelt Mitteleuropas”, 2, Leipzig.
4. Forel F. A., 1901. Handbuch der Seenkunde. Stuttgart, Engelhorn.
5. Gajl K., 1924. Über zwei faunistische Typen aus der Umgebung von Warschau auf Grund von Untersuchungen an Phyllozoa und Copepoda (excl. Harpacticidae). Bull. Acad. Pol. Sc. Lett. Cl. Math. Nat., Ser. B.
6. Geyer D., 1927. Unsere Land und Süßwassermollusken. 3 édition, Stuttgart.
7. Gieysztor M., 1926. Über die Rhabdocoelidenfauna aus der Umgebung von Warschau Extrait du Bull. Ac. Pol. Sc. Lett. Cl. Math. Nat. Ser. B.
8. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.
9. Greze V. R., 1929. K biologii melkikh periodicheskikh vodoyomov. Russk. Gidrobiol. Zhurn., 8 (1—3).
10. Kaczorowska J., 1926. Studium geograficzne Puszczy Kampinoskiej. Przegl. Geograf., 6.
11. Kendall S. B., 1949. Bionomics of *Limnaea truncatula* and the parthenites of *Fasciola hepatica* under drought conditions. J. Helminth, 23 (1—2).
12. Klekowski R., 1959. Przeżywalność wysychających ślimaków *Planorbis planorbis* L. w zależności od niektórych warunków środowiska. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (18), (2).
13. Klimowicz H., 1958. Mięczaki Zalewu Wiślanego i zależność ich rozmieszczenia od zasolenia. Pol. Arch. Hydrobiol., 5 (18), (1).
14. Klimowicz H., 1959. Tentative classification of small water bodies on the basis of the differentiation of the molluscan fauna. Pol. Arch. Hydrobiol., 6 (19).
15. Kobendza R., 1930. Stosunki fitosocjologiczne Puszczy Kampinoskiej. Planta polon. 2.
16. Kobendza J., Kobendza R., 1945. Materiały przyrodnicze do rozplanowania Puszczy Kampinoskiej. Warszawa.
17. Kołpakoff E. V., 1929. Über einige Mollusken vorübergehender Gewässer im Südosten der U.S.S.R. Rab. Wolzhsk. Biol. St., 10 (4).
18. Kreuzer R., 1940. Limnologisch-Ökologische Untersuchungen an holsteinischen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol., Suppl., 10.
19. Lauterborn R., 1913. Süßwasserfauna. Handwörterbuch d. Naturwiss. 9.
20. Lencewicz S., 1922. Wydmy śródlądowe Polski. Przegl. Geograf., 2.
21. Lencewicz S., 1927. Geologia i morfologia środkowego Powiśla. Prace PTG, 2.
22. Nordquist H., 1921. Studien über das Teichzooplankton. Lund.
23. Paschalski J., 1959. Obserwacje warunków środowiskowych drobnych zbiorników wodnych okolic Warszawy. Ekol. Pol., Ser. A, 7 (1).
24. Pichler W., 1939. Unsere derzeitige Kenntnis von der Thermik kleiner Gewässer. Thermische Kleingewässertypen. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. Leipzig.

25. Precht T. H., 1939. Die Resistenz gegen Austroeknung bei Planorbiden. Zool. Anz., 128.
26. Shkorbatov G. L., 1953. Ekologo-fiziologicheskie osobennosti i usloviya blizkikh form presnovodnykh zivotnykh. Zool. Zh., 23 (3).
27. Thienemann A., 1926. Die Binnengewässer mitteleuropas, 1 Stuttgart.
28. Urbański J., 1957. Krajowe ślimaki i małże. Warszawa.
29. Zhadin V. I., 1926. K biologii mollyuskov peresykhayushchykh vodoyomov. Russk. Gidrobiol. Zhurn. 5 (2—3).
30. Zhadin V. I., 1952. Mollyuski presnykh i solonovatykh vod SSSR. Moscow and Leningrad.
31. Zhadin V. I. and Pankratova, 1931. Untersuchungen über die Biologie von Mollusken Uebertrager der Fasziole Krankheit and Ausarbeitung von Bekämpfungsmittel derselben. Rab. Osk. Biol. St. N. Nowogorod, 6 (1—3).

I. Cabejszek, J. Stanisławska

Perifiton rzeki o zmiennych okresowo warunkach środowiskowych

Zakład Higieny Komunalnej PZH

Otrzymano 25 marca 1961

Wstęp i cel pracy

Właściwości fizyczno-chemiczne wody, zarówno w jeziorze, jak i w rzece, znajdują swój wyraz w kształtowaniu się biocenozy. W jeziorze te czynniki ekologiczne znajdują odzwierciedlenie w składzie wszystkich zespołów biocenozy, natomiast w rzece przede wszystkim w perifitonie i bentosie. Jak wiadomo, plankton rzeczny jako zespół biernie niesiony prądem wody, tych właściwości nie posiada.

Zagadnieniem kształtowania się zespołu perifitonowego rzeki w powiązaniu z właściwościami fizyczno-chemicznymi środowiska w ostatnich latach zajmowali się: *Butcher* (1940, 1947), który śledził rozwój perifitonu na płytkach szklanych w rzekach pozostających pod wpływem ścieków bytowych, *Jones* (1949) — badał marginesowo obok planktonu i bentosu również perifiton rzeki pozostającej pod wpływem wyłącznie zanieczyszczenia naturalnego, w ramach prac kompleksowych, dotyczących rzeki Želivki przy zaporze Sedlice w Czechosłowacji perifiton, opracowała *Sládečková-Vinniková* (1957, 1958).

Do prac polskich tego rodzaju należy zaliczyć prace *Wysockiej* nad perifitonem rzeki Wisły (1952) oraz kilku innych rzek (1959) — autorka obok badań perifitonu naturalnego śledziła sukcesję zasiedlania na podłożach stosując metodę szkiełkową. *Siemieńska* (1956) badała również perifiton naturalny rzeki Brynicy, na tle stosunków fizyczno-chemicznych środowiska — autorka wskazuje na zależność rozwoju perifitonu od prądu wody rzecznej.

Praca niniejsza kontynuuje myśl powyższych autorów i celem jej było prześledzenie zmian składu jakościowego i ilościowego perifitonu naturalnego rzeki w zależności od okresowo zmieniających się właściwości fizyczno-chemicznych wody rzecznej, wywołanych odprowadzaniem ścieków cukrowniczych. Ponadto starano się naświetlić zagadnienie ewentualnej zależności składu perifitonu w rzece od rodzaju podłoża. W końcu przeprowadzono porównanie pomiędzy składem perifitonu i planktonu w rzece w obrębie tego samego stanowiska i w tym samym czasie.

Materiały i metody badań

Materiały do badań perifitonu w zależności od zmian fizyczno-chemicznych wody pochodziły z 14-kilometrowego odcinka rzeki Wkry, (w rejonie Glinojecka), prawobrzeżnego dopływu Bugo-Narwi.

W obrębie osiedla Glinojeck znajduje się cukrownia, z której w czasie trwania kampanii (od października do stycznia) odprowadzane są ścieki poprzez stawy osadnikowe do rzeki Wkry w ilościach od 5 tys. do 6 tys. m³ na dobę. Ponadto bezpośrednio do rzeki odprowadzane są wody ze zbiornika wapna defekacyjnego.

Rzeka Wkra na badanym odcinku jest rzeką niziną, tworzącą liczne zakola, płynącą wśród łąk. Nad jej brzegami rosną głównie olchy. W najbliższych okolicach osiedla Glinojeck brzegi straciły charakter naturalny. Poniżej ujścia ścieków z cukrowni, w okresie kampanii rzeka wyglądała nieestetycznie. Na odcinku około 50 m poniżej ujścia ścieków piana pokrywała prawie całkowicie lustro wody i utrzymywała się na przestrzeni przeszło 10 km. Woda była mętna, a śluzowate skupienia bakterii nitkowatych i grzybów wodnych widoczne były na roślinach wodnych i przedmiotach znajdujących się w wodzie np. na patykach.

Próby perifitonu pobierano na 7 stanowiskach, które zostały wytypowane w ten sposób, ażeby można było uchwycić wpływ ścieków cukrowniczych na kształtowanie się tego zespołu, 2 stanowiska znajdowały się powyżej, a 5 stanowisk poniżej cukrowni.

Wykaz stanowisk na rzece Wkrze, na których zebrano materiały do badań

- 1 — około 100 m powyżej osady Glinojeck, w pobliżu mostu drogowego;
- 2 — w obrębie Glinojecka, 300 m poniżej młyna, powyżej cukrowni;
- 3 — 300 m poniżej ujścia kanału odprowadzającego wody ze zbiornika wapna defekacyjnego;
- 4 — 100 m poniżej kanału odprowadzającego ścieki ze stawów osadnikowych;
- 5 — około 2 km poniżej ujścia kanału ze stawów, w pobliżu młyna wodnego w Kondrajcu Szlacheckim;

- 6 — około 5 km poniżej ujścia kanału ze stawów w pobliżu wsi Wkra;
7 — około 12 km poniżej ujścia kanału ze stawów, w pobliżu mostu kolejowego i drogowego w Dziektarzewie.

Próby perifitonu pobrano przed (czerwiec—wrzesień), w czasie (październik—grudzień) i po (luty—kwiecień) kampanii cukrowniczej w latach 1959—60. W celach porównawczych zebrano również materiał w czerwcu w 1960 r.

Perifiton był zbierany z podłoża żywych i martwych. Żywe podłoża stanowiły następujące rośliny wodne: *Sagittaria sagittifolia* L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Acorus calamus* L., *Nymphaea luteum* Smith i *Ceratophyllum* sp. L. Podłoża martwe stanowiły patyki. Próby perifitonu wraz z podłożem pobierano z warstw przypowierzchniowych. Materiał poddawany był badaniom na żywo i po utrwaleniu formaliną. Badania ilościowe wykonano w sposób szacunkowy.

Ogółem dysponowano 96 próbami perifitonu. W okresie letnim prób oczywiście było najwięcej ze względu na bujny rozwój roślin wodnych, w okresie wiosennym i jesiennym nieco mniej, a najmniej w zimie, kiedy to zbierano perifiton prawie wyłącznie z patyków. Równolegle pobierano próby planktonu oraz wykonano badania niektórych właściwości fizyczno-chemicznych wody. Zebrano również dane hydrometryczne dla okresu badań.

Charakterystyka środowiska

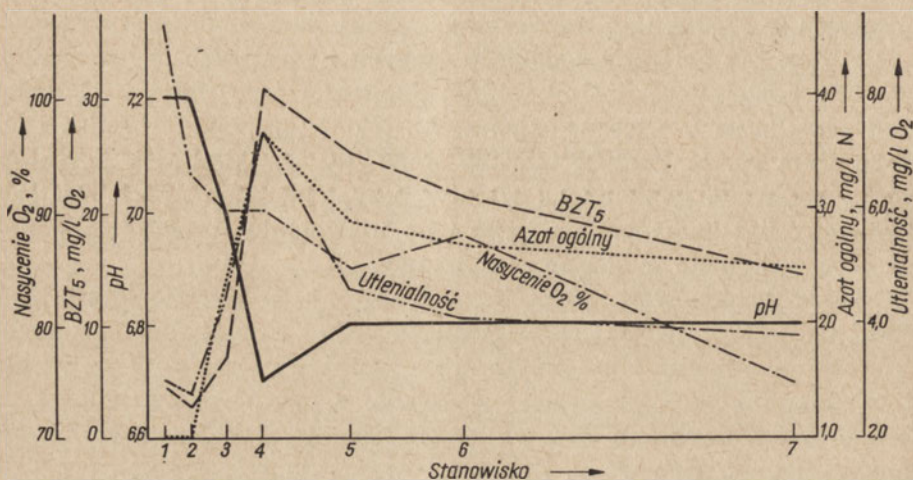
Prędkość przepływu wody rzeki Wkry na badanym odcinku w okresie badań nie ulegała zmianom i wynosiła 0,3 m/sek. Objętość przepływu ulegała natomiast znacznym wahaniom. W okresie przed kampanią cukrowniczą wahała się 1,92—1,98 m³/sek, w czasie kampanii wynosiła 3,00—3,15 m³/sek i po kampanii 3,00—3,36 m³/sek.

Woda na stanowiskach położonych powyżej osiedla Głinojeck i cukrowni (stan. 1 i 2) w ciągu całego roku wykazywała pod względem fizyczno-chemicznym właściwości wody nieznacznie zanieczyszczonej.

Podobne cechy wykazywała woda rzeki Wkry na 5 stanowiskach, usytuowanych (stan. 3, 4, 5, 6, 7) poniżej cukrowni, przed kampanią (czerwiec—wrzesień 1959).

W czasie kampanii (październik—grudzień 1959) natomiast już od stan. 3 — poniżej ujścia kanału odprowadzającego wody ze zbiornika wapna defekacyjnego — wskaźniki zanieczyszczenia organicznego: azot ogólny, utlenialność, procent nasycenia tlenem i pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu — wykazywały wyraźny wzrost i wartości maksymalne osiągnęły na stan. 4 — poniżej ujścia ścieków cukrowniczych —

po przejściu przez osadniki. Na tych stanowiskach stwierdzono również zmiany odczynu wody. W dalszym zaś biegu rzeki wartości tych wskaźników nieco malały, utrzymywały się jednak na takim poziomie do końca badanego odcinka, że zbiornik ten należało zakwalifikować do wód wyraźnie zanieczyszczonych (rys. 1).



Rys. 1. Wartości niektórych cech fizyczno-chemicznych wody rzeki Wkry w czasie kampanii cukrowniczej.

Values of some physico-chemical properties of the river Wkra water during the sugar campaign.

W okresie po kampanii cukrowniczej (luty—kwiecień 1960) woda rzeki Wkry wykazywała właściwości wody powierzchniowej, przechodzącej intensywny proces samooczyszczania.

Dopiero w okresie letnim (czerwiec 1960) rzeka Wkra na odcinku poniżej ujścia ścieków wróciła do stanu stwierdzonego przed kampanią.

Blizsze scharakteryzowanie wody rzeki Wkry z punktu widzenia fizyczno-chemicznego przedstawiono w pracy Cabejszek, Łuczaka, Rybaka, Stanisławskiej, Stasiaka (1961).

Charakterystyka perifitonu

W skład perifitonu rozwijającego się na podłożach żywych i martwych badanej rzeki wchodziły przedstawiciele następujących grup roślinnych i zwierzęcych: bakterie, sinice, okrzemki, sprężnice, zielenice, grzyby oraz pierwotniaki, wrotki, nicienie, skąposzczety, niesporczaki, małżoraczki, widłonogi i larwy owadów.

Ze względu na trudności systematyczne nie wszystkie znalezione organizmy zostały określone do gatunku. Poniżej zestawiono wszystkie organizmy znalezione w perifitonie w okresie badań.

Bacteriophyta — *Sphaerotilus natans* Kütz.

Cyanophyta — *Merismopedia glauca* (Ehr.) Näg., *Oscillatoria limosa* Ag., *O. sancta* Kütz.

Chrysophyta — *Melosira varians* C. A. Ag., *M. arenaria* Moore, *Diatoma vulgare* Bory, *Fragilaria virescens* Ralfs, *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., *S. acus* Kütz, *Cocconeis placentula* Ehr., *Roicosphenia curvata* (Kütz) Grun., *Gyrosigma acuminatum* (Kütz) Rabh., *Navicula radiosa* Kütz., *Amphora ovalis* Kütz., *Cymbella affinis* Kütz., *Gomphonema acuminatum* Ehr., *Epithemia zebra* (Ehr.) Kütz., *Nitzschia acuta* Hantzsch, *N. sigmoidea* (Ehr) W. Smith, *Cymatopleura solea* (Breb) W. Smith, *Suriella linearis* W. Smith.

Chlorophyta — *Pediastrum simplex* (Meyen) Lemm., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Cladophora* sp. Kütz. *Spirogyra* sp.

Fungi — *Asterothrix raphioides* (Reinsch) Parintz, *Leptomitus lacteus* Agardh.

Protozoa — *Flagellata* n. det., *Diffugia acuminata* Pen. *Arcella vulgaris* Ehr., *Prorodon teres* Ehr., *P. ovum* Ehr., *P. niveus* Ehr., *Lionotus fasciola* Ehr., *L. hellus* Stokes., *Dileptus anser* O. F. Müll., *Colpoda steini* Maupas., *C. cucullus* O. F. Müll. *Tilinia magna* Gruber, *Chilodonella cucullulus* O. F. Müll., *Ch. uncinata* Ehrbg., *Paramecium caudatum* Ehr., *P. aurelia* Ehr., *P. trichium* Kahl., *P. bursaria* Ehr., *P. woodruffi* Wenrich, *Frontonia leucas* Ehr., *Colpidium colpoda* Ehr. (Stein), *Spirostomum ambiguum* Müller-Ehr., *S. minus* Roux, *Stentor coeruleus* Ehr., *Strombidium viride* Ehr., *Paruroleptus piscis* Kowalski, *Euplothes patella* Müller — Ehr., *E. eurystomus* Wrześniowski, *Aspidisca lynceus* Ehr., *A. costata* Duj., *Opercularia minima* Kahl, *Epistilis coarctata* L., *E. lacustris* L., *Vorticella nebulifera* O. F. Müll., *V. campanula* Ehr., *V. convallaria* L., *V. microstoma* Ehr., *Carchesium polypinum* L., *C. polymorphus* L., *Zoothamnium simplex* Kent., *Acineta flava* Stokes.

Rotatoria — *Rotifer vulgaris* Ehr., *Rattulus* sp., *Philodina citrina* Ehr., *Euchlanis dilatata* Ehr., *E. triquetra* Ehr., *Rotatoria* n. det. *jaja*.

Nematoda n. det.

Oligochaeta n. det.

Tardigrada — *Macrobiotus macrobiotus* L.

Ostracoda n. det.

Copepoda — *Cyclops* sp., *Diaptomus* sp.

Insecta — *Tendipes* sp., *Sialis lutaria* L., *Diptera* n. det.

W okresie letnim i wczesnojesiennym (czerwiec i wrzesień) przed kampanią cukrowniczą na całym badanym odcinku rzeki Wkry nie

Tabela I

Gatunki charakterystyczne dla peryfitonu rzeki Wkry

Gatunki - Species	Kampania cukrownicza Sugar campaign		
	przed before	w czasie in the time	po after
<i>Sphaerotilus natans</i> Kütz		+++	+
<i>Melosira varians</i> Ag.	+++		+++
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	+		+
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.	++	+	++
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	++	+	++
<i>Rhoicosphaenia curvata</i> (Kütz) Grun.	++		++
<i>Leptomitus lacteus</i> Ag.		+++	+
<i>Paramecium caudatum</i> Ehr.		+++	+
<i>Paramecium aurelia</i> Ehr.		++	
<i>Paramecium woodruffi</i> Wenrich		++	
<i>Celpidium colpoda</i> Ehr.		++	
<i>Vorticella convularia</i> L.		+++	
<i>Vorticella microstoma</i> Ehr.		+++	+
<i>Vorticella nebulifera</i> O.F.Müll.	+++	+	+++
<i>Zoothamnium simplex</i> Kent.	++	++	++

+ sporadycznie
sporadic++ liczne
numerous+++ masowo
in a mass

stwierdzono wyraźnych różnic jakościowych i ustosunkowania ilościowego w perifitonie pomiędzy poszczególnymi stanowiskami, jak i w stosunku do różnych podłoży. Z dominujących wśród roślin okrzemek gatunki: *Melosira varians* C. A. Ag., *Cocconeis placentula* Ehr., *Roicosphaenia curvata* (Kütz) Grun. były spotykane najczęściej i najliczniej. Ze zwierząt rodzina *Vorticellidae* (Protozoa) miała najliczniejszych przedstawicieli. Taka sama sytuacja była obserwowana w ciągu całego okresu badań na stanowiskach położonych powyżej cukrowni (stan. 1 i 2), gdzie stwierdzono tylko zmiany w występowaniu organizmów, związane z porami roku. W zimie zmniejszyła się ogólnie ilość osobników, a w okresie wiosenno-letnim obserwowano ponowne wzbogacenie.

Natomiast w czasie trwania kampanii cukrowniczej (już w październiku) stwierdzono wyraźne zmiany jakościowe i ilościowe w składzie perifitonu od stan. 3 do 7, tj. poniżej ujścia do rzeki Wkry kanału odprowadzającego wody ze zbiornika wapna defekacyjnego do końca badanego odcinka rzeki.

Zmiany objawiły się w masowym występowaniu takich gatunków, jak *Sphaerotilus natans* Kütz., *Leptomitus lacteus* Agardh, nie spotyka-

nych przed kampanią, pojawiły się one zarówno na podłożach żywych, jak i martwych. Z okrzemek nielicznie występowały: *Melosira varians* C. A. Ag. i *Cocconeis placentula* Ehr. Występującej przed kampanią bardzo licznie *Roicosphenia curvata* (Kütz) Grun. nie znajdowano. Zaznaczyć jeszcze należy, że u znacznej większości napotykanych okrzemek chromatofor był zniekształcony, co wskazywałoby na to, że były to osobniki martwe. W tym okresie obserwowano masowy rozwój niektórych gatunków pierwotniaków. Znalezione 2 gatunki korzenionózek (*Diffugia acuminata* Pen, *Arcella vulgaris* Ehr.), 24 gatunki orzęsków, z których najliczniej były reprezentowane *Vorticellidae* (*Vorticella convalaria* L., *V. microstoma* Ehr., *Zoothamnium simplex* Kent.) oraz nie określone bliżej wiciowce bezbarwne. Ponadto wśród nitek *Sphaerotilus natans* Kütz. znajdowano liczne osobniki z gatunków: *Paramecium caudatum* Ehr., *P. bursaria* Ehr., *P. woodruffi* Wenrich, *Colpidium colpoda* Ehr. (Stein). Przedstawiciele pozostałych grup systematycznych występowali sporadycznie.

W czasie kampanii cukrowniczej w grudniu skład jakościowy perifitonu (na stanowiskach położonych poniżej ujścia ścieków) nie uległ zmianom w porównaniu z badaniami z października. Zaobserwowano tylko pewne zubożenie ilościowe, z wyjątkiem gatunków z rodzaju *Paramecium* oraz *Vorticella microstoma* Ehr., które nadal występowały bardzo licznie. Z roślin dominowały *Sphaerotilus natans* Kütz. i *Leptomitus lacteus* Agardh. Panowanie tych gatunków obserwowano na stan. 4, 5 i 6, natomiast na stan. 7 zauważono zmniejszenie ilości gatunków, jak i osobników. Sytuację taką stwierdzono na wszystkich rodzajach podłoża.

Po kampanii cukrowniczej, począwszy od lutego 1960 r. zaobserwowano znowu zmiany w gatunkowym składzie perifitonu, objawiające się w zanikaniu gatunków panujących w czasie trwania kampanii, a pojawianiu się gatunków będących dominantami przed kampanią. Te zmiany, następujące sukcesywnie, wyraźniej wystąpiły w próbach z kwietnia w 1960 r. W czerwcu zaś tegoż roku skład perifitonu był bardzo podobny do jego składu z poprzedniego roku.

Omówienie wyników

Prześledzenie występowania gatunków roślinnych i zwierzęcych w perifitonie rzeki Wkry wskazuje wyraźnie na powiązanie tego zespołu organizmów z warunkami fizyczno-chemicznymi środowiska. Zmiany związane z porami roku dotyczyły tylko ogólnie zmniejszenia się ilości organizmów w okresie zimowym. W ciągu roku w obrębie środowiska pozostającego pod wpływem ścieków cukrowniczych (od października do stycznia), zaznaczyły się trzy okresy, charakteryzujące się różnymi właściwościami fizyczno-chemicznymi wody rzecznej.

Na tle tych właściwości środowiska kształtowały się trzy rodzaje zespołu perifitonowego.

Przed kampanią cukrowniczą stwierdzono obecność licznych gatunków znanych ze środowisk oligotroficznych i słabo eutroficznych.

W czasie trwania kampanii cukrowniczej dominowały gatunki występujące zwykle w środowiskach bogatych w substancje organiczne, a więc o wysokim stopniu eutrofizacji.

Po kampanii natomiast obserwowano ścieranie się występowania gatunków eutroficznych i oligotroficznych. Te ostatnie wysunęły się na pierwszy plan, gdy rzeka wróciła do stanu równowagi po zmineralizowaniu ładunku substancji organicznych, zawartych w ściekach.

Biorąc pod uwagę właściwości ekologiczne co do ośrodka występowania znalezionych w perifitonie roślin i zwierząt, stwierdzono, że w skład tego zespołu wchodziły gatunki typowo poroślowe, z tych najliczniej występowały przed kampanią: *Cocconeis placentula* Ehr., *Roicosphenia curvata* (Kütz) Grun., *Vorticella nebulifera* O. F. Müll, w czasie kampanii — *Sphaerotilus natans* Kütz., *Leptomitus lacteus* Ag., *Vorticella convalaria* L., *V. microstoma* Ehr.

Niektóre ze znalezionych gatunków napotykanę są zarówno w planktonie, jak w perifitonie, a nawet bentosie zbiorników wodnych, jak np. *Melosira varians* C.A.Ag., *Diatoma vulgare* Bory, *Fragilaria virescens* Ralfs, *Synedra ulna* (Nitzsch). Ehr., *Amphora ovalis* Kütz., *Chilodonella cucullulus* O. F. Müll., *Paramecium* sp. diver., *Colpidium colpoda* Ehr. (Stein).

Badania planktonu, przeprowadzone równolegle z badaniami perifitonu, wykazały obecność tych samych gatunków planktonowych i poroślowych, które napotymano w zespole perifitonowym. Zjawisko to prawdopodobnie wywołane jest czynnym działaniem prądu w rzece, przenoszącego je z jednego zespołu do drugiego.

W stosunku do różnego rodzaju podłoży — żywych i martwych — w perifitonie warstw przypowierzchniowych nie stwierdzono różnic jakościowych i ilościowych w ciągu całego okresu badań.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Butcher R. W. 1940. Studies in the Ecology of Rivers. IV. Observations of the Growth and Distribution of the Sessile Algae in the River Hull. Yorkshire. J. Ecol., 28: 211.
2. Butcher R. W. 1946. Studies in the Ecology of Rivers. VI. The Algae Growth in Certain Highly Calcareous Streams. J. Ecol. 32: 268.
3. Butcher R. W. 1947. Studies in the Ecology of Rivers. VII. The Algae of Organically Enriched Waters. J. Ecol. 35: 186.

4. Cabejszek I., Łuczak J., Rybak J. I., Stanisławska J., Stasiak M. 1961. Kształtowanie się biocoenozy rzeki pod wpływem ścieków cukrowniczych. *Gaz, Woda i Techn. Sanit.* 35: 48.
5. Jones E. J. 1949. A Ecological study of the River Rheidol North Cardigan-shire, Wales. *J. Anim. Ecol.*, 18: 67.
6. Siemińska J. 1956. Hydrobiologiczna i rybicka charakterystyka rzeki Brynicy. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 3 (14): 69.
7. Sládečková — Vinniková A. 1957. Studium nárostů v Sedické nádrži Želivce. *Vodni hospodárství*, 7: 183.
8. Sládečková — Vinniková A. 1957. Studium nárostů v Sedické nádrži Želivce. *Vodni hospodárství*, 8, (5): 156.
9. Wysocka H. 1952. Glony Wisły na odcinku Warszawy. Cz. II peryfiton. *Acta Soc. Bot. Pol.* 21: 369.
10. Wysocka H. 1959. Note sur le lieu de multiplication de quelques Diatomees d'eau courante. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 6, (19), 75.

И. Цабейшек, Я. Станиславска

Перифитон реки с периодически изменяющимися условиями среды

Резюме

Исследовался качественный и количественный состав перифитона реки с периодически изменяющимися условиями среды, вызванными отведением стоков из сахарного завода. Предметом исследований являлся участок реки Вкры, правобережного притока Буго-Нарви, длиной в 14 км (в области Глиноецка). Перифитон собирался из живых и мертвых субстратов. Исследовался материал живой и после зафиксирования формалином. Количественные исследования проводились методом приблизительного учета. Параллельно проводились физико-химические и гидрометрические исследования воды.

В летнем и ранне-осеннем периоде (июнь, сентябрь 1959 г.) перед сахароварной кампанией на целом исследуемом участке не обнаружено отчетливых различий в качестве и количестве перифитона между отдельными позициями. Преобладали следующие виды: *Melosira varians* C. Ag., *Cocconeis placentula* Ehr., *Roincosphenia curvata* (Kütz) Grun и семейство *Vorticellidae*. В этом периоде физико-химические исследования давали возможность зачислить воды реки Вкры к водам незначительно загрязненным. Такое же состояние наблюдалось на позициях, находящихся выше сахарного завода в течение целого периода исследований за исключением уменьшения общего количества организмов зимой.

Во время сахароварной кампании обнаружено отчетливые изменения перифитона на позициях, находящихся ниже стока вод из сахарного завода, проявляющиеся многочисленностью следующих видов: *Sphaerotilus natans* Kütz, *Leptomitus lacteus* Ag., *Vorticella convalaria* L., *V. microstoma* Ehr., *Paramecium* sp. div.

В физико-химическом отношении вода на этом участке имела черты вод явно загрязненных.

После сахароварной кампании, начиная с февраля по апрель месяц 1960 г., констатировано развитие процесса самоочистки. В перифитоне постепенно появлялись виды, доминирующие перед кампанией, одновременно уступали виды, преобладающие во время кампании.

В июне 1960 г. река Вкра на исследуемом участке вернулась к состоянию наблюдаемому перед сахароварной кампанией. Перифитон состоял из видов типично порослевых и планктонных. Не обнаружено тоже количественных и качественных разниц по отношению к различным живым и мертвым субстратам в течение целого периода исследований.

I. Cabejszek, J. Stanisławska

Periphyton in river with periodically changing ecological conditions

Summary

Qualitative and quantitative studies were performed on composition of periphyton in river in which ecological conditions were changing, owing to seasonal introducing of waste water from sugar factory. 14 km. long section of Wkra river was investigated in the region of Glinojec. Periphyton was collected from living and non-living substrata. The material was directly examined in vivo and after fixation in formalin. The results of physico-chemical analysis of water and hydrometric data are presented.

During summer and early autumn (June—September 1959) no distinct differences were observed in qualitative and quantitative composition of periphyton from various places. The following species were dominant: *Melosira varians* C.A.Ag., *Cocconeis placentula* Ehr., *Roincosphenia curvata* (Kütz) Grun, and *Vorticellidae* family. Physico-chemical measurements showed that waters of Wkra were but slightly contaminated at this time.

Similar results were obtained in places situated above sugar factory in all seasons except winter, when the number of periphyton organisms was decreased.

During sugar campaign pronounced differences in periphyton were observed below the mouth of waste canals. The following species appeared in abundance: *Sphaerotilus natans* Kütz, *Leptomitus lacteus* Ag., *Vorticella convalaria* L., *V. microstoma* Ehr., *Paramecium* sp. div. Contamination of water was confirmed by the physico-chemical analysis.

After the campaign, i. e. from February to April 1960 an advanced process of „self-purification” was observed. Species that were dominant before sugar campaign successively appeared with simultaneous disappearance of those occurring during campaign. In June 1960 the same composition of periphyton species was noted as before the campaign.

The kind of substratum had no influence upon the results.

J. I. Rybak

Tendipedidae wybranego odcinka rzeki Wkry

Zakład Higieny Komunalnej PZH

Otrzymano 26.III.1962

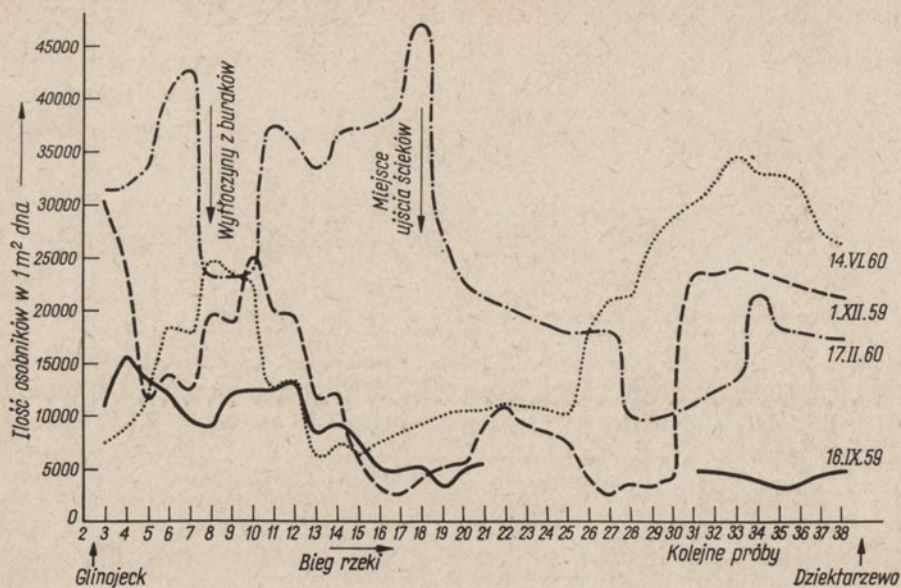
Opis terenu, metodyka

Badania fauny dennej rzek były przedmiotem stosunkowo nielicznych opracowań. Z polskich prac wymienić można badania Szczępańskiego (1953), który przeprowadził analizę dynamiki skąposzczetów dna Wisły pod Warszawą i Kajak (1959) prowadzone nad bentosem środkowego biegu Wisły, a także Mikulskiego i Tarwida (1951) oraz Siemińskiej (1956). Ponadto w szeregu pracach autorzy przeprowadzając badania stanu zanieczyszczenia rzek lub wpływu ścieków na biocenozę zajmowali się marginesowo także fauną denną. Są to prace Kulmatyckiego i Gabańskiego (1931), Michalskiego (1948—52), Włodka (1955), Stanisławskiej i Stasiaka (1959), Cabejszek i zespołu (1961) oraz szeregu innych.

Przedstawione poniżej badania dotyczą zmian jakościowych i ilościowych larw *Tendipedidae* odcinka rzeki Wkry od Głinojecka do Dziekta-rzewa, długości 14 km.

Część badanego odcinka rzeki znajduje się pod wpływem okresowo wypuszczanych ścieków z cukrowni „Izabelin” w Głinojecku. Ścieki te dostają się do rzeki w okresie kampanii cukrowniczej (w miesiącach październik—grudzień). Ścieki cukrownicze zawierają przede wszystkim substancje organiczne (pektyny, białko, celuloza) oraz w minimalnym stopniu węglan wapnia i wodorotlenek wapnia.

Wkra jest rzeką typowo nizinną i tworzy liczne zakola. Dno rzeki na odcinku objętym badaniami było piaszczyste, bez widocznego nalotu mułu. Jedynie w dwóch miejscach dno miało odmienny charakter. Pierwsze miejsce (rys. 1.) znajdowało się poniżej osiedla Głinojeck w pobliżu cu-



Rys. 1. Ilościowe występowanie *Tendipedidae* w bentosie rzeki Wkra
Quantitative occurrence of larvae along the chosen sector of the river Wkra.

krowni. Stwierdzono tam na dnie bardzo grubą warstwę wytłoczyn z buraków cukrowych. Wytłoczyny te znalazły się w tym miejscu na skutek bezpośredniego wpuszczania ścieków z cukrowni do rzeki, z pominięciem stawów osadnikowych w roku poprzedzającym niniejsze badania. W okresie późnej zimy i wiosną były one unoszone przez prąd wody i rozmieszczane na znacznym odcinku dna.

W czasie badań ścieki wpuszczane były znacznie poniżej po przepuszczeniu ich przez stawy osadnikowe. Charakter mulisty miało dno w pobliżu ujścia ścieków (rys. 1) ze stawów osadnikowych. Kilkanaście metrów poniżej złożył wytłoczyn z buraków wpuszczane były do rzeki niewielkie ilości wody z dołów wapna defekacyjnego. Roślinność naczyniowa w nurcie rzeki występowała w minimalnej ilości. Głębokość na badanym odcinku wahała się od 1 do 3 m, szerokości od 10 do 20 m.

Próby pobierane były w nurcie wzdłuż biegu rzeki rurowym chwytaczem dna typu Szczepańskiego. Pobierano je metodą ciągów i numerowano kolejno. Pierwszą próbę pobierano począwszy od osiedla Głinojeck, następnie kolejno w dół rzeki. Każdorazowo pobierano ok. 40 prób. Próby po przesianiu przez sito, konserwowano w formalinie i opracowywano ilościowo. Uzyskane dane liczbowe są średnią arytmetyczną z 5 kolejnych prób (od 1 do 5, od 2 do 6, od 3 do 7 itd.). Na miejsce, gdzie znajdowały się złoża wytłoczyn z buraków cukrowych przypadły próby

od nr 6 do 9, na miejsce muliste (od punktu ujścia ścieków) od nr 17 do 19. Próby pobierano w następujących terminach: 16.IX, 1.XII.1959 r., 17.II, 26.IV, 14.VI. 1960 r.

Dane fizyczno-chemiczne wody rzeki Wkry i szkic terenu badanego odcinka znajdują się w pracy C a b e j s z e k i inni (1961).

Charakterystyka ekologiczna gatunków

Fauna denna badanego odcinka rzeki Wkry składa się przede wszystkim z larw ochotkowatych — *Tendipedidae*. W niektórych partiach dna były one wyłącznymi komponentami makrobentosu. Przedstawiciele innych grup zwierzęcych reprezentowani byli nielicznie.

Stwierdzono występowanie następujących gatunków *Tendipedidae*: *Tanytarsus gregarius* Kieff., *Tanytarsus mancus* v. d. Wulp, *Cryptochironomus defectus* Kieff., *Tendipes thummi* Kieff., *Limnochironomus nervosus* Staeg., *Polypedilum convictum* Walk., *Polypedilum nubeculosum* Mg., *Polypedilum scalaenum* Schr., *Polypedilum brevia antennatum* Tshern., *Microtendipes chloris* Mg., *Stictochironomus histrio* Fabr., *Prodiamesa olivacea* Mg., *Cricotopus silvestris* F., *Cricotopus algarum* Kieff., *Smittia ephemere* Kieff., *Orthocladius potamophilus* Tshern., *Procladius* Skuze.

Ponadto stwierdzono występowanie szeregu gatunków innych grup fauny dennej, występowały one jednak sporadycznie. *Oligochaeta*: *Tubifex tubifex* Müll., *Ilyodrilus hamoniensis* Michlson., *Paranais uncinata* Orst., *Limnodrilus* sp. *Ephemeroptera*: *Ephemera vulgata* L., *Leptophlebia vespertina* (L.). *Crustacea* *Asellus aquaticus* Racov., *Hirudinea*: *Erpobdella octoculata* (L.). *Mollusca*: *Sphaerium corneum* L., *Viviparus viviparus* L. Gatunki te stwierdzono w minimalnych ilościach na całym odcinku badanej rzeki. Prócz tego w okresie jesiennym w próbach pobranych powyżej ujścia ścieków cukrowniczych stwierdzono także: *Hydra vulgaris* Pallas, *Spongilla lacustris* (L.) oraz pewne gatunki *Heleidae*, *Odonata*, *Trichoptera* i *Hydracarina*.

Z 17 wymienionych wyżej gatunków *Tendipedidae* 9 gatunków występowało często w badanym środowisku. Pozostałe stwierdzano rzadko i w minimalnych ilościach osobników. Poniżej omówione zostaną gatunki występujące często w bentosie badanego odcinka rzeki Wkry.

Tanytarsus gregarius Kieff — Kajak (1959) w bentosie środkowego biegu Wisły spotykał ten gatunek rzadko i w niewielkich ilościach. Z analizy niniejszych materiałów wynika, że zimą występował licznie (15 tys. osobn./1 m² dna) w pozostałych porach roku dość licznie. Nie występował wiosną. W dolnych partiach (końcowe próby) badanego odcinka rzeki (ulegających zanieczyszczeniu) nie występował w ogóle lub w niewielkich ilościach okazów.

Tanytarsus manicus v. d. Wulp — Kajak (1959) w bentosie Wisły spotykał go dość często. W niniejszych badaniach gatunek ten występował w dość dużych ilościach na całym badanym odcinku rzeki. Większe ilości stwierdzono w czerwcu w środkowej i końcowej partii badanego odcinka rzeki. Ilości jego w tym czasie sięgały 20 tys. osobn./1 m² dna.

Cryptochironomus defectus Kieff — charakterystyczny dla piaszczystego dna, w bentosie Wkry występował nielicznie (200—400 osobn./1 m²) na całym badanym odcinku, z wyjątkiem okresu kampanii cukrowniczej, kiedy to poniżej ujścia ścieków nie był w ogóle spotykany.

Tendipes thummi Kieff — typowy dla mułu zanieczyszczonych wód. Dość często spotykał ten gatunek S z c z e p a ń s k i (1953) w bentosie Wisły okolic Warszawy. K a j a k (1959) stwierdza, że jest to jeden z najpospolitszych gatunków często występujących licznie. W bentosie Wkry stwierdzano jego obecność przez cały okres badań. Występował w ilościach 400—600 osobn./1 m² we wrześniu i 3 tys osobn./1 m² w grudniu. Nie stwierdzono go jedynie w próbach pobranych kilka kilometrów poniżej miejsca ujścia ścieków (poza kilkoma osobnikami znalezionymi tam w czerwcu.)

Polypedilum brevia antennatum Tshern. — najczęściej spotykany w dnie piaszczystym gatunek ten występował w różnych punktach badanego odcinka rzeki w ilościach do 2 tys. osobn./1 m² przez cały okres badań.

Stictochironomus histrio Fabr. — charakterystyczny dla piaszczystego litoralu eutroficznych jezior. W materiałach K a j a k a z Wisły występował często. We Wkrze spotykano go przez cały okres badań na całej długości badanego odcinka w dość dużych ilościach osobników (do 10 tys. w 1 m²). Dość wyraźną dominację tego gatunku stwierdzono na jesieni i w lecie.

Orthocladius potamophilus Tshern. — typowy dla rzek i potoków. K a j a k (1959) w swoich materiałach z Wisły w ogóle tego gatunku nie wymienia. Natomiast w bentosie Wkry nie znaleziono go jedynie w czerwcu, w miesiącach zimowych zaś wyraźnie dominował nad pozostałymi gatunkami *Tendipedidae*. W pojedynczych próbach znajdowano w tym czasie ponad 100 tys. osobników tego gatunku w przeliczeniu na 1 m². Na jesieni występował na całym odcinku badanej rzeki w niewielkich ilościach. W okresie kampanii cukrowniczej (grudzień) i w okresie pokampanijnym (luty) spotykany był w znacznych ilościach w próbach pobranych zarówno przed jak i za miejscem ujścia ścieków. Ogromne ilości osobników znajdowano wśród skupień występującego masowo *Sphaerotilus natans*. W okresie wiosennym natomiast ilości jego wyraźnie zmalały, występował jednak nadal we wszystkich próbach. Wydaje się, że występowanie tego gatunku wiąże się z masowym rozwojem *Sphaerotilus natans*.

Stictochironomus histrio i *Orthocladius potamophilus* były przez cały okres badań gatunkami przewodnimi dla badanego odcinka rzeki Wkry. Dominowały one wyraźnie nad pozostałymi gatunkami *Tendipedidae*, nigdy jednak nie występując w tym czasie w dużych ilościach. *S. histrio* dominował bowiem na jesieni i w lecie, natomiast *O. potamophilus* w zimie.

Procladius Skuze — w bentosie badanego przez K a j a k a (1959) środowiska Wisły forma ta należy do najpospolitszych. W niniejszych materiałach występował tylko w początkowych próbach (powyżej miejsca ujścia ścieków) w ilościach do 600 osobn./1 m². Jedynie w czerwcu występował na całej długości badanego odcinka.

Dynamika liczebności *Tendipedidae*

Ilości larw *Tendipedidae* ulegały w ciągu badań dość znacznym wahaniom, osiągając niejednokrotnie bardzo wysoką liczebność (przy masowej dominacji w lutym *Orthocladius potamophilus*). W związku z okresowym wpuszczaniem ścieków cukrowniczych do rzeki (miesiące zimowe) całoroczne badania można podzielić na trzy okresy: 1 — okres jesienny przedkampanijny (do października), kiedy to ścieki nie były jeszcze wpuszczane do rzeki, 2 — okres zimowy kampanijny (grudzień) i pokampanijny (luty), kiedy to późną jesienią i wczesną zimą wpuszczane były do rzeki ścieki i 3 — okres wiosenno-letni.

Analizując liczebność fauny denniej w cyklu rocznym można wyróżnić okresy bujnego rozwoju ilościowego i okresy nielicznego występowania larw ochotkowatych częściowo pokrywające się z okresami wyróżnionymi wyżej.

Na jesieni fauna *Tendipedidae* na całym badanym odcinku rzeki była nieliczna szczególnie w dolnych partiach badanego odcinka (podlegających rokrocznie działaniu ścieków cukrowniczych). Powyżej tego odcinka próby (od 1 do 12) wykazały nieznacznie większą liczebność sięgającą do 15 tys. osobn./1 m² dna (rys. 1).

W następnym okresie (zima) stwierdzono daleko większe ilości larw ochotkowatych w dnie badanego odcinka rzeki Wkry. Krzywe ilościowego występowania *Tendipedidae* w tym okresie różnią się między sobą. Analiza krzywej liczebności w okresie wpuszczania ścieków do rzeki (grudzień) wykazuje dość gwałtowne załamanie w części środkowej badanego odcinka rzeki. Spadek ilości obserwowano powyżej miejsca spuszczenia ścieków do rzeki, kilkanaście kilometrów poniżej ilości larw gwałtownie wzrastają. Natomiast badania przeprowadzone w lutym, a więc po kampanii cukrowniczej wykazały jeszcze większy wzrost liczebności w porównaniu z badaniami grudniowymi i najwyższą ilość larw ochotkowatych w ciągu roku (rys. 1). Tu również widać spadek liczebności larw *Tendi-*

pedidae w partii środkowej badanego odcinka rzeki, lecz przesunięte bardziej w dół biegu rzeki niż w grudniu. Wzrostu ilości poniżej ujścia ścieków nie stwierdzono (rys. 1). Wynikałoby z tego, że ścieki spowodowały zmniejszenie liczebności w początkowym okresie w pobliżu ujścia ścieków, w późniejszym okresie także i znacznie poniżej. W okresie wiosennym *Tendipedidae* na całym badanym odcinku występowały w niewielkich ilościach osobników, nie przekraczając 6 tys. osobn./1 m² w początkowych próbach. Ponowny wzrost *Tendipedidae* zaobserwowano w czerwcu. Krzywa liczebności miała podobny kształt jak w okresie wczesnozimowym wykazując załamanie ilości osobników w środkowych partiach badanego odcinka rzeki. W dolnym odcinku rzeki nastąpił ponowny wzrost ilości (rys. 1).

Omówienie wyników

Wpuszczane do rzeki ścieki cukrownicze mimo dużego stopnia rozcieńczenia wpływają na zmniejszenie ilościowego występowania fauny *Tendipedidae*. Szczególnie jaskrawo jest to widoczne po upływie pewnego czasu. Im dalej od miejsca ujścia ścieków do rzeki tym później nastąpił spadek liczebności. Wiąże się to zapewne z tym, że rozłożenie substancji organicznych zawartych w ściekach w miesiącach zimowych odbywa się bardzo wolno.

Szczepański (1953) badając skąposzczety dna Wisły pod Warszawą stwierdza, że ścieki miejskie wpływają na faunę po rozłożeniu odpadków, a ścieki przemysłowe wpływają od razu ujemnie na faunę denną. Wydaje się, że ścieki cukrownicze działają na faunę denną częściowo podobnie jak ścieki bytowe, częściowo zaś podobnie jak ścieki przemysłowe.

Ścieki cukrownicze wpuszczane do rzeki Wkry na badanym odcinku mimo dużego stopnia rozcieńczenia (1:50) wpływają dość wyraźnie na charakter występowania fauny dennej. W części rzeki znajdującej się pod wpływem tych ścieków obserwowano (szczególnie w okolicy wpuszczania ścieków ze stawów osadnikowych do rzeki) zmniejszenie się ilości larw *Tendipedidae*. Spadek liczebności larw *Tendipedidae* stwierdzony powyżej ujścia ścieków ze stawów osadnikowych był spowodowany nagromadzeniem się wycłoczyn z buraków, następnie rozmieszczonych na znacznym obszarze dna, jak również wypuszczeniem wód z dołów wapna defekacyjnego. Ponadto stwierdzono, że istnieją gatunki występujące wyłącznie w części rzeki nie będącej pod wpływem zanieczyszczenia (*Tanytarsus gregarius*, *Procladius* Skuze i w okresie kampanii cukrowniczej — *Cryptochironomus defectus*), natomiast jeden z wyróżnionych gatunków (*Tanytarsus mancus*) w większych ilościach występował w strefie ulegającej rokrocznie zanieczyszczeniu. Kolejna dominacja dwóch gatunków w ciągu

roku (*Stictochironomus histrio* — jesień i wiosna i *Orthocladus potamophilus* — zima) była związana z charakterem rozwoju tych gatunków, a nie z wpływem ścieków. Ogromna liczebność larw *Tendipedidae* w lutym spowodowana była wyłącznie rozwojem jednego gatunku — *Orthocladus potamophilus*.

Badania fauny dennej dna Wisły pod Warszawą (Szczepański 1953) wykazały, że większe ilości osobników larw *Tendipedidae* występowały w partiach dna mulistych w porównaniu z piaszczystymi. Jak podano wyżej, dno badanego odcinka rzeki Wkry pokryte było piaskiem z wyjątkiem dwóch miejsc: pierwsze znajdowało się w miejscu pobierania prób od nr 6 do 9, gdzie dno pokryte było grubą warstwą wytlóczyn z buraków, drugie natomiast w pobliżu miejsca ujścia ścieków ze stawów osadnikowych, gdzie dno pokryte było mułem (próby nr 17 do 19). W miejscach tych obserwowano (poza badaniami przeprowadzonymi w lutym) spadek krzywej liczebności. Tak więc w środowiskach piaszczystych badanego odcinka rzeki Wkry stwierdzono na ogół większe ilości larw *Tendipedidae* niż w środowisku mulistym i pokrytym wytlóczynami z buraków cukrowych.

PISMIENICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Cabejszek I., Łuczak J., Rybak J. I., Stanisławska J., Stasiak M., 1961. Kształtowanie się biocenozy rzeki pod wpływem ścieków cukrowniczych GWTS, 35: 48.
2. Kajak Z., 1959. *Tendipedidae* bentosowe środowisk śród- i przyrzecznych środkowego biegu Wisły. Ekol. Pol., Ser. A, 7: 391.
3. Kulmatycki W., Gabański J., 1931. O zanieczyszczeniu rzeczki Jankowej przez ścieki cukrowni. Inż. rolna, 3: 1.
4. Michalski K., 1948—52. Zmiany biocenozy rzeki Zgłowiączki w wyniku zanieczyszczeń ściekami z cukrowni. Kosmos, Ser. A, 66: 161.
5. Mikulski J., Tarwid K., 1951. Prawdopodobny wpływ regulacji Wisły na niektóre żerowiska ryb związane z bentosem. Roczn. Nauk. Roln., 57: 179.
6. Siemińska J., 1956. Hydrobiologiczna i rybacka charakterystyka rzeki Brynicy. Pol. Arch. Hydrobiol., 3, (16): 69.
7. Stanisławska J., Stasiak M., 1959. Wpływ ścieków papierniczych na kształtowanie się biocenozy rzeki. GWTS, 30: 87.
8. Szczepański A., 1953. Analiza dynamiki populacji skąposzczetów dna Wisły pod Warszawą. Pol. Arch. Hydrobiol., 1, (14): 227.
9. Włodek S., 1955. Wpływ ścieków garbarskich na organizmy wód powierzchniowych. Roczn. P. Zakł. Hig. Warsz., 4: 303.

И. И. Рыбак

Tendipedidae избранного участка реки Вкры

Резюме

Работа была проведена на участке реки Вкры длиной около 4 км вблизи Глиноецка. Часть исследуемого участка реки находилась под влиянием периодического спуска сточных вод из сахарного завода. Исследования проводились в годовом цикле. Найдено 17 видов личинок *Tendipedidae*. Другие компоненты макробентоса выступали в небольшом числе. Количество личинок *Tendipedidae* значительно колебалось, достигая в отдельных пробах в зимние месяцы числа 100 000 особей/1 м² дна; в остальные периоды исследований их количество было значительно меньше. Богатое количественное развитие в зимние месяцы было вызвано появлением на дне и среди накоплений *Sphaerotilus natans* вида *Orthocladus potamophilus*.

В макробентосе исследуемого участка реки Вкры доминировали поочередно два вида: *Stictochironomus histrio* осенью и летом и *Orthocladus potamophilus* — зимой. Обнаружено, кроме того, что три вида: *Tanytarsus gregarius*, *Cryptochironomus defectus* и *Procladius* Skuze выступали во время сахарной кампании исключительно выше стока вод из сахарного завода, совсем не появляясь на загрязненном сточными водами участке реки. Замечено также, что сточные воды из сахарного завода вызывают уменьшение количества личинок других видов *Tendipedidae* в бентосе.

J. I. Rybak

The occurrence of *Tendipedidae* in a chosen sector of the Wkra River

Summary

The investigations were carried out over a selected sector of the Wkra River, covering about 14 km., in the region of Glinojec. The investigated sector was influenced by the sewage periodically let into it from a sugar refinery. The investigations were carried out during the period of one year. The occurrence of a total of 17 species of the larvae of *Tendipedidae* was observed. Other components of the bottom macrofauna were found in insignificant numbers. The number of the *Tendipedidae* larvae fluctuated widely. In some samples, taken during the winter months, there

were as many as 100,000 specimens/1 m². of the bottom, while in the remaining periods of investigation their numbers were considerably lower. Their abundance during the winter months was caused by the appearance of *Orthocladius potamophilus* in the bottom and among the colonies of *Sphaerotilus natans*. Two species prevailed in the bottom macrofauna of this sector of the Wkra River: *Stictochironomus histrio* during the summer and autumn, and *Orthocladius potamophilus* in the winter. It was also found that three species: *Tanytarsus gregarius*, *Cryptochironomus defectus* and *Procladius* Skuze occurred only above the sewage inlet during the periods of intensive operating of the refinery. They did not occur at all in the sector of the river polluted by sewage. It was also observed that the sewers from the refinery caused a decrease in the number of the *Tendipedidae* larvae in the bottom macrofauna.

M. J a w o r s k a

Composés inorganiques de l'azote et du phosphore dans les eaux des petits bassins des environs de Mikołajki (Pologne)

Reçu le 20 Juillet 1962

Introduction

Le travail présent, limité à la caractéristique des principaux composants des sels nutritifs constitue un fragment du tableau chimique général des eaux des petits bassins de Mikołajki.

Le but de ce travail est de présenter les variations des teneurs en $N(NH_4)$, $N(NO_2)$, $N(NO_3)$ et en PO_4 durant le cycle annuel ce qui pourrait donner la possibilité de juger du degré du trophisme des bassins.

Parmi les publications hydrobiologiques les travaux de Weimann (1935), de Leloup et de ses collaborateurs (1954, 1958a, 1958b) et de E. Fischer (1960, 1961) contiennent des données concernant les matières nutritives des eaux des petits bassins quoique la majorité des bassins étudiés par ces auteurs représente des bassins relativement grands. Etant donné le manque de littérature hydrochimique concernant les petits bassins ces travaux constituent malgré tout un matériel intéressant de comparaison.

Weimann a investigué un bassin artificiel à Poppeldorf qualifié d'étang (Teich) par l'auteur. Ce bassin possède environ 2 m de profondeur, et les traits d'un bassin permanent. La couche superficielle et celle du fond sont différenciées du point de vue chimique. L'auteur rapporte les résultats des dosages de l'ammoniaque, des nitrates et des phosphates durant le cycle annuel.

Leloup, Jacquemart et Van Meel (1954, 1958a, 1958b) ont étudié des bassins desséchants et permanents des environs de Liège. Les

observations chimiques comprennent la période d'un an et contiennent entre autres des données concernant la teneur en nitrates et en phosphates des eaux de ces bassins. Les travaux de E. Fischer (1960, 1961) concernent la microbiologie de quelques petits bassins de la forêt de Kampinos près de Varsovie. L'auteur présente les résultats des dosages des sels ammoniacaux, des nitrites, des nitrates, et des phosphates. Ces résultats donnent la possibilité d'effectuer une intéressante comparaison entre les conditions régnant dans les petits bassins des environs de Varsovie et des petits bassins des environs de Mikołajki.

Les bassins de Mikołajki peuvent être divisés entre les groupes suivants:

1. les bassins forrestiers (forêt mixte avec avantage du sapin),
2. les bassins champêtres, en partie ombragés (entourés de buissons et d'arbres),
3. les bassins champêtres non ombragés.

Le chimisme de l'eau des bassins et surtout des petits peut être influencé par les arbres et les buissons avoisinants, car les feuilles tombantes augmentent la quantité des matières organiques.

Les groupes de bassins énumérés ci-dessus sont représentés aussi bien par des bassins desséchants d'une façon périodique que par des bassins permanents (tabl. I.).

La profondeur des bassins ne dépasse pas 185 cm ce qui fait que la circulation de l'eau s'y produit probablement presque une fois par jour (Gieysztor, 1934, Weimann, 1935).

Jusqu'à présent nous n'avons pas de données concernant l'existence d'une différenciation verticale des sels nutritifs dans les eaux des bassins de quelques dizaines de centimètres de profondeur. Des considérations théoriques permettraient d'en douter étant donnée justement la circulation fréquente des eaux de ce genre de bassins. Les observations de Weimann (1935) du cycle annuel et celles de Fischer (1961) limitées à la phase prévernale ont démontré néanmoins une nette différenciation entre la couche superficielle et celle du fond des eaux des bassins d'environ 2 m de profondeur.

Durant la phase prévernale la répartition des sels nutritifs, pris en considération dans ce travail, est différente dans les bassins permanents investigués par ces auteurs. Dans l'étang Poppeldorf la stagnation hivernale se caractérise par un manque de différenciation verticale des sels nutritifs en général, et des phosphates en particulier. C'est seulement dès le printemps qu'apparaissent les différences entre les teneurs en matières nutritives de la couche tropholitique et de la couche trophogène. Dans le bassin de la forêt de Kampinos le passage de l'hiver au printemps se

Caractéristique générale des bassins

Tableau I

Bassin	Longueur en m	Largeur en m	Profondeur en m	Environnement	Type hydrologique de la mare	Temps de dessé- chement en jours
Komorowy	44,0	9,0	0,94	foret	sans écoulement	70
Cyrkowy	29,5	16,5	1,85	"	"	
Rzęsisty	56,0	26,5	2,00	"	"	
Leśny	28,5	12,1	0,72	"	"	3
Szczawiowy	13,5	4,0	0,60	"	"	15
Gospodarski			0,70	champ	avec écoulement	
Trójkątny	30,5	17,0	0,90	"	avec passage d'eau	10
Turzykowy			1,45	"	sans écoulement	
Stały	55,1	28,5	1,80	"	"	
Osemkowy	38,4	10,7	0,72	champ, taillis, arbres	avec passage d'eau	3
Olazykowy	24,1	9,2	0,27	"	sans écoulement	50
Krzaoskowy	18,4	7,6	0,78	"	"	
Efemeryczny	20,3	4,3	0,75	champ	"	150
Huczkowy	52,0	48,0	1,30	"	"	
Chirocephalusowy	20,3	15,7	1,25	"	"	85
Swierkowy	22,5	7,5	1,08	friche, sapins	"	
Romantyczny	34,4	11,3	0,62	champ, taillis, arbres	"	50

caractérise par une diminution des différences entre les teneurs en sels nutritifs des eaux de surface et du fond ce qui est plus compréhensible.

Etant donnée la différenciation chimique verticale des eaux des petits bassins et les variations probables au cours des 24 hrs. des concentrations des sels nutritifs, ce qui fut établi pour les nitrates (Leloup, Van Meel, Jacquemart 1954) les observations périodiques durant l'année ne peuvent procurer que des données d'orientation générale, et seront donc considérées de ce point de vue.

Je tiens à remercier M. Prof. dr. M. Gieysztor pour l'aide méthodique qu'il m'a apportée au cours de ce travail et pour les consultations qu'il m'a accordées, M^{me} dr. M. Jahilnicka-Prószyńska de m'avoir permis d'utiliser les résultats de certains dosages, et M. prof. dr. M. Bogucki, rédacteur de Polskie Archiwum Hydrobiologii, qui m'a rendu accessibles certains travaux en presse.

Méthodes

Les échantillons d'eau ont été prélevés 17 fois durant l'année. 980 analyses ont été effectuées, toutes à l'aide de méthodes colorimétriques. L'ammoniaque a été estimé avec la liqueur de Nessler, les nitrites avec l'acide sulfanilique et la α -naphtylamine, les nitrates d'après la méthode

de Silver. La teneur en phosphates a été déterminée d'après Déniges-Atkins. L'intense couleur de l'eau rendait les analyses difficiles et exigeait des préparations préventuelles.

Tableau II

Résultats des déterminations de la couleur de l'eau des petits bassins
en mg/l Pt.

Bassin	Date		
	14.V.1956	5.VIII.1956	20.VIII.1956
Komarowy	180	x	x
Cyrkowy	110	150	130
Rzęsisty	140	400	180
Leśny	200	150	160
Szczawiowy	100	130	120
Gospodarski	70	90	80
Trójkątny	130	130	110
Turzycowy	60	75	65
Stały	20	25	25
Osemkowy	240	200	145
Olszynkowy	120	65	100
Krzaczkowy	90	80	110
Efemeryczny	x	x	x
Huczkowy	100	190	80
Chirocephalusowy	x	x	x
Świerkowy		110	100
Romantyczny		x	x

x - Désigne un bassin desséché

Avant d'effectuer le dosage des nitrates l'eau était décolorisée à l'aide d'une suspension de $Al(OH)_3$. Dans le cas du dosage des phosphates la couleur de l'eau était éliminée à l'aide d'un comparateur.

Les phosphates

Dans les bassins étudiés les teneurs en phosphates variaient d'une façon très nette durant le cycle annuel (tabl. III, fig. 1—5).

En avril, au début des investigations la concentration des phosphates ne dépassait pas 1 mg/l, ce qui était probablement le résultat de l'utilisation des phosphates par les algues en croissance. Le 29.IV. un maximum de la teneur en phosphates s'élevant à 1,3 mg/l PO_4 fut noté dans le bassin Chirocephalusowy. L'eau du bassin Efemeryczny possédait 0,6 mg/l PO_4 tandis que les eaux des autres mares contenaient encore moins de phos-

T a b l e a u III

Teneur en phosphates PO_4 *mg/l dans les eaux des bassins investigués

Bassin	Date																
	29 IV 1956	14 V 1956	27 V 1956	15 VI 1956	23 VI 1956	12 VII 1956	20 VII 1956	5 VIII 1956	20 VIII 1956	27 VIII 1956	14 IX 1956	11 X 1956	15 XI 1956	22 XI 1956	20 I 1957	21 II 1957	16 IV 1957
Komerowy	0,50	0,39	0,52	1,12	1,40	x	0,10	x	x	0,30	x	0,10	0,05	0,25	1,00	1,50	41,6
Cyrkowy	0,14	1,30	0,64	1,10	1,60	3,60	1,00	0,50	1,10	1,60	0,50	0,50	1,00	1,00	1,18	0,50	0,25
Rzęsisty	0,20	1,40	1,12	0,66	2,20	2,40	0,15	2,00	1,20	0,30	0,20	0,05	0,05	0,25	0,50	0,25	0,00
Leśny	0,17	0,38	2,60	x	1,40	3,00	0,10	0,50	1,20	0,60	0,40	0,50	1,00	1,50	2,50	0,50	0,25
Szczaniowy	0,18	0,24	1,32	x	2,00	3,60	0,05	0,50	1,20	0,50	0,40	0,05	0,07	1,00	3,00	0,25	0,50
Gospodarski	0,31	1,50	1,32	1,40	5,20	4,80	1,50	1,00	0,60	0,60	0,60	0,10	0,35	3,00	5,00	0,20	0,00
Trójkątny	0,22	0,40	1,00	x	1,20	1,40	0,50	0,50	0,50	0,80	0,20	1,00	0,05	0,50	0,10	0,00	0,00
Turzykowy	0,18	0,36	0,24	0,56	0,80	0,80	0,10	0,20	0,15	0,30	0,20	0,05	0,05	0,25	0,50	0,10	0,00
Staży	0,16	0,16	0,40	0,56	0,60	0,90	0,05	0,05	0,20	0,20	0,20	traces	0,02	0,05	0,10	0,10	0,00
Osemkowy	0,28	0,38	1,16	1,80	2,80	x	0,05	1,10	0,80	0,30	0,20	0,05	traces	0,20	0,20	0,25	0,00
Olszynkowy	-	0,45	0,60	x	x	x	0,50	1,25	0,60	0,40	0,40	0,10	0,40	-	0,25	0,10	0,10
Krzyszczkowy	0,16	0,34	-	0,48	0,60	0,80	0,01	0,30	0,15	0,40	0,20	0,05	traces	0,30	0,50	0,00	0,10
Kfemeryczny	0,60	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2,00	0,25	1,00	0,00	0,00	0,00
Huczkowy	0,32	1,75	-	2,40	2,80	3,00	1,75	1,50	0,80	1,00	1,00	1,50	2,00	1,50	1,50	0,75	0,30
Chirocephalusowy	1,30	x	x	x	x	x	1,50	x	x	1,00	0,80	1,50	2,00	3,00	-	0,50	0,25
Swierkowy	-	-	1,20	1,20	1,80	3,40	1,50	1,50	0,80	0,80	-	0,10	0,05	0,60	1,50	0,10	0,00
Romantyczny	-	-	7,60	6,50	11,0	x	2,50	x	x	x	x	1,00	3,00	4,00	9,00	0,50	2,00

x - désigne un bassin desséché

phates (tabl. III). Il est probable que dans les deux premiers bassins il s'est produit une plus forte concentration des substances dissoutes en raison du dessèchement rapide de ces bassins. Le 14.V. les bassins Efemeryczny et Chirocephalusowy ont été entièrement mis à sec.

Au mois de mai la teneur en phosphates augmente dans tous les bassins, dans beaucoup de bassins elle dépasse 1 mg/l PO_4 et atteint 2,6 mg/l

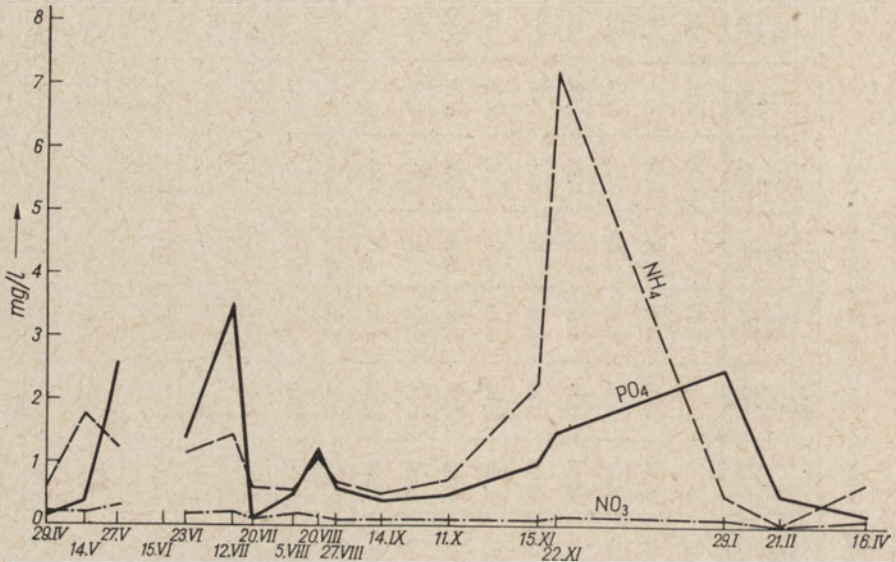


Fig. 1. Teneur en ammoniacque, nitrates et phosphates dans les eaux du bassin Leśny pendant la période 29.IV.56—16.IV.57. L'interruption de la courbe correspond au dessèchement du bassin.

dans le bassin Leśny (fig. 1). La concentration des phosphates du bassin Romantyczny, qui fut alors inclu dans les recherches, dépassait amplement celle des autres (7,6 mg/l). L'augmentation de la teneur en phosphates en cette période peut être l'indice de la minéralisation du plancton printanier. L'analyse du 27.V. a précédé un dessèchement de courte durée des bassins: Leśny, Szczawiowy, Trójkątny, ce qui, en raison des pertes graduelles d'eau, a encore accentué la hausse de la concentration des phosphates dans ces bassins. La concentration des phosphates dans les eaux des bassins augmentait encore durant le premier mois d'été, en juin (tabl. III, fig. 2). La teneur très élevée en phosphates atteignait alors dans certains bassins le maximum annuel: dans le bassin Gospodarski on notait 5,2 mg/l PO_4 , dans le bassin Romantyczny jusqu'à 11 mg/l PO_4 . Dans les autres bassins la valeur annuelle maximale de la concentration des phosphates a été notée un peu plus tard, le 12.VII, et correspondait à 3,6

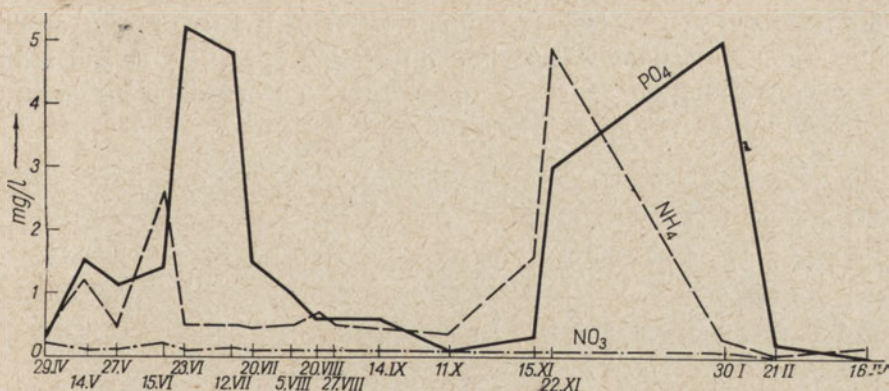


Fig. 2. Teneur en ammoniacque, nitrates et phosphates dans les eaux du bassin Gospodarski entre le 29.IV.56 et le 16.IV.1957.

mg/l pour les bassins Cyrkowy et Szczawiowy et 3,4 mg/l pour le Świerkowy.

La concentration maximale des phosphates des eaux des bassins étudiés correspond à la période de leur dessèchement. La moitié des bassins étudiés étaient à sec de 3 jours (Ósemkowy et Leśny) jusqu'à 150 jours (Efemeryczny) (tabl. I). L'augmentation de la concentration des phosphates et la diminution des teneurs en ammoniacque avant le dessèchement des bassins sont caractéristiques pour tous les cas observés (fig. 1, 3). Les substances ammoniacales sont volatiles et peuvent évidemment s'échapper avec la vapeur d'eau durant une évaporation intensive. Les phosphates au contraire, subissent dans ce cas une concentration ce qui indiquerait une certaine dépendance entre les variations du niveau des bassins et leurs teneurs en PO₄. Cette supposition est confirmée par le fait que l'analyse du 20.VII, faite après une pluie abondante a démontré une baisse significative de la concentration des phosphates (tabl. III, fig. 4).

Au mois d'août on observe dans certains bassins une hausse de la concentration des phosphates: dans le Cyrkowy elle est nette et atteint jusqu'à 2 mg/l PO₄ dans les bassins Rzęsisty, Leśny, Szczawiowy, Ósemkowy et Olszynkowy elle dépasse 1 mg/l PO₄. Dans les bassins Gospodarski, Huczkowy et Świerkowy on observe un prolongement du maximum précédent de juillet (tabl. III). Le deuxième maximum estival peut être causé par le dessèchement des bassins et la diminution du volume de l'eau. Ainsi, par exemple la profondeur du bassin Ósemkowy le 6.VIII était seulement de 26,5 cm.

L'augmentation de la teneur en phosphates a eu peut être lieu après une période d'épanouissement du plancton, c'est à dire après la mort d'une grande quantité de cellules. La période automnale qui dure à partir de septembre jusqu'à la congélation des bassins (ce qui a eu lieu environ

le 8 novembre) se caractérise par une relativement faible teneur en phosphates dissolubles dans les bassins en question (tabl. III), ce qui indique que la consommation de ces composés dure encore dans les eaux des bassins et que la vie y est intense.

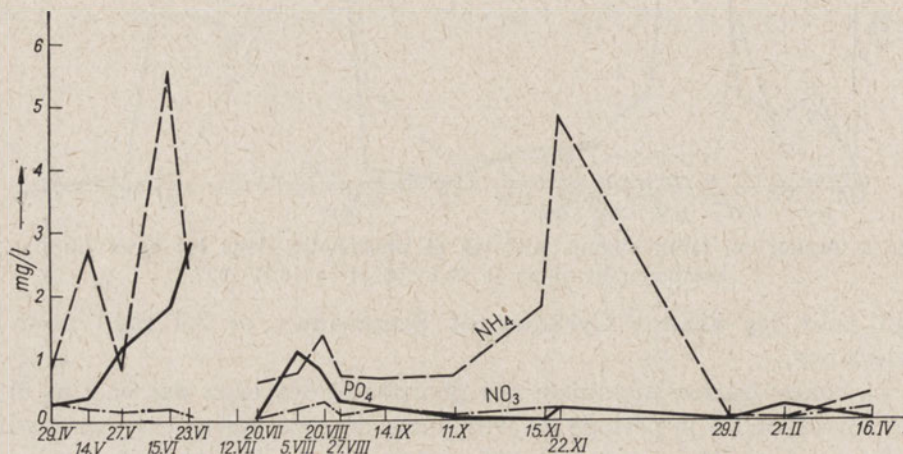


Fig. 3. Teneur en ammoniacque, nitrates et phosphates dans les eaux du bassin Osemkowy entre le 29.IV.56 et le 16.IV.57. L'interruption de la courbe correspond au dessèchement du bassin.

En cette période ce sont les bassins: Trójkątny (fig. 5), Efemeryczny, Huczkowy, Chirocephalusowy et Romantyczny qui se distinguent par leur teneur élevée en phosphates. Depuis le 15.XII. jusqu'au 21.II les échantillons d'eau étaient puisés dessous la couche de glace. La période de stagnation hivernale n'était pas constante, elle a été interrompue quelques fois par des dégels ce qui n'a pas été sans influencer le chimisme des eaux. On peut supposer que pendant cette période la teneur en phosphates était la résultante de deux facteurs exerçant un effet opposé: d'une part la décomposition des matières organiques qui augmente la quantité des phosphates et de l'autre l'augmentation du volume des eaux durant les dégels et la pluie qui fait baisser la teneur des eaux en phosphates.

Jusqu'au 20.I la décomposition des matières organiques était dominante et l'analyse des eaux des petits bassins démontrait alors des concentrations élevées des phosphates. Dans le bassin Romantyczny leur teneur atteignait 9 mg/l PO₄, dans le Gospodarski — 5 mg/l PO₄ (fig. 2). Les bassins Szczawiowy et Leśny possèdent à la fin de janvier des concentrations élevées de phosphates 3 mg/l PO₄ et 2,5 mg/l PO₄ (tabl. III). L'analyse du 21.II par contre, note une baisse des teneurs en phosphates à la suite de leur dilution causée par l'augmentation du volume de l'eau des bassins (tabl. III, fig. 1 et 2). En avril la baisse des teneurs en phos-

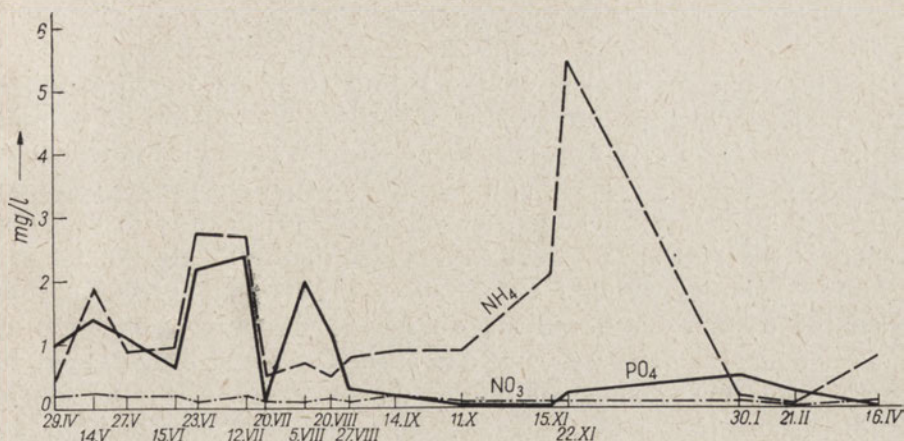


Fig. 4. Teneur en ammoniaque, nitrates et phosphates dans les eaux du bassin Rzesisty entre le 29.IV.56 et le 16.IV.57.

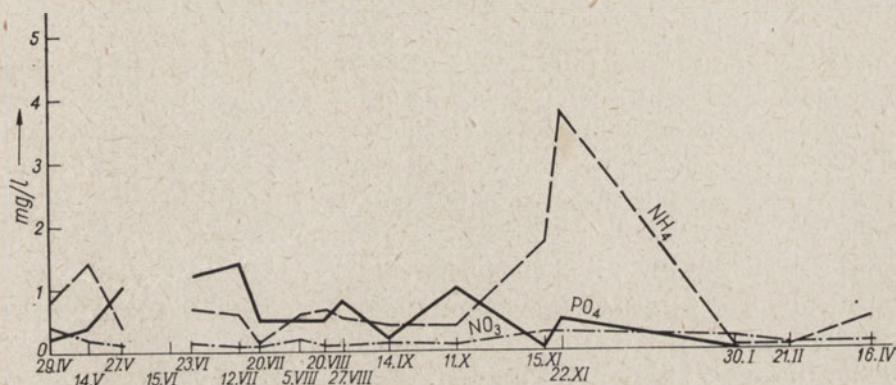


Fig. 5. Teneur en ammoniaque, nitrates et phosphates dans les eaux du bassin Trójkatny entre le 29.IV.56 et le 16.IV.57. L'interruption de la courbe correspond au dessèchement du bassin.

phates continue dans la majorité des bassins et tombe à des valeurs minimales pour toute la période investiguée (tabl. III). La décroissance de la quantité des phosphates solubles peut être expliquée par le développement des organismes végétaux qui épuisent les réserves des phosphates. Quoique le manque de données concernant le phytoplancton ne nous permet pas de démontrer une dépendance directe entre la quantité des phosphates dans les bassins investiguée et la quantité des algues, qui s'exprime par un rapport inversement proportionnel (Atkins 1923, Damas 1937, Weimann 1935, Yoshimura 1932 et autres).

Ammoniaque, Nitrites, Nitrates

Dans les eaux des bassins étudiés l'azote ammoniacal représente la grande majorité de l'azote minéral. Les variations annuelles de ce composé ont très larges. Au début des recherches en avril 1956 la teneur en $N(NH_4)$ ne dépassait pas 0,82 mg/l. Au mois de mai la concentration des composés ammoniacaux a augmenté dans tous les bassins et a atteint 2.7 mg/l $N(NH_4)$ dans le bassin Ōsemkowy (tabl. IV, fig. 3). Ce fait peut être expliqué par la minéralisation des détritiques organiques de l'année précédente. Cette période de hausse de la concentration de l'azote ammoniacal dans les eaux des bassins est très brève et en fin de mai sa teneur retombe au niveau du 29.IV. En cette période on peut distinguer le bassin Cyrkowy, dans lequel l'accumulation des substances ammoniacales a commencé plus tard et où le premier maximum de leur concentration correspond à la moitié de juin. La teneur en $N(NH_4)$ dans ce bassin était alors de 3,34 mg/l. On peut donc présumer que le bassin Cyrkowy est entré plus tard dans la période du métabolisme biochimique. Ce bassin se trouve dans une cuvette forestière et est plus isolé que le reste des bassins des changements du climat. Dans quelques bassins on observe une deuxième hausse de la teneur en azote ammoniacal (tabl. IV). Ce maximum estival a lieu dans la deuxième quinzaine de juin et atteint un niveau élevé: dans le Ōsemkowy 5,5 mg/l ($N(NH_4)$), dans le Komarowy 6 mg/l, dans le Romantyczny 7,4 mg/l. Le bassin Romantyczny a commencé à être étudié seulement à partir du 27.V, il est donc difficile d'interpréter sa haute teneur en azote ammoniacal. Dans les bassins Huczkowy, Krzaczkowy, Gospodarski et Rzęsisty les concentrations de l'azote ammoniacal se maintenaient dans les limites de 2,38 à 2,76 mg/l $N(NH_4)$. Quant au bassin Cyrkowy il est encore en retard: son deuxième maximum de teneur en azote ammoniacal survient seulement le 20.VII (tabl. IV).

Le maximum estival est certainement causé par la mort d'une grande quantité d'organismes aquatiques et leur minéralisation. Comme il est connu la minéralisation libre plus rapidement les phosphates que les composés de l'azote ce qui est probablement la cause du manque de synchronisation du maximum des teneurs en phosphates et en azote ammoniacal. La rapidité de leur utilisation est aussi différente car l'assimilation des phosphates par les végétaux est aussi plus rapide que celle de l'azote ammoniacal.

Dans la période du 20.VII au 11.X les teneurs en azote ammoniacal des eaux des bassins étudiés ne démontraient pas de variétés et se maintenaient à un niveau assez bas. Uniquement le 20.VIII. dans les bassins Leśny

T a b l e a u IV

Teneur en ammoniacque (N/NH_4) mg/l dans les eaux des bassins investigués

Bassin	Date																
	29 IV 1956	14 V 1956	27 V 1956	15 VI 1956	23 VI 1956	12 VII 1956	20 VII 1956	5 VIII 1956	20 VIII 1956	27 VIII 1956	14 IX 1956	11 X 1956	15 XI 1956	22 XI 1956	20 I 1957	21 II 1957	16 IV 1957
Komarowy	0,76	1,70	0,85	6,04	3,32	x	0,60	x	0,70	x	x	0,76	2,30	5,40	0,26	0,10	0,54
Cyrkowy	0,70	0,85	2,38	3,34	1,74	0,94	1,40	0,76	0,50	0,98	0,82	0,80	5,48	0,13	0,05	0,50	
Breśisty	0,46	1,90	2,90	0,98	2,76	2,72	0,50	0,74	0,80	0,50	0,90	0,90	5,52	0,16	0,06	0,80	
Leśny	0,60	1,80	1,24	x	1,14	1,44	0,60	0,58	0,70	1,12	0,52	0,75	2,32	0,50	0,04	0,70	
Szczawiony	0,50	1,45	0,60	x	0,80	0,60	0,60	0,60	0,60	0,90	0,34	0,50	2,00	0,27	0,02	0,60	
Gospodarski	0,34	1,20	0,46	2,60	0,48	0,48	0,46	0,48	0,70	0,50	0,42	0,35	1,60	0,27	0,02	0,15	
Trójkatny	0,80	1,40	0,40	x	0,68	0,60	0,15	0,60	0,55	0,66	0,42	0,40	1,70	0,05	0,03	0,50	
Tursycowy	0,34	0,50	0,32	0,52	0,38	0,72	0,20	0,42	0,42	0,52	0,28	0,35	1,42	0,05	0,02	0,24	
Staly	0,20	0,85	0,20	0,38	0,38	0,38	0,40	0,28	0,20	0,28	0,08	0,15	1,20	0,02	0,02	0,16	
Osemkowy	0,82	2,70	0,80	5,32	2,38	x	0,60	0,76	0,70	1,38	0,66	0,70	1,80	0,05	0,03	0,42	
Olaszynkowy	1,20	1,20	0,26	x	x	x	0,60	0,32	0,48	0,48	0,44	0,30	1,80	0,07	0,02	0,18	
Krzesełkowy	0,30	1,00	x	2,46	0,66	0,44	0,30	0,30	0,40	0,92	0,34	0,35	1,70	0,06	0,02	0,34	
Kłameczyzny	0,64	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,70	1,58	0,07	0,03	0,22	
Huczkowy	0,30	1,50	x	2,38	0,98	0,46	0,60	0,34	0,78	0,30	0,28	0,55	1,20	0,05	0,02	0,22	
Chirocephalusowy	0,48	x	x	x	x	x	0,36	x	0,60	x	0,36	1,00	2,32	0,06	0,04	0,45	
Świerkowy	0,40	0,32	0,40	0,32	0,34	0,52	0,30	0,38	0,24	0,25	0,20	0,20	1,10	0,06	0,01	0,14	
Romanyczyn	2,70	7,42	2,70	7,42	3,12	x	1,10	x	x	x	x	1,20	5,90	0,62	0,07	1,12	

x - désigne un bassin desséché

et Ósemkowy et le 11.X dans le Romantyczny et le Chirocephalusowy une augmentation de la teneur en substances ammoniacales s'est produite (tabl. IV) indiquant une intensification de l'ammonification. Dans la période de l'été des différences entre les différents types de bassins se sont dessinées. Les eaux des bassins champêtres non ombragés possédaient en général des teneurs en azote ammoniacal inférieures à celles des autres bassins (tabl. IV).

Dès la moitié de novembre la concentration de l'azote ammoniacal a commencé à croître atteignant vers la fin du mois dans presque tous les bassins son maximum annuel. Ainsi par exemple le Leśny possédait 7,2 mg/l $N(NH_4)$, le Romantyczny en avait 8,72. Ce n'est que pour les bassins Ósemkowy et Komarowy que le maximum automnal ne fut pas en même temps le maximum annuel étant données les teneurs supérieures en ammoniacque dans ces bassins durant la période estivale. Dans le bassin Ósemkowy l'eau contenait le 22.XI. 4,82 mg/l $N(NH_4)$ tandis que le 15.VI elle en avait 5,32 (fig. 3).

Dans le bassin Komarowy la concentration des substances ammoniacales était de 5,40 mg/l $N(NH_4)$, le 22.XI. et 6,04 mg/l $N(NH_4)$ le 15.VI. Il faut souligner que le maximum annuel de l'azote ammoniacal à la fin de novembre était très élevé même dans les eaux des bassins qui ne se distinguaient pas en général par leur richesse en substances ammoniacales était de 5,40 mg/l $N(NH_4)$, le 22.XI. et 6,04 mg/l $N(NH_4)$ le 15.VI. Il l'eau du bassin Świerkowy accomplie le 15.XI a démontré 1,1 mg/l $N(NH_4)$, celle du 22.XI 5,14 mg/l $N(NH_4)$, tandis qu'aucune des autres analyses effectuées dans ces bassins n'a démontré de valeurs dépassant 0,52 mg/l $N(NH_4)$.

Le bassin Stały a également subi une forte hausse de la teneur en azote ammoniacal. Le 15.XI on notait 1,2 mg/l $N(NH_4)$, une semaine plus tard le 22.XI on déterminait une concentration de 5 mg/l $N(NH_4)$, les analyses précédentes ne dépassaient pas 0,85 mg/l $N(NH_4)$. La minéralisation était aussi intensive dans les bassins forestiers que dans les bassins champêtres (fig. 1, 4 et 2,5). Il faut mentionner qu'au début de novembre les bassins se sont couverts d'une couche de glace et sont donc entrés dans la période de stagnation hivernale. La hausse des teneurs en azote ammoniacal observée du 15 au 22 novembre s'est justement effectuée sous la couverture de glace. En janvier et en février on note une baisse importante des concentrations de l'azote ammoniacal qui atteignent alors leur minimum annuel (fig. 3 et 5, tabl. IV). Le changement des conditions thermiques a causé une diminution de la teneur en ammoniacque. Au début de 1957 il y a eu quelques dégels et à la fin de février la glace n'occupait que la partie centrale des bassins.

Le 21.II on a observé un minimum annuel de la teneur en azote ammoniacal d'un ordre de centièmes parties du milligramme. Seul le bassin Komarowy contenait 0,1 mg/l $N(NH_4)$ ce qui constituait également le minimum annuel de ce bassin (tabl. IV). Au printemps après la fonte de la glace on note une nouvelle hausse de la concentration de l'ammoniaque dans les bassins qui dépasse celle du printemps et le cycle annuel se ferme avec des valeurs proches des valeurs de l'année précédente. En général on observe une augmentation des teneurs en azote ammoniacal du printemps jusqu'à la période de stagnation hivernale.

Les teneurs en nitrites des eaux des bassins étudiés étaient en général inférieures aux concentrations déterminables. Quelques fois on a pu établir la présence des traces de nitrite. Une fois seulement le 20.II.1957 on a trouvé dans le bassin Romantyczny une teneur en nitrites de 1,6 mg/l.

Ces résultats permettent de constater une amplitude de variation des concentrations des nitrites de 0 à 1,6 mg/l ce qui n'est pas essentiel pour la caractéristique des bassins. Le trait caractéristique de ces eaux, comme il en résulte de ces observations, est l'absence de nitrites en quantités déterminables à part les exceptions décrites ci-dessus. Les eaux des petits bassins de la forêt de Kampinos (Fischer 1960) contenaient par contre durant toute la période annuelle d'observations des concentrations allant de traces à la teneur de 0,5 mg/l $N(NO_2)$. Quant aux nitrates le graphique de leurs concentrations dans les petits bassins de Mikołajki se caractérise par une certaine uniformité (fig. 1—5). Dans la majorité des cas la teneur s'exprime par une valeur de 0,1 mg/l $N(NO_3)$. Au printemps 1956 on a noté dans le bassin Trójkątny les concentrations maximales atteignant 0,4 mg/l $N(NO_3)$ (fig. 5). Le 29.IV les bassins: Cyrkowy, Krzaczkowy, Efemeryczny Huczkowy, Chirocephalusowy et Komarowy détiennent également leur valeur maximale de concentration des nitrates. Ce niveau maximal se maintient jusqu'à la fin de mai. Dans d'autres bassins le maximum annuel de la teneur en nitrates correspond à la moitié de mai comme par exemple dans le Rzęsisty et le Stały. Le bassin Leśny s'est avéré le plus tardif et le maximum annuel y a été noté le 27.V (fig. 1).

Pendant la période estivale les teneurs en nitrates dans presque tous les bassins ont subi des légères fluctuations (tabl. V, fig. 4) et en fin de compte le niveau des nitrates s'est trouvé abaissé en rapport à la période vernale. La période automnale n'apporta pas de grands changements. A la mi-novembre on a noté dans les bassins Trójkątny et Osemkowy une hausse infime de la teneur en nitrates (fig. 3 et 5).

Pendant la stagnation hivernale de novembre jusqu'à février une baisse très légère des nitrates s'est produite due probablement à leur réduction. A la fin du février après une fonte partielle de la glace on a noté le minimum annuel des nitrates: dans presque tous les bassins leur concen-

Tableau V

Teneur en nitrates N/NO_3 /mg/l dans les eaux des bassins investigués

Bassin	Date																
	29 IV 1956	14 V 1956	27 V 1956	15 VI 1956	23 VI 1956	12 VII 1956	20 VII 1956	5 VIII 1956	20 VIII 1956	27 VIII 1956	14 IX 1956	11 X 1956	15 XI 1956	22 XI 1956	20 I 1957	21 II 1957	16 III 1957
Komorowy	0,3	0,3	0,3	0,2	0,15	x	0,1	x	x	0,15	x	0,1	0,1	0,15	0,1	0,0	0,1
Cyrkowy	0,3	0,25	0,1	0,15	0,1	0,2	0,05	0,2	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Rzęsisty	0,2	0,25	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,15	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Leśny	0,2	0,2	0,3	x	0,15	0,2	0,1	0,2	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,15	0,1	0,0	0,1
Szczawiewy	0,2	0,25	0,2	x	0,15	0,2	0,25	0,2	0,1	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Gospodarski	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Trójkątny	0,4	0,2	0,15	x	0,15	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,15	0,1	0,3	0,2	0,1	0,2	0,2
Turzykowy	0,1	0,2	0,1	0,1	0,15	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Stęży	0,1	0,3	0,1	0,15	0,15	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	traces	0,1	0,0	0,1	0,1
Oseńkowy	0,3	0,2	0,15	0,2	0,1	x	0,05	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,2	0,2
Olszynkowy			0,2	x	x	x	0,1	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1
Krzędkowy	0,3	0,1		0,15	0,1	0,1	0,05	0,1	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Kfemaryczny	0,3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Huczowy	0,3	0,2		0,2	0,1	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,15	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Chirocephalusowy	0,3	x	x	x	x	x	0,1	x	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1		0,0	0,1	0,1
Swierkowy			0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05	0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Romantyczny			0,2	0,25	0,2	x	0,1	x	x	x	x	0,15	0,2	0,2	0,0	0,0	0,2

x - désigne un bassin desséché

tration est tombée au zéro analytique (tabl. V). Seuls les eaux des bassins Trójkątny et Huczkowy détenaient 0,1 mg/l N(NO₃). Au printemps 1957 la teneur en nitrates a augmenté mais n'a pas atteint le niveau de l'année précédente (tabl. V).

Discussion

Je n'ai pas trouvé dans les publications hydrochimiques qui me sont accessibles d'exemple d'un cours aussi compliqué des courbes de la teneur en phosphates que celui des courbes des bassins étudiés.

Cela s'explique probablement par le manque de recherches chimiques des petits bassins typiques. Néanmoins, du point de vue du diapason des variations quantitatives des phosphates dans les périodes données de l'année, les bassins de Mikołajki sont en certains points semblables aux autres objets des investigations hydrochimiques décrites dans la littérature hydrobiologique. Le bassin de la forêt de Kampinos (Fischer 1961) était riche en phosphates pendant la stagnation hivernale tout comme les bassins de Mikołajki. La tombée de la teneur en phosphates durant la période prévernale est semblable dans les bassins comparés.

Yoshimura (1932) a observé une hausse au mois de mai de la quantité des phosphates à Takasuka Pond tout comme cela se produit dans les bassins de Mikołajki. L'auteur estime que des quantités importantes de phosphates peuvent pénétrer dans les bassins avec l'eau s'écoulant du sol durant les pluies printanières.

Il est fort possible que certains de nos bassins possédant un écoulement comme par exemple le Trójkątny et l'Osemkowy ainsi que le Rzęsisty et le Cyrkowy, qui subissent l'influence de leurs régions d'alimentation, peuvent contenir des phosphates allochtoniques. La quantité des phosphates dépend aussi du caractère du sol (Hutchinson 1957), mais en rapport aux bassins étudiés, cela ne peut avoir de signification que pour ceux d'entre eux sur lesquels la région d'alimentation exerce une plus grande influence. De ce point de vue les petits bassins démontrent sans doute une grande variété. Dans les petits bassins le maximum annuel de la teneur en phosphates a été observé en juillet.

On constate que l'occurrence de ce maximum annuel en été est caractéristique pour les bassins peu profonds (tabl. III et fig. 3).

Kurasige (1933) a noté des grandes quantités de phosphates dans cette période de l'année dans une fosse peu profonde remplie d'eau. Weimann (1935) aussi communique que dans l'étang Poppeldorf en juillet 1933 et 1934 on a noté le maximum annuel des phosphates. Les maximums annuels des phosphates dans cet étang concernent la couche tropholitique, dans la couche trophogène on n'a trouvé que des quantités

minimes de ces composés. A Takasuka Pond (Yoshimura 1932) les quantités maximales des phosphates apparaissent en juillet dans l'hypolimnion. Dans les couches superficielles des grands lacs il se produit également un épuisement total des phosphates qui sont utilisés par le phytoplancton. Les couches de fond des lacs peuvent néanmoins atteindre leur maximum de teneurs en phosphates (Mortimer 1940 et autres).

Dans les lacs les variations des concentrations des phosphates sont liées en général aux périodes de développement du phytoplancton et, plus tard, au cours intensif de la minéralisation. Dans le cas de nos petits bassins, le maximum annuel des phosphates correspond au dessèchement des mares par suite de l'évaporation graduelle de leurs eaux. Dans les lacs et les bassins profonds la minéralisation automnale des matières organiques ainsi que l'augmentation de la quantité des phosphates est très intense. D'après Mortimer (1940) dans le Esthwaite Water la hausse automnale de la quantité des phosphates se produit vers le 15 septembre. A Takasuka Pond (Yoshimura 1932) le niveau des phosphates s'élève au début d'octobre.

Dans les petits bassins investigués la minéralisation automnale s'exprime par des valeurs peu élevées de la teneur en phosphates et ce n'est que durant la stagnation hivernale que la hausse de la concentration des phosphates se produit (fig. 1,2).

En général, la teneur en phosphates de l'eau des bassins étudiés varie entre 0 et 11 mg/l PO_4 . Ce fait permet de constater que ces bassins sont très riches en phosphates en comparaison avec d'autres petits bassins mentionnés ci-dessous, avec les étangs à carpes, et les lacs.

Leloup, Jacquemart et Van Meel (1954) rapportent les résultats des dosages des concentrations des phosphates des eaux de quelques bassins permanents des environs de Liège; les teneurs en phosphates de ces bassins varient de 0 à 1,00 mg/l. D'après Pacaud qui a étudié quelques petits bassins de France (1939), l'amplitude des variations quantitatives des phosphates va de 0,015 à 7,8 mg/l P_2O_5 . La teneur en phosphates d'un bassin de la forêt de Kampinos (Fischer 1961) durant la courte période d'observations (2.III.60—6.IV.60) ne dépasse pas 1,8 mg/l PO_4 .

Dans l'étang Poppeldorf (Weimann 1935) la teneur en phosphates se maintient dans les limites de 0,005 à 1,00 mg/l PO_4 . Les eaux des étangs de Pologne contiennent une quantité de phosphates allant de 0,00 à 4,00 mg/ PO_4 (K. Stangenberg-Oporowska 1961). D'après les données de M. Stangenberg (1936) l'amplitude des variations de la teneur en phosphates des couches du fond des lacs du district de Suwałki ne dépasse pas 0—0,25 mg/l PO_4 . Les eaux des lacs des environs de Giżycko (Gieysztor et Odechowska 1958) contiennent de 0,06

à 1,36 mg/l PO_4 . Il est notable que ce travail concerne également des lacs très peu profonds et petits du type d'étangs naturels. Les résultats présentés dans ce travail concernant les petits bassins de Mikołajki constituent un matériel qu'il est difficile à comparer avec les résultats obtenus pour la concentration des phosphates dans les eaux des lacs.

Les nombreux travaux concernant la teneur en phosphates dans les bassins profonds font remarquer une stratification chimique verticale et des différences entre les teneurs en PO_4 de la couche superficielle et de celle du fond. Ainsi par exemple dans le lac Takasuka Pond étudié par Y o s h i m u r a (1936) la couche superficielle ne contient presque pas de phosphates tandis que celle du fond, à une profondeur de 6 m en contient 0,8 mg/l PO_4 . Je pense qu'en comparant la teneur en phosphates des petits bassins et des lacs on doit prendre avant tout en considération les couches profondes de ces derniers qui caractérisent le mieux leur chimisme (S t a n g e n b e r g 1936).

On peut présumer que dans les petits bassins il n'y a pas de différences essentielles entre la couche superficielle et celle du fond. Les organismes végétaux y sont aussi bien représentés dans la couche du fond, (Czosnowski 1952) ils sont donc capables d'assimiler à tous les niveaux. Il en résulte que dans la couche du fond les phosphates peuvent aussi bien être produits qu'utilisés.

Les concentrations moyennes des phosphates des bassins étudiés possèdent des valeurs élevées (tabl. VI). Le bassin Romantyczny domine de ce point de vue les autres bassins. Il est probable que ce fait s'explique par la grande quantité de feuilles qui tombent dans ce bassin ainsi que par le bétail pâturant dans ses entourages.

Cherchant les raisons de l'abondance des phosphates dans nos bassins il faut considérer quelques facteurs. Ces causes ne se révèlent pas nettement. Entre autres la circulation fréquente de l'eau extrayant toutes les réserves des phosphates solubles peut avoir une certaine influence. La rapidité du métabolisme est aussi bien plus élevée dans les petits bassins étant données les températures élevées qui y dominent (G i e y s z t o r 1934). Comme on le sait de la caractéristique thermique des petits bassins des températures élevées y règnent pendant la longue période du printemps jusqu'à l'automne ce qui doit causer une circulation intensive des composés du phosphore.

A part cela il semble que les conditions régnant dans les bassins étudiés y favorisent un avantage de phosphates solubles en rapport aux phosphates insolubles. La présence de grandes quantités d'acide sulphydrique, détectables au papier de plomb et par son odeur, bloque les ions de fer et limite à un certain point ses possibilités de former des composés avec les phosphates (E i n s e l e 1936, 1938). Le reste des cations libres du

Tableau VI

Teneur moyenne en phosphates, ammoniacque et nitrates mg/l dans les eaux des bassins investigués

Bassin	PO ₄ ³⁻	Bassin	N/NH ₄ /	Bassin	N/NO ₃ /
Romantyczny	4,71	Romantyczny	3,10	Romantyczny	0,18
Gospodarski	1,62	Komorowy	1,79	Trójkątny	0,17
Huczkowy	1,55	Osemkowy	1,50	Komorowy	0,16
Chirocephalusowy	1,32	Cyrkowy	1,33	Osemkowy	0,16
Cyrkowy	1,03	Rzęsisty	1,34	Szczawiowy	0,14
Leśny	1,03	Leśny	1,33	Leśny	0,14
Swierkowy	1,04	Efemeryczny	1,30	Rzęsisty	0,13
Szczawiowy	0,93	Chirocephalusowy	1,23	Cyrkowy	0,13
Rzęsisty	0,76	Szczawiowy	0,99	Huczkowy	0,12
Efemeryczny	0,62	Huczkowy	0,92	Chirocephalusowy	0,11
Osemkowy	0,58	Krzaczkowy	0,90	Krzaczkowy	0,11
Trójkątny	0,52	Gospodarski	0,87	Olszynkowy	0,10
Komorowy	0,46	Trójkątny	0,79	Turzykowy	0,10
Olszynkowy	0,43	Swierkowy	0,72	Efemeryczny	0,10
Krzaczkowy	0,27	Turzykowy	0,71	Stały	0,10
Turzykowy	0,27	Stały	0,60	Swierkowy	0,09
Stały	0,21	Olszynkowy	0,51	Gospodarski	0,05

fer peut former avec les phosphates des composés soit solubles soit insolubles, ce qui dépend du potentiel redox. La faible teneur de l'eau en oxygène favorise la formation de phosphates ferreux qui sont bien solubles. Dans la période de hausse de la teneur en oxygène les phosphates ferreux se précipitent sous forme de phosphates ferriques insolubles. La quantité des phosphates solubles varie donc en dépendance du potentiel redox. Stangenberg (1936) a constaté, que les teneurs en phosphates des lacs riches en oxygène sont en général bien inférieures à celles des lacs possédant un large déficit d'oxygène.

Les résultats des analyses chimiques des eaux des lacs des environs de Giżycko (Gieysztor et Odechowska 1958) indiquent une dépendance de la teneur en phosphates du potentiel redox. Les petits bassins possèdent des potentiels redox très variés (Gieysztor 1934) et ils ont des périodes de déficit en oxygène et de hausse de sa concentration. Ces variations peuvent être la cause des changements des teneurs en phosphates.

La présence de composés de l'humus dans nos bassins estimés par la couleur intense de l'eau (tabl. II) et par l'oxygénation, peut s'opposer à l'utilisation complète des matières nutritives en général et des phosphates en particulier.

On peut donc affirmer que la dynamique des phosphates dans les eaux des petits bassins est influencée par de nombreux facteurs. La détermination de rapports exacts demande la poursuite des recherches chimiques.

Durant nos observations annuelles les teneurs en azote ammoniacal variaient de 0,01 mg/l à 8,72 mg/l $N(NH_4)$. Les quantités trouvées sont supérieures à celles qui ont été établies par Fischer (1960) pour les eaux des bassins de la forêt de Kampinos, où la teneur en azote ammoniacal ne dépassait pas durant toute l'année 4,8 mg/l et où le minimum cessait d'être détectable. Pacaud (1939) par contre, note que dans les petits bassins altérés par les animaux la teneur en azote ammoniacal atteint 15,5 mg/l. Les données chimiques publiées dans le travail de Weimann (1935) permettent d'établir une amplitude de variations de l'azote ammoniacal de l'étang Poppeldorf allant de 0,1 à 3 mg/l. Les teneurs en azote ammoniacal des étangs à carpes de Pologne varient de 0,02 à 7,8 mg/l (Stangenberg-Oporowska 1961). Les valeurs moyennes des concentrations de ce composant dans les eaux des étangs cultivés sont inférieures à celles qu'on a déterminées dans les bassins étudiés, qui sont des bassins naturels. Yoshimura (1936) rapporte des quantités importantes de l'ammoniaque — plus que 3 mg/l dans l'hypolimnon de Takasuka Pond.

D'après les données de Karcher (1939) la couche tropholitique du lac Dłużek contenait 2,3 mg/l d'azote ammoniacal.

Citons encore Ruttner (1931) qui a déterminé pour les couches de fond (28 m de profondeur) du lac Ranu Lamongan à Java une teneur en ammoniaque de 4 mg/l. Bien entendu les données qu'on vient de citer concernant les lacs sont maximales, les concentrations moyennes de ce composant y sont bien inférieures. Quant aux nitrates leur teneur dans les eaux des bassins étudiés variait de 0,0 à 0,4 mg/l $N(NO_3)$.

Dans les petits bassins de la forêt de Kampinos (Fischer 1960) la teneur en nitrates minimale de l'année était de 0,01 mg/l, la maximale était de 0,7 mg/l.

Une large amplitude de variations a été trouvée dans le bassin étudié par Weimann allant de 0 à 17 mg/l N_2O_5 .

Leloup, van Meel et Jacquemart (1954) ont déterminé dans les petits bassins des environs de Liège des teneurs en nitrates dans les limites de 1,25 à 6,63 mg/l $N(NO_3)$.

Les observations durant les 24 hrs. et les observations annuelles des eaux de ces bassins leur ont permis de constater que la teneur en nitrates dépend de la teneur en oxygène dissous. Cette dépendance devient surtout très nette dès la fin de l'assimilation.

Le bassin de Colonster d'après un autre travail de ces auteurs (Jacquemart, Leloup 1958b) contenait de 11,1 mg/l à 42,05 mg/l de nitrates.

Dans les eaux des étangs à carpes de Pologne les concentrations des nitrates vont de 0,00 à 7,2 mg/l (Stangenberg-Oporowska 1961). Il faut souligner que les teneurs en nitrates des bassins des environs de Mikołajki sont très faibles en comparaison avec les quantités abondantes de l'azote ammoniacal.

La comparaison par contre avec la teneur en nitrates des eaux des lacs ne démontre pas de grande différence.

Le lac suédois Skärshult de 14 m de profondeur maximale, estimé par Gessner (1934) en tant que lac polyhumique contenait comme il en résulte des dosages chimiques de deux coupes verticales de ses eaux, des teneurs en nitrates ne dépassent pas 0,6 mg/l. La pauvreté en nitrates peut être expliquée par leur utilisation par le phytoplancton (Minder 1926, Yoshimura 1932). L'intensification des processus réductifs accompagnée par le manque d'oxygène peut être la cause de l'inhibition de la nitrification tout comme dans la couche tropholitique de l'étang Poppeldorf (Weimann 1935). Minder (1927) et Whipple (1927) ont remarqué que l'absence de l'oxygène dissous rend la nitrification impossible.

L'oxydation de l'ammoniaque cesse de se produire dès que le potentiel redox tombe au dessous de 0,4 volt (Mortimer 1940).

Kühl et Mann (1955) citant les résultats de leurs recherches sur le cours de la minéralisation des matières organiques dans des aquariums expérimentaux soulignent que la nitrification ne peut avoir lieu dans des eaux aux faibles teneurs en oxygène.

D'après ces auteurs la nitrification requère aussi la présence du calcium. L'ammoniaque peut se former grâce à des processus anaérobiques, mais les nitrates ne peuvent être formés que dans un milieu détenant de l'oxygène libre, qui probablement n'est pas présent en quantité suffisante dans les petits bassins étudiés.

La nitrification n'a pas lieu ou est très réduite en présence de concentrations importantes d'ammoniaque. L'ammoniaque résultant de la minéralisation doit être oxydé en nitrites ce qui est la condition de l'étape suivante de la nitrification.

Les fortes teneurs en ammoniaque exercent justement un effet toxique sur les bactéries de la *nitrification* (Maucha 1932, Vinogradskij 1925). En outre les nitrificateurs exigent sans aucun doute un milieu au pH neutre (Rippel 1955). La nitrification est sensible au pH de l'eau, elle est entièrement inhibée dans les milieux fortement acides.

Karcher (1931) a également constaté que dans les eaux acides la minéralisation n'atteint que le stade de l'ammoniaque.

Dans les bassins étudiés on a trouvé d'une part une forte concentration d'azote ammoniacal, et de l'autre des valeurs relativement basses du pH

(la valeur moyenne du pH est de 5,3 à 7,7) et il semble que ces facteurs font que la minéralisation s'arrête au stade de l'ammoniacque, et les formes transitives — les nitrites y sont évidemment absentes.

D'ailleurs si les faibles teneurs en nitrates avaient été causées uniquement par leur assimilation instantanée au fur et à mesure de leur production durant la période de végétation, on aurait dû noter une hausse de leurs concentrations durant la période hivernale.

Il en va de même pour les processus réductifs qui ne peuvent être uniformes durant toute l'année dans des bassins à circulation constate des eaux. Dans l'étang Poppeldorf (Weimann 1935) pendant la période de stagnation hivernale la couche trophogène possédait une teneur en nitrates supérieure à celle de la couche tropholitique.

Dans le petit lac étudié par Yoshimura (1932) la couche trophogène est plus pauvre en nitrates que la couche du fond ce qui est expliqué par l'auteur par l'utilisation des nitrates par le phytoplancton.

Les petits bassins avec lesquels j'avais affaire ne démontrent pas de ressemblance du point de vue des teneurs en nitrates ni avec le lac de Takasuka Pond, ni avec l'étang Poppeldorf. Ils contiennent beaucoup de composés de l'azote mais la majorité y est constituée par des composés ammoniacaux, plus difficiles à assimiler.

L'analyse des composés de l'azote et l'estimation de la couleur de l'eau et du pH permettraient de considérer les bassins étudiés en tant que bassins dystrophes. La teneur en phosphates, par contre, est élevée comme dans les eaux des bassins eutrophes.

Résumé des résultats

La teneur en phosphates des eaux des petits bassins étudiés varie dans les limites de 0 à 11 mg/l. Une telle amplitude des variations des teneurs en phosphates n'a pas été notée jusqu'à là dans la littérature hydrochimique des petits bassins. La valeur maximale trouvée a été de 7,8 mg/l.

Durant le cycle annuel le maximum de la teneur en phosphates a été observé entre le 23.VI- et le 12.VII. Les valeurs moyennes des phosphates varient de 0,21 mg/l dans le bassin Stały (l'unique bassin dépassant par ses dimensions un petit bassin classique et constituant un étang naturel) à 4,71 mg/l dans le bassin Romantyczny (tabl. VI).

L'amplitude des variations des teneurs en ammoniacque dans les eaux des bassins étudiés va de 0,01 mg/l à 8,72 mg/l. Sa concentration maximale notée dans la littérature était 15,5 mg/l.

La teneur moyenne en azote ammoniacal était égale à 0,51 mg/l dans le bassin Olszynkowy et à 3,10 mg/l dans le bassin Romantyczny (tabl. VI).

Les bassins étudiés se caractérisent par une hausse de la teneur en azote ammoniacal dès le printemps jusqu'à la période de la stagnation hivernale. A quelques exceptions près, leurs eaux sont entièrement dépourvues de nitrites.

En général la teneur en nitrites des petits bassins peut atteindre 0,5 mg/l.

La teneur en nitrates des eaux des petits bassins étudiés ne dépasse pas 0,4 mg/l. Dans d'autres bassins on a trouvé des teneurs en nitrates atteignant 42 mg/l. La teneur moyenne en nitrates des eaux des bassins des environs de Mikołajki va de 0,05 mg/l pour le bassin Gospodarski à 0,18 mg/l pour le Romantyczny (tabl. VI).

Les données obtenues ne permettent pas d'établir le type trophique des bassins étudiés, elles démontrent par contre une haute teneur en composés inorganiques phosphoriques et ammoniacaux accompagnée d'une absence de nitrites et d'une faible teneur en nitrates.

LITÉRATURE

1. Atkins W.R.G., 1923. The phosphate content of fresh and salt water in its relationship to the growth of algal plankton. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 13.
2. Czosnowski J., 1952. Przyczynek do znajomości hydrobiologii kałuż. *Acta Soc. Bot. Pol.*, 21, (3).
3. Damas H., 1937. La stratification thermique et chimique des lacs Kivu. Edouard et Ndalga. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 8 (3).
4. Einsele W., 1936. Über die Beziehung des Eisenkreis laufs zum Phosphat-kreislauf im eutrophen See. *Arch. Hydrobiol.*, 29.
5. Einsele W., 1938. Über chemische und Kolloidchemische Vorgänge in Eisen-phosphat-systemen unter limnochemischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. *Arch. Hydrobiol.*, 33.
6. Fischer E., 1960. Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 7 (20).
7. Fischer E., 1961. Próba charakterystyki mikrobiologicznej jednego z drobnych zbiorników okolic Warszawy w okresie zimowym (w druku).
8. Gessner F., 1934. Nitrat und Phosphat im dystrophen See. *Arch. Hydrobiol.*, 27.
9. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. *Arch. Hydrobiol. i Ryb.*, 8.
10. Gieysztor M., Odechowska Z., 1958. Observations on the Thermal and Chemical Properties of Mazurian Lakes in the Giżycko Region. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 4 (17).
11. Hutchinson G. E., 1957. *A treatise on Limnology*, 1 New York.
12. Jacquemart S., Leloup E., 1958a. *Ecologie d'une prairie marecageuse*. *Mem. Inst. Sci. nat. Belg.* (140).
13. Jacquemart S., Leloup E., 1958b. *Écologie d'une mare oligotrophe et des biotopes contigus*. *Mém. Inst. Sci. nat. Belg.* (144).
14. Karcher F., A., 1939. Untersuchungen über den Stickstoffhaushalt in ostpreussischen Waldseen. *Arch. Hydrobiol.* (35).

15. Kurasige, 1933. Spring diatom. Increase in Relation to the Nutrient Salts and the Meteorological Elements. *Geophys.* 7 (2).
16. Kühl H., Mann H., 1955. Über unperiodischen Veränderungen im Chemosmus von Süßwasseraquarien. *Zeitschr. Fisch.*, 4 (3/4).
17. Leloup E. Van Meel L., Jacquemart S., 1954. Recherches hydrobiologiques sur trois mares d'eau douce des environs de Liège. *Mém. Inst. Sci. nat. Belg.* (131).
18. Maucha R., 1932. Methoden in der Limnologie. *Die Binnengewässer*, 12.
19. Minder L., 1926. Biologisch-chemische Untersuchungen im Zürichsee. *Z. Hydrobiol.*, 3.
20. Minder L., 1927. Chemische Untersuchungen am Stausee Wäggital. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 4.
21. Mortimer C. H., 1940—41. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.*, 29, 30.
22. Pacaud A., 1939. Contribution à l'écologie des Cladocères. *Bull. biol., suppl.*, 25.
23. Rippel-Baldes A., 1955. *Grundriss der Mikrobiologie*. Berlin.
24. Ruttner F., 1931. Hydrographische und hydrochemische Beobachtungen auf Java, Sumatra und Bali. *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 8.
25. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych jeziora suwalskiego. *Inst. Bad. Lasów, Ser. A*, 19.
26. Stangenberg-Oporowska K., 1961. Studia nad chemizmem wód stawów karpowych w Miliczu. *Pol. Arch. Hydrobiol.*; 9.
27. Weimann R., 1935. Chemisch-Biologische Untersuchungen an einem Teich. *Arch. Hydrobiol.*, 28.
28. Whipple G. C., 1927. *The microscopy of drinking water*. New York.
29. Winogradskij S., 1925, Winogradskij S., 1926. *Ann. Inst. Pasteur* 39. *Ann. Inst. Pasteur*, 40.
30. Yoshimura S., 1932. Seasonal variation in content of nitrogenous compounds and phosphate in the water of Takasuka Pond, Saitama, Japon. *Arch. Hydrobiol.*, 24.

J. M o r a c z e w s k i

Differenciación ecológica de la fauna des Testacés du littoral peu profond du lac Mamry

Chaire d'Hydrobiologiae, l'Université de Varsovie

Reçu le 5.VII.1961

Introduction

Les Testacés constituent un groupe très peu étudié du point de vue écologique. Beaucoup d'auteurs néanmoins affirment qu'il existe entre eux une importante différenciation de milieu. D'après Defflandre (1928) on peut diviser les Testacés en 2 groupes principaux:

1. Espèces aérophiles — habitant les mousses et les lichens desséchants.
2. espèces hydrophiles avec deux sous-groupes: a) espèces des mousses, b) espèces typiquement aquatiques.

Les espèces du littoral du lac Mamry appartiennent à quelques exceptions près au dernier sous-groupe (Moraczewski 1961).

Kraschennikov (1922) divise les Testacés des lacs en deux groupes:

1. espèces largement représentées des petits bassins,
2. formes des lacs, qu'on peut rarement rencontrer dans les petits bassins.

Kourova (1925) différencie dans les lacs de Kossino deux groupes de milieux, suggérant ainsi l'existence de certains groupements de Testacés liés avec le genre du milieu.

Dans les autres travaux concernant la fauna des Testacés des lacs les auteurs se limitent à présenter des listes des espèces sans donner aucune interprétation (Oye 1937, Grospietsch 1957).

Jung (1938 et 1942) prête beaucoup d'attention aux problèmes écologiques, divisant le milieu habité par les Testacés en trois groupes: pessimal, extrême (extrembiotope) et optimal.

Me basant sur la spécifications des espèces Testacés (Moraczewski 1961) présentes dans le littoral du lac Mamry j'essaie dans ce travail de comparer la faune des Testacés habitant les différents milieux du littoral du lac et d'établir leurs variations durant le cycle annuel.

Ce travail fait part de l'étude du littoral des lacs dirigée par le prof. dr. M. Gieysztor.

Matériel et méthodes

Les données concernant les méthodes quantitatives en rapport aux Testacés sont très pauvres. Kourawa (1925) récoltait le matériel à l'aide d'un filet planctonique avec une gaze de moulin No 20 et de l'épuisette d'Ekman-Berge. La quantité des individus était ensuite estimée d'après une échelle d'appréciation de 5 degrés.

Jung (1942) emploie les notions abondance (Abundanz) et fréquence (Frequenz) n'indiquant pas les méthodes à l'aide desquelles il a obtenu ces valeurs.

Plus tôt, dans un travail peu connu Franken (1933) emploie les mêmes méthodes quantitatives pour les Testacés et les Desmidiaceae, utilisant des moyens et des termes proches de ceux qu'on emploie à présent dans la phytosociologie. Ce travail dépasse par son caractère moderne tous les autres travaux de cette période.

Grospietsch (1958) souligne que les études quantitatives des Testacés, indispensables pour un travail écologique moderne, exigent l'emploi de méthodes phytosociologiques.

Les investigations que j'ai effectuées à partir de mai 1957 jusqu'au mois de mai 1958 ne concernaient que la zone peu profonde du littoral, omettant la zone des prés submergés.

Les échantillons étaient prélevés avec un filet planctonique en gaze de moulin N^o 17, fixé sur un bâton et muni d'un cylindre de 30 cm³ de capacité, utilisant la méthode de „puisette”. Cette gaze, possédant des mailles de 72 μ , peut être une source de fautes car les espèces plus petites peuvent passer à travers. Il est vrai que dans le littoral le filet qui opère dans un milieu de végétation abondante et près du fond couvert de détritus, perd sa capacité maximale de filtration. Néanmoins les matériaux obtenus de cette façon doivent être considérés avec certaine réserve, car une partie des individus des espèces possédant des petites coquilles aurait bien pu ne pas être saisie.

Le périphyton était raclé chaque fois de la surface de 5 morceaux de roseaux possédant une longueur de 5 cm. Ce matériel donne l'image complète de la composition en espèces des Testacés habitant le milieu des algues du périphyton.

Chaque échantillon était examiné 3 fois: la première fois directement après le prélèvement, la deuxième-le jour suivant comme le conseille Pennard (1935) et la troisième—après avoir conservé le matériel à l'aide de la formaline 4⁰/. Chaque fois l'échantillon était soigneusement agité après quoi j'en prélevais avec une pipette soigneusement calibrée une certaine quantité d'eau dans laquelle j'effectuais au microscope le compte de tous les individus trouvés.

Etant donnée l'impossibilité de rapporter ces quantités à une surface ou à un volume définis j'ai employé une échelle d'abondance de cinq degrés. Pour établir cette échelle je me suis basé sur les méthodes phytosociologiques de Braun-Blanquet (1951) adoptées par Szafar (1959). L'échelle d'abondance a été basée sur le principe du progrès géométrique ($a, aq, aq^2, aq^3 \dots$). L'abondance désignée durant le travail en tant que A, est l'expression quantitative de la présence de l'espèce donnée. Voici l'échelle d'abondance pour les Testacés.

Classe de l'abondance (A)	Quantité d'individus où $q = 2$
+	1 (a)
1	2—3 (aq)
2	4—7 (aq^2)
3	8—15 (aq^3)
4	16—31 (aq^4)
5	32—63 (aq^5)

Dans le but de déterminer la fréquence de l'espèce dans tous les échantillons prélevés à une station donnée ou dans les séries phénologiques j'ai employé l'échelle de constance d'après Szafar (1959).

Classe de constance (K)	Présence de l'espèce dans les échantil- lons (en %)
I	0—20
II	20,1—40
III	40,1—60
IV	60,1—80
V	80,1—100

Après Szafar (1959) j'ai pris en considération l'échelle de fidélité (F) 1—5. Cette fidélité est le degré de liaison de l'espèce donnée avec le milieu investigué.

Les espèces incluses dans les classes 5—3 de l'échelle de fidélité constituent les espèces caractéristiques, la classe 2 représente les espèces indifférentes, la classe 1 — les espèces étrangères.

Pour établir les analogies et les différences entre les différents groupements de Testacés j'ai employé la taxonomie de Wrocław (Łukasiewicz 1951 et Perkal 1953) utilisée en l'antropologie et le diagramme de Czekański (1909).

Le taxonomie de Wrocław est une méthode graphique qui permet de présenter la ressemblance entre les éléments du groupement donné.

Le coefficient de probabilité de deux groupements donnés est calculé d'après la formule de Sørensen (1948):

$$P = \frac{2 \cdot c \cdot 100}{a + b}$$

où: P — coefficient de probabilité (en ‰)

c — nombre des espèces communes pour les deux groupements

a — nombre des espèces du premier groupement

b — nombre des espèces du deuxième groupement.

Deux groupements possédant la même composition d'espèces auront donc un coefficient de probabilité de 100‰.

Les groupements ne possédant aucune espèce commune ne seront pas semblables (P = 0).

Ayant ainsi calculé les coefficients de probabilité (tabl. III) j'ai établi des dendrites et des diagrammes. Le principe de la construction des dendrites consiste à joindre chaque groupement (représentée par un point) avec l'association la plus semblable. La mesure de ressemblance est la valeur du coefficient P. Etant donné que deux points ne peuvent être joints que par une seule droite un ensemble de points donnés ne donne qu'une vraie dendrite. Pendant l'élaboration technique des dendrites je me suis servi du travail de Faliński (1960).

Description des milieux

J'ai choisi 4 profils dans la zone littorale du lac Kisajno et un dans le lac Labab (les deux lacs font partie du lac Mamry). Dans le profil, au long de la ligne perpendiculaire à la côte j'ai différencié d'après la composition des associations de macrophytes et de la profondeur des milieux caractéristiques, m'appliquant à ce qu'ils soient semblables dans chacun des profils.

Profil I — Zimny Kał — situé à l'entrée de la baie au même nom se trouvant sur la côte occidentale du lac Kisajno. La côte du lac était couverte dans ce lieu par une forêt mixte et s'élevait fortement à une distance de quelques dizaines de mètres de la ligne littorale.

Profil — II Koziołek — ce profil se trouvait dans une petite baie sur la côte occidentale du lac Kisajno, au nord du profil précédent. La rive était plate, marécageuse (fondrière) inaccessible du côté de la terre.

Descriptions des stations

	Zimny Kąt	Koziołek *	Wysokie Trzcina *	Kerzuza	Wysoki Róg *
Rivage	Du rivage jusqu'à la profondeur de 30 cm, le fond est vaseux couvert de détritiques, les plantes putréfiantes. Végétation: Carex sp. Phragmites communis, Typha latifolia.	Profondeur 0-30 cm, fond vaseux Végétation: Typha angustifolia, Phragmites communis, Spirodella polyrrhiza, Lemna trisulca, Scirpus lacustris, Cicutaria virose, Bidens tripartitus, Carex sp. La surface est couverte d'une abondante couche de lentilles d'eau. Epreuves prélevées près d'une touffe de laiches.	Profondeur 0-50 cm, fond vaseux. Végétation: Phragmites communis, Lemna minor, Lemna trisulca, Carex sp. Equisetum limosum, Hydrocharis morsus ranae.	Profondeur 0-30 cm, fond vaseux. Végétation: Carex sp., Rumex sp., Phragmites communis, Lemna minor, Hydrocharis morsus ranae.	Psammitoral Hydrorenal - assez propre Hygrorenal étroit possédant un "horizon vert" bien formé. Euarenal-très peu développé.
Zone transitive	Pas différenciée	Pas différenciée	distance du rivage 15 m, profondeur 80 cm. Végétation: Phragmites communis, Sparganium romosum, Lemna minor, Hydrocharis morsus ranae, Isoetes aloides. Fond mou.	distance du rivage 10 m, profondeur 50 cm, Végétation: Typha latifolia, Scirpus lacustris, Lemna minor, Equisetum limosum. Fond ferme, sableux. La végétation et le fond abondamment couverts d'algues.	Pas différenciée
Periphyton	Bien développé sur des roseaux assez clairs (Phragmites communis) distance du bord 30 m. profondeur 70 cm.	Bien développé sur des roseaux clairs (Phragmites communis). Distance du bord 30 m. profondeur 1,5 m.	Très bien développé sur des roseaux très touffus. Distance du bord 25 m, profondeur 1,1 m.	Peu développé sur des roseaux très touffus. Distance du bord 25 m, profondeur 80 cm.	Très peu développé. Distance du bord 50 m, profondeur 1,5 m.
Fond de la zone du périphyton	Ferme, sableux, couvert d'une petite quantité de détritiques végétal. Profondeur 70 cm.	Mou, grande quantité de détritiques végétal on y rencontre la Lemna trisulca. Profondeur 1,5 m.	Ferme, sableux, couvert d'algues, distance du bord 40 m, profondeur 1,1 m.	Ferme, sableux, couvert d'algues distance du bord 25 m, profondeur 80 m.	Ferme, sableux, peu de détritiques végétal distance du bord 50 m, profondeur 1,5 m.

* Les végétaux ont été classifiés par St. Eernatowicz

Profil III Wysoka Trzcina — situé sur la côte occidentale du lac Kisajno au nord du profil II. Le rivage était marécageux, couvert de buissons, l'eau pénétrait entre les buissons du rivage.

Profil IV — Kermuza — ce profil se trouvait du côté nord-est de l'île Kermuza sur un rivage bas, marécageux, couvert d'un bois de vergnes.

Profil V — Wysoki Róg — situé sur la côte méridionale du lac Labab. En raison de son emplacement ce rivage subit bien plus l'influence des vagues que les profils précédents. Entre le rivage sableux et la zone des joncs il y avait une espace d'eau libre. Les descriptions détaillées des stations choisies pour chaque profil se trouvent au tabl. I.

Les taxocènes des Testacés du littoral

D'après la définition de Chodorowski (1960) le taxocène est un ensemble d'organismes apparentés du point de vue systématique existant dans un habitat déterminé et possédant une structure de dominance qui réapparaît chaque année. Pour pouvoir être classifié en tant que taxocène chaque groupement doit accomplir d'après Chodorowski les conditions suivantes:

1. Les espèces doivent être apparentées systématiquement ce qui s'associe très souvent avec une ressemblance écologique ou physiologique.
2. Ces espèces doivent apparaître dans un habitat déterminé.
3. Le groupement doit posséder une structure de dominance réapparaissant chaque année, et doit en plus posséder des espèces caractéristiques.

L'introduction de la notion du taxocène est un essai de préciser d'une façon plus exacte la notion de l'association employée dans les travaux fauniques. L'association biologique est à présent dans la littérature mondiale une notion possédant beaucoup de différentes significations.

D'après beaucoup d'auteurs (Lityński 1937 et les écologues américains Alle et autres 1950), l'association est une unité de rang suprême, correspondant à la biocénose. L'unité du taxocène de Chodorowski est classifiée par ces auteurs américains en tant que population composée par de nombreuses espèces. Dans la phytosociologie la définition de l'association a été précisée d'une façon très exacte. Elle ne peut être confondue ni avec les unités inférieures, ni avec les unités supérieures, car elle possède quelques traits bien définis qui la caractérisent très précisément „l'association végétale est un groupe de plantes possédant ses espèces caractéristiques” — Braun-Blanquet (1951). Cette définition a été adoptée dans la phytosociologie polonaise, mais elle n'exprime pas tous les traits qui caractérisent une association animale. Avant de l'adopter dans la biocénologie animale il faut donc qu'elle subisse certaines modifications. D'après Beklemishev (1931) une association d'animaux

doit posséder une structure définie de dominance ce qui probablement ne possède pas une telle importance pour la phytosociologie. Tarwid (1952) et Kaczmarek (1953) traitaient les associations animales en tant que systèmes de concurrence.

Les critères de différenciations seront: des niches écologiques qui s'engrènent, une structure typique et une régulation quantitative par la concurrence à l'intérieur de l'association. Cette façon de concevoir l'association s'est étudié tout à fait d'un autre point de vue que dans le cas des taxocènes de Chodorowski.

Il est possible que le critère proposé par Chodorowski de la répartition de la structure de dominance contient en soi-même les phénomènes de la concurrence, qui se produisent au sein du taxocène (association). Il peut tout aussi bien être le reflet de phénomènes de régulation, ayant lieu au niveau de l'unité de rang supérieur, dont le taxocène étudié fait partie.

Les plus sérieuses réserves envers la définition de Chodorowski sont suscitées par le problème de la parenté systématique. Dans toute une série de travaux fauniques, où les associations ont été fondées sur la parenté systématique, elles n'ont été qu'une unité méthodique et non une unité existant en réalité (Wiszniewski 1934). C'est pourquoi il faut spécialement souligner la ressemblance physiologique et écologique dont Chodorowski fait mention. Les Testacés hydrophiles constituent un groupe compact du point de vue écologique dont les espèces se ressemblent fortement du point de vue physiologique.

Le deuxième trait essentiel est que les taxocènes font partie des groupements supérieurs du type des choriocénoses de Fischer qui correspondent aux plus grandes associations comprenant par exemple la faune des feuilles flottantes.

Le taxocène des Testacés est le plus proche dans ce travail de la population d'Alle, se composant de nombreuses espèces modifiée sur la base des principes de Braun-Blanquet, qui définissent les associations végétales.

J'ai admis après Szafar (1959) que l'association, et dans ce cas le taxocène, peut être distinguée sous condition de pouvoir définir la combinaison caractéristique des espèces. La combinaison caractéristique est la présence commune des espèces caractéristiques ($F = 4-5$) et constantes ($K = III-IV$) dans un groupement donné. Sur cette base j'ai pu définir les taxocènes des Testacés pour la zone littorale, la zone transitive, le periphyton et le fond. Ils correspondaient aux taxocènes des Turbellaria, différenciés par Chodorowski (1959) dans le littoral du lac Harsz.

Ayant admis en tant que point initial quatre milieux principaux, différenciés du point de vue de la composition de la macroflore, de la profondeur et du caractère du fond, j'ai distingué, me fondant sur une série,

d'échantillons prélevés durant l'année, 4 groupes des taxocènes de Testacés. J'ai estimé que les taxocènes ainsi établis expriment la différenciation écologique dans les limites du littoral peu profond du lac Mamry. Chacun de ces taxocènes est en accord avec les critères fixés par Chodorowski (1960) et, en outre, avec les critères supplémentaires admis dans ce travail. Chacun possède sa combinaison caractéristique des espèces. On peut distinguer les dominants, les adominants et les non-dominants, c'est à dire que chacun d'eux possède la structure du taxocène. Il est intéressant de constater que dans tous les taxocènes, à part le taxocène de la zone du rivage les plus constants sont le *Centropyxis aculeata* et *Arcella discoides*, reconnus tous les deux en tant qu'espèces ubiquistes. La zone du rivage possède donc un taxocène de Testacés nettement différent du reste des taxocènes. Son espèce dominante est la *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis* rencontrée plutôt rarement dans les autres taxocènes apparentés (milieux semblables).

Les taxocènes ainsi distingués correspondent dans une large mesure aux taxocènes des Turbellaria du littoral du lac Harsz (II groupe de taxocènes) ce qui fournit une preuve en faveur de l'existence des zones nommées ci-dessus dans le littoral du lac. Ces dernières sont caractéristiques pour un certain type de stations apparentés. Toutes les séries d'épreuves prélevées d'un type de milieu devraient être incluses dans les limites de ces stations. Les séries d'échantillons prélevés des stations investiguées (tabl. II) illustrent la présence des taxocènes dans le littoral. Les postes choisis dans des milieux identiques présentaient certaines modifications du même taxocène. Dans les cas, où je ne pouvais établir d'une façon décidée l'appartenance d'un groupement donné à l'un des quatre taxocènes, je le traitais d'après Chodorowski (1959), en tant que facies plus proche.

1. Taxocène (I) de la zone du rivage; série d'épreuves du profil Zimny Kał. Espèces caractéristiques: *Diffflugia oblonga* var. *longicollis*, *Diffflugia oblonga* var. *atricolor*, *Arcella gibbosa* var. *laevis*, *Euglypha filifera*. Espèces constantes: *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis*, *Centropyxis aculeata*, *Arcella discoides*, *Arcella megastoma*. Durant toute l'année l'espèce *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis* dominait accompagnée de l'espèce adominante *Arcella discoides*. Les espèces caractéristiques tout comme les dominantes constituaient des formes caractéristiques pour les mares et les lacs (Moraczewski 1961).

2. Taxocène (I) de la zone du rivage; série d'épreuves du profil Koziołek. Le taxocène ne possède qu'une espèce caractéristique (exclusive) — *Arcella dentata*. Les espèces constantes sont représentées comme dans le taxocène précédent par: *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis*, *Centropyxis aculeata* et autres (tabl. II). *Arcella discoides* y dominait avec

l'*Arcella megastoma* et l'*Arcella discoïdes* var. *scutelliformis* en tant qu'espèces adominantes. Dans ce cas l'espèce caractéristique et en particulier les espèces dominantes devraient être traitées en tant que formes euryvalentes aquatiques.

3. Taxocène (I) de la zone du rivage; série d'épreuves du profil Wysocka Trzcina. Il ne possède qu'une espèce caractéristique — le *Cochliopodium bilimbosum* et trois espèces constantes — *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis*, *Diffflugia oblonga* var. *acuminata* et *Arcella discoïdes*. L'espèce dominante était représentée par la *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis*, l'adominante par l'*Arcella vulgaris*.

4. Taxocène (I) de la zone du rivage; série d'épreuves du profil Kermuza. Ce taxocène est le plus pauvre en espèces de tous les taxocènes de la zone du rivage du littoral. Son espèce caractéristique est la *Diffflugia globulosa*; l'espèce constante: *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis*, *Arcella discoïdes* dominait, *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis* et *Diffflugia tuberculata* var. *laevis* y étaient les espèces adominantes.

5. Taxocène II de la zone transitive, série d'épreuves du profil Wysocka Trzcina. — Les espèces caractéristiques: *Diffflugia urceolata*, *D. lobostoma*, *D. amphora*, *Arcella vulgaris* var. *penardi*. L'*Arcella discoïdes* dominait, les espèces adominantes étaient constituées par *Diffflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis* et *Centropyxis aculeata*. Ces trois dernières espèces sont également les espèces constantes de cette station.

6. Facies du taxocène (II) de la zone transitive; série d'épreuves du profil Kermuza. Etant donnée l'absence d'espèces caractéristiques je n'ai pas pu traiter ce groupement en tant que taxocène tout à fait formé. *Centropyxis aculeata* y dominait avec *Centropyxis discoïdes* en tant qu'adominant. Les espèces constantes y étaient représentées par *Centropyxis aculeata* et *Centropyxis hirsuta*.

7. Taxocène (III) du périphyton. Série d'épreuves du profil Zimny Kał. *Centropyxis aculeata* var. *oblonga* y était l'espèce caractéristique. *Centropyxis aculeata* dominait, l'adominante y était l'*Arcella discoïdes*. Les espèces constantes y étaient représentées par *Centropyxis hirsuta*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis discoïdes* et *Arcella discoïdes*.

8. Taxocène (III) du périphyton; série d'épreuves du profil Koziolék. — Le *Centropyxis gibba* peut être considéré en tant qu'espèce caractéristique quoique je l'ai rencontré également à d'autres stations. *Centropyxis gibba* appartient ici, d'après l'échelle de fidélité, au groupe des espèces caractéristiques. Le dominant est la *Centropyxis aculeata*, adominantes — *Arcella discoïdes* et *Arcella discoïdes* var. *scutelliformis*. En outre de ces espèces le groupe des espèces constantes comprend encore *Centropyxis discoïdes*. Ce taxocène se caractérise par la plus grande abondance en individus en comparaison avec tous les autres taxocènes étudiés.

	Espèces	I taxocène, zone du rivage				II taxocène, zone transitive	
		1	2	3	4	5	6
		Z.K.	Ko.	W.T.	Ko.	W.T.	Ko.
1**	<i>Cochliopodium bilimbosum</i>			I,1			
2**	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>longicolis</i>	I,1					
3**	<i>Diffflugia globulosa</i>				I,+		
4**	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>atricolor</i>	I,+					
5**	<i>Arcella gibbosa</i> var. <i>laevis</i>	I,+					
6**	<i>arcella gibbosa</i> var. <i>bathystoma</i>	I,+					
7**	<i>Arcella dentata</i>		I,+				
8**	<i>Arcella costata</i>			I,+	I,+		
9**	<i>Euglipha filifera</i>	I,1					
10**	<i>Euglipha acenthophora</i>	I,1				I,+	
11***	<i>Diffflugia tuberculata</i> var. <i>laevis</i>	I,+	II,+		III,1	II,+	
12**	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>angusticolis</i>	I,+		I,+		I,+	
13**	<i>Arcella gibbosa</i>		I,+	II,+		I,+	
14*	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>lacustris</i> f. <i>mamr.</i>	IV,2	IV,1	V,2	IV,1	IV,1	I,+
15***	<i>Diffflugia oblonga</i>	II,+		II,+	I,1	II,+	
16***	<i>Centropyxis hirsuta</i>	I,+			I,+		IV,+
17**	<i>Centropyxis constricta</i>	I,+		I,+		I,+	I,+
18***	<i>Arcella megestoma</i>	III,1	III,2	II,1	II,1	III,1	I,+
19***	<i>Centropyxis ecornis</i>	I,+	II,+	II,+	I,1	III,+	III,+
20***	<i>Centropyxis discoides</i>	III,+	III,1	II,+	III,+	III,1	IV,+
21*	<i>Centropyxis aculeata</i>	IV,+	IV,1	I,+	I,1	IV,1	IV,2
22*	<i>Arcella vulgaris</i>	II,1		II,1		II,+	I,+
23***	<i>Arcella discoides</i> var. <i>scutelliformis</i>	I,1	III,2	II,+	III,1	III,1	II,+
24*	<i>Arcella discoides</i>	III,1	IV,3	IV,1	III,2	IV,2	II,1
25**	<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	II,+	I,+				
26***	<i>Arcella haemisphaerica</i> f. <i>undulata</i>	I,1	I,+	I,+			
27***	<i>Arcella rotundata</i> var. <i>aplana</i>	I,+		II,+		I,1	
28**	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>brevicolis</i>	I,+				I,+	
29***	<i>Arcella vulgaris</i> var. <i>polymorpha</i>		I,1	I,+		I,+	I,1
30**	<i>Arcella rotundata</i> var. <i>alta</i>		I,+				
31**	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>scuminata</i>			III,+	I,1	I,+	
32***	<i>Arcella gibbosa</i> var. <i>mitriformis</i>			I,+		II,1	
33**	<i>Diffflugia urceolata</i>					I,+	
34**	<i>Diffflugia lobostoma</i>					I,+	
35**	<i>Diffflugia amphora</i>					I,+	
36**	<i>Arcella vulgaris</i> var. <i>penardii</i>					I,+	
37***	<i>Centropyxis spinosa</i>						III,+
38**	<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>grandis</i>						I,+
39**	<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>oblonga</i>						
40**	<i>Centropyxis gibba</i>						
41	<i>Arcella catinus</i> var. <i>sphaerocysts</i>						
42***	<i>Centropyxis haemisphaerica</i>						
43**	<i>Arcella discoides</i> var. <i>bathystomoides</i>						
44**	<i>Diffflugia corona</i>						
45***	<i>Diffflugia elegans</i>						
46***	<i>Diffflugia mica</i>						
47	<i>Diffflugia oblonga</i> var. <i>curvicaulis</i>						
48**	<i>Arcella haemisphaerica</i>						
49**	<i>Diffflugia hydrostatica</i> var. <i>lithophila</i>						

littoral peu profond du lac Mamry

III taxocène, periphyton					IV taxocène, fond					Fidélité (F)				Période de présence	Max.
7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	rive	z. transitive	periphyton	fond		
Z.K.	Ko.	W.T.	Ke.	W.R.	Z.K.	Ko.	W.T.	Ke.	W.R.						
										5				25.VIII	
										5				15.VIII	
										5				5.IX	
										5				15.VIII	
										5				5.IX	
										5				5.VIII	
										5				15.VIII	
										5				15.VIII-5.IX	
										5				5.VIII	
										3	1			5.VIII-25.VIII	
										2	2			15.VIII-25.X	5.IX
										2	2			15.VIII	
										2	2			5.VIII-5.IX	
					III,1	III,1		II,+		3	2	2		10.V -25.X	15.VIII
						II,+				2	2	2		5.VIII-25.IX	5.IX
IV,+	II,1		III,1		II,+					1	2	2	1	15.VII -25.X	5.IX
I,+		I,+	I,+		I,+			II,+		2	2	2	2	25.VII - 5.VIII	
I,+	III,1	I,+	II,1		II,1	II,1				3	3	2	2	15.VII -25.IX	
IV,1	IV,1	III,1	IV,2		I,+	I,+	I,+		I,+	2	2	2	2	15.VII -25.X	25.VIII
IV,2	V,2	IV,1	III,1	I,+	II,1	III,+	III,+		III,2	2	2	2	2	15.VII -25.X	25.VIII
					III,+	II,2			I,1	2	2	2	2	10.V -25.X	25.VIII
III,+	III,2	IV,2	II,+	I	III,+	II,2			I,1	2	2	2	2	25.VI -25.X	15.VIII
IV,1	IV,2	IV,1		III,+	II,1	IV,1			I,1	2	2	2	2	15.VII -25.IX	
I,+					II,+	III,+			IV,2	2	2	2	2	10.V -25.X	5.VIII
										3	1	1		25.VII - 5.IX	
						I,+				3		1		15.VIII-25.IX	
										2	2			15.VII -25.X	
I,+	II,+	I,+							I,+	2	2		2	25.VII -15.VIII	
										2	2	2		15.VIII-25.X	
I,+							II,+			2			2	15.VIII- 5.IX	
										4	1	1		25.VI - 5.IX	
										1	3			15.VIII-25.IX	
										5				5.VIII	
										5				5.VIII	
										5				15.VIII	
III,+	II,+	I,1								2	2			25.VII -25.IX	5.VIII
	I,+					I,+				2	2	2		15.VIII- 5.IX	
II,+	I,+								I,+				5	15.VIII- 5.IX	
	III,1								I,+	3	1			5.VIII- 5.IX	
			I,1									5		25.IX	
					I,1	I,+		II,+	I,+				5	5.VIII-25.X	
						II,1			I,+				5	15.VIII-25.VIII	
									I,+				5	25.VIII	
					I,1	I,+			I,+				5	25.VIII-25.IX	
									II,+				5	25.VIII-25.IX	
													5	26.II	
													5	5.IX	
													5	5.IX	

9. Facies du taxocène (III) du periphyton. Série d'épreuves du profil Wysoka Trzcina. Ce groupement ne possédait pas d'espèces caractéristiques. Les espèces constantes y étaient représentées par *Centropyxis aculeata*, *Arcella discoides* et *Arcella discoides* var. *scutelliformis*. Aucune espèce n'a démontré une nette dominance durant toute l'année. Les dominants successifs ont été: *Arcella discoides*, *Centropyxis discoides*, *Centropyxis aculeata* et *Arcella discoides* var. *scutelliformis*.

10. Taxocène (III) du périphyton. Série d'épreuves du profil Karmuza. L'espèce caractéristique: *Arcella catinus* var. *sphaerocysta*, l'espèce constante est le *Centropyxis discoides* qui est en même temps le dominant, les adominants sont représentés par *Centropyxis aculeata* et *Centropyxis hirsuta*.

11. Facies du taxocène (III) du fond. Série d'épreuves du profil Wysoki Róg. Ce groupement était le plus pauvre en nombre d'espèces et en quantité d'individus. Je n'y ai trouvé aucune espèce caractéristique, constante ou dominante. Cet état de chose s'explique sans doute par le caractère du milieu. La zone des roseaux derrière laquelle je prélevais le périphyton était exposée à l'action permanente des vagues, ce qui freinait le développement des algues, en conséquence, celui des Testacés.

12. Facies du taxocène (III) du fond. Série d'épreuves du profil Zimny Kał. Comme dans le cas précédant, le groupement des Testacés de la zone du fond du littoral de ce profil ne possédait pas de taxocène. Il ne possède ni d'espèces caractéristiques ni d'espèces constantes.

13. Taxocène (IV) du fond. Série d'épreuves du profil „Koziołek”. L'espèce caractéristique, quoique non exclusive, y était représentée par l'*Arcelle discoides* var. *bathystoma*. Les dominants successifs y étaient les espèces: *Arcella vulgaris*, *Arcella discoides*, *Difflugia oblonga* var. *lacustris* f. *mamrensis* et *Arcella discoides*, présentées dans 70% des échantillons (tabl. II).

14. Taxocène (IV) du fond. Série d'épreuves du profil „Wielka Trzcina”. Malgré le manque d'espèces dont la constance dépasserait 60% j'ai classifié ce groupement en tant que taxocène, étant donné le grand nombre d'espèces caractéristiques. Ces espèces étaient représentées par: *Difflugia oblonga* var. *curvicaulis*, *Arcella haemisphaerica* et *Difflugia hydrostatica* var. *lithophila*. Durant toute l'année je n'ai pu établir aucune dominance entre les espèces.

15. Facies du taxocène (IV) du fond — série d'épreuves du profil Kermuza. Ce milieu se caractérise par un manque de structure pouvant indiquer l'existence d'un taxocène formé.

16. Taxocène IV du fond — série d'épreuves du profil Wysoki Róg. La *Difflugia corona* y est l'espèce caractéristique et elle a été rencontrée uniquement à cette station. Les espèces constantes y étaient représentées

Tableau III

Coefficient de probabilité (P)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1		54,1	61,9	64,7	65,2	50,0	45,7	36,4	43,7	34,8	28,4	52,9	55,5	19,7	33,3	41,2
2	10 37		60,6	59,3	61,9	59,2	61,6	50,0	60,9	30,0	42,1	48,0	57,1	45,5	19,1	56,0
3	13 42	10 33		62,5	78,6	56,3	51,6	41,8	57,2	32,0	33,3	53,3	31,2	37,0	23,0	40,0
4	11 34	8 27	10 32		55,6	61,5	52,0	52,2	54,5	42,1	44,4	58,3	51,8	38,1	20,0	50,0
5	15 46	10 37	16 42	10 36		55,6	45,7	36,4	50,0	27,9	28,4	47,6	50,0	25,8	33,3	35,3
6	9 36	8 27	9 32	8 26	10 36		72,0	78,3	81,8	52,6	44,4	75,0	74,1	38,1	10,5	50,0
7	8 35	8 26	8 31	8 25	8 35	9 25		72,7	76,2	44,4	47,1	52,2	48,0	40,0	40,6	43,4
8	6 33	6 24	6 29	6 23	6 33	9 23	8 22		73,6	50,0	53,3	47,6	47,8	44,4	11,5	47,4
9	7 32	7 23	8 28	6 22	8 22	9 22	8 21	7 19		53,3	57,1	60,0	54,4	58,8	11,3	50,0
10	5 29	3 20	4 25	4 19	4 29	5 19	4 18	4 16	4 15		18,2	47,1	31,5	42,8	30,3	35,3
11	4 28	4 19	4 24	4 18	4 28	4 18	4 17	4 15	4 14	1 11		37,8	44,4	46,1	0	50,0
12	9 34	6 25	8 30	7 24	8 34	9 24	6 23	5 21	6 20	4 17	3 16		72,0	31,5	66,6	63,6
13	10 37	8 28	10 33	7 27	9 37	10 27	6 26	6 22	6 21	3 20	4 19	9 25		36,4	46,2	58,3
14	3 31	5 22	5 27	4 21	4 31	4 21	4 20	4 18	5 17	3 14	3 13	3 19	4 22		13,3	42,1
15	5 30	2 21	3 26	2 20	5 30	4 20	1 19	1 17	1 16	2 13	0 12	6 18	5 21	1 15		33,5
16 ^c	7	7	6	6	6	6	5	5	5	3	4	7	7	4	3	
a+b	34	25	30	24	34	24	23	21	20	17	16	22	24	19	17	

par *Centropyxis aculeata* et *Arcella discoides*. Du 25.VII au 16.VIII l'espèce dominante est l'*Arcella discoides*, du 26.VIII au 7.IX c'est la *Centropyxis aculeata* qui domine et à partir du 21.IX, la dominance est de nouveau assurée par l'*Arcella discoides*.

Dans le tableau III j'ai rassemblé les coefficients de ressemblance calculés à partir des tableaux des taxocènes. Dans le but d'établir les rapports mutuels entre les associations investigués des Testacés j'ai dressé, en employant les méthodes exposées auparavant les dendrites (fig. 1) et les tableaux de Czekanowski (fig. 2). Le dendrite ainsi obtenu se compose de trois branches principales, sortant d'un point central qui exprime la série 6 (le taxocène de la zone transitive). La première branche (I) représente les séries d'épreuves du taxocène de la zone du rivage avec

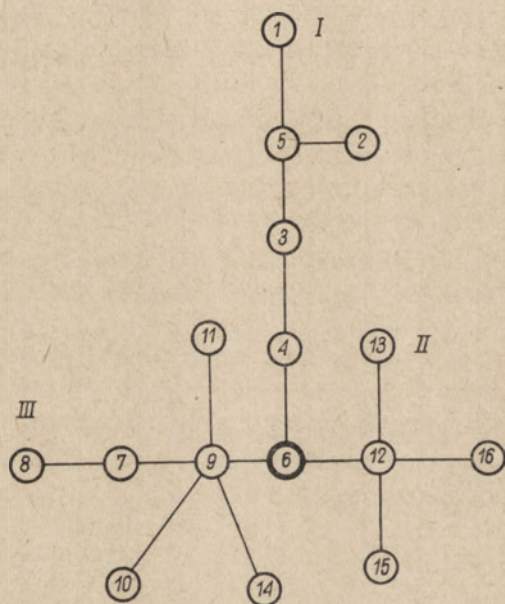


Fig. 1. Dendryt de probabilité des taxocènes du littoral peu profond.

en plus, la série des épreuves du taxocène (5) de la zone transitive du profil Wysoka Trzcina. Le caractère de ce milieu (tabl. I) est très proche du caractère des milieux de la zone du rivage. Il en diffère seulement par la composition de sa macroflore, qui contient une grande quantité de *Lemna maior*, *Lemna trisulca* et *Hydrocharis morsus ranae* — toutes plantes flottantes. Le taxocène (2) de la zone du rivage du profil Koziółek démontre une grande ressemblance justement avec ce milieu. Ce fait s'explique aisément dès qu'on effectue la comparaison de la composition de la macroflore des deux stations car dans les deux cas on y remarque

la présence d'importantes quantités des plantes flottantes mentionnées qui sont le siège des Testacés.

La deuxième branche (II) ce sont les séries d'épreuves du periphyton. La série 14 incluse dans ce groupe c'est le taxocène du fond du profil

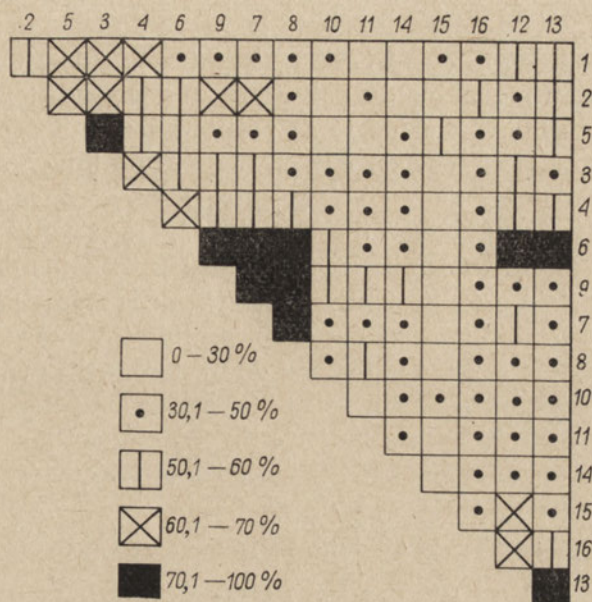


Fig. 2. Diagramme de probabilité des taxocènes du littoral peu profond.

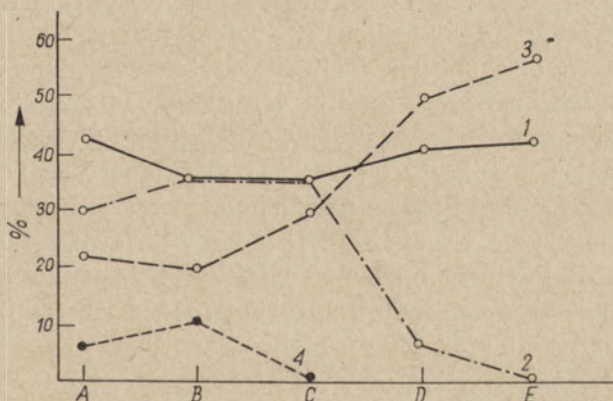


Fig. 3. Répartition des familles de Testacea dans les 5 milieux (en %)

1 — Arcellidae, 2 — Diffugiidae, 3 — Centropyxidae, 4 — Euglyphidae et Cochliopodidae.

A — rivage, B — z. transitive, C — fond, D — periphyton, E — psammon.

Wysoka Trzcina. L'analyse de ce milieu démontre sa grande ressemblance avec le périphyton. Le fond sableux au lieu où les échantillons ont été

prélevés était couvert en grande partie par des touffes compactes d'algues filiformes, qui fournissent aux Testacés les mêmes conditions, d'existence que les roseaux dans la zone du periphyton.

La troisième branche (III) comprend uniquement les séries d'échantillons du taxocène du fond.

Le point central du dendrite est le taxocène de la zone du profil Karmuza. Le milieu peu profond dont les plantes sont largement couvertes par le périphyton ressemble du point de vue des conditions qui y dominent aux autres milieux et de là sa position centrale dans le dendrite.

Le tableau de Czekanowski (fig. 2) donne une image analogique démontrant en outre les liens existant entre les taxocènes de la zone du rivage (1, 2, 3, 4), les taxocènes du fond (12, 13, 16) et celles du periphyton (9, 7, 8). Les résultats des observations ainsi présentées démontrent l'existence d'une liaison étroite entre les différences même peu significatives des milieux et la composition des taxocènes de Testacés.

Le dendrite tout comme le tableau de Czekanowski démontrent beaucoup plus de ressemblance entre les séries d'échantillons d'un type de milieu qu'entre les différents milieux du même profil ce qui témoigne en faveur de l'existence réelle des taxocènes différenciés.

Répartition des Testacés dans le littoral et genre du substrat

Hoogenraat et De Groot (1937) suggèrent l'existence d'un rapport entre la structure des coquilles et le genre du substrat. Ces suggestions sont entièrement confirmées par la répartition des différentes familles des Testacés dans le littoral du lac Mamry. La fig. 3 illustre la répartition en % des familles des Testacés trouvées dans les 5 milieux. Les espèces appartenant à la famille *Arcellidae* construisent leur coquille de pseudochitine secrétée par l'amèbe, sans utiliser d'éléments du milieu. Ça leur donne la possibilité d'être réparties dans tous les milieux approximativement dans la même proportion.

Les *Centropyxidae* construisent leur coquille de pseudochitine, mais la recouvrent de l'extérieur avec le détritus et de temps en temps avec des grains de sable. Les espèces appartenant à cette famille demeurent en général sur les plantes, leur présence dans la vase est beaucoup plus rare.

Cela est probablement la cause du fait que leur pourcentage dans le milieu du rivage est inférieur à celui du périphyton. La possibilité d'utiliser le détritus organique ainsi que des grains de sable pour construire leurs coquilles leur rend aussi accessible le psammolittoral.

Jung (1942) estime que cette famille possède le plus de tendance à l'euryvalence.

Les *Diffugiidae* construisent leur coquille de grains de sable les cimentant avec de la pseudochitine. En raison de la forme et du poids de leur coquilles elles ne se hissent que très rarement sur les plantes. Les conditions régnant dans l'arénal ne leur sont pas non plus favorables. Le développement maximal des *Diffugiidae* a été observé au fond entre les roseaux de la zone transitive au profil Wysoka Trzcina. Les conditions spécifiques qui règnent dans ce milieu n'ont pas été également sans influencer le genre de coquilles rencontrées.

Répartition des Testacés au cours de l'année

Les Testacés du littoral peu profond du lac Mamry apparaissent dès le début de mai et y sont présents jusqu'à la fin d'octobre.

Dans les épreuves prélevées en décembre je n'ai pas trouvé d'individus vivants. Dans les épreuves de février je n'ai rencontré qu'un individu vivant *Diffugia oblonga* var. *curvicaulis* (Moraczewski 1961) et cela dans un pré submergé et non dans le littoral peu profond. Les Testacés n'apparaissent pas dans tous les milieux à la fois. Au début de mai les lacs de Mazury se trouvent dans les conditions prévernales, les macrophytes commencent seulement à se développer atteignant leur plein développement vers le milieu de juillet.

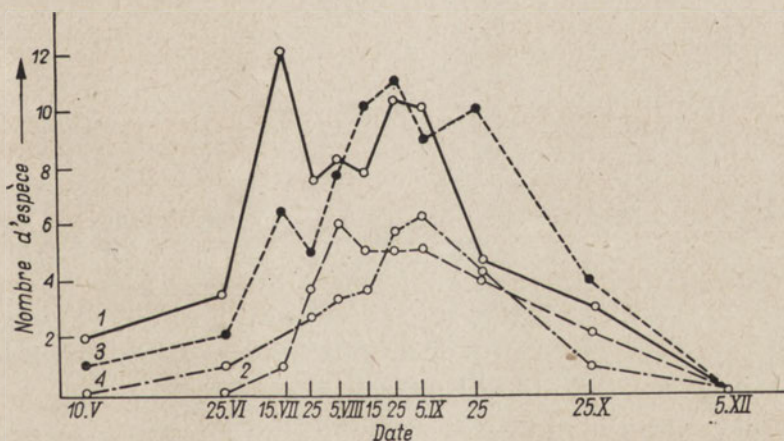


Fig. 4. Nombre des espèces durant l'année

1 — zone du rivage, 2 — periphyton, 3 — zone transitive, 4 — fond.

Zone du rivage. Le 10 mai j'ai rencontré dans ce milieu deux espèces en quantité insignifiante (fig. 4). Le maximum du nombre des espèces correspond dans cette zone au maximum de développement de la macroflore. Entre le 25.VII et le 15.VIII. j'ai observé une baisse du

niveau de l'eau dans le lac ce qui exerça une nette influence sur la diminution de la quantité des espèces des Testacés de la zone du rivage. La courbe (fig. 5) des quantités des individus de ce milieu possède le même caractère n'en différant que par le fait que le maximum correspond au 5.VIII., c'est à dire à la période du niveau minimal de l'eau.

Zone transitive. L'analyse des taxocènes démontre que ce milieu n'est pas uniforme, qu'il possède un caractère intermédiaire entre les trois autres, étant le plus semblable à la zone du rivage. Les Testacés y apparaissent du 10.V. jusqu'au 25.X. atteignant leur maximum de développement quantitatif et qualitatif vers le 25. VIII. (fig. 4, 5).

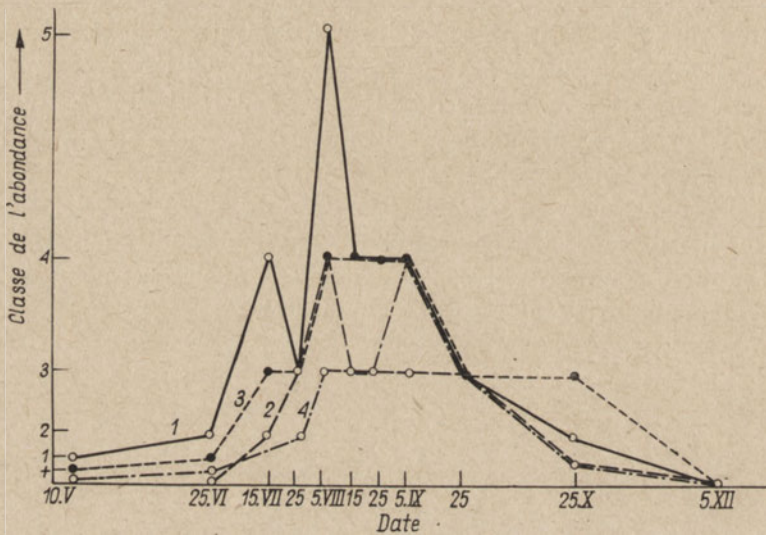


Fig. 5. Moyenne abondance de Testacea durant l'année
1 — zone du rivage, 2 — periphyton, 3 — zone transitive, 4 — fond.

Périphyton. Les Testacés y apparaissent le 15.VII, ce qui correspond à la période de l'apparition de quantités importantes d'algues filiformes dans le périphyton. Duplakov (1933) estimait que les animaux rampants, auxquels les Testacea appartiennent, sont liés dans le périphyton avec les algues filiformes et que l'absence de ces dernières limite leur quantité. La courbe des quantités des espèces et des individus possède un cours décidément plus modéré que dans les milieux précédents.

Durant quatre semaines la courbe atteint son maximum. Jusqu'au début de l'automne, c'est à dire jusqu'au moment de la disparition des algues filiformes, les Testacea se maintiennent à un niveau constant mais dès la disparition de ces algues leur quantité tombe brusquement.

Au mois de mai et de juin ainsi que vers la fin de l'automne j'ai observé dans le périphyton de très grandes quantités de coquilles vides ce qui témoigne de l'abondance en Testacés dans ce milieu typiquement estival.

Fond. L'apparition des Testacés dans ce milieu a lieu le 25.VI., le maximum de leur quantité (fig. 4, 5) — le 15.IX. il est donc le plus tardif. Ce fait pourrait suggérer la migration des Testacés à la fin de l'été du rivage vers le milieu du lac, ce qui serait en accord avec la succession de ces maxima: au rivage le maximum apparaît au début d'août, dans la zone transitive vers la fin d'août, au fond au début de septembre. Mais comme j'ai établi que le 26 octobre le fond possède une quantité minimale d'individus et d'espèces *Testacea*, il me semble que cette succession des maxima est liée plutôt avec la succession des conditions optimales pour les Testacés. Ce fait n'a rien à voir avec une migration des Testacés, il découle plutôt de la phénologie de la macroflore et des conditions trophiques du littoral.

Le tableau II présente la répartition des espèces des Testacés durant l'année à toutes les 16 stations choisies.

Le groupe I est composé de quatre espèces(*). Ce groupe est présent durant toute la période de végétation.

Leur maximum de constance et de nombre occure le 15.VIII. Sa cinquième espèce, *Diffflugia oblonga* var. *acuminata*, est une espèce printanière et estivale présente durant toute la période de végétation et atteignant son plus grand nombre le 15.IX.

Le groupe II qui contient 28 espèces(**) se compose de deux sous groupes: 24 espèces estivales (15.VII—5.IX) et 4 espèces de la fin de l'été (5.IX). La majorité de ces espèces à été rencontrée une seul fois seulement le même jour dans un ou deux milieux. Ou bien ce sont des espèces typiquement estivales, ou bien des espèces présentes durant toute la période de végétation en si faibles quantités qu'elles n'ont pas été toujours trouvées. Il me semble que même dans ce cas beaucoup moins probable on peut les considérer en tant qu'espèces estivales pour le littoral du lac Mamry.

Le groupe III se compose de 15 espèces(***) estivales et automnales. Une partie de ce groupe comme par exemple *Centropyxis discoides* et *Arcella discoides* var. *scutelliformis* atteignent leur maximum de développement vers la fin de l'été. Quelques espèces étaient les plus fréquentes et nombreuses vers la fin de l'été et au début de l'automne (25.VIII—25.X) comme par exemple *Centropyxis hirsuta*, *Arcella megastoma* et *Diffflugia mica*. Les espèces *Centropyxis haemisphaerica* et *Diffflugia tuberculata* var. *laevis*, se trouvent, surtout cette dernière, dans des conditions optimales en automne.

Arcella catinus var. *sphaerocysta* est la seule espèce automnale.

Quelques espèces comme *Diffugia mica*, *Arcella haemisphaerica* var. *undulata*, *Arcella vulgaris* var. *polymorpha*, et autres n'ont pas été trouvée dans toutes les épreuves, mais ce fait résulte probablement de certaines insuffisances méthodiques.

Au printemps et en été j'ai rencontré d'une façon sporadique des coquilles vides. En automne (à partir du 25.IX) les coquilles vides apparaissent en beaucoup plus importantes quantités. J'ai trouvé des coquilles vides de presque toutes les espèces, appartenant aux groupes I et III, et en outre celles des espèces *Arcella catinus* var. *sphaerosta*, *Diffugia elegans*, *Centropyxis spinosa*. L'augmentation du nombre et de la fréquence des coquilles vides correspond à la chute du nombre et de la fréquence des individus vivants. Le 15 décembre j'ai observé les coquilles vides d'ailleurs peu nombreuses seulement de huit espèces.

Les coquilles des autres espèces ont été peut-être détruites ou peut-être déplacées par l'eau vers la partie profonde du lac. (La fin de l'automne se caractérise par de fortes vagues).

Conclusions

1. J'ai constaté dans le littoral peu profond du lac Mamry l'existence de quatre principaux taxocènes correspondant à la différenciation de la macroflore et au genre du substrat (tabl. II).

2. La répartition des Testacés dans le littoral est liée avant tout avec le genre du substrat qui possède une influence directe sur la construction des coquilles.

3. Les Testacés du littoral peu profond apparaissent uniquement pendant la période de la végétation de la macroflore. Le développement de la faune des Testacés correspond entièrement au développement de la macroflore.

4. Le trait caractéristique du littoral peu profond du lac Mamry est la présence seulement de trois familles de *Testacea* (*Arcellidea*, *Diffugiidae* et *Centropyxidae*) représentées par une abondante quantité d'espèces et de variétés.

Les familles *Cochliopodidae* et *Euglyphidae* n'y apparaissent que d'une façon sporadique.

LITERATURE

1. Alle W. C., Emerson A. E., Park O., Schmidt K. P., 1950. Principles of animal ecology. Philadelphia — London.
2. Beklemichev W. N., 1931. Osnovnij poniatia biocenologii w prilozhenii k jivotnim komponientam naziemnikh soobchtchestv. Trudy Zachtch. Rast., 1.
3. Braun — Blanquet, 1951. Pflanzensoziologie. Wien.
4. Chodorowski A., 1959. Ecological differentiation of *Turbellaria* in Harsz — Lake. Pol. Arch. Hydrobiol., 6.
5. Chodorowski A., 1960. Les Taxocènes des Turbellariés et la méthode de leur étude. Ekol. Pol. Ser., B, 6, (2).
6. Czekanowski J., 1909. Zur Differentialdiagnose der Neanderthalgruppe. Koresp. — Bl. d. D. G. f. Anthr. und Urgesch., 11, (6/7).
7. Deflandre G., 1928. Le genre *Arcella*. Arch. Protistenk., 66.
8. Duplakov A., 1933. K izoutcheniou perifitona. Tr. Limn. Stan. Kossino. 16.
9. Faliński J., 1960. Anwendung der sog. „Breslauer Taksonomie“ in der Pflanzensoziologie. Acta Soc. Bot. Pol., 29, (3).
10. Franken A., 1933. Die beschalteten Wurzelfüssler der Kipshagener Teiche. Ber. Naturw. Ver. Bielefeld., 6.
11. Grospietsch Th., 1957. Beitrag zur Rhizopodenfauna des Lago Maggiore. Arch. Hydrobiol., 53.
12. Grospietsch Th., 1958. Beitrag zur Rhizopodenfauna Deutschlands I. Hydrobiologia., 10.
13. Hoogenraat H. R., De Groot A. A., 1937. Biometrische Untersuchungen an Süßwasserrhizopoden. Arch. Hydrobiol., 31.
14. Jung W., 1942. Südchilinsche Thecamoeben. Arch. Protk., 95.
15. Kaczmarek W., 1953. Research on Association of Forest Ants. Ekol. Pol., 1, (2).
16. Kourov O., 1935. Faune Rhizopodique des bassins de Kossino Tr. Biol. Stan. Kossino., 6.
17. Krascheninnikow I., 1922. Beobachtung über die Verbreitung der Rhizopoden im See Glubokoje. Russk. Hidrobiol. Zhurn., 8.
18. Lityński A., 1937. Biocenoza i biosocjacja. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 11.
19. Łukasiewicz J., 1951. Sur la liaison et la division des points d'un ensemble fini. Collog. math., 2.
20. Moraczewski J., 1961. Testacea du littoral peu profond du lac Kisajno (Region des lacs de Mazurie) Pol. Arch. Hydrobiol., 9 (22).
21. Oye v. P., 1937. Rhizopoden von Haiti. Arch. Hydrobiol.
22. Perkal J., 1953. Taksonomia wrocławska. Poznań.
23. Penard E., 1935. Rhizopodes d'eau douce. Récoltes, préparations et souvenirs. Bull. Soc. franc. Micr., 4.
24. Srensen T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Det. Kong. Danska Vid. Selsk. Biol. Skrift. 1, 34.
25. Szafer J., 1959. Szata roślinna Polski. PWN.
26. Tarwid K., 1952. Próba charakterystyki komarów Puszczy Kampinoskiej. Stud. Soc. Sci. Toruń., Sec. E, 3, (2).
27. Wiszniewski J., 1934. Recherches écologiques sur le psammon. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.

L. Szlauer

O kierunkowości poruszania się wioślarki *Daphnia magna* Straus

Otrzymano 4.VII.1961

Wstęp

Skorupiaki planktonowe w wodzie o nieodpowiednich warunkach oddechowych, a także przy słabym świetle bardzo wyraźnie poruszają się ku górze (Ruttner 1930, Worthington 1931, Skadowski 1939). Zaniepokojone raptownie oddziaływającymi bodźcami świetlnymi lub mechanicznymi poruszają się do dołu (Naumann 1921). Obserwacje te dowodzą posiadania przez nie zdolności kierunkowego poruszania się.

Zagadnienie kierunkowości poruszania się skorupiaków planktonowych jest w małym stopniu zbadane. Powszechnie sądzi się, że kierunkowość ruchów zawdzięcza ją one reagowaniu na światło i grawitację. Nie wiadomo jednak, czy poza tymi czynnikami istnieją jeszcze inne spełniające podobną funkcję. Nie wiadomo również, czy we wszystkich okolicznościach, z jakimi spotykają się skorupiaki w warunkach naturalnych, zachowują one zdolność kierunkowego poruszania się. Mało jest także danych na temat współdziałania światła i grawitacji w zapewnianiu skorupiakom kierunkowego poruszania się, wpływu prądów wody na kierunek ich ruchu itp. Nie można też uważać za dostateczne wielu z dotychczasowych tłumaczeń mechanizmu reagowania skorupiaków na grawitację.

Wymienione problemy badano na drodze eksperymentalnej posługując się w większości doświadczeń drobnozbiornikową wioślarką *Daphnia magna* Straus. Przy opracowywaniu wyników doświadczeń bardzo pomocne były dla mnie życzliwe i cenne rady prof. dra M. Boguckiego i doc. K. Patalasa, za które składam im serdeczne podziękowanie.

Sposób poruszania się wioślarek w warunkach uniemożliwiających im reagowanie na grawitację oraz kierunkowe światło

W opisanych poniżej doświadczeniach obserwowano sposób poruszania się wioślarek, na które światło i grawitacja oddziaływały nie tak, jak to przeważnie zachodzi w warunkach naturalnych. Wyeliminowano w nich kierunkowo oddziaływające światło oraz uniemożliwiono wioślarkom opadanie.

D o ś w i a d c z e n i e 1. Kierunkowe oddziaływanie światła na *Daphnia* zostało w doświadczeniu wyeliminowane poprzez oświetlenie szklanego naczynia z badanymi osobnikami ze wszystkich stron światłem o tej samej intensywności. Osiągnięcie takiego oświetlenia umożliwiło zastosowanie systemu zasłon z białego papieru. Źródłem oświetlenia było rozproszone światło dzienne.

Podczas dokonywania obserwacji wioślarki nie opadały w momentach przerw w poruszaniu się (tak, jak to normalnie zachodzi). Stan taki wywołany został umieszczeniem w ich komorach łęgowych pęcherzyka powietrza o wyporności równej ciężarowi wioślarki w wodzie. Pęcherzyk zapobiegał opadaniu wioślarki, a zarazem nie powodował wynoszenia jej ku górze.

Sposób poruszania się wioślarek pozostających w opisanych warunkach oddziaływania światła i grawitacji obserwowano w pionowej rurze szklanej o średnicy 5 mm i długości 600 mm. Stwierdzono, że ruch ich cechował się brakiem stałego kierunku. Wioślarki poruszały się na przemian ku górze i do dołu, dokonując bardzo często zmian kierunku ruchu. Dla zobrazowania zachowania się wioślarek można podać, że obserwowane samice o przeciętnej długości 3 mm, dokonywały w ciągu minuty 12—16 zwrotów o 180°.

Omawiane doświadczenie przeprowadzono w niekorzystnych warunkach oddechowych (woda zagnita o zawartości tlenu 5,7 mg/l). *Daphnia magna* w tych warunkach, o ile umożliwiono jej reagowanie na światło i grawitację (oświetlenie z góry, osobniki bez pęcherzyka gazu w komorze łęgowej), bardzo wyraźnie kierowała się ku górze.

Wyniki doświadczenia wykazały, że wioślarki, w warunkach nienormalnego oddziaływania na nie światła i grawitacji, nie są zdolne do kierunkowego poruszania się, chociaż poruszanie takie nakazywane jest ich potrzebami życiowymi. W środowisku o nieodpowiednich warunkach oddechowych potrzebą taką było poruszanie się ku górze.

Ponadto z opisanych obserwacji wynika, że poza światłem i grawitacją nie istniały w warunkach doświadczenia inne czynniki pozwalające wioślarkom na kierowanie swych ruchów ku górze.

Doświadczenie 2. Obserwowano w nim sposób poruszania się *Daphnia* w warunkach świetlnych, takich samych jak w poprzednim doświadczeniu oraz poddanych wpływowi prądu wody. Woda przepływała przez rurę doświadczalną (śr. 5 mm, dł. 660 mm) z wioślarkami, z dołu do góry. Szybkość przepływu była w ten sposób dobrana, że przepływ zapobiegał opadaniu wioślarek oraz nie powodował ich wynoszenia ku górze. Można to było kontrolować w momentach przerw w poruszaniu się wioślarek.

Ruchy wioślarek w opisanych warunkach cechowały się chaotycznością, dokonywały one średnio 9 zmian kierunku ruchu w ciągu minuty. Wioślarki nie były w stanie poruszać się ku górze, co nakazywały im warunki środowiskowe. Zawartość tlenu w wodzie wynosiła 4,1 mg/l, a ponadto woda wydawała przykry zapach świadczący o zachodzących w niej procesach gnilnych. Po zahamowaniu przepływu oraz przy odgórnym oświetleniu rury, a więc w warunkach umożliwiającym wioślarkom reagowanie na kierunkowe światło i grawitację, badane osobniki poruszały się w sposób zdecydowany ku górze. Powyższe doświadczenie przeprowadzono na 14 osobnikach *Daphnia longispina typica* O. F. Müller, o długościach ciała od 1,4 do 2,2 mm. Gatunku tego użyto do doświadczeń z powodu chwilowego braku *Daphnia magna*.

Wyniki doświadczenia wykazują, że przepływ wody o odpowiedniej prędkości, w warunkach braku kierunkowego oddziaływania światła, pozbawia wioślarki możliwości kierunkowego poruszania się. Przypuszczalnie przepływ wody zakłóca normalne oddziaływanie grawitacji na wioślarki, podobnie jak to czyni pęcherzyk gazu umieszczony w komorze łęgowej wioślarki.

Kierunek poruszania się wioślarek w warunkach umożliwiających im reagowanie tylko na kierunkowe światło lub na grawitację

W warunkach doświadczalnych można stworzyć okoliczności pozwalające wioślarkom reagować tylko na światło lub tylko na grawitację. Na pytanie, czy wioślarki zdolne są do kierunkowego poruszania się w takich sytuacjach, odpowiada kolejne doświadczenie.

Doświadczenie 3. Przeprowadzono je w pionowej rurze szklanej (śr. 5 mm, dł. 600 mm) wypełnionej wodą o zawartości tlenu wynoszącej 4,1 mg/l. We wstępnej części doświadczenia, poprzez prąd wody skierowany ku górze oraz zastosowanie równomiernego oświetlenia, wyeliminowano oddziaływanie na wioślarki grawitacji oraz kierunkowego światła. Ruchy wioślarek w takich warunkach pozbawione były stałego kierunku.

W następnym etapie doświadczenia umożliwiono beładnie poruszającym się wioślarkom reagowanie na kierunkowo działające światło. Doko-

nano tego poprzez oświetlanie rury doświadczalnej z góry lub od dołu żarówką, której jasność czterokrotnie przewyższała intensywność światła rozproszonego padającego z innych stron. Badanym wioślarkom umożliwiono więc reagowanie na kierunkowo działające światło, podczas gdy ich reagowanie na grawitację było zakłócanie przepływem wody. W takiej sytuacji odzyskiwały one zdolność kierunkowego poruszania się, co wyrażało się ich poruszaniem w kierunku źródła światła.

W ostatniej części doświadczenia umożliwiono wioślarkom normalne reagowanie na grawitację, natomiast pozbawiono je możliwości reagowania na kierunkowo działające światło. Osiągnięto to poprzez zahamowanie przepływu wody oraz oświetlenie rury doświadczalnej w sposób równie intensywny ze wszystkich stron. Również i w tych warunkach badane osobniki posiadały zdolność kierunkowego poruszania się, która wyrażała się ich ruchem ku górze.

Opisane doświadczenia przeprowadzono na 10 osobnikach *Daphnia* o długościach mieszczących się w granicach 1,4—2,0 mm. Każdy osobnik był badany indywidualnie.

Wyniki doświadczenia dowodzą wykazywania przez wioślarki zdolności kierunkowego poruszania się w warunkach umożliwiających im reagowanie tylko na światło lub tylko na grawitację.

Kierunek poruszania się wioślarek w warunkach równoczesnego oddziaływania na nie światła i grawitacji

D o ś w i a d c z e n i e 4. Obiektem badań były samce wioślarki umieszczone w pionowej rurze szklanej (śr. 5 mm, dł. 600 mm) wypełnionej zagniętą wodą o zawartości tlenu 3,4 mg/l. Rurę oświetlano od dołu 60 W żarówką, której jasność czterokrotnie przewyższała natężenie światła padającego z innych stron. W takich warunkach wioślarki poruszały się do światła, do dołu. Ruch ich w tym kierunku nie był jednak zdecydowany, często dochodziło do zmian kierunku poruszania się.

Druga część doświadczenia wykonana została na innych osobnikach, wziętych jednak z tej samej hodowli, co wioślarki badane w pierwszej części. Eksperyment przeprowadzono w wodzie o znacznie lepszym natlenieniu (8,3 mg O₂/l). Inne warunki zachowano zupełnie takie same jak w pierwszej części. W takiej sytuacji, mimo światła padającego od dołu, wioślarki na ogół poruszały się ku górze.

Badane wioślarki, zarówno w środowisku o niskiej zawartości tlenu jak i w wodzie dobrze natlenionej, o ile światło padało z góry, zdradzały wyraźną skłonność do poruszania się ku górze.

Wyniki opisanych doświadczeń wykazały, że wpływ światła na kierunek ruchu wioślarek jest większy w gorszych warunkach oddechowych niż w lepszych. Stąd padające z góry światło przypuszczalnie decyduje o kierunku ruchu wioślarek tylko w gorszych warunkach oddechowych, natomiast w lepszych rolę tę spełnia grawitacja.

Wpływ prądów wody na kierunek poruszania się wioślarek

Prądy wody w zależności od swego natężenia i kierunku w mniejszym lub większym stopniu wpływają na kierunek poruszania się wioślarek, zakłócając w ten sposób przebieg ich reakcji na światło i grawitację. Zakłócenia te najlepiej można prześledzić w przypadku, gdy prąd wody skłania wioślarkę do poruszania się w kierunku przeciwnym w stosunku do kierunku będącego następstwem reagowania ich na światło i grawitację. Zachowanie się *Daphnia* w takich okolicznościach śledzono w kolejnym doświadczeniu.

Doświadczenie 5. W doświadczeniu obserwowano kierunek ruchu *Daphnia* (dł. 2,7 mm) poddanej równoczesnemu wpływowi światła i przepływu wody. Wioślarka była umieszczona w poziomej rurze szklanej (śr. 5 mm, dł. 1 m) z bieżącą wodą o zawartości tlenu 7,6 mg/l. Prędkość przepływu zmieniano w czasie wykonywania doświadczenia. Rurę

Tabela I

Kierunek poruszania się *Daphnia magna* (long. tot. 2,7 mm) poddanej jednoczesnemu wpływowi światła i przepływu wody. Zawartość tlenu w wodzie 7,6 mg/l
The direction of movements of *Daphnia magna* (long. tot. 2,7 mm) that was submitted to a simultaneous influence of the light and the flow of water. Content of oxygen in the water 7,6 mg/l

Prędkość przepływu. mm/sek The speed of the flow. mm/sek	16,6	7,6	6,6	6,2	4,7	4,0	2,8	2,5	1,8	1,4
Kierunek poruszania się <i>Daphnia</i> The direction of <i>Daphnia</i> movements	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B

A - Poruszanie się *Daphnia* pod prąd (od światła).
Daphnia motion against the current (from the light).

B - Poruszanie się *Daphnia* z prądem (do światła).
Daphnia motion with the current (to the light).

oświetlano za pomocą żarówki przy tym jej końcu, z którego wyciekała woda. Podczas przeprowadzania doświadczenia jasność żarówki, czterokrotnie przewyższająca intensywność światła padającego z innych stron, utrzymywana była na stałym poziomie.

Badana wioślarka przy braku przepływu poruszała się w stronę światła. Podobnie w stronę światła poruszała się przy małych prędkościach przepływu. Oznaczało to wtedy poruszanie się z prądem. Przy większych prędkościach przepływu poruszała się pod prąd, od źródła światła. Wyniki obserwacji, w których uwzględniono kierunek poruszania się wioślarki przy różnych prędkościach przepływu zebrano w tabeli I.

Powyższe eksperymenty powtórzone na wielu osobnikach dały zbliżone wyniki. Dane zawarte w tabeli dotyczące jednego osobnika podano w formie przykładu. Wynika z nich, że pozytywna reakcja *Daphnia* na światło w warunkach oddziaływania prądów, zachodzi tylko przy stosunkowo małych prędkościach przepływu. Prądy silniejsze określając w sposób wyłączny kierunek poruszania się wioślarki uniemożliwiają normalny przebieg jej reakcji na światło.

D o ś w i a d c z e n i e 6. Przeprowadzono je w celu określenia wielkości zaburzeń wywołanych oddziaływaniem prądów w reagowaniu wioślarek na grawitację. Badaną wioślarkę (dł. 2,8 mm) umieszczono w pionowej rurze szklanej (śr. 7 mm) z przepływającą z dołu do góry wodą o zawartości tlenu 7,9 mg/l. Rurę doświadczalną oświetlano równomiernie ze wszystkich stron. Kierunek ruchu wioślarki w takich warunkach mógł być następstwem reagowania jej na grawitację lub na przepływ wody, którego prędkość celowo zmieniano.

Obserwowana wioślarka przy bardzo małych prędkościach przepływu, nie zapobiegających jej opadaniu w momentach bezruchu, poruszała się ku górze. Zachowywała się więc podobnie jak przy braku przepływu (w wodzie stojącej).

W warunkach przepływu skierowanego ku górze o odpowiednio większej prędkości, który powodował zupełne zahamowanie opadania badanego osobnika, poruszał się on chaotycznie, na przemian ku górze i do dołu. Ten typ poruszania się został dokładnie opisany przy omawianiu doświadczenia 1.

Przy jeszcze większych prędkościach przepływu, powodujących unoszenie wioślarki do góry, zwierzę skierowywało się pod prąd, głową do dołu. Efekt tego rodzaju poruszania się był różny. Przy stosunkowo słabym przepływie, płynąca pod prąd wioślarka przesuwiała się do dołu. Przy większych prędkościach przepływu, pomimo poruszania się do dołu była przez prąd unoszona ku górze.

Na podstawie wyników doświadczenia wielkość zaburzeń w reagowaniu wioślarek na grawitację, powodowanych oddziaływaniem prądów wody, można uważać za proporcjonalną do prędkości prądów. Prądy wody w przypadku osiągnięcia odpowiedniego natężenia uniemożliwiają wioślarkom reakcję na grawitację, co w warunkach braku kierunkowego działania światła prowadzi do chaotyczności poruszania się tych zwierząt.

Prądy, o ile osiągną większe natężenie, mogą też w sposób wyłączny określać kierunek poruszania się wioślarek wykluczając reagowanie ich na światło i grawitację.

Prędkość biernego opadania wioślarek a zdolność ich do reagowania na grawitację w warunkach oddziaływania prądów wody

Doświadczenie 7. Wioślarki o rozmaitych wymiarach, cechujące się różnymi prędkościami opadania, umieszczono w pionowej rurze szklanej (śr. 7 mm) z przepływającą z dołu do góry wodą.

Kierunkowe działanie światła było w doświadczeniu wyeliminowane poprzez oświetlenie rury ze wszystkich stron światłem o tej samej intensywności.

Prąd wody posiadał taką szybkość, że powodował wynoszenie do góry osobników najmniejszych, najwolniej opadających. Zapobiegał opadaniu form o pośrednich wymiarach oraz nie zapobiegał opadaniu zwierząt największych, cechujących się największymi prędkościami opadania.

Przy takiej prędkości przepływu kierunek poruszania się poszczególnych wioślarek był różny. Najmniejsze formy, unoszone przez prąd, poruszały się do dołu. Największe osobniki poruszały się ku górze. Zwierzęta o pośrednich wymiarach i prędkościach biernego opadania, poruszały się bezładnie.

Na podstawie wyników doświadczenia można wnosić, że duże, szybciej opadające wioślarki, posiadają większą zdolność reagowania na grawitację w warunkach oddziaływania prądów niż małe.

Wpływ prądów konwekcyjnych na kierunek poruszania się zwierząt planktonowych

Doświadczenie 8. Przeprowadzono je na drobnoziarnikowym zooplanktonie, w którym dominowała *Daphnia magna* oraz naupliusy *Cyclops strenuus strenuus* Fischer. W doświadczeniu starano się zapewnić skorupiakom podobne możliwości reagowania na światło, grawitację i prądy wody do spotykanych przez nie w warunkach naturalnych.

Badane gatunki umieszczono w tym samym cylindrze szklanym z wodą o zawartości tlenu 6,4 mg/l. Cylinder był oświetlony od góry 60 watomą żarówką. Z innych stron padało światło o intensywności czterokrotnie niższej. Na badane zwierzęta poza światłem w sposób naturalny oddziaływała grawitacja oraz słabe prądy konwekcyjne, wywoływane przez ogrzewanie dłonią dolnej części cylindra. Prądy te były tak słabe, że unosiły

tylko naupliusy. Szybciej opadające osobniki *Daphnia* nie ulegały w tym stopniu wpływom prądów. Zarówno *Daphnia*, jak i naupliusy poruszały się w opisanych warunkach ku górze.

Druga część omawianego doświadczenia wykonana została w warunkach światła rozproszonego, równomiernie oświetlającego cylinder. Wskutek tego światło nie mogło w tej części doświadczenia wpływać na kierunek poruszania się zwierząt planktonowych, podobnie jak to zachodzi przy braku światła, np. w nocy. Pozostałe czynniki oddziaływały na zwierzęta tak samo jak w pierwszej części doświadczenia.

Kierunek poruszania się naupliusów w takich warunkach uzależniony był od kierunków prądów. W prądach wstępujących poruszały się do dołu, lub też (jeśli prądy były odpowiednio słabe) poruszały się chaotycznie. W zstępujących poruszały się ku górze. Chaotyczność poruszania się naupliusów potęgowana była przez zmienność natężenia i kierunków prądów konwekcyjnych.

Wiosłarki w przeciwieństwie do naupliusów zachowywały stały kierunek poruszania się. Niezależnie od kierunku prądu, podobnie jak w pierwszej części doświadczenia, kierowały się ku górze.

Na podstawie wyników doświadczenia można wnosić, że zwierzęta planktonowe, jeśli są oświetlane od góry, posiadają pewne możliwości kierunkowego poruszania się nawet w warunkach oddziaływania prądów konwekcyjnych. Zawdzięczają to możliwości reagowania na światło, którego sposób oddziaływania na zwierzęta nie ulega zmianom w warunkach istnienia prądów. Te ostatnie wywołują chaotyczność poruszania się zwierząt dopiero wtedy, gdy pozbawi się je możliwości reagowania na kierunkowe światło. Odnosi się to zwłaszcza do zwierząt najwolniej opadających, ulegających wpływom nawet bardzo słabych prądów. Szybciej opadające zwierzęta zachowują zdolność kierunkowego poruszania się w warunkach oddziaływania prądów i przy braku kierunkowego światła. Niewątpliwie jest ona następstwem większych prędkości opadania tych zwierząt, umożliwiającym im reagowanie na grawitację w warunkach oddziaływania prądów.

Dyskusja

Przedstawione w pracy wnioski dotyczące zasadniczo tylko zachowania się *Daphnia magna* można w znacznej mierze uogólnić również na inne zwierzęta planktonowe oraz uważać je za obowiązujące w naturalnych środowiskach występowania tych zwierząt. Za dopuszczalnością takiego uogólnienia przemawia okoliczność przeprowadzania doświadczeń w warunkach zbliżonych do naturalnych oraz wyniki doświadczeń kontrolnych, które wykazały, że jeziorne zwierzęta planktonowe reagują podobnie na

światło, grawitację i prądy wody jak badana drobnozbiornikowa wioślarka.

Wyniki doświadczeń pozwalają przypuszczać, że w zbiornikach naturalnych zdolność kierunkowego poruszania się zwierząt planktonowych może być w pewnych przypadkach ograniczana, a nawet mogą one jej być zupełnie pozbawione. Dochodzi do tego przypuszczalnie podczas nocy. W tym okresie na skutek oddziaływania prądów wody, reagowanie zwierząt na grawitację może być ograniczone, co wobec braku światła doprowadza do ich bezładnego poruszania się. Ruchy takie przypuszczalnie prowadzą do rozchodzenia się zwierząt z warstw wody zasiedlanych bezpośrednio przed zapadnięciem ciemności.

Zatrata zdolności kierunkowego poruszania się podczas nocy następuje przypuszczalnie w przypadku najwolniej opadających zwierząt planktonowych (naupliusy, *Rotatoria*), ponieważ nawet bardzo słabe prądy zakłócają ich reakcję na ciężenie.

W okresie dziennym zdolność kierunkowego poruszania się najwolniej opadających zwierząt planktonowych ulega wzrostowi. Jest to następstwem reagowania zwierząt na padające z góry światło. Światło zapewnia im możliwość poruszania się ku górze nawet w przypadku oddziaływania prądów.

Szybciej opadające zwierzęta planktonowe (wioślarki, dojrzałe widłonogi), ulegające w mniejszym stopniu wpływom prądów, cechują się zapewne większymi możliwościami kierunkowego poruszania się niż omówiona grupa zwierząt o mniejszych prędkościach opadania. Wskutek tego zwierzęta szybciej opadające zachowują w okresie nocnym zdolność kierowania się ku górze.

Omawiane w pracy reagowanie wioślarek na światło i grawitację skłania do poświęcenia kilku słów mechanizmowi tych reakcji, zwłaszcza że upoważniają do tego przeprowadzone doświadczenia.

Reagowanie *Daphnia* na bodźce świetlne dokonuje się za pośrednictwem przystosowanych do tego celu receptorów, jakimi są oczy. Odbierane przez wioślarkę bodźce świetlne wywołują odpowiednią reakcję ruchową, której następstwem jest poruszanie się zwierzęcia w określonym kierunku (Clarke 1933, Harris 1953).

W przeciwieństwie do stosunkowo dobrze poznanego przebiegu reakcji wioślarek na światło, nie odbiegającego w swym schemacie od analogicznych reakcji u innych zwierząt, sposób reagowania wioślarek na grawitację nie jest dobrze zbadany. Istniejące poglądy na to zagadnienie wybitnie się różnią.

Wolterek (1913) sądzi, że wioślarki dzięki odpowiedniemu umiejscowieniu środka ciężkości mają tendencję do zwracania się głową ku

górze, wobec czego reagowanie ich na grawitację ma charakter automatyczny.

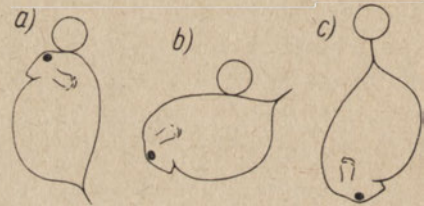
Zgodnie z poglądami, które wyrazili Bidder (1929), Grosser, Baylor, Smith (1953) wioślarki odczuwają kierunek działania siły ciężkości za pomocą włosków na antenach, które ulegają odginaniu w chwilach ich opadania.

Wreszcie Lyon (1905, cyt. za Jennings 1914) oraz Harnisch (1951) uważają zwierzęta planktonowe za swego rodzaju statocysty. Według nich cięższe elementy w ciele zwierząt poprzez uciskanie na otaczające tkanki, umożliwiają im odczuwanie kierunku działania grawitacji. Wyrażane są również poglądy zakładające istnienie u zwierząt planktonowych specyficznych, dotąd nie zbadanych, receptorów umożliwiających im reagowanie na grawitację (Harris 1953).

Pewne światło na mechanizm reagowania wioślarek na grawitację rzuca wykonany przez autora następujący eksperyment. Polegał on na obserwowaniu zachowania się *Daphnia* z przyczepionymi do powierzchni ciała pęcherzykami gazu, które wydzielaly się z wody wodociągowej. Pęcherzyki te przytwierdzały się do rozmaitych części ciała *Daphnia*. Wskutek tego wioślarki przyjmowały różnorodne pozycje. Na przykład w przypadku przytwierdzenia się pęcherzyka w okolicy głowowej (rys. 1a),

Rys. 1. Pozycje nieporuszających się wioślarek (*Daphnia magna*) powodowane przyczepianiem się pęcherzyka gazu w różnych miejscach ich ciała.

Positions given to stationary *Daphnia magna* individuals by a bubble of air adhering to different parts of their body.



zwierzę było zwracane w sposób automatyczny głową ku górze. Wioślarki z pęcherzykiem przytwierdzonym do grzbietu zdradzały tendencję do przyjmowania pozycji poziomej (rys. 1b). Osobniki z pęcherzykiem przytwierdzonym do kolca skorupowego skierowywane były głową do dołu (rys. 1c). Wymienione pozycje przybierały wioślarki w momentach bezruchu, to znaczy podczas przerw pomiędzy uderzeniami antenn.

Obserwowane wioślarki skierowywały się i poruszały do dołu, mimo że w przypadku przytwierdzenia się pęcherzyka do ich głowy lub grzbietu, pomiędzy kolejnymi uderzeniami antenn, były w sposób automatyczny zwracane głową ku górze lub w kierunku poziomym. Warunkiem opisanego zachowania się wioślarek było jednakże wynoszenie ich do góry przez pęcherzyk, co zachodziło w przypadku dużej jego wyporności. Wioślarki z małym pęcherzykiem, nie zapobiegającym ich opadaniu, jak również

osobniki bez pęcherzyka, poruszały się w opisanym doświadczeniu ku górze.

Wyniki powyższych obserwacji kwestionują poglądy Woltereka (1913). Zdają się one wykazywać, że wioślarki niezależnie od różnorodnych pozycji przybieranych pod wpływem sił zewnętrznych zdolne są do poruszania się w określonym kierunku. Automatyczne zwracanie się *Daphnia* głową ku górze, zachodzące w warunkach naturalnych, jest zapewne czynnikiem ułatwiającym im poruszanie się w tym kierunku. Nie można jednak zjawiska tego identyfikować z mechanizmem reagowania wioślarek na grawitację.

Poglądy Harnischa (1951) i zbliżone do nich poglądy innych autorów, zgodnie z którymi cięższe części ciała zwierząt, poprzez uciśkanie na otaczające tkanki, spełniają rolę statolitów, podważają wyniki obserwacji nad zachowaniem się wioślarek o ciężarze właściwym równym ciężarowi wody. Wioślarki o takim ciężarze nie opadają ani też nie są wynoszone do góry, a poruszanie się ich wskazuje na brak zdolności reagowania na grawitację. Takiego zachowania się wioślarek nie objaśnia hipoteza Harnischa. Gdyby wioślarki reagowały w ten sposób na grawitację, jak sądzi Harnisch, osobniki o ciężarze właściwym równym ciężarowi wody, nie zatracąłyby zdolności reagowania na grawitację. Zrównywanie ciężaru właściwego wioślarek z ciężarem wody osiągnano w eksperymencie za pomocą wprowadzania do ich komór lęgowych pęcherzyka powietrza o odpowiedniej wyporności (patrz dośw. 1).

Również nie wydaje się, aby wioślarki odczuwały kierunek działania siły grawitacji za pomocą włosków na antenach, ulegających odginaniu w fazach opadania tych zwierząt (Bidder 1929, Grosser, Baylor, Smith 1953). Przeczy temu stwierdzona zatura zdolności reagowania na grawitację u wioślarek poddanych wpływowi prądu wody skierowanego do góry (patrz dośw. 2). Wioślarki w takich warunkach nie wykazują typowej reakcji na grawitację, chociaż włoski na ich antenach są zapewne odginane do góry właśnie tak, jak podczas opadania przy braku prądu.

Skrytykowanym poglądom trudno jest przeciwstawić jakieś w pełni udokumentowane tłumaczenie sposobu reagowania wioślarek na grawitację. Można jednak z dużą dozą prawdopodobieństwa przypuszczać, że wioślarki odczuwają kierunek działania siły grawitacji poprzez odczuwanie różnic w wielkości wysiłku, które napotykać przy poruszaniu się w różnych kierunkach (Davenport 1897, cyt. za Jennings 1914). Na skutek działania grawitacji, wioślarki przy poruszaniu się ku górze są narażone na większy wysiłek niż przy poruszaniu się w innych kierunkach. Wielkość wysiłku informuje wioślarki o kierunku poruszania się.

Receptorami informującymi wioślarki o wielkości wysiłku, a więc i o kierunku poruszania się są zapewne zakończenia nerwowe, znajdujące się w mięśniach oraz inne receptory związane z systemem lokomotorycznym.

Streszczenie wyników

Wyniki doświadczeń opisanych w pracy wykazały, że kierunkowe poruszanie się wioślarek jest wynikiem reagowania ich na światło i grawitację. Czynniki te zapewniają wioślarkom kierunkowość ruchów zarówno w przypadku łącznego jak i oddzielnego oddziaływania. Równoczesne pozbawienie wioślarek możliwości reagowania na światło i grawitację wywołuje u nich zaturację zdolności kierunkowego poruszania się, która wyraża się beładnością ich ruchów.

W warunkach jednoczesnego oddziaływania na wioślarki światła i grawitacji, dominującą rolę jako czynnik kierujący ich ruchami odgrywa grawitacja. Zachodzi to jednak tylko w wodzie dobrze natlenionej. W środowisku ubogim w tlen rolę czynnika decydującego o kierunku ruchu tych zwierząt przejmują światło.

Prądy wody zakłócają reagowanie wioślarek tak na światło jak i na grawitację. Wielkość tych zakłóceń zależy od kierunku i prędkości prądów. Zdolność reagowania wioślarek na grawitację w warunkach oddziaływania prądów jest też zależna od prędkości ich biernego opadania. Szybciej opadające osobniki cechują się w takich warunkach większą zdolnością reagowania na grawitację niż osobniki wolniej opadające. W warunkach braku kierunkowego oddziaływania światła, prądy wody zakłócając reakcję wioślarek na grawitację mogą doprowadzić do ich chaotycznego poruszania się.

Opierając się na wynikach doświadczeń autor przypuszcza, że w warunkach naturalnych zdolność kierunkowego poruszania się najwolniej opadających zwierząt planktonowych (naupliusy, wrotki) jest mniejsza w porównaniu z analogiczną zdolnością zwierząt szybciej opadających (dojrzałe *Crustacea*). Sądzi on, że wrotki i naupliusy nie mogą reagować w okresie nocnym na światło oraz na skutek zakłóceń w reagowaniu na grawitację spowodowanych oddziaływaniem prądów, poruszają się w sposób chaotyczny. Poruszanie takie sprzyja przemieszczaniu się ich do dołu. W tych samych warunkach szybciej opadające zwierzęta (dojrzałe skorupiaki) zachowując zdolność reagowania na grawitację mogą poruszać się w sposób kierunkowy, co umożliwi im wędrówkę ku górze.

Opisane w pracy eksperymenty upoważniają też do przypuszczenia, że reagowanie wioślarek na grawitację, zgodnie z Davenport (1897), cyt. za Jennings (1914), dokonuje się dzięki odczuwaniu przez wioś-

larki różnic w wielkości wysiłku, jaki napotykają one przy poruszaniu się w różnych kierunkach. Powodem tych różnic jest ciążenie, które zwiększa wysiłek towarzyszący poruszaniu się *Daphnia* do góry w stosunku do wysiłku koniecznego przy poruszaniu się w innych kierunkach.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bidder G. P., 1929. Geotropism and antennae. Nature, London., 123.
2. Clarke G. L., 1933. Quantitative aspects of change of phototropic sign in *Daphnia*. J. exp. Biol., 10.
3. Grosser B. J., Baylor E. R. and Smith F. E., 1953. Analysis of geotactic responses in *Daphnia magna*. Ecology., 34 (4).
4. Harnisch O., 1951. Hydrophysiologie der Tiere. Stuttgart.
5. Harris J. E., 1953. Physical factors involved in the vertical migration of plankton. Quart. J. Sci., 94 (28).
6. Jennings H. S., 1914. Die niederen Organismen. Ihre Reizphysiologie und Psychologie. Leipzig.
7. Naumann E., 1921. Untersuchungen über des Verteilungsproblem des limnischen Bioestons. Kungl. SV. Vet. Akademiens Handlingar., 61 (6).
8. Ruttner F., 1930. Das Plankton des Lunzer Untersees. Int. Rev. Hydrobiol. Hydrogr., 23.
9. Skadowski S. W., 1939. Fizjologiczeskij analiz fototaksisa u dafnij. Ucen. Zap. M. G. U., 33.
10. Woltereck R., 1913. Über Funktion, Herkunft und Entstehungsursachen der soge. „Schwebefortsätze“ pelagischer Cladoceren. Zoologica., 26.
11. Worthington E. B., 1931. Vertical movements of freshwater makroplankton. Int. Rev. Hydrobiol. Hydrogr., 25.

Л. Шляуэр

О направленности движений *Daphnia magna* Straus

Резюме

Результаты описанных опытов обнаруживают, что направленное движение *Daphnia* является следствием их реагирования на свет и гравитацию. Эти факторы делают возможным направленность движений у *Daphnia*, как при совокупном, так и при отдельном воздействии. Одновременное лишение *Daphnia* возможности реагирования на свет и гравитацию вызывает у них утрату способности к этой направленности, что проявляется беспорядочностью движений.

В условиях одновременного воздействия на *Daphnia* света и гравитации доминирующим фактором, управляющим их движениями, является гравитация. Однако это имеет место только в воде достаточно

насыщенной кислородом. В среде бедной кислородом решающее влияние имеет свет.

Водные течения нарушают реагирование *Daphnia* как на свет, так и на гравитацию. Степень этих расстройств зависит от направления и скорости течений. Способность *Daphnia* к реагированию на гравитацию в условиях воздействия течений зависит тоже от скорости, их пассивного оседания. Для быстрее оседающих особей характерна большая способность реагирования на гравитацию, чем у особей оседающих медленнее. При отсутствии направленного действия света, течения воды, нарушая реакцию *Daphnia* на гравитацию, могут привести к их хаотическим движениям.

На основании результатов проведенных опытов автор предполагает, что в естественных условиях способность к направленному движению у медленно оседающих планктонных организмов (*nauplii*, *Rotatoria*) меньше, чем у животных оседающих быстрее (зрелые *Crustacea*). Автор предполагает, что *Rotatoria* и *nauplii*, не имея возможности реагировать ночью на свет, а также вследствие нарушения их реакции на гравитацию под влиянием течений, двигаются хаотическим образом. В этих же условиях животные, обладающие большей скоростью оседания (взрослые *Crustacea*), могут реагировать на гравитацию, сохраняя тем самым направленность движения, что дает им возможность миграции вверх.

Описанные в настоящей работе опыты позволяют предполагать, что реагирование *Daphnia* на гравитацию, согласно Davenport (1897) цит. за Jennings (1914), совершается благодаря тому, что *Daphnia* чувствуют разницу в величине силы, применяемой при движении в различных направлениях. Причиной этих разниц является тяготение, благодаря которому движение вверх требует больших усилий, чем движение по другим направлениям.

Рис. 1. Влияние воздушного пузырька, прикрепленного к разным частям тела не движущихся *Daphnia* на их положение в воде.

L. Szlauer

On the directions of movements of *Daphnia magna* Straus

Summary

The results of this investigation show that light and the gravitation field determine the directions of *Daphnia magna* movements. Both these factors control movements of *Daphnia* when acting separately or jointly.

When the animals are not subjected to the action of light and gravitation they move in an unorganized manner.

In the case when gravitation and light act simultaneously, the former is the main factor controlling the direction of *Daphnia* movements in well oxygenated waters and the latter in oxygen poor media.

Water currents disturb the movements of *Daphnia* as controlled by light and gravitation. These disturbances depend on the velocity and the direction of currents. They also depend on the rate of passive sinking of the animals. The greater is the rate of the passive sinking, the more susceptible are the animals to the effect of gravitation on their movements. In the absence of the directing effect of light, the movements may become chaotic in spite of the presence of the gravitation field, provided that the disturbances caused by water current are great enough.

These results suggest that in natural conditions, the ability to move in an organized manner is smaller for light plankton animals, i. e. for those which sink slowly (nauplii and Rotifers), as compared to heavier animals (i. e. quickly sinking), e. g. adult *Crustacea*. It is supposed that nauplii and Rotifers move in a chaotic manner at night. This is caused by the lack of light effect and by disturbances produced by water currents. Such disorganized movements result in a displacement of the animals to deeper regions. In the same conditions, heavier animals (greater rate of passive sinking, e.g. adult *Crustacea*) maintain their ability to organized movements in the gravitation field and are able to move to upper regions.

The present experiments support the view of Davenport (1897; cited from Jennings, 1914) that the mechanism by which *Daphnia* reacts to the gravitation is the difference in the effort of swimming upwards and in other directions.

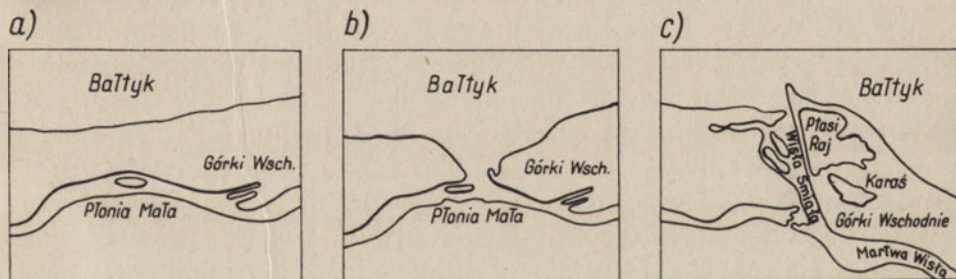
A. Czapik

Mikrofauna słonawego jeziora Ptasi Raj

Zakład Zoologii Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie

Otrzymano 15 lutego 1961

Jezioro Ptasi Raj, leżące na wschód od Gdańska na wyspie Bonzak, jest zbiornikiem młodym, powstałym w 1840 r., w czasie przerwania nadbrzeżnych wydmy przez Wisłę. Do 1840 r. duża część wód Wisły uchodziła w pobliżu Gdańska, niedaleko Nowego Portu. 1 lutego 1840 r. kra lodowa utworzyła na Wiśle potężny zator i spiętrzone wody runęły na wydmy nadmorskie, przerywając je na odcinku między Płonią Małą



Rys. 1. a) Wisła pod Górkami Wschodnimi w 1840 r., b) przerwanie nadbrzeżnych wydmy w 1841 r., c) Obecny obraz tego odcinka Wisły i zachodniej części wyspy Bonzak.

a Górkami Wschodnimi. W ten sposób powstało nowe ujście Wisły, zwane Wisłą Śmiałą (rys. 1 a, b). Dawne ramie Wisły, zwane odtąd Wisłą Martwą, odcięto służą. Nowe ujście Wisły funkcjonowało do 1895 r. W tym roku otwarto sztuczny przekop Wisły pod Świbnem, skracający znacznie bieg rzeki. Wisła Śmiała odcięta od przekopu służą stała się

również martwym korytem, którego woda, mieszając się ustawicznie z wodą Bałtyku, uległa stopniowo zasoleniu. Z czasem dzięki nanoszonym piaskom, małe mielizny i mierzeje połączyły się z wyspą, otaczając zbiornik, który już tylko od zachodu otwierał się przez Wisłę Śmiałą do Bałtyku. Później wybudowano wąską kamienną groblę, długości prawie 2 km, która odgrodziła zbiornik od Wisły Śmiałej. Wskutek tego powstało płytkie jezioro, którego przeciętna głębokość wynosi około 1,50 m, największa (wzdłuż grobli) 4 m. Dno jest piaszczyste, a wzdłuż przybrzeżnego pasa roślin pokryte mułem. Jezioro składa się obecnie z dwóch części, które do niedawna łączyły się wąskim przesmykiem (rys. 1c). W ostatnich latach przesmyk został zasypany, tak że powstały dwa odrębne zbiorniki, a na łąkach między nimi są rozrzucone mokradła i stawki, które częściowo lub zupełnie utraciły połączenie z głównymi zbiornikami. Mniejszy z nich zwany Karaś, położony w głębi wyspy, ma już wodę słodką i brzegi zarośnięte dokoła trzcina. Większy, Ptasi Raj, przylega od zachodu do Wisły Śmiałej, ale oddzielająca go od niej grobla jest nieuszczelna, tak że wymiana wody między Wisłą a jeziorem dokonuje się zupełnie swobodnie. Ostatnio ze względu na dużą ilość ptaków, zamieszkujących jezioro, zostało ono uznane za rezerwat. Jest ono, podobnie jak Wisła Śmiała, zbiornikiem słonawym. Brzegi od strony łądu są niskie i porośnięte trzcina. Spływają się one stopniowo, przechodząc w mokradła. Od północy jezioro graniczy z morzem (Zatoką Gdańską), od której dzieli go tylko pas wydm. Na wschodnim odcinku pas ten jest szeroki i porośnięty roślinnością i stopniowo przechodzi w rozległe, zarośnięte trzcinami mokradło, za którym dopiero rozpoczyna się wolna toń jeziora. W zachodniej części tego odcinka, niedaleko Martwej Wisły, jezioro jest oddzielone od morza tylko jedną wąską i niską wydumą, pozbawioną roślinności. Jest to jedyne miejsce, gdzie brzeg jeziora przedstawia płaską piaszczystą plażę. W czasie sztormu fala przelewa się tu przez wydmę, wlewając do jeziora słonawą wodę. Równocześnie silne wiatry przesypują piasek z wydm do jeziora. Powierzchnia obu jezior maleje więc nieustannie wskutek inwazji roślinności i zasypanywania piaskiem.

Próby, które pobierałam w ciągu września 1960 r., były badane od razu na żywo w Stacji Biologicznej AM w Górkach Wschodnich.

Jezioro Karaś ma typową faunę słodkowodną, w której przeważają wrotki. W próbach pobranych siatką planktonową nr 25 znalazły się następujące gatunki: *Lophocharis oxysternon* (Gosse), *Polyarthra remata* Skor., *Keratella testudo* (Ehrbg.), *Keratella cochlearis* Ehrbg., *Anuraeopsis fissa* (Gosse). W mulistym pasie przybrzeżnym między trzcinami występuje masowo wymoczek *Spirostomum ambiguum* Ehrbg. i spo-

radycznie *Dileptus anser* (Müll.). a z form osiadłych *Carchesium poly-pinum* Linné.

Główną uwagę poświęciłam zbiornikowi Ptasi Raj. Ma on zasolenie niskie, oligohalinowe. Skład chemiczny wody przedstawia się następująco: Na — 1350 mg/l, K — 124,5 mg/l, Ca — 71,5 mg/l, Mg — 242,92 mg/l, SO₄ — 183 mg/l, Cl 2810 mg/l, HCO₃ — 189,13 mg/l. Twardość ogólna wynosi 52,0°n¹.

Plankton jeziora w sierpniu i wrześniu 1960 r. stanowiły prawie wyłącznie sinice, tylko w niektórych próbach trafiały się pojedyncze okazy wrotka *Synchaeta pectinata*. We wrześniu ilość sinic w jeziorze wzrosła do tego stopnia, że woda przybrała barwę intensywnie zieloną.

Mulista partia brzegu od strony wschodniej i południowej jest faunistycznie bardzo uboga. Natomiast bardzo bogate życie rozwija się w północno-zachodniej piaszczystej części jeziora. Z tego miejsca głównie pobierałam próby, uwzględniając przy tym trzy biocenozy, jakie tam się wytworzyły: psammon, żyjący w piasku wynurzonym, mikrofaunę piasku zalanego oraz faunę mułu sapropelowego. Wynurzony piasek jeszcze w odległości kilku metrów od lustra wody jest wilgotny i zabarwiony zielonkawo. Po odgarnięciu cienkiej warstwy powierzchniowej ukazuje się warstwa zielona, zawierająca dużą ilość glonów. Próbkę piasku pobrane z powierzchni tego odcinka plaży i przepłukane wodą wodociągową wykazały istnienie bardzo bogatego psammonu roślinnego i zwierzęcego. Z roślin występowały okrzemki, sinice i zieleńce; wśród zwierząt dominowały wymoczki i wrotki, poza tym częste były ameby, nicienie, skąposzczety i skorupiaki z rodziny *Harpacticidae*. To środowisko wykazywało największe zagęszczenie organizmów. Jest to zrozumiałe, jeżeli weźmie się pod uwagę, że na znaczne wahania temperatury, charakteryzujące wynurzone piaski, mikrofauna jest mało wrażliwa, natomiast silne naświetlenie i duża koncentracja soli mineralnych (nażożenie przez ptaki) zapewniają doskonałe warunki dla egzystencji glonów, stanowiących bezpośrednio lub pośrednio pożywienie zwierząt.

Muł sapropelowy tworzył się w zatoczkach odciętych od jeziora zwalami roślin, wyrzuconych przez fale; poza tym w czasie wichury gromadził się przy brzegu plankton, który następnie szybko obumierał i z nastaniem bezwietrznej pogody zaczynał szybko gnić. W płytkiej wodzie tuż przy brzegu tworzyły się wtedy na piasku czarne plamy, wydzielające woń siarkowodoru. Wszystkie opisane biocenozy przenikały się wzajemnie i duża część znalezionych zwierząt występowała we wszystkich albo przynajmniej w dwóch z nich. Do takich należał np. *Chlamydomon mnemosyne*, który był pospolity wszędzie. Niektóre ga-

¹ Analizę wykonała dr M. Bomba z Zakładu Biologii Wód PAN w Krakowie.

Wymoczki i wrotki psammofilne jez. Ptasi Raj
 Liste des Ciliés et Rotifères psammophils du lac Ptasi Raj

Tabela I

Ciliata	Piasek wynurzony Sable exondée	Piasek zanurzony Sable inondée	Sapropol
morskie - maritimes			
<i>Trachelocerca margaritata</i> Kehl	+	++	++
<i>Trachelocerca tenuicollis</i> Quenn.		+	
<i>Trachelocerca fusca</i> Kehl		+	
<i>Trachelocerca coluber</i> Kehl			+
<i>Chaaenea robusta</i> Kehl			+
<i>Coleps tesselatus</i> Kehl	+++	++	
<i>Chlamydodon mnemosyne</i> Ehrbg.	++	++	+++
<i>Loxophyllum levigatum</i> Sauerb.		+	
<i>Loxophyllum multinucleatum</i> Kehl	+		+
<i>Frontonia marina</i> Ehrbg.		++	++
<i>Elepharisma clarissimum</i> Anig.	+		
<i>Elepharisma salinarum</i> Flor.			+
<i>Climacostomum virens f. salinarum</i> (Ehrbg)	+		++
<i>Strombidium sulcatum</i> Clap.			++
<i>Amphisiella milnei</i> Kehl.			++
<i>Diophrys hystrix</i> Budd.	++	++	
<i>Diophrys scutum</i> Duj.		++	
<i>Aspidisca polypoda</i> Duj.		+	
słodkowodne - d'eau douce.			
<i>Prorodon teres</i> Ehrbg.	+		+
<i>Paramaecium caudatum</i> Ehrbg.		+	+
<i>Lembadion bullinum</i> Perty			+
<i>Spirostomum intermedium</i> Kehl			+
<i>Stentor roesseli</i> Ehrbg.		+	
<i>Urosoma cienkowskii</i> (Kow.)		++	++
<i>Euplotes patelle f. latus</i> Kehl	++		++
<i>Stylonychia mytilus</i> Ehrbg.	+		
notowane w wodzie słodkiej i słonej - apparaissent dans l'eau douce et l'eau salée			
<i>Mesodinium pulex</i> Clap.		++	
<i>Cyclidium glaucoma</i> Mull.			+
<i>Pleuronema crassum</i> Duj.	+++	++	++
<i>Spirostomum teres</i> Clap.	+		++
<i>Metopus es</i> Mull.			+++
<i>Metopus setosus</i> Kehl.			++
Rotatoria			
<i>Philodina citrina</i> Ehrbg.	++		
<i>Adineta vaga</i> (Daris)	++	++	++
<i>Cephalodella cetellina</i> Mull.	++	++	++
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrbg.)	++		
<i>Dicranophorus forcipatus</i> (Mull)	+		
<i>Brachionus urceolaris</i> (Mull)	+	+	
<i>Notholca striata</i> Mull.	+++		
<i>Enicentrum marinum</i> (Duj.)	++	+	++
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse)	++		
<i>Lecene pyriformis</i> (Daday)	++		
<i>Lindia torulosa</i> Duj.	+++		
<i>Trichocerca intermedia</i> (Sten.)	++		
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrbg.)	++		

+ pojedynczo
rare

++ często
nombreux

+++ b.licznie
trés nombreux

tunki jednak, jak *Metopus es*, *Cyclidium glaucoma*, można było znaleźć tylko w gnijącym mule. Załączona tabela daje przegląd wymoczków i wrotków z uwzględnieniem ich występowania w opisanych środowiskach. Najpospolitsze wymoczki, występujące w całym badanym materiale, to wspomniane już *Chlamydodon mnemosyne*, a poza tym *Frontonia marina*, *Pleuronema crassum*, *Coleps tessellatus*, *Spirostomum teres*, *Climacostomum virens* f. *salinarum*, *Trachelocerca margaritata*, a z wrotków zaś *Adineta vaga*. Niektóre gatunki, jak np. bardzo pospolity *Diophrys hystrix*, żyły w piasku wynurzonemu i zanurzonemu, nie było ich natomiast w sapropelu. Równie pospolita *Urosoma cienkowskii* występowała w zanurzonemu piasku i sapropelu, nie było jej natomiast w psammonie. Psammon i muł sapropelowy stanowiły więc extrema, a piasek zanurzony strefę pośrednią.

Zespół wymoczków był typowy dla wód słonawych, to znaczy przedstawiał mieszaninę gatunków słodkowodnych i morskich z wyraźną przewagą tych ostatnich. Stosunek liczbowy wyrażał się cyframi: 17 gatunków morskich, 8 słodkowodnych oraz 6 notowanych w obu rodzajach wód. Przewaga gatunków morskich zaznaczała się tym silniej, że niektóre gatunki słodkowodne, jak *Paramaecium caudatum* czy *Stylonychia mytilus*, były spotykane tylko w pojedynczych egzemplarzach. Natomiast *Metopus es* występował w gnijącym mule równie licznie, jak w podobnych warunkach w wodzie słodkiej. Zwrócił na to uwagę Kahl (1928), badając wymoczki słonych zbiorników w Oldeslohe, gdzie ten gatunek był pospolity. Przypuszcza on, że pewną rolę może tu odgrywać ciśnienie osmotyczne; w gnijącym mule, gdzie zachodzą procesy mineralizacji substancji organicznej, jest ono prawdopodobnie wyższe niż w czystej wodzie słodkiej, stąd wymoczki sapropelowe lepiej znoszą zasolenie wody niż kataroby. Przypuszczenie Kahla potwierdza fakt, że w jez. Ptasi Raj występowała licznie *Urosoma cienkowskii* — forma znajdowana dotąd tylko w słodkowodnym sapropelu.

Jak wiadomo morska mikrofauna wolniej ustępuje w miarę spadku zawartości soli niż makrofauna (Remane 1958). Widać to na przykładzie Ptasięgo Raju. Mimo małej zawartości soli występuje tu szereg wymoczków typowo morskich, np. z rodzaju *Diophrys*, *Trachelocerca*, *Chlamydodon*.

Dla porównania przebadalam również mikrofaunę Wisły Śmiałej w dwóch miejscach: w miejscu, gdzie przechodzi w zatokę, oraz przy Stacji Biologicznej w Górkach Wschodnich. W pierwszym stanowisku żyły te same wymoczki co w zanurzonemu piasku w jeziorze, z tym że form słodkowodnych nie było już wcale, natomiast występował gatunek *Chilodontopsis elongata*. Przy Stacji Biologicznej fauna była mieszana z elementami morskimi (*Frontonia marina*) i słodkowodnymi (*Urosoma*

cienkowskii), ale bardzo uboga (4 gatunki). Typowych morskich form, jak *Trachelocerca* sp. nie było zupełnie. Przyczyną tego może być zarówno zmniejszające się zasolenie, jak inny typ dna (twarde gliniaste).

Warto podkreślić fakt znalezienia w wodzie słonawej w Ptasim Raju gatunku wrotka *Adineta vaga*, ponieważ dotąd był on notowany tylko w zbiornikach słodkowodnych. Jest to najwidoczniej forma wybitnie niewrażliwa na chemizm środowiska, spotykana w różnych zbiornikach od jezior alpejskich do oczyszczalni ścieków włącznie.

Lucks (1937) opublikował wykaz wioślarek i wrotków planktonowych w Ptasim Raju, który wówczas stanowił jeszcze jeden duży zbiornik i nosił nazwę Messinasee. Wykaz ten liczy 12 gatunków wrotków.

Interesujące było również znalezienie w wynurzonym piasku na plaży gatunku *Notholca striata*, który uchodzi za typową formę pelagiczną. W próbach pobieranych siatką planktonową nie było tego wrotka zupełnie, natomiast w psammonie wystąpił z końcem września masowo.

Na podkreślenie zasługuje również zmienność fauny piasku wynurzonego; niektóre gatunki w ciągu września znikwały i pojawiały się inne, podczas gdy w piasku zanurzonym zespół gatunków pozostawał taki sam.

Serdecznie dziękuję Kierownikowi Stacji Biologicznej AM w Górkach Wschodnich, prof. dr. F. Pautschowi za gościnę i pomoc udzieloną mi w trakcie wykonywania tej pracy.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBIOGRAPHY

1. Kahl A., 1928. Die Infusorien (Ciliata) der Oldesloher Salzwasserstellen. Arch. Hydrobiol., 19.
2. Kahl A., 1930—1935. Wimpertiere oder Ciliata. Tierwelt Deutschlands. Jena.
3. Kahl A., 1930. *Ciliata libera et ectocommensalia*. Tierwelt der Nord- und Ostsee.
4. Lucks R., 1937. Die Crustaceen und Rotatorien des Messinasees. Ber. oest-preuss bot.-zool. Ver., 59.
5. Remane A. Schlieper C., 1958. Die Biologie des Brackwassers. Stuttgart.
6. Voigt A., 1957. Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin.

А. Чапик

Микрофауна солоноватого озера Птаси Рай

Резюме

Солоноватое озеро Птаси Рай, расположенное на острове Бонзак на востоке от Гданьска, сообщается через проницаемую для воды плотину из камней со старым руслом Вислы, впадающим и Балтийское

море. Берега покрыты тростником за исключением Северно-Западной части, которая является песчаным пляжом. На этом месте только одна невысокая дюна отделяет озеро от моря. Здесь обнаружено присутствие микрофауны: богатой растительным Пеаммоном. Можно различить три биоценоза: биоценоз не заливаемого водой песка, залитого песка и биоценоз сапропелового ила, который возникает в небольших заливах, отделенных от озера кучами водных растений, выбрасываемых водой во время шторма. Микрофауна представляет собой смесь типичную для солоноватых водоемов, состоящую из форм пресноводных и морских. Последние преобладают, хотя соленость воды небольшая (около 2‰). Незаливаемый песок имеет самую большую плотность населения, что объясняется интенсивностью солнечного облучения и большим количеством птичьего удобрения — двух факторов, создающих оптимальные условия для развития водорослей, употребляемых микрофауной в качестве пищи. Некоторые, наиболее обыкновенные виды, как например *Chlamydomon tnetosyne*, находились во всех трех биоценозах. Виды более выспециализированные присутствуют только в одном биоценозе, как например *Metopus es* который выступал только в сапропеловом иле.

A. Czapik

La microfaune du lac saumâtre Ptasi Raj

Resumé

Le lac saumâtre Ptasi Raj situé sur l'île Bonzak à l'est de Dantzig communique par une mince digue de pierres non étanche avec le lit mort de la Vistule, qui se jette dans la mer Baltique. Les rivages sont couverts de roseaux à l'exception de la partie nord-ouest qui est une grève. A cet endroit une seule dune peu élevée sépare le lac de la mer. C'est ici qu'on a constaté l'existence d'une microfaune riche de ciliés psammothiles. On y peut distinguer trois biocénoses: celle du sable exondée, du sable inondé et du sapropel, formé dans de petites baies, séparées du lac par des tas de plantes aquatiques rejetées par les ondes pendant l'orage. En général la microfaune représente un mélange typique des bassins saumâtres, se composant de formes d'eau douce et marines. Ces dernières sont en majorité, bien que la salinité du lac soit basse (environ 2‰). La grève exondée possède la plus grande densité de population, ce qui est compréhensible si l'on prend en considération l'intensité de l'in-

solation et l'engrais livré par les oiseaux, deux facteurs, qui forment les conditions optimales pour le développement d'algues utilisées comme nourriture par les ciliés. Quelques formes les plus communs comme par exemple *Chlamydodon mnemosyne* ont été trouvées dans toutes les trois biocénoses. Au contraire — les espèces les plus spécialisées limitent leur présence à une biocénose p. e. *Metopus es*, qui ne vivait que dans la vase sapropelique.

M. Prószyńska

The Annual Cycle in Occurrence of *Cladocera* and *Copepoda* in Small Water Bodies

Institute of Zoology of the Polish Academy of Sciences. Warszawa

Received April 30, 1961

Introduction

The environment of small water bodies is little known so far in the research work on lakes, for they were considered in hydrobiological studies as a matter of minor importance generally speaking. This environment has been the subject of a limited number of works, not to mention those of a purely faunistic character. This report deals with the plankton crustacea (*Cladocera* and *Copepoda*) living in small water bodies near Mikołajki.

The environment of small water bodies differs from other water environments in a number of specific characteristics, such as accumulation of fauna, not unusual in small pools, but never noticeable to such an extent in ponds or lakes. The great variability of environment conditions is also very characteristic, as it increases proportionally to the decrease of water in the pool.

Small water bodies are characterized by an intense „metabolism”, i. e. quick mineralization of organic substances and nearly immediate assimilation of their mineralized form by plants. This takes place in shallow water bodies, where the whole amount of water may be easily heated, thus attaining a high temperature even at the bottom. In our climate the temperature at the bottom reaches sometimes 20°C. (Weimann 1942). Owing to this shallowness the diurnal convection currents penetrate to the bottom, thus producing an effective mixing of water (Gieysztor 1934, Weimann 1942). In our water bodies, the ma-

ximum depth for effective mixing of water is about 1.5 m. This depth has been taken as a limit for the definition of small water bodies.

The practical definition of small water bodies, as adopted by our team sounds as follows: „...an astatic water body, where diurnal convection currents penetrate to the bottom”.

Our definition states with precision the depth of a small water body, while its dimension is not determined. However, shallow ponds with their surface areas of several hectares, can by no means be treated as small water bodies, considering the high stability of characteristic features of their water, and also because outside influences of a temporary character (e. g. heavy rains, drought, burning out of the grass on the banks of the pool) are not distinctly reflected in their living conditions.

This study has been carried on under the direction of Professor Dr. M. Gieysztor, to whom I should like to express here my warmest thanks. I wish to extend my thanks also to the Directory Staff of the Institute of Zoology of the Polish Academy of Sciences in Warsaw, and particularly to Professor Dr. T. Jacewski, and Professor Dr. J. Nast for their help and keen interest in this work. My thanks are also due to my colleagues of the hydrobiological team of Professor Dr. M. Gieysztor for their help in collecting materials, especially to Mrs. B. Solińska for supplying me with the designation of vascular plants, as well as to Dr. A. Szczepański, Director of the Hydrobiological Station of the Polish Academy of Sciences at Mikołajki for offering me the possibility of making use of the Station equipment as well as for effective help in my field work.

Material and methods

The material for this study has been collected either by myself or taken from the samples collected by other members of the team. The samples were collected according to quantitative and qualitative methods, between April 1956 and April 1957, regularly every two weeks in each of the water bodies. The qualitative samples have been collected by means of plankton net (silk bolting cloth No. 12) from the whole water body. The quantitative samples were taken by a water sampler made by Dr. A. Szczepański. This instrument consisted of a transparent cylinder 75 cm. high, of 10 cm. diameter supplied with a scale for measuring the quantity of water, with a lid closing its bottom while the top remained open. The opened cylinder had been rapidly plunged into the water then its lid being quickly closed the instrument was lifted up. The sample thus obtained was filtered through the mesh of silk bolting cloth to achieve greater density of the plankton.

In shallower or more densely overgrown water bodies where the above mentioned water sampler was of no use, the samples were collec-



Map. Distribution of the small water bodies in the investigated area.

1 — The Gospodarski pool, 2 — The Turzycowy pool, 3 — The Trójkątny pool, 4 — The Stały pool, 5 — The Grobelka pool, 6 — The Efemeryczny pool, 7 — The Osemkowy pool, 8 — The Krzaczkowy pool, 9 — The Wierzbowy pool, 10 — The Olszynkowy pool, 11 — The Leśny pool, 12 — The Szczawiowy pool, 13 — The Chirocephalusowy pool, 14 — The Hucz-kowy pool, 15 — The Swierkowy pool, 16 — The Przyjeziorny pool, 17 — The Komarowy pool, 18 — The Rzęsisty pool, 19 — The Cyrkowy pool, SH — Hydrobiological Station.

ted ten times by means of a 1 liter glass container and then filtered through the plankton net. The results of all quantitative samples were calculated for the amount of 10 litres of water. The material has been preserved in 4% formalin.

Description of the area

The investigations covered 19 water bodies within a radius of 12 km. round the Hydrobiological Station in Mikołajki, the map herewith illustrating their exact situation.

Part of the water bodies examined is situated among the fields, namely Chirocephalusowy, Efemeryczny, Trójkątny, Gospodarski, Grobelka, Stały, Turzycowy and Wierzbowy pools. Water bodies situated among fallows, form another group — they are: The Hucz-kowy, Krzaczk-

kowy, Olszynkowy, Ósemkowy, Przyjeziorny, Świerkowy pools. A third group of water bodies is formed by small pools situated in a forest of coniferous and deciduous trees. These are: Cyrkowy, Komarowy, Rzęsisty, Leśny and Szczawiowy.

Large water bodies were rather avoided. The depth of our pools did not exceed 1.5 m. and their surface area — 0.10 ha. The only exception were two water bodies Rzęsisty and Stały, the first about 2 m. deep, the second — 1.8 m., their surface area being respectively 0.12 and 0,11 ha.

Part of the water bodies under examination was of an ephemeral character, part was of permanent type. However, a clear distinction between the two groups was impossible, since the period of their drying up was different and sometimes limited to very short periods of time. These water bodies were also different in shape of their basins, their depth and surfaces, as well as other morphological features. These features were also changing during the year as the result of fluctuations in the level of water.

Survey of water bodies

1. The *Chirocephalus* Pool is situated among the fields 200 m. southwards from the road Mikołajki-Ukta and 100 m. from the forest. It is an oval pool, 20 m. long, 15 m. wide, und up to 0.8 m.

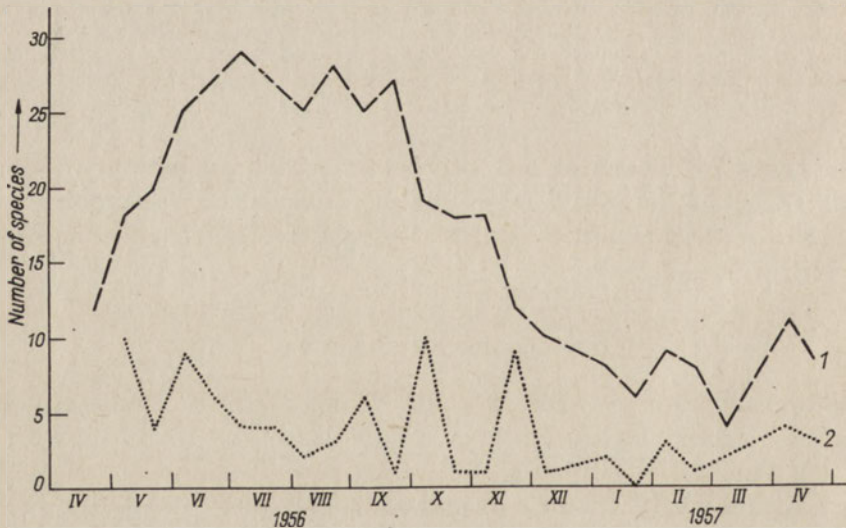


Fig. 1. Changes in the number of species during one year in all examined water bodies

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations.

Plants occurring in small water bodies near Mikolajki

Table 1

Species	Pools																
	Chirocephalusowy	Cyrkowy	Gospodarski	Huczkowy	komarowy	Krzaczkowy	Leśny	Olszynkowy	Osienkowy	Przyjeziorny	Hżeśisty	Stały	Szczawłowy	Świerkowy	Trójkatny	Turzykowy	Wierzbowy
<i>Equisetum arvense</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Equisetum limosum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alnus glutinosa</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selix cinerea</i> L.	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selix aurita</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polygonum amphibium</i> L.	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polygonum minus</i> Huds.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callitriche autómnalis</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callitriche verna</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caltha palustris</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Renunculus lingua</i> L.	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Renunculus flammula</i> L.	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Renunculus sceleratus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Renunculus repens</i> L.	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Comarum palustre</i> L.	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lythrum salicaria</i> L.	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilobium palustre</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilobium montanum</i> L.	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Impatiens noli-tengere</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sium latifolium</i> L.	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peucedanum palustre</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hottonia palustris</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myosotis palustris</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellaria pelericulata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeopsis bifida</i> poenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lycopus europeus</i> L.	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galium palustre</i> L.	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bidens tripartita</i> L.	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bidens cernuus</i> L.	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Elodea canadensis</i> Rich.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamogeton natans</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Iris pseudococcus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus effusus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus articulatus</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scirpus silvaticus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helöcharis palustris</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex disticha</i> Huds.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex contigua</i> Hoppe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex canescens</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex Hudsoni</i> Bennet	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex fusca</i> Bell. et All.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex pseudocyperus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex elongata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex rostrata</i> Stokes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex vesicaria</i> L.	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex Hirta</i> L.	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis canina</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis canescens</i> (Web.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis neglecta</i> (Zrh.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites communis</i> Trin.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa palustris</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa trivialis</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa pratensis</i> L.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glyceris fluitans</i> (L.)	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agropyron repens</i> (L.)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lemna trisulca</i> L.	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lemna minor</i> L.	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acorus calamus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calla palustris</i> L.	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sparganium ramosum</i> Huds	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Typha latifolia</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Riccia fluitans</i> L.	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drepanocladus aduncus</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Droopteris telipheres</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

In the middle of the pool there is a small ditch which forms its deepest point. The rest of the pool is very shallow. It dries up at the beginning of May, being again filled with rain water in autumn. The bottom is overgrown with paludal and meadow vegetation, the latter particularly rich in the period of drying up of the pool. The most common here is *Polygonum hydropiper* L., *Glyceria fluitans* (L.) *Agropyron repens* (L.). The list of other, less numerous plants is presented in Table I.

In April 1956, of crustacea plankton only *Cyclopidae*, *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) and *Cyclops strenuus* Fisch. were found there, while in April of the next year *Acanthocyclops vernalis* (Fisch.) and *Acanthocyclops viridis* (Jur.) also appeared.

2. The Cyrkowy Pool is situated in a mixed forest at the bottom of a deep, probably postglacial funnel. Its shape is elliptical, it is 29.5 m. long and 16.5 m. wide, with a maximum depth of 1.04 m. The water level presents slight fluctuations (Fig. 2). The bottom of the pool

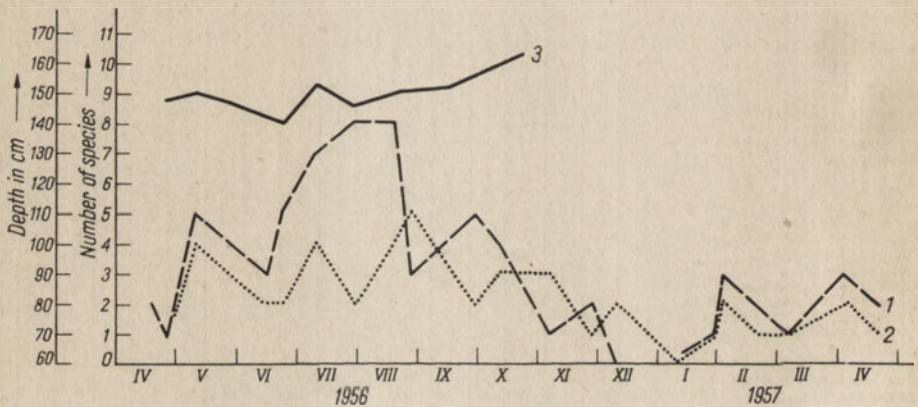


Fig. 2. Changes in the number of species and water level during one year in the Cyrkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

is covered with a considerable amount of detritus produced by fallen leaves. In the middle of the pool appears a floating island, formed of a great number of specimens of *Calla palustris* L.; other plants (ferns among them) are also growing on a base of its intertwined rhizomes.

Numerous species of plants grow also along the banks of the pool (Table I).

The Crustacea plankton was represented by most popular species only: four of *Cyclopidae* and eight of *Cladocera* — (Table II). The greatest

Table II

Occurrence of Cladocera and Copepoda found in small water bodies near Mikołajki
(x - presence of the given species, - - absence of the given species)

Species	Pools																		
	Efemeryczny	Chirocephalusowy	Olszynkowy	Przyjeziorny	Grobelka	Wierzbowy	Komarowy	Szczawiowy	Cyrkowy	Leśny	Źsemkowy	Świerkowy	Gospodarski	Trójkąty	Rzęsisty	Krzyszkowy	Huczkowy	Turzykowy	Stały
<i>Cyclops strenuus</i> Fisch.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops bicuspidatus</i> (Claus)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chydorus sphaericus</i> O.F.M.	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops viridis</i> (Jur.)	-	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Ac. vernalis</i> (Fisch.)	-	x	x	-	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Alonella excisa</i> (Fisch.)	-	-	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F.M.)	-	-	-	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jur.)	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Daphnia pulex</i> (De Geer)	-	-	-	-	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	x	x
<i>Microcyclops bicolor</i> (Sars)	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Alona tenuicaudis</i> Sars	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	-	x
<i>Alona rectangula</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x
<i>Mesocyclops dybowskii</i> (Lande)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	x
<i>Acanthocyclops bisetosus</i> (Rehb.)	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-
<i>Ceriodaphnia laticauda</i> P.E.M.	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x
<i>Acanthocyclops languidus</i> (Sars)	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
<i>Paracantha truncata</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Mesocyclops oithonoides</i> Sars	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus castor</i> Jurine	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-
<i>Acanthocyclops americanus</i> (Marsh)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	-	x	-	-	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. affinis</i> Lillj.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus amblyodon</i> Mar.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x	x	-
<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	x
<i>Moina macrocopa</i> Straus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Dunhevedia crassa</i> King	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Paracyclops poppei</i> (Rehb.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Cyclops insignis</i> Claus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x
<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Graptoleberis testudineria</i> (Fisch.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x
<i>Diaptomus coeruleus</i> Fisch.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x
<i>Microcyclops gracilis</i> (Lillj.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-
<i>Diaptomus graciloides</i> Lillj.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x
<i>Alona guttata</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Boesmina longirostris</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Rhynchotelsona rostrata</i> (Koch)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Iliocypris sordidus</i> (Liévin)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x

variety of species appeared in July and in the first half of August. The greatest stability of species appeared in the second half of July (Fig. 2).

3. The Efemeryczny Pool is situated in the fields near Zelwagi village. Its name originated from the very short period of its existence. This water body is filled with water from melting snow in the first half of April, and dries up in the first half of May. It fills again with water comes at the beginning of October. In the winter of 1956/1957 Efemeryczny pool was filled with water.

The pool is 20 m. long, 4,3 m. wide and its maximum depth is 0.75 m. It has neither paludal nor water vegetation, its bottom is covered with a well formed sod, being in summer overgrown by thick grass.

I found here only two specimens of *Crustacea* plankton namely *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus.) which were found during the whole period of existence of the pool, while *Cyclops strenuus* Fisch. appeared only in the periods when the pool was not frozen.

4. The Gospodarski Pool. This fairly big water body is situated near Tały village. Its shape is oval, its surface area is about 110×50 m., its depth being slightly below the average of other pools.



Fig. 3. Changes in the number of species during one year in the Gospodarski pool
1—number of species, 2—species composition fluctuations.

(Its exact measurements were unfortunately not taken). One of the banks borders on fields, the other on a fallow used for years as a pasture.

The Gospodarski Pool similarly to Turzycowoy is partly covered with clumps of *Carex Hudsoni* Bennet, as well as *Typha latifolia* L., *Comarum palustre* L. and *Polygonum amphibium* L. The second part of the pool is overgrown with usual paludal vegetation. In both parts of the pool I also found *Lemna trisulca* L. and *Lemna minor* L.

Crustacean plankton was represented by 15 species of *Copepoda* and *Cladocera* (Table II) among some less common species I found *Acanthocyclops americanus* (Marsh.) and *Mesocyclops dybowskii* (Lande). The greatest variety of species appeared in August and the period of their stability was not so distinct as in other water bodies, however from June to the end of September changes in the composition of species were comparatively small (Fig. 3).

5. The Grobelka Pool is situated in a hollow between two hills among the fields, near Zelwagi village. The banks as well as a part of the pool itself are overgrown with trees and shrubs: *Alnus glutinosa* (L.), *Carpinus betulus* L. the water is covered with rotten twigs and leaves. The vegetation of the pool was unfortunately not examined, neither were taken the morphometrical measurements of the surface and depth of water. Plankton samples were collected roughly every month thus finding five species of *Cladocera* and five of *Cyclopidae* (Table II), were found both of them being typical for small water bodies. It is worth stressing that in this pool there was found a distinct autumnal type of *Daphnia pulex* De Geer (f. *cavifrons*). This type being under examination now closely resembles *Daphnia middendorffiana* Fischer.

6. The Huczkowy Pool is situated near the road from Mikołajki to the Hydrobiological Station in the fields. Some big lime trees and a few shrubs grow on its eastern bank. The pool is 52 m. long and 48 m. wide, its maximum depth being 1.3 m. Characteristic for this pool is a fairly big drainage basin as well as considerable fluctuations of water level (Fig. 4). The pool may sometimes dry up (as for

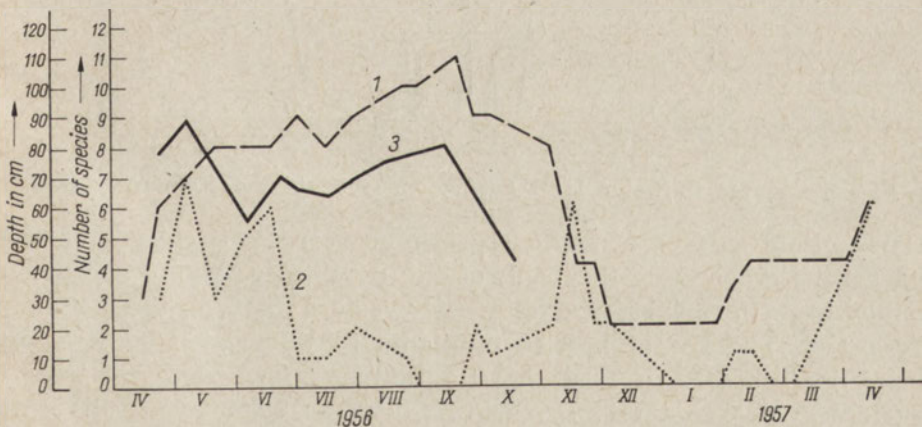


Fig. 4. Changes in the number of species and water level during one year in the Huczkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

instance in the winter of 1955—1956) however in the period of investigations i.e. from April 1956 to April 1957 it was all the time filled with water. The whole surface of the water body is overgrown with water and paludal vegetation to such an extent that it practically lacks free water surface. Numerous species of plants, found there are presented in Table I.

The crustacean plankton was fairly rich here: I found four species of *Diatomidae*, nine of *Cyclopidae*, eight species of *Cladocera*. These are in general common species appearing also in other pools (Table II), six of them being particularly numerous: *Cyclops strenuus* Fisch., *Chydorus sphaericus* O.F.M., *Alonella excisa* (Fisch), *Ceriodaphnia reticulata* (Jur.), *Microcyclops gracilis* (Lill.), *Simocephalus vetulus* (O.F.M.). The greatest variety of species in the pool appeared in September the latter being also the period of their greater stability (Fig. 4).

7. The Komarowy Pool is a small, ephemeral water body situated in the fir and pine forest immediately to the Rzęsisty pool. Both these water bodies may join in the period of high water level as it was observed in spring 1957. The fluctuations of water in Komarowy Pool is presented in Fig. 5. The shape of the pool is elongated, its length is 44 m. and width 9 m., its maximum depth being 0.94 m. Most

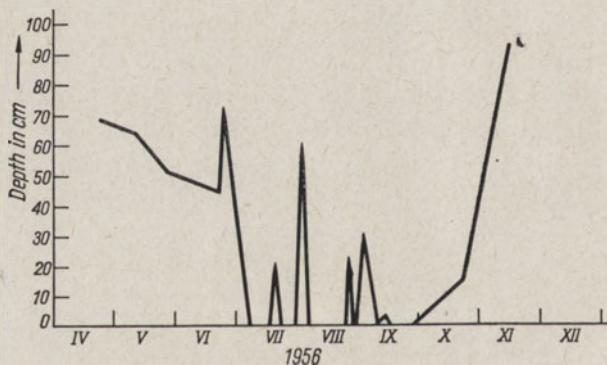


Fig. 5. Changes in water level during one year in the Komarowy pool.

of its bottom surface is not overgrown, covered with leaves of trees and shrubs growing at the bank of the pond. Vegetation concentrates mainly near the banks, and only the western part of the bottom is overgrown. The list of species of plants in this water body is presented in Table I. In first there were very few representatives of *Crustacea* plankton there. In spring when the water was full of the larvae of mosquitoes there appeared only one species — *Cyclops strenuus* Fisch. Starting from the moment the mosquitoes had left the water, the amount of *Crustacea* plankton increased rapidly, both in the number

of individuals and of species. The first species to appear was *Daphnia longispina* (O.F.M.) which I found fairly numerous at the beginning of May. Then came other species. This development of plankton was stopped three times by drying up of the pool, however nearly all species lasted till autumn while the number of their specimens decreased. The only exception was *Daphnia longispina* (O.F.M.) which had been completely eliminated.

The greatest number of species appeared there in June and August.

Because of the disturbances due to the drying up of the pool the precise duration of the summer stability could not be determined.

8. The Krzaczkowy Pool is a small ditch dug out in a turf meadow, the latter bordering on the fields. The whole unit is situated near Zelwagi village. The pool is 14 m. long and 6 m. wide, its maximum depth being 0.78 m. The fluctuations of the water level are presented in Fig. 6. At high water level, most of the meadow in flooded,

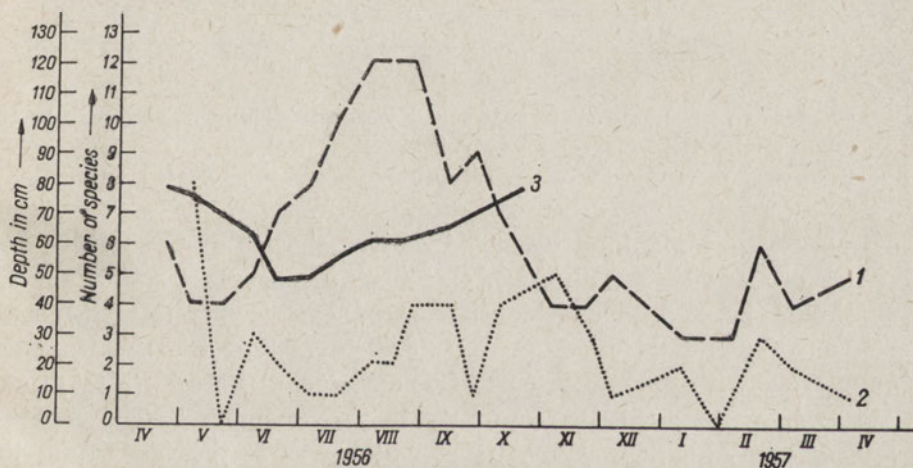


Fig. 6. Changes in the number of species and water level during one year in the Krzaczkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

and then the pool consist of two parts: a large and shallow meadow part and the deeper one, being the pool itself. The latter is overgrown with paludal and water vegetation. The list of the species of plants presents Table I. Aparat from this on the banks of the pool grow some alder trees [*Alnus glutinosa* (L.)].

The crustacean plankton was represented here by 19 species (Table II). The most interesting were *Mesocyclops dybowskii* (Lande) found from July 6 to August 28.

The greatest variety of species was observed in July, August and September. The greatest stability in July and also, though less distinct in August (Fig. 6).

9. The Leśny Pool is situated in the forest near Zelwagi village. It has the shape of a horseshoe, its length being 28.5 m, its width — 12 m, and maximum depth 0.72 m. The fluctuations of water level are presented in Fig. 7. Out of the trees and shrubs growing immediately near the bank *Alnus glutinosa* (L.) and *Salix aurita* L. should be mentioned. The list of vegetation of the pool is presented in Table I.

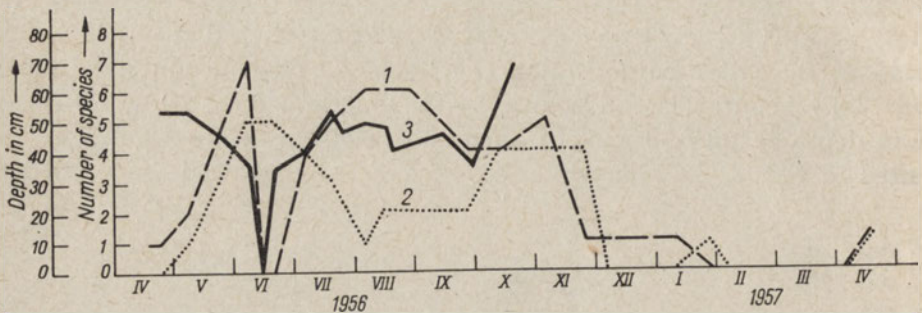


Fig. 7. Changes in the number of species and water level during one year in the Leśny pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

The crustacean plankton consisted of five species of *Cyclopidae* and 9 species of *Cladocera* (Table II). Out of the more interesting species there should be mentioned *Acanthocyclops americanus* (Marsh.) some specimens of which I found on June 8. The rest of the species were less numerous with the exception of *Cyclops strenuus* Fisch. (May 8) and *Chydorus sphaericus* O.F.M. from July 16 to November 7. The greatest variety of species appeared in August which was at the same time the period of greatest stability of species (Fig. 7).

10. The Olszynkowy Pool is situated near Zelwagi village among the fallows. On its eastern bank grow high alder trees. The pond is 24 m. long, 9 m. wide, its maximum depth being 0.27 m. In spite of its shallowness the fluctuations of water level are comparatively small (Fig. 8). In the period from June to July the pool dried up. The list of plants found in this water body is presented in Table I.

The crustacean plankton was represented there by four species of *Cyclopidae* and 2 species of *Cladocera* (Table II).

11. The Ósemkowy Pool is situated near Zelwagi village among the fallows. Water from the vast area of meadows, cut by the

network of drainage ditches flows through the pool. The water from the pool flows to a small well and then through draining pipes to Płociczno lake. The pool is 38 m. long and 11 m. wide, its maximum depth being 0.72 m. It is characterized by quick and considerable fluctuations of water level (Fig. 9).

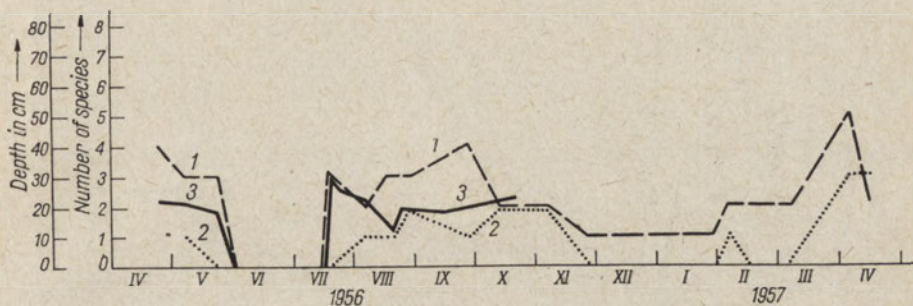


Fig. 8. Changes in the number of species and water level during one year in the Olszynkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

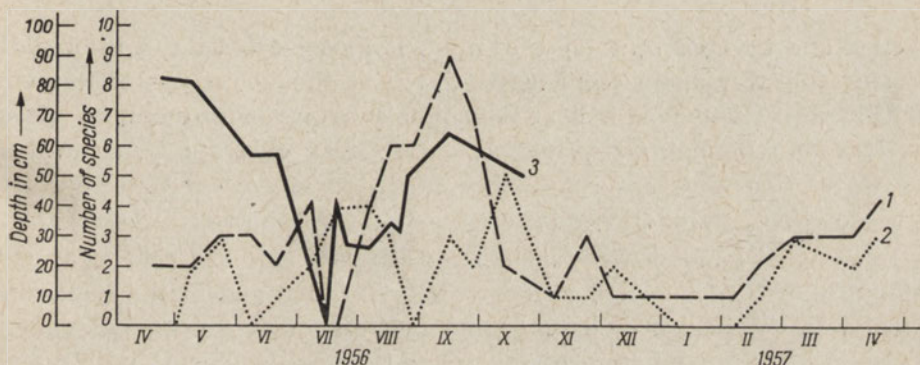


Fig. 9. Changes in the number of species and water level during one year in the Osemkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

The crustacean plankton was represented here by 6 species of *Cyclopidae* and 7 species of *Cladocera* (Table II); except for *Acanthocyclops oithonoides* G.O. Sars they were in general species common for small water bodies. The greatest variety of species appeared in the second half of September. Also at that time owing to the increase of water amount and the resulting from it improvement in the environment living conditions, some species e.g. *Alonella excisa* (Fisch.), *Daphnia longispina* (O.F.M.) appeared to be fairly numerous. The greatest stability of these species was observed at the end of August.

12. The Przyjeziorny Pool is situated near the Hydrobiological Station of Mikołajki and connected with the Mikołajskie Lake by a shallow ditch draining off the excess of water. The pool is situated among the fallows with several trees along its banks. It is 34 m. long, 11 m. wide with a maximum depth of 0.62 m. Its bottom is

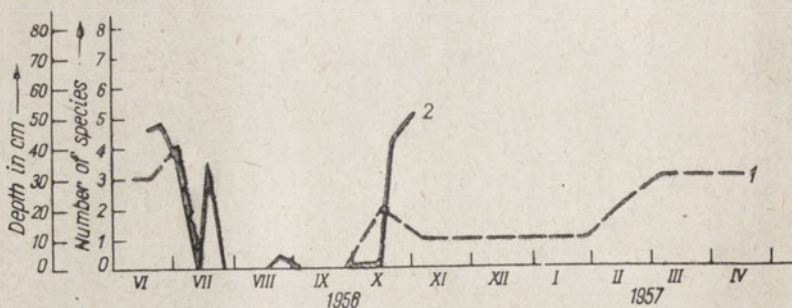


Fig. 10. Changes in the number of species and water level during one year in the Przyjeziorny pool

1 — number of species, 2 — water level.

levelled and covered by a layer of mud. The pool dried up in the middle of July and was again filled with water at the beginning of September (Fig. 10). Its surface is nearly completely overgrown by clumps of *Carex Hudsonii* Bennet, *Carex vesicaria* L., *Carex elongata* L., as well as by *Iris pseudoacorus* L. The period of drying up is also the time of excessive growth of paludal vegetation (presented in detail in Table I).

In the pool I found three species of *Cladocera* and 5 species of *Cyclopidae* (Table II). *Cladocera* appeared only in June and at the beginning of July. In the period of drying up I met only single young specimens of Cyclops. In October immediately after the pool was filled with water, there appeared mature specimens of *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) and *Cyclops strenuus* Fisch., the latter being the only species which, though in small number, survived through the winter. I noticed that its number increased only in the short period when the ice covering the surface of the pool thawed.

Out of the less popular species, existing in small water bodies I found there *Acanthocyclops bisetosus* (Rehb.) on February 15 and April 14 1957, as well as *Acanthocyclops languidus* (Sars) on April 6, 1957.

13. The Rzęsisty Pool is situated in a sunny forest clearing. It is the second water body from those examined as far as its size is concerned, its length being 56 m., its width 26.5 m. and depth — 2 m. Its shape is similar to an elongated crescent. There is a floating islet

situated in its southern part formed by logs, branches, sticks and other rotten plants, overgrown with paludal vegetation. The banks of the pond are steep which results in its fairly stable dimensions and shape, while the water level is fluctuating (Fig. 11). On the surface grows abundantly duckweed (*Lemna minor* L.) covering the whole pond with a thick green layer in summer and autumn. Paludal vegetation appeared only near the banks and consisted of some species listed in Table I.

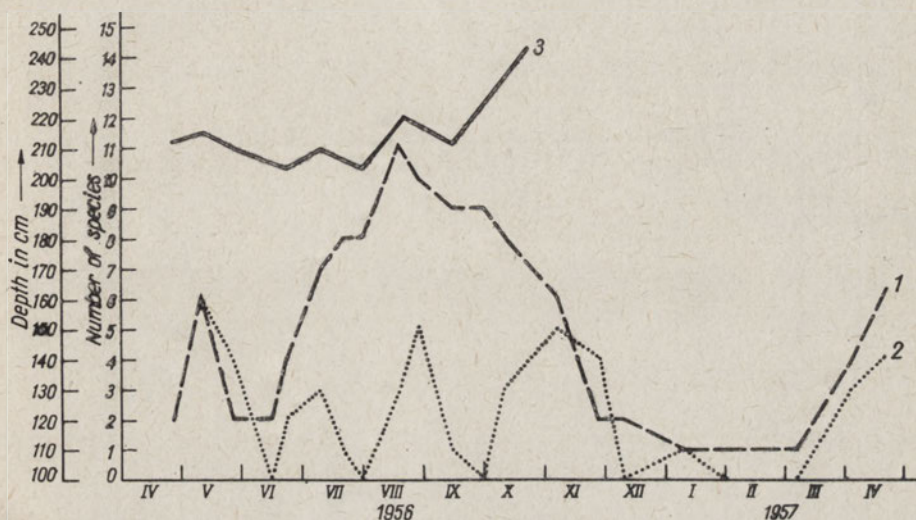


Fig. 11. Changes in the number of species and water level during one year in the Rzęsisty pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

Out of crustacean plankton I found here 9 species of *Cladocera* and 8 species of *Cyclopidae* (Table II) the most interesting of them being first of all *Paracyclops poppei* (Rehb.) found only in this water body (on April 4, 1957) and *Mesocyclops dybowskii* (Lande).

The Rzęsisty Pool is rather similar in its character to a pond, however, I found there only two species typical for ponds. They were *Mesocyclops leuckarti* Claus found on August 27 and *Peracantha truncata* (O.F.M.) found on August 27 and November 7. These two species were represented by very few individuals. The greatest variety of species appeared from the second part of July to the middle of October (Fig. 11).

14. The Stały Pool is situated near the road from Mikołajki to Tały village, about 0,5 km. from the railway station, among cultivated fields. The pool is 55 m. long, 28 m. wide with maximum depth equal to 1.8 m. It is the biggest of the examined pools, has a large mass of water, and is not so much subjected to changes of environment con-

ditions as other water bodies. The water level is also fairly stable (Fig. 12). The banks of the pool are rather steep and its drainage basin is small.

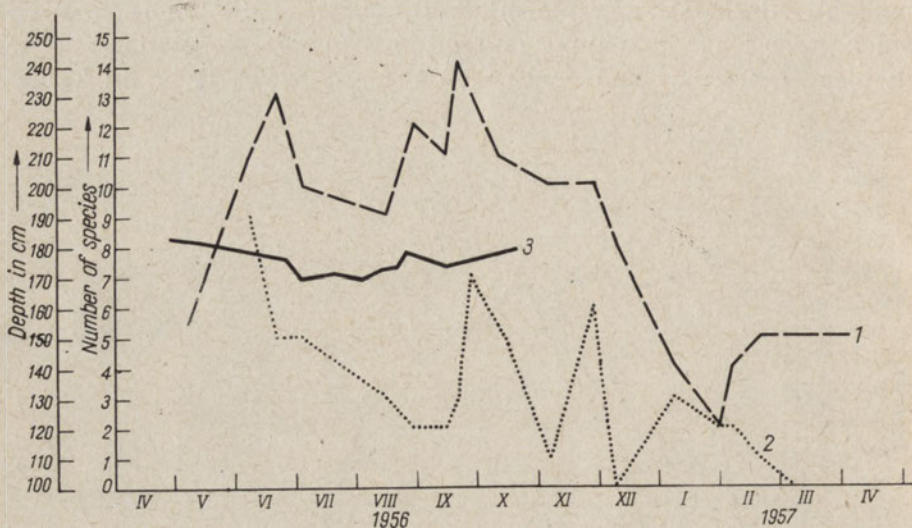


Fig. 12. Changes in the number of species and water level during one year in the Staly pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

Generally speaking it is more like a large pond than to a small water body.

The pool has a small belt of emerged vegetation mainly *Phragmites communis* Trin., *Juncus conglomeratus* L., *Phalaris arundinacea* L., *Equisetum limosum* L. In the water there appear groupings of uniform type vegetation characteristic for larger water bodies, namely *Elodea canadensis* Rich., *Potamogeton natans* L. In the littoral zone grow also *Alisma plantago aquatica* L., *Polygonum amphibium* L., *Oenanthe aquatica* (L.) *Lysimachia vulgaris* L., *Carex Hudsonii* Bennet, *Carex vesicaria* L.

The pond-like character of the pool appeared also in the species structure of *Copepoda* and *Cladocera* (Table II), some of them are usually typical for ponds only, such as *Bosmina longirostris* (O.F.M.), *Mesocyclops leuckarti* Claus, *Peracantha truncata* (O.F.M.), *Rhynchotalona rostrata* (Koch), *Cyclops insignis* Claus. Particularly numerous was *Chydorus sphaericus* O.F.M. being three times the dominating species (May 12, June 21, September 21). The greatest variety of species appears from the beginning of June to the beginning of October. In win-

ter the number of species diminishes, but to the contrary to other water bodies the period of complete lack of Crustacea plankton doesn't exist here. During the whole winter I collected four-five species. The greatest stability of species was observed in August and in the first half of September (Fig. 12).

15. The Szczawiowy Pool is situated in a forest on the border of a small glade near Zelwagi village. It is 13.5 m long, 4 m wide, its maximum depth being 0.6 m. The fluctuations of the water level presents Fig. 13. The pool is sunny and richly overgrown. The species of its plants are listed in Table I. The crustacean plankton of the Szczawio-

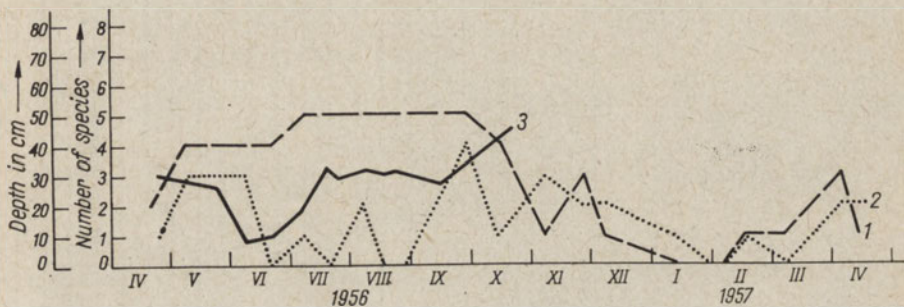


Fig. 13. Changes in the number of species and water level during one year in the Szczawiowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

wy Pool was formed by 3 species of *Cyclopidae*, 1 species of *Diaptomidae*, 7 species of *Cladocera* (Table II). All these species were common in the area examined. The greatest variety of species appeared from July 6 to September 28. During the period extending from June 20 to September 28 the structure of species presented only slight fluctuations.

16. The Świerkowy Pool is situated in the vicinity of the Hydrobiological Station near the road from Mikołajki to Wierzba village on a hill, among the remnants of a deserted orchard. A double row of fir trees grows near its banks. It has the shape of a regular quadrangle, 22.5 by 7.5m., its maximum depth is 1.08m. Supplied with melting snow, the pool keeps this water for the whole year. The bottom of this pool is nearly completely impermeable, and any practical dwindling of water comes merely from evaporation. The fluctuations of water level are presented in Fig. 14, the list of plants in Table I.

Among the crustacean plankton I found 6 species of *Cladocera* and 7 species of *Cyclopidae* (Table II). I should mention as particularly interesting *Acanthocyclops americanus* (Marsh.), (June 19 and July 2), and *Mesocyclops dybowskii* (Lande), (between the 2 and the 30 of July). The

Appearance of Cladocera and Copepoda of small water bodies in successive month
(x - presence of the given species, - - absence of the given species)

Species	Months - Days																									
	IV		V		VI		VII		VIII		IX		X		XI		XII		I		II		III		IV	
	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-28	1-15	16-30	1-15	16-30	
<i>Cyclops strenuus</i> Fisch.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops viridis</i> (Jur.)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ac. bicuspidatus</i> (Claus)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ac. vernalis</i> Fisch.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chydorus sphaericus</i> O.F.M.	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fisch.)	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acanthocyclops bisetosus</i> (Rehb.)	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus graciloides</i> Lillj.	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)	-	-	-	x	-	x	-	x	x	-	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcyclops bicolor</i> (Sars)	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Daphnia pulex</i> (De Geor)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Daphnia longispina</i> (O.F.M.)	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alonella excisa</i> (Fisch.)	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jur.)	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F.M.)	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus castor</i> Jur	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	-	x	-	x	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthocyclops americanus</i> (Marsh)	-	-	x	x	x	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alona rectangula</i> Sars	-	-	-	x	x	-	x	x	-	-	x	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perecantha truncata</i> (O.F.M.)	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alona tenuicauda</i> Sars	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus coeruleus</i> Fisch.	-	-	-	x	x	x	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia laticauda</i> P.E.M.	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops eithonoides</i> Sars	-	-	-	-	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fisch.)	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops dybowskii</i> (Londe)	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moina macrocopa</i> Straus	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diaptomus amblyodon</i> Mar.	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcyclops gracilis</i> (Lillj.)	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclops insignis</i> Claus	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	x	x	-	x	-
<i>Acanthocyclops languidus</i> (Sars)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jur.)	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Simocephalus oxypinosus</i> (Koch)	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lillj	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dunhevedia crassa</i> King	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paracyclops poppei</i> (Rehb.)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-

greatest variety of species were noticed at the end of August and in September. The period of stability of species was short and not very well defined, but the relatively small fluctuations were noticed between August 23 and 31.

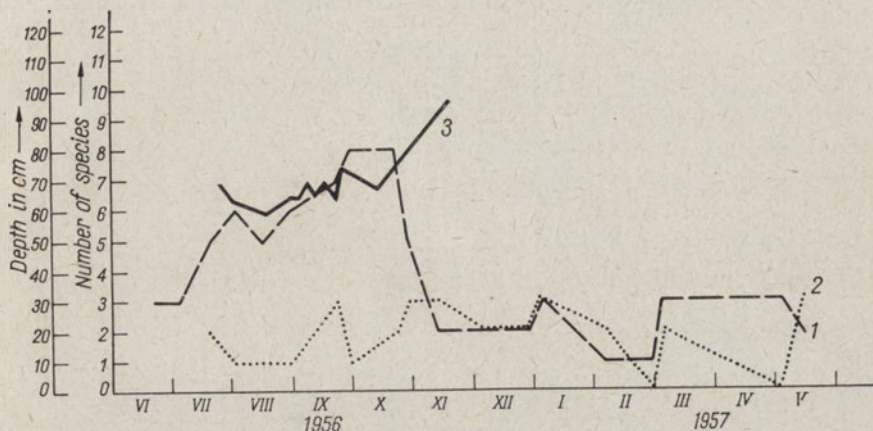


Fig. 14. Changes in the number of species and water level during one year in the Świerkowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

17. The Trójkątny Pool, situated in the fields near Tałty village has the shape of a regular triangle, owing to drainage and ploughing on the banks. Its surface is 314 square m., 0.90 m. deep (maximum) its bottom smooth and almost completely flat. Along the hypotenuse of the pool there is a constant flow of water, which disappears only at drought periods (July 1956). It also freezes merely at very low temperature. The fluctuations of water level are presented in Fig. 15. The pool produces in winter a large amount of iron, which forms a colloidal iron sediment. The pool is densely overgrown, the plants are given in Table I.

Out of the fifteen species of plankton Crustacea present in this water body the dominant ones were: *Cyclops strenuus* Fisch. (April 27, May 12), *Scapholeberis mucronata* (O.F.M.) (June 4), *Moina macrocopa* Straus (July 3 — found only in one water body), *Simocephalus vetulus* (O.F.M.) (29 August), *Chydorus sphaericus* O.F.M. (September 15 and 21). The greatest variety of species was observed in August and September, being at the same time the period of their maximum stability (Fig. 15).

18. The Turzycowy Pool is situated among the fields near Tałty village. The area supplying it with water is comparatively small, its shape is oval, its length being 45 m. and width 22 m. Clumps of *Cerex Hudsonii* Bennet are to be seen on its whole surface, thus forming the character of the pool. The basis of each clump is a column of

60—90 cm. high of intertwined roots of detritus. On this base grow blades of grass sometimes up to 1 m. high and shading the water. The clumps are about 1 m distant from each other. Other plants, between the clumps are not numerous, and appear only as single specimens, while near banks they form fairly rich colonies, listed in Table I.

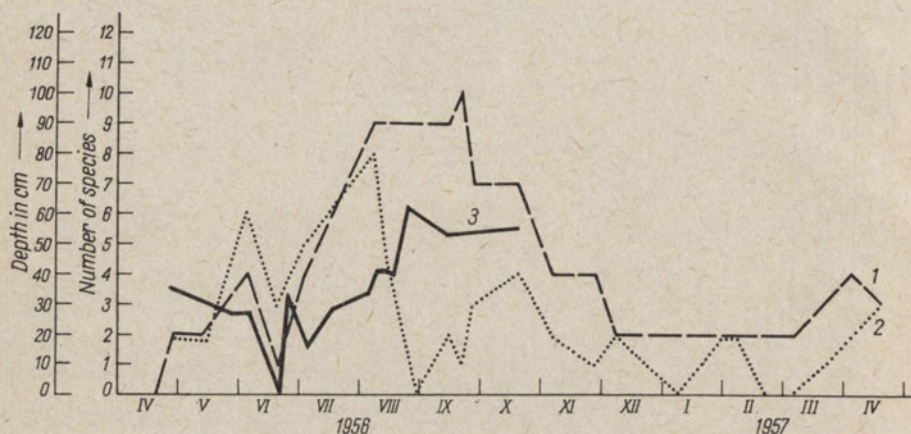


Fig. 15. Changes in the number of species and water level during one year in the Trójkatny pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations, 3 — water level.

I found there 19 species of *Cladocera* and *Copepoda* the most numerous of them being *Cyclops strenuus* Fisch. (April 27), *Chydorus sphaericus* O.F.M. (May 27), *Daphnia longispina* (O.F.M.) (June 4), *Ceriodaphnia reticulata* (Jur.) (June 21), *Simocephalus vetulus* (O.F.M.) (August 7 and September 21), as well as *Daphnia longispina* (O.F.M.) being one of

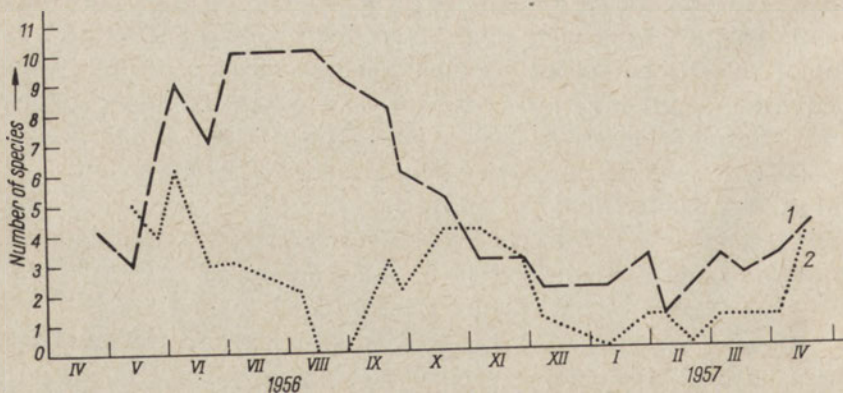


Fig. 16. Changes in the number of species during one year in the Turzycowy pool

1 — number of species, 2 — species composition fluctuations.

the dominant species on September 21 (Fig. 16). The greatest variety of species appeared from the beginning of July to the second half of August, the latter being also the period of their greatest stabilization.

19. The Wierzbowy Pool is situated among the fields near Zelwagi village at the bottom of a high steep hill. Its basin is well formed, its length being 20 m., its width 15 m. and its maximum depth 2.5 m. This pool shows rapid fluctuations in water level which may be the result of a permeable bottom. More exact measurements of water level, were unfortunately not taken in this water body. It dried up at the end of July and was again filled with water at the beginning of October.

Several willows grow at the banks of the pool. Paludal plants are represented by *Phragmites communis* Trin. and *Acorus calamus* L.

In the pool there were found 4 species of *Cyclopidae* and 7 species of *Cladocera* (Table II). *Cladocera* appeared mainly in June and July the most numerous being *Daphnia pulex* (De Geer) and *Ceriodaphnia laticauda* P.E.M. In autumn and winter only 3 species of *Cyclopidae* appeared in the pool (*Cyclops strenuus* Fisch., *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus), *Ac. viridis* (Jur.) and in October 1956 and April 1957 — *Chydorus sphaericus* O.F.M.

The survey of species

1. *Daphnia pulex* (De Geer) was found from the end of April to the beginning of November in nine pools.

Ehippia were usually found in October and November, however I found them also in the Gospodarski pool in May (here I found also two males). Since the Gospodarski pool did not dry up in May, the reason for the existence of ehippia in this water body remains not clear to me.

This species was in general not particularly numerous, except for the Gospodarski and Grobelka pools, in September. In the Grobelka pool I noticed a successive formation of the autumnal form, closely resembling to *Daphnia middendorffiana* Fischer.

Daphnia pulex (De Geer) is a fairly popular species and appears in water bodies of various type. 36% of studies mentions it as living in ponds, while 44% describes it as the representative of small water bodies crustacea plankton¹. It is also found in the littoral of the lake (Miniewicz 1912, Wierzejski 1882, Wolski 1927).

¹ The percentage data taken from the study "On the problem of differentiating *Cladocera* and *Copepoda* fauna in ponds and small water bodies in the light of present faunistic literature" by Maria Prószyńska, Pol. Arch. Hydrobiol., 11, 1963.

2. *Daphnia longispina* (O.F. Müller) was found in ten pools. They were not particularly numerous, sometimes I found only single specimens. It appeared more numerous only in the Leśny and Krzaczkowy pools, in the first half of August. According to bibliography this species appears first of all in ponds. It is mentioned in the majority of studies on ponds (89%) and only in a few reports on small water bodies (59%). Apart from the ponds it appears also in pelagial of the lakes (Gajl 1927, Minkiewicz 1912, Ramułt 1931, Wierzejski 1882 and Wolski 1927).

3. *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller). In small water bodies of Mikolajki region I noticed a simultaneous existence of both forms of this species: *frontae laevi* and *frontae cornuta*. I also met individuals of transitory characteristics. This species was found in 13 pools. It was not numerous in general the only exception were three pools (Gospodarski, Krzaczkowy and Trójkałny) where for a short period of time it was a dominant or co-dominant species. In three pools it appeared only once (Gobelka, Leśny, Świerkowy). The moment of its first appearance in particular pools was various. While I collected it in the Krzaczkowy and Stały pool as early as the beginning of May, in the Rzęsisty pool it did not appear till August. On the other hand its disappearance took place at the same time i.e. at the end of September in nearly all pools. The only exceptions were the Wierzbowy and Komarowy pools which had dried up much earlier. The disappearing of the crustacea in question took place obviously at the moment of drying up. I noticed the formation of ephippia in the second half of September only in four pools (Ósemkowy, Gospodarski, Rzęsisty and Trójkałny). According to literature *S. mucronata* (O.F.M.) is frequently met in ponds and small water bodies. In Poland it appears in the whole country, however it does not extend over the line of the forests in the mountains (Wierzejski 1882 and 1895). Apart from the ponds and small water bodies it was found also in overgrown littorals of many lakes (Bowkiewicz 1925b, Ramułt 1931, Wolski 1927).

4. *Simocephalus vetulus* (O.F. Müller) appeared in great number in the majority of examined water bodies though avoiding those drying up, when either it did not appear at all (Efemeryczny, Chirocephalusowy, Olszynkowy, Wierzbowy) or in a limited number (Komarowy, Przyjeziorny). A few of its specimens were also found in water bodies in the forest (Cyrkowy, Leśny) or in the Stały pool. In the rest of the pools it was numerous, sometimes dominant or co-dominant.

This species is connected with the warm period of the year. Its first specimens were collected at the beginning of May, then it became very

numerous and even dominant in August and September in nearly all pools. The few last specimens were collected in October and November. I noticed small deviations in the Gospodarski and Rzęsisty pools, where *S. vetulus* (O.F.M.) had been a dominant species as early as July and in the Trójkątny pool where it was still co-dominant in the first half of October. Ehippia were noticed in the majority of pools in September (in the Gospodarski pool as early as the second half of August) and in October; apart from this all females collected in November had ehippia.

S. vetulus (O.F.M.) is an eurytopic and extremely common species. In my bibliography it is quoted by about 56% of studies on small water bodies and about 66% of papers on ponds. It is also common in the littoral of big lakes (Bowkiewicz 1925b, Gajl 1927, Lityński 1922, Ramułt 1931, Wierzejski 1882, Wolski 1927).

5. *Simocephalus expinosus* (Koch). The only specimen a parthogenetic female was found on September 21 in the Stały pool. This species being less frequently met, lives in ponds as well as small water bodies. It is quoted by 28% of studies dealing with ponds and 16% of reports on small water bodies.

6. *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine) was found in 12 pools. It is most numerous in water bodies of permanent type, thickly overgrown where it is often the dominant species (as I noticed in seven water bodies). It is rather unusual in forestal water bodies, as well as those quickly drying up, neither it lives in pools of permanent type. It appears in the warm period of the year i.e from April — May to the second half of October. It is most numerous in June, July and August. Its appearing and disappearing in particular water bodies takes place in various periods of summer, and it is therefore difficult to connect it with any climatic or environment factor. Similarly ehippia appear also in various periods of time. I used to find them from June to October.

This species was considered as characteristic for small water bodies, Gajl (1924) called it even specially characteristic for astatic pools corresponding to the concept of small water bodies. However my summing up of bibliography does not confirm his conclusions, since the latter were confirmed only by 38% of studies on ponds and 25% of reports dealing with small water bodies. This species had been also found in the littoral of the lakes (Bowkiewicz 1925b, Lityński 1922, Ramułt 1931, Wolski 1927). This leads to the conclusion that *C. reticulata* (Jur.) is by no means characteristic for small water bodies. Moreover it appears even more frequently in ponds than in small pools. However the final conclusion in this matter ought to be postponed, since small wa-

ter bodies are till now not sufficiently examined, and further works may bring new data.

7. *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller). Their single parthenogenetic females were found in the Leśny pool on August 28 and November 7. This species was considered as that living in ponds, and Nordquist (1921) even called it specially characteristic for this type of water bodies. And again my summing up of the results of the majority of reports does not confirm this conclusion as a whole. *C. quadrangula* (O.F.M.) is mentioned only in 40% of studies on ponds and 28% of reports dealing with small water bodies.

8. *Ceriodaphnia megops* G. O. Sars. was found on the August 16 in the Krzaczkowy pool in a very small number of specimens (parthenogenetic females and females with ehippia). This species is characteristic for ponds and it is mentioned only in two studies on small water bodies (Sładeczek 1935, Zinovev 1933). It is also found in the littoral of the lakes (Bowiekiewicz 1925 b, Ramułt 1931, Wolski 1927).

9. *Ceriodaphnia laticauda* P.E. Müller was found in a very small number in four pools: Przyjeziorny (June 19 — July 2), Wierzbowy (June 8 — July 19), Huczkowy (May 21 — July 16), Stały (June 21 — August 29). It appeared in greater number in the second half of June in the Wierzbowy pool, and in the whole area examined it appeared from the end of May to the second half of August. Ehippia was I found in the second half of July in the Wierzbowy and Huczkowy pools.

According to literature this species, fairly unusual, appears in small water bodies and in ponds, Wolski (1927) mentions it also as living in shallow and thickly overgrown creeks of the lakes. Apart from the above mentioned, rather eutrophic environments it was also found in dystrophic waters (Passowicz 1939).

10. *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Its only specimen a parthenogenetic female was found in the Leśny pool on June 8. It is not a very popular species, and in my bibliography is mentioned in only four reports on ponds and in one study on small water bodies. It happens also to be found in the littoral of the lakes (Ramułt 1931), as well as in waters of very slow currents (Bowiekiewicz 1925 b.)

11. *Moina macrocopa* Straus — this species has been found only once in the Trójkątny pool where it appeared in great number, being definitely the dominant one. Its specimens gathered mainly in the central part of the pool, deeper and not so thickly overgrown, forming their dense concentrations easy to be seen even with the naked eye (without the help of instruments). A week later the pool dried up for a short pe-

riod of time and after the next filling with water the species in question appear there no more. *M. macrocopa* belongs to the less common species, and I found some data on it only in five studies on ponds (Akátova 1959, Kalita 1930, Momot 1913, Sládeček 1953, Wagler 1913) and in one report on small water bodies (Sládeček 1953).

12. *Bosmina longirostris* (O.F. Müller). Appeared in only one pool (Stały) from June to January, generally in small number. The latter slightly increased at the end of August and in September. *Bosmina longirostris* (O.F.M.) is a typically plankton species. It avoids water bodies lacking free space, and appears in great number in ponds and lakes. It was noticed already by Gajl (1924) who considered it as the representative of fauna type I corresponding to fauna of the ponds. My summing up of bibliography also confirms this statement since this species is quoted by 78% of studies on ponds. It is also mentioned by several reports dealing with the lakes (Adlerówna 1929, Bowkiewicz 1925b, Brzęk 1937, Guttowa 1956, Lityński 1922, Minkiewicz 1912, 1916, 1917; Passowicz 1939, Ramułt 1931, Siemińska 1952, Wierzbicka 1953, Wierzejski 1882, Wolski 1927). As far as data up to now are concerned it does not appear in small water bodies. Since the Stały pool is in its character similar to a pond the fact that the species in question exists there is not an exception from the above mentioned rule.

This species may appear through the whole year, its mass occurrence and their sexual reproduction takes place in various seasons of the year without any determined rule. Its reproduction happens to be acyclical and it becomes a permanent, long-lasting parthenogenetic reproduction.

13. *Illiocryptus sordidus* (Liévin). Its only specimen, a female, was found on October 14 in the Stały pool immediately near the bank. It is a species living near the bottom, rarely met and found only in a small number. It is more frequently met in ponds (19% of studies) than in small water bodies (one report). It was also found in the lakes (Bowkiewicz 1925b, Wolski 1927).

14. *Alona quadrangularis* (O.F. Müller) was found in the Stały pool some single females being collected on June 21 and November 27. This is an eurytopic and fairly common species. It appears in Tatra mountains (Wierzejski 1882, 1895, Minkiewicz 1912, Gajl 1927), as well as in lowlands. It lives in oligotrophic waters (Wierzejski 1882), as well as eutrophic and dystrophic ones (Gajl 1927, Passowicz 1939) in small water bodies (quoted by 9% of studies) in ponds (55% of reports) in natural lakes (Bowkiewicz 1925b, Lityński 1915, 1922, Ramułt 1931, Wolski 1927) and in dams (Siemińska 1952).

It happens also to be found in rivers (Siemińska 1956). Most frequently it lives in mud at the bottom or immediately over it, was also often found in the littoral (Bowkiewicz 1925b, Ramułt 1931, Wolski 1927) and even in pelagial near to the surface (Siemińska 1952). In spite of its eurytopic character it is rather rare in small water bodies.

15. *Alona guttata* G. O. Sars appeared not numerously and only in the Stały pool from June 8 to November 6. I met two forms: var. *typica* and var. *tuberculata*, the latter being more frequent. *A. guttata* G. O. Sars lives in various kinds of water and it is quoted in 36% of studies on ponds and 19% of papers on small water bodies. It can be also found in lakes (Bowkiewicz 1925, Gajl 1927, Guttowa 1956, Lityński 1915, 1932, Passowicz 1939, Ramułt 1931, Wolski 1927).

16. *Alona tenuicaudis* G. O. Sars — was found not particularly numerous in 6 pools. Forming of ehippia was not observed.

This species is characteristic rather for the ponds (quoted by 34% of papers on ponds) and rather unusual in small water bodies (quoted by only one paper — Zinovev 1933). It can be also found in the littoral zones of the lakes (Bowkiewicz, 1925, 1927, Lityński, 1915, Ramułt 1931).

17. *Alona rectangula* G. O. Sars was found not particularly numerous in following pools: Szczawiowy (November 28 and October 13), Cyrkowy (September 29), Rzęsisty (August 18), Krzaczkowy (July 19 — September 28), Stały (June 18, 1956 — January 8, 1957). The only exception was Szczawiowy pool where it was the dominant species at the beginning of October. At that time I collected apart from parthenogenetic females, some specimens with ehippia.

A. rectangula G. O. Sars is an eurytopic species living in eutrophic and dystrophic environments (Gajl 1927, Passowicz 1939) in small water bodies, in lakes and most frequently in ponds. Usually it lives among the plants at the bottom (Bowkiewicz 1925, 1927, Lityński 1922, Ramułt 1931), and that is why in lakes it usually appears in the thickly overgrown littoral, sometimes also in pelagial, reaching there a fairly big density — up to 18000 specimens per 1 m.³ (Guttowa 1956). It was also found in the rivers (Siemińska 1956).

18. *Rhynchotalona rostrata* (Koch). Its only specimen — a female — was found in the Stały pool on July 3. This species is characteristic for ponds (quoted in 28% of papers) and is not mentioned in reports on small water bodies. It was very frequently met in the littoral of the lakes (Lityński 1922, Bowkiewicz 1925b, Brzęk 1937, Ramułt 1931, Rzóńska 1935, Wolski 1927).

19. *Graptoleberis testudinaria* (Fischer). Appeared not very numerous and only in three major pools of permanent type (Huczkowy, Stały, Turzycowy). In the Stały pool I found it from June 8 to November 27. In the Huczkowy pool from June 19 to September 29 and in Turzycowy only once, on September 21. Ehippia I noticed only in the Huczkowy pool on September 29, besides while I collected the males in the Stały pool during the whole November, I did not find any ehippia there.

This species is fairly often quoted in studies on ponds (53%), as compared to reports on small water bodies (6%). It was also noticed in densely overgrown littorals of the lakes (Lityński 1922, Bowkiewicz 1925b, Ramułt 1931, Rzóńska 1935, Wolski 1927).

20. *Alonella excisa* (Fischer) appears in the majority of examined pools. It was not found only in pools subdued to long-term drying up. In those of permanent type it is very numerous being sometimes a dominant or co-dominant species. The number of this species per one season varies greatly. Often in the same pool there are several periods of domination, while in intermediate periods it is possible to meet only few specimens.

A. excisa (Fisch.) appears only in the warm season of the year — its first specimens being found at the beginning of May (in the Krzaczkowy pool). It is most common from the beginning of June to the end of September, living at that time in the greatest numbers of pools. It begins to disappear in October, and in November it was found only in one pool (Huczkowy). Its ehippia are formed in the second half of September and in October.

This species have been found equally in ponds and small water bodies according to literature and it was also noticed in the littoral of the lakes (Bowkiewicz 1925b, Dyb. and Groch. 1895, Lityński 1922, Ramułt 1931, Wolski 1927). It can be found on the whole area of Poland in lowland, as well as in the highlands (Wierzejski 1895 found it in the lower part of the Tatra mountains). Generally it was most frequently met in eutrophic waters, but sometimes it also appeared in dystrophic environments (Passowicz 1939).

21. *Dunhevedia crassa* King — few specimens of this species were found in the Trójkątny pool, there being one female with an embryos on September 15, as well as four females and three males on September 21.

Gajl (1924) considered this species, as belonging to fauna type II, corresponding to the fauna of small water bodies. The summing up of the up to date literature gives a slightly different picture since this species is quoted only by five studies on ponds and is not mentioned

in reports on small water bodies. It is possible that it may appear in these types and the difference in question results from a too small number of studies on small water bodies. This species was reported from Poland by Bowkiewicz (1926), Gajl (1924), Hajduk (1957), Jerzmańska (1956) and Wierzejski (1895).

22. *Peracantha truncata* (O. F. Müller). This species appears in a very small number and only its females were found. It appeared in the Stały pool from June 8 to September 8. Apart from this I collected single specimens in the Wierzbowy pool (July 6) and the Rzęsisty pool (October 11 and November 7). *P. truncata* (O.F.M.) belongs rather to pond species being quoted by 51% of studies on ponds and only by 6% of papers on small water bodies. It is also fairly common in lakes (Bowkiewicz 1925b, Gajl 1927, Lityński 1922, Ramułt 1931, Siemińska 1952, Wierzejski 1882, Wolski 1927).

23. *Chydorus sphaericus* O. F. Müller appeared in all pools except of two (Efemeryczny and Chirocephalusowy) which dried up in summer. In the Przyjeziorny and Wierzbowy pools it was not particularly numerous, while in the remaining pools it appeared in great number, being sometimes the dominant species. In the area examined it appeared in the warm seasons of the year, while in winter it was eliminated by bad oxygen conditions, typical for small water bodies. The only exception in this regard was the Stały pool, where owing to good oxygen conditions, *Ch. sphaericus* O.F.M. survived the whole winter. Ehippia I noticed in October and November.

This species is of an ubiquitous type and appears in small water bodies, ponds, lakes in oligotrophic, eutrophic and dystrophic environments. Usually it appears among plants and at the bottom, but it also penetrates to the pelagial being there sometimes very numerous and creating big colonies on the surface (Gajl 1927, Siemińska 1952) or in thermocline (Brzek 1937). Out of all species of cladocera, *Ch. sphaericus* O.F.M. reaches the line in the mountains.

24. *Macrocylops fuscus* (Jurine). Some females with ovisacs were found on April 24 in the Krzaczkowy pool, the next two females were collected on May 12 in the Stały pool while in the rest of the pools it was not observed. This species is quoted in studies on ponds (29%) in reports on small water bodies (19%) and in papers on lakes (Gajl 1927, Lityński 1922).

25. *Eucyclops serrulatus* (Fischer). Its single specimens were found in seven pools. It was most frequently met in larger water bodies, and so I found it twelve times in the Stały and Rzęsisty pools, eight times

in the Huczkowy pool, seven times in Swierkowy, 2 times in Komarowy and finally only once in the Krzaczkowy and Trójkątny pools. This species was found all the year round, without any breaks, it reproduced nearby for the whole year except for the few winter months (from the second half of November to the second half of February) when the females with ovisacs were not found). *Euc. serrulatus* (Fisch.) is a common species and of a distinct eurytopic character. It was found at the lowlands as well as in the mountains in oligotrophic, eutrophic and dystrophic environments, in lakes (Gajl 1927, Guttowa 1956, Lityński 1922, Minkiewicz 1912, Wierzbicka 1936, 1953, Wierzejski 1882) in ponds and small water bodies. Apart from its eurytopic character, this species has probably an inclination for larger water bodies, since it is quoted by only 46% of studies on small water bodies, as compared to 72% of reports on ponds. As far as the lakes are concerned it probably appears in the majority of lakes in our climate being most frequently met in their littoral.

26. *Paracyclops poppei* (Rehberg). Its only female specimen (with only one ovisac containing seven eggs) was found on April 4 in the Rzęsisty pool. This species belongs to those unusual in my bibliography, being only mentioned by Herbst (1951) in small water bodies and small ponds near Schleswig.

27. *Ectocyclops phaleratus* (Koch). Single females of this species were found in the Stały pool on June 21, July 3 and September 27. It is a fairly rare species, appearing in a small number of specimens. It lives in ponds (20% of studies) and small water bodies (one paper), as well as in lakes (Gajl 1927).

28. *Cyclops insignis* Claus appeared in small number in the Krzaczkowy and Stały pools in cold season of the year. I collected there both males and females — on April 24, December 7 and February 19 in the Krzaczkowy pool, and on April 12, November 27, December 9, February 20 and April 4, 1957 in the Stały pool. The females with ovisacs were collected on April 24 in the Krzaczkowy pool and on May 12 in the Stały pool. *C. insignis* Claus is a pelagial species and can be found in lakes (Lityński 1922, Wierzbicka 1936) and in ponds (quoted by 17% of respective works). None of the reports on small water bodies — as far as I know says a word about it.

29. *Cyclops strenuus* Fischer (Table IV) appeared in all water bodies of permanent type in cold seasons of the year i.e. from the second half of October to June. The only exception were the Leśny and Trójkątny pools where single specimens appeared in the middle of July.

On the other hand in all pools easily drying up I collected it all the year round including summer. It was dominant in several water bodies from the second half of February to the second half of May. In the Rzęsisty pool the domination period was in the first half of October. The period of reproduction covers practically with the period of domination. However in drying up pools, reproduction took place also in summer. This species is one of those at which resting stage is observed.

Table IV

Occurrence of *Cyclops strenuus* Fischer in investigated water bodies
(x - presence of the given species, - - absence of the given species,
. - - drying up of the pool)

Months - Days	IV		V		VI		VII		VIII		IX		X		XI		XII		I		II		III		IV			
	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-28	1-15	16-31	1-15	16-30	
Efemeryczny	x	x
Chirocephalusowy	x
Olszynkowy	x	.	x	x
Przyjeziorny
Wierzbowy
Komarowy	x	x	x	x
Grobelke
Szczawiony	x	x
Leśny	x	x
Cyrkowy	x	x
Ósemkowy	x	x
Świerkowy
Gospodarski	x	x
Trójkątny	x	x
Rzęsisty	x	x
Krzaczkowy	x	x	x
Huczkowy	x	x
Turzycowy	x
Stały

C. strenuus Fisch. is frequently met, lives in ponds (quoted by 72% of studies) and small water bodies (35% of reports).

30. *Acanthocyclops viridis* (Jurine) is found in all but five pools examined (Table V), through the whole year. It is however not numerous, sometimes I could only find single specimens. Females with ovisacs I met from March to October. This is a fairly common species quoted by 27% of studies on small water bodies and 51% of papers on ponds. It is also frequently met in the littoral of the lakes.

31. *Acanthocyclops vernalis* (Fischer) while not very numerous was however often met in the area examined, and I found it in 12 pools.

Practically this species could be found during the whole year, being most frequent in August and September. Females with ovisacs I met

Table V

Occurrence of *Acanthocyclops viridis* (Jurine) in investigated water bodies
 (x - presence of the given species, - - absence of the given species,
 . - drying up of the pool

Months - Days	IV		V		VI		VII		VIII		IX		X		XI		XII		I		II		III		IV			
	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-31	1-15	16-28	1-15	16-31	1-15	16-30	
Chirocephalusowy	-	x
Przyjeziorny							x	
Grobelka				x														.
Wierzbowy			
Komarowy	-	-	-	x	x	.	x	.	x	x	.	x	x
Cyrkowy	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	
Osankowy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Świerkowy					x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Gospodarski	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Trójkątny	-	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	-	-	x
Rzęsisty	-	x	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Krzaczkowy	x	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	-	x	-	x	x	-	x	x	-	x	-	-	x	-
Huczkowy	x	-	-	-	x	x	x	-	x	x	-	x	x	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-
Turzczykowy	-	-	x	x	x	x	-	x	x	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	x	-

from the beginning of March to the second half of October. In the area examined this species seemed to be connected with the warm season of the year, but it can also behave in a completely different way, e.g. in the Toporowy Lake in Tatra Mountains it appeared most numerous in cold months and its most intense reproduction took place in winter (Gajl 1927).

Ac. vernalis (Fisch.) lives in various environments. In mountains lakes (Gajl 1927, Minkiewicz 1912, Wierzejski 1882, 1895) in lowland lakes and turf waters (Grochmalicki 1921). It is quoted by 34% of studies on ponds and 69% of reports on small water bodies.

32. *Acanthocyclops americanus* (Marsh.) was found in four pools. Females with ovisacs I met only in the Krzaczkowy pool. This species, being not numerous (at least in my research work) is also quite new for Poland. Not so long ago it was only known in North America and England where it lived in lakes and small water bodies (Ryłow 1948). Recently it has been also found in Czechoslovakia (Šramek-Husek 1958) and in Soviet Union (Mončenko 1961).

33. *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) appears comparatively numerous in winter from November to April and except the Świerkowy

pool (where it was never found), it existed in all other pools (Table VI). If in winter I did not find it in the sample examined it resulted usually from the excess of H₂S in this particular pool.

Table VI

Occurrence of *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) in investigated water bodies
(x - presence of the given species, - - absence of the given species,
.. - drying up of the pool).

Months - Days	Months - Days																
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV				
Pools	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-30	1-15	16-31	1-15	16-28	1-15	16-31	1-15	16-30
Efemeryczny	x	x															
Chirocephalusowy	x
Olszynkowy	x
Przyjeziorny			x	x	x					x							
Wierzbowy			x	x	x	x											
Komarowy				x	.	x											
Grobelka						.	x										
Szczawiowy	x																
Leśny										x							
Cyrkowy								x	x								
Osenskowy									x	x	x	x					
Gospodarski			x					x		x	x	x			x		
Trójkątny		x				x				x	x	x		x			
Rzęsisty	x									x							
Krzaczkowy						x	x	x		x		x		x			
Huczkowy	x	x	x							x	x	x		x	x		
Turzycowy	x			x							x	x		x	x		
Stajły			x							x							

In summer I observed this species first of all in drying up pools, while in the others it appeared only occasionally. Females with ovisacs were collected from January to April, then I met them a few times in summer, but I have never seen them from the second half of September to the end of December.

Ac. bicuspidatus (Claus) is rarely quoted in hydrobiological studies may be because it appears in winter when research work is generally limited. It is mentioned in 31% of studies on ponds and in 23% of reports on small water bodies.

34. *Acanthocyclops bisetosus* (Rehberg) found in 1956 in the Olszynkowy and Turzycowy pools and in 1957 in Olszynkowy and Przyjeziorny. I observed it from the moment of thawing to the end of May. In February 1957 came a short period of thaw and then I noticed mature specimens of bisetosus in the Przyjeziorny pool, which after the second freezing disappeared, to be seen not earlier than in April in the period of spring thaw. Some single mature specimens of this species were also found

quite unexpectedly on the 19 of July in the Olszynkowy pool. Sudden appearance of this species in July, as well as in the moment of thaw in line with complete lack of its specimens under the ice cover, leads to the conclusion that we meet here with the phenomenon of resting stage.

The species under discussion, belongs to the rare ones. It was quoted only in two studies on small water bodies (Herbst 1951, Piągajko 1957) and four papers on ponds (Momot 1913, Sladeczek 1953, Smyly 1957, Zinovev 1933).

35. *Acanthocyclops languidus* G. O. Sars. A few specimens of this species were found in the Huczkowy pool on the April 15 and 25, 1956 and on April 6, 1957 in the Przyjeziorny pool. It is a rare species, and I found only two studies on ponds giving some data about it (Momot 1913, Sladeczek 1953), as well as two reports on small water bodies (Herbst 1951, Schäffer 1934).

36. *Microcyclops bicolor* G. O. Sars appeared in nine pools not drying up and thickly overgrown; with a distinct "mozaic" type of vegetation.

In some water bodies it appeared in the second half of June and in August it could be found in all nine pools. However in September it existed only in three pools (Ósemkowy, Trójkątny, Huczkowy) and in October only in the Trójkątny pool. Besides I found it in the Krzaczkowy and Huczkowy pools (April 24 and November 28 respectively). Generally it was not numerous, except the Świerkowy, Turzycowy and Gospodarski pools. In this latter it was present during the whole year being even dominant from June 21 to August 15. This species is characteristic rather for the ponds (quoted by 23% papers on ponds) and rather unusual in small water bodies (quoted by only one paper — Zinovev 1933).

37. *Microcyclops gracilis* (Lilljeborg) — a great number of specimens of this species was found on June 3 in the Turzycowy pool and on June 5, July 2 and August 16 in the Huczkowy pool. Among the specimens collected there were also found females with ovisacs.

This species is rather unusual in faunistic literature. It is quoted in 23% of studies on ponds and is not mentioned in reports on small water bodies.

38. *Mesocyclops leuckarti* Claus. Few specimens of this species were collected in the two largest pools, on August 27 in the Rzęsisty pool and from May 12 to November 6 in the Stały pool.

It is a typical plankton species, connected with free, open water, most frequently met in ponds and lakes. It is therefore understandable that on the area examined it could appear only in these two water bodies due to their resemblance to ponds. Nordquist (1921) classified it

to the group of species typical for ponds and lakes. In my bibliography of raunistic studies it is quoted by 80% of papers on ponds and only by 15% of reports on small water bodies. It is fairly common in the lakes (Grochmalicki 1921, Guttowa 1951, Lityński 1922, Wierzbicka 1936, 1953).

39. *Mesocyclops oithonoides* G. O. Sars. Few specimens of this species were collected in the Wierzbowy pool from June 20 till its drying up, i. e. to July 19. A single female with ovisacs was also found in the Osemkowy pool on July 6.

It is a pelagial species rather unusual for small water bodies. Gajl (1924) in its typology of small water bodies near Warsaw, classifies it as characteristic for ponds (fauna type I). In my bibliography it is quoted by 31% of studies on ponds. It is also known in the research works on the lakes (Guttowa 1956, Lityński 1922, Wierzbicka 1936, 1956).

40. *Mesocyclops dybowski* (Lande) was found in six pools of permanent character overgrown of a distinct "mosaic" type vegetation. It appears in July and August. At that time I used to find its females with ovisacs. Besides I met this species also in September (the Rzęsisty pool). It was not numerous for the whole time, sometimes it appeared only as single specimens.

M. dybowski (Lande) is quoted by 23% of studies on ponds and only by one paper (Herbst 1951) on small water bodies. In other environments it is rather unknown.

41. and 42. *Diaptomus coeruleus* Fischer and *Diaptomus graciloides* Lilljeborg. These two species, very close to each other and not exactly differentiated appeared on the examined area at the same time and in the same way. In the Stały pool I collected both these species during the whole year in Huczkowy from July 30 to October 5. Besides a few specimens of *Diaptomus coeruleus* Fischer I found on October 19 in the Turzycowy pool. The females of both these species had ovisacs only in the warm season of the year.

In faunistic literature collected by me they are rarely quoted, *D. coeruleus* Fischer is mentioned by 46% of studies on ponds and 12% of reports on small water bodies. *D. graciloides* Lill. by 23% of papers on ponds and not at all mentioned in studies on small water bodies. I should like to stress here, that the main characteristic differentiating the males of both species, a hook-like processus on the third segment of the right antenna of the male *D. coeruleus* Fischer, appears in the material examined, to show great variety from a distinct hook to a small prominence.

43. *Diaptomus castor* Jurine. Few specimens of this species were found in the Szczawiowy pool (from May 8 to August 28) in the Przyjeziorny pool (June 7) and in the Wierzbowy pool (April 6). A greater number of these specimens I found only once in the Turzycowy pool (May 27).

It is not a common species and in my bibliography it is mentioned in 23% of studies on ponds and by only one report on small water bodies (Herbst 1951).

44. *Diaptomus amblyodon* Marenzeller was found in the Turzycowy, Gospodarski and Huczkowy pools. In this latter it appeared in great number while in the Gospodarski pool only some single specimens were collected. At the end of April I noticed the existence of young specimens of this species in all pools but one (Turzycowy). Mature forms appeared in May, reproduction took place in the second half of this month, and at the end of May they disappeared. Their last specimens were collected on the 5 of June in the Huczkowy pool. *D. amblyodon* Mar. did not appear in spring 1956/57 they had all dried up. This observation covers with those of other author pointing to the necessity of drying and even of occasional freezing of eggs necessary for further development of this species. This species is rarely mentioned in hydrobiological literature, may be because it appears only for a short time in spring in ephemeral types of water bodies or in flooded meadows. It is quoted by two studies on ponds (Momot 1913, Zinovev 1934) and one paper on small water bodies (Zinovev 1933).

Gajl (1924) recognized it as typical for astatic water bodies, this thesis being fully proved in practice.

The „mosaic” type of environment in small water bodies

It is a general impression that the smaller is the environment, the more uniform it should be, regarding its living conditions and distribution of its fauna. Small water bodies as the smallest units of land waters ought to be of most homogenous character. However the results of my studies prove that it is quite the opposite in practice. The quantitative plankton samples taken from one water body at the same time differed considerably, either in number of specimens collected, or percentage of specimens of particular species, or both. The above statement is illustrated by some examples on the next page.

Two samples taken from the Turzycowy pool on the 3 of July 1956 can be considered as examples of extreme differences in percentage composition of species. And so while in one sample *Daphnia longispina*

(O.F.M.) was a dominant species, in the other only one its specimen was found.

Water body	Date	Number of specimens in particular samples
Cyrkowy	26.IV.1956	17, 218
Grobelka	10.X.1956	1500, 3062
Komarowy	26.V.1956	131, 413
Wierzbowy	20.VI.1956	1208, 3581
Wierzbowy	6.VII.1956	2588, 4068
Wierzbowy	19.VII.1956	132, 741
Wierzbowy	16.IV.1957	1801, 3360, 6021

This leads to the conclusion that crustacean plankton occurs in small water bodies irregularly, forming concentrations and agglomerations. This irregular situation of crustacean plankton made me to resign from the quantitative study on materials collected. Quantitative samples taken three time a day from each water body, appeared to be insufficient and non-representative in the case of *Cladocera* and *Copepoda*. In order to be able to draw conclusions from quantitative samples, their number should increase considerably and should be preceded by the analysis of the situation of crustacea plankton in particular zones of each water body. The irregular distribution of crustacea plankton in small water bodies is probably due to fundamental structure of this environment, its element of prime importance being the "mosaic" type of vegetation, which is very characteristic for small water bodies as opposed to uniform concentration of plants, the submerged meadows and emerged vegetation typical for ponds and lakes. It is also different from the natural location of plants on the land. The mosaic type of vegetation in small water bodies seems to be something intermediate between the lake and land concentration of plants. It leads in consequence to great differentiation in the environment structure its light and shade conditions the temperature and chemical properties, finally it differentiates according to the amount of humus and its mineralization, the abundance of bacteria and protozoans, etc.

By "environment structure" I understand its physical (spatial) organization caused by the structure of plants and the way they grow. It is extremely important for plankton organisms since it forms the back-

ground determining the living conditions, food concentration (hiding place), communication, etc. This structure may be of various type. An example of one physical (spatial) organization is for instance a plot of *Hottonia palustris* L. a plant of soft submerged leaves forming a compact thicket, another example may be *Carex Hudsoni* Bennet growing in large tufts on high columns of intertwined roots and detritus. Its blades give shade to the water, so that it remains cool and not overgrown. Another physical structure is represented by *Agrostis canina* L., its single blades stand upright from the water, so that even if they are compact the sun penetrates to the bottom thus producing a fairly high temperature of water. Plants influence chemical composition of water by secreting or absorbing certain substances. They can for instance make the water more acid or more alkaline. They also secrete organic substances of germicidal character, poisonous for animal organisms. This influence of plants on water environment and organisms living in it is not yet sufficiently known, however there exist some observations and opinions on this subject mainly in hydrobiological and aquaria literature. E. g. to the well known facts belongs the rapid increase of pH, being associated sometimes with intense assimilation of water plants.

R e t o w s k i (1929) stated that *Trapa natans* L. lowers definitely the pH of water in its immediate environment. It is also known, that *Cicuta virosa* L. secreting poisonous substances causes skin diseases of fishes, and finally their death.

Apart from the above mentioned environment factors causing in its effect the concentration of Crustacea plankton in some points of the water body may be there exists another factor resulting from the etology of certain types of this group of animals which may be practically defined as sociality. Many times I saw with the naked eye compact concentrations like coils or columns of some *Cladocera* species (*Daphnia pulex* De Geer), *Simocephalus vetulus* (O.F.M.), *Moina macrocopa* (Straus) formed in an open water space. These concentrations were permanent and in spite of repeated attempts of dispersion, returned to their former position. This phenomenon may be also observed in ponds and lakes being well known among hydrobiologists, but not yet explained.

Phenological and ecological remarks

Crustacean plankton of the area examined can be divided into two groups according to the time of their appearance during the year.

1) Species appearing and living in warm seasons — i. e. the majority of *Cladocera* and some *Copepoda*.

2) Species living all the year round, found also in winter. *Cladocera* are represented here by *Chydorus sphaericus* O.F.M. *Bosmina longirostris* (O.F.M.), *Alona rectangula* G. O. Sars. Many species of copepods belong also to this group.

Three species enter to neither of these groups: the spring *Diaptomus amblyodon* Mar., the spring-and-summer *Microcyclops gracilis* (Lill.), the winter *Cyclops insignis* Claus, as well as eight occasionally appearing species which still remain to be classified.

Table III presents the list of species in question and time of their occurrence. As far as the latter is concerned there, should be emphasized some specific circumstances accompanying it in winter. And so *Bosmina longirostris* (O.F.M.) and *Alona rectangula* G.O. Sars occur only in the Stały pool and *Chydorus sphaericus* OFM also in the Trójkątny pool. The Stały pool is comparatively large and deep, being the only not-characteristic one, for so-called "small water bodies". The Trójkątny pool has a strong flow of water particularly in winter; both these water bodies have good oxygen conditions. In the rest of the pools there is a complete lack of oxygen in winter in line with a strong saturation by H_2S . This leads to the conclusion that the main cause of the lack of many crustacea species in winter is not so much low temperature, as the lack of oxygen and the presence of H_2S . In this conditions only a few species of Copepoda can survive. It is possible that some of this species are able to pass into a state of anabiosis which enables them to endure even particularly difficult conditions.

In my former studies in Puszcza Kampinoska near Warsaw (Prószyńska 1962) I noticed the existence of three groups of species in the warm period of the year: a spring-summer-autumn group, a summer group and the summer-autumn group. This phenomenon did not take place in the Mikołajki region, while in its waters lived many species similar to those of Puszcza Kampinoska. It seems to me that it is caused by the shorter vegetation period, since in the Mikołajki situated in the North of Poland water bodies are on the average covered with ice about one month longer than those near Warsaw (the average for eight years 1952—1959 according to the data of the Institute of Hydrology and Meteorology).

May be in such short vegetation period there is no time for creating distinct season groups. I think that this suggestion will be worth checking in water bodies further to the North and to the South.

Changes taking place in the fauna of small water bodies the successive appearing and disappearing of particular species are most intense in spring and autumn, while periods of stabilization takes place in summer and winter. During winter stabilization, and difficult conditions in small water bodies only few species appear such as *Cyclops strenuus*

Fisch., *Acanthocyclops viridis* (Jur.), *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus), *Acanthocyclops vernalis* (Fisch.) and *Eucyclops serrulatus* (Fisch.).

The summer stabilization lasting in the area examined from the second half of July to the second half of August is the period of the greatest number of species and individuals of *Crustacea* plankton.

The character of changes taking place in various seasons of the year is illustrated on Fig. 1. The period of summer stabilization creates some practical possibilities of studies on small water bodies. This period seems to me most convenient for the differentiation of types of small water bodies and stating differences among them. It is the most representative period of the year, owing to the greatest variety of species, and it presents the opportunity to save the drudgery of an all year round investigations. Other periods of the year are not convenient for typological investigations, in winter owing to the small number of plankton fauna limited to most eurytopic species and in spring and autumn because of quick changes in the composition of species.

Similar stabilization periods in summer and winter I observed in Puszczka Kampinowska. This leads to the conclusion that periods of stabilization are characteristic and typical for small water bodies of our climate.

The resting stage of *Cyclopidae*

In the course of my investigations I have noticed many facts in favour of the theory of anabiosis, at least of some species of *Cyclopidae*. This is proved by sudden occurrence of mature specimens as well as those of the IVth and Vth stage of copepodid in the moment of thaw, in line with their complete lack under the ice in frozen water bodies. This fact was checked true for five other species. Single specimens of the Vth stage of copepodid of this species can by no means be the reason of this fact. The development of Copepoda cannot be shorter than three weeks, so it is impossible to place it in the short period of thawing. In February 1957 during thaw period, near the banks of the water bodies appeared a slot of water, containing big concentration of mature specimens and copepodid V of following species: *Cyclops strenuus* Fischer, *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus), *Acanthocyclops viridis* (Jur.), *Acanthocyclops vernalis* (Fisch.), *Acanthocyclops bisetosus* (Rehb.), besides these appeared there also larvae of mosquitoes in the first stage of development. In a few days the pool was frozen again and similarly to the period before thaw. I found only single specimens of cyclops. At the moment of freezing in the pool existed numerous cyclops of all stages. This state of things lasts about two weeks then comes the rapid

decrease of the cyclops number in line with the increase of H_2S and decrease of oxygen in water. At the moment of thawing oxygen conditions improve quickly and these oxygen changes in water seem to be the reason for appearing and disappearing of cyclopidae as well as perhaps other plankton organisms.

Out of other facts speaking for anabiosis may be quoted mass appearance of species of this group in dried up pools after heavy rains. They appear in 24—48 hrs after the rain. On the 9 of July I took soil samples from the bottom of the Efemeryczny pool dried up since May. I put them into a glass container filled with rain water. Already in two days appeared there copepodid of the IVth stage *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus). It should be mentioned however that the soil in the samples was wet which may have deteriorated the result of experiment.

Apart from drying up and lack of oxygen the anabiosis of *Cyclopidae* may be caused by other factors, some of them may be of biocenotic character. This could be proved by survival of species appearing in the pool immediately after its filling with water and shortly before its drying up. These are species connected with cold seasons in permanent type water bodies such as *Cyclops strenuus* Fisch., *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus), *Acanthocyclops viridis* (Jur.). In drying up water bodies this species appear in spring, then in line with the succession of summer species, disappear, and, strange to say, appear just before drying up of the pool, and immediately after filling it with water. At that time they appear as mature specimens and later disappear in line with the succession of summer species.

The literature on anabiosis of *Cyclopidae* is rather poor. First references on this subject gives Wolf (1905) and Braun (1909). These data were taken from the observation of life cycle of *Cyclopidae* in natural environment, however, he didn't see the anabiosis with his own eyes. The description of the cyst was first given by Birge and Juday (1908) for a subspecies *Acanthocyclops bicuspidatus thomasi* living in North America. These observations were confirmed by further studies (Birge and Juday 1911, Moore 1939, Cole 1953a, 1953b, 1955). At other types of *Cyclopidae* cysts were not found and Roy (1932) stated experimentally that at the European subspecies of the same *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) the cyst is not formed for sure. And so one subspecies is undoubtedly able to form cysts, while in the case of the other this possibility is definitely denied.

In *Cyclopidae* the specimens at their resting stage do not necessarily form the cyst. Elgmork (1959) stated that *Cyclops strenuus* Fisch. can in its resting stage remain burried in mud, for more than six months. Directly before it its body becomes green the number and size of fat

balls increases. Specimens in any stage of their development can enter into the resting stage sometimes even mature females, but most frequently it happens in the IVth stage of copepodid. The depth of their hiding place in mud is in general a few centimetres only, but sometimes it may reach up to 30 cm. Of other species where the resting stage was observed *Mesocyclops leucarti* Claus should be mentioned (at IVth and Vth stage of copepodid, U l o m s k i j 1953, F r y e r and S m y l y 1954). *Mesocyclops oithonoides* G. O. Sars (at Vth copepodid, E l g m o r k 1958), *Microcyclops bicolor* (Sars) (at IIIth and IVth copepodid, S m y l y 1957) and *Cyclops minutus* Claus (M e g y e r i 1954).

The resting stage has a definite character of survival. It may be however that in some cases it is a specific physiological function. And so in the resting stage the development processes cumulate, to manifest in rapid maturity after the return of the individual to active life. E l g m o r k (1959) sees a great similarity between the resting stage of *Cyclopidae* and diapause of the insects.

Summary

The investigation was carried on in 19 small water bodies situated in Pojezierze Mazurskie (North-Eastern part of Poland) in the vicinity of Mikołajki. Their depth does not exceed 1,5 m., their surface area — 0,1 ha., only two of them being somehow larger.

As the result of a yearly research the occurrence of 23 species of *Cladocera* and 21 species of *Copepoda* has been ascertained, a new species for Poland being *Acanthocyclops americanus* Marsh. All the species were characterized by a more or less high degree of eurytopy. According to periods of occurrence two groups were distinguished: those occurring throughout the year and those occurring in the warm season. Changes in the composition of species and their appearance and disappearance are most intense in spring and autumn; on the other hand summer and winter are periods of stabilization. During the winter stabilization only limited numbers of species occur, while the summer stabilization is the period of greatest variety of species and number of individuals.

In small water bodies a mosaic-like character of distribution of plants and *Crustacea* plankton has been noted.

Of the remaining observations one which deserves to be mentioned is a number of facts pointing out to the existence of a resting stage in certain species of *Cyclopidae*.

REFERENCES

1. Akatova N. A., 1959. Zooplankton prудov Rybcovo-semajnego pitomnika. Tr. Zool. Inst. AN SSSR, 26.
2. Birge E. A. and Juday C., 1908. A summer resting stage in the development of *Cyclops bicuspidatus* Claus. Trans. Wisc. Acad. Sci., Arts Lett., 16, (1)
3. Birge E. A. and Juday C., 1911. The inland lakes of Wisconsin Bull. Wisc. geol. nat. Hist. Surv., Ser. 7, 22.
4. Bowkiewicz J. 1925a. Cladocerenfauna der Umgegend von Wilno. Prace TPN Wilno, 2, 6.
5. Bowkiewicz J. 1925b. Über einige wenig bekannte Crustaceen Polens. Prace TPN Wilno, 2, (7).
6. Bowkiewicz J., 1926. Über das Vorkommen der eupelagischen Cladoceren. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 1.
7. Braun H., 1909. Die spezifischen Chromosomenzahlen der einheimischen Arten der Gattung *Cyclops*. Arch. Zellforsch., 3.
8. Brzęk G., 1937. Quantitative Studien über die verticale Verteilung der limnetischen Cladocerenfauna des Kiekrz Sees (Westpolen). Prace Kom. mat. przyr. Pozn. TPN, 8, (6).
9. Cole G. A., 1953a. Notes on copepod encystment. Ecology, 34.
10. Cole G. A., 1953b. Notes on the vertical distribution of organisms in the profundal sediments of Douglas Lake, Michigan (Amer.) Mild. Natural., 49.
11. Cole G. A., 1955. An ecological study of the microbenthic fauna of two Minnesota lakes (Amer.) Midl. Natural., 53.
12. Duplakov S. N., 1922. K biologii zagryzennykh prудov. (Russk.) Hidrobiol. Zhurn., 1, (4).
13. Dybowski B. i Grochowski M., 1895. Spis systematyczny wioślarek (*Cladocera*) krajowych. Kosmos, 20, Lwów.
14. Elgmork K., 1955. A resting stage without encystment in the annual cycle of freshwater copepod *Cyclops strenuus strenuus*. Ecology, 36.
15. Elgmork K., 1958. On the phenology of *Mesocyclops oithonoides* (G. O. Sars.). Verh. int. Ver. Limnol., 13.
16. Elgmork K., 1959. Seasonal occurrence of *Cyclops strenuus strenuus* in relation to environment in small water bodies in Southern Norway. Folia limnol. scand., 11.
17. Fryer G. and Smyly W. J. P., 1954. Some remarks on the resting stages of some freshwater cyclopoid and harpacticoids copepods. Ann. Magaz. nat. Hist., Ser. 12, 7.
18. Gajl K., 1927. Hydrobiologische Studien. I. Biocönosen der Phyllozoa und Copepoda (excl. *Harpacticidae*) des Sees Toporowy im polnischen Teile des Tatragebirges. Bull. Int. Acad. Pol. Cl. math.-nat.
19. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässern. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 8.
20. Grochmalicki J., 1921. Contribution à l'étude de la faune des Copepodes et Ostracodes de la Pologne. Prace Kom. mat. przyr. Pozn. TPN, Ser. B, 1.
21. Guttowa A., 1956. Research on the salty waters in Poland. Studies on the plankton of the Lebsko and Sarbsko Lakes. Pol. Arch. Hydrobiol., 3, (16).
22. Hajduk Z., 1957. New for the fauna of Silesia and rarely observed species of Cladocera. Przegl. zool., 1, (3).

23. Hensen J., 1952. Ergebnisse der Osterreichischen Iran Expedition 1949/50. Cladoceren und Copepoden der Kleingewässer und des Kaspisees. S.B. Akad. Wiss., 161, (8).
24. Herbst V. K., 1951. Ökologische Untersuchungen über die Crustaceenfauna südschleswiger Kleingewässer mit besonderer Berücksichtigung der Copepoden. Arch. Hydrobiol., 45, (4).
25. Jerzmańska A., 1956. The Cladocera of the Fish-Ponds in the Primeval Barycz Valley. Fragm. faun. Mus. zool. polon., 7, (7).
26. Lindemann E., 1915. Studien zur Biologie der Teichgewässern. I. Planktonuntersuchungen in den Fischteichen bei Trachenberg (Schlesien). Z. Fisch., 17, (3—4).
28. Megyeri J., 1954. Über die Lebensgemeinschaft einiger temporärer Tümpel Wasserflohes *Simocephalus serrulatus* Koch in einigen Suchar-Seen des Suwal-
28. Megyeri J., 1954. Über die Lebensgemeinschaft einiger temporärer Tümpel auf einer bergwiese im Börzsönygebirge (Oberungarn). VII Crustaceen. Acta biol. Acad. Sci. hung., 5, (3—4).
29. Minkiewicz S., 1912. Die Winterfauna dreier Tatra-Seen. Bull. Int. Acad. Pol. Cl. math.-nat.
30. Momot J., 1913. Entomostraca lejków podolskich. Stanisławów.
31. Monczenko W. J. O., 1961. O vidovoj samostojatelnosti *Acanthocyclops americanus* (Marsh.) i nakhozhdienii ego v SSRR. Zool. Zh., 40, (1).
32. Moore G. M., 1939. A limnological investigation of the microscopic benthic fauna of Douglas Lake, Michigan. Ecol. Monogr., 9.
33. Nordquist H., 1921. Studien über das Teichzooplankton. Förh. fysiogr. Sällsk. Lund. NF., 32, (5).
34. Passowicz K., 1939. Weitere Untersuchungen über das Vorkommen des Wasserflohes *Simocephalus serrulatus* Koch in einigen Suchar-Seen des Suwalki-Seengebietes. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 12, (1/2).
35. Pidgayko M. L., 1957. Zooplankton stepnoj zony Ukrainy. Vopr. Ikhtiol., 8.
36. Protič G., 1936. Hydrobiologische studien an alkalischen Gewässern der Donaublichschaft Jugoslaviens. Arch. Hydrobiol., 29.
37. Prószyńska M., 1962. Cladocera und Copepoda einiger Wasserbehälter des Moores Łuże im Wald „Puszcza Kampinowska” unweit von Warszawa. Fragm. faun. PAN Inst. zool., 10, (3).
38. Roy J., 1932. Copepodes et Cladoceres de l'ouest de la France. Recherches biologiques et faunistiques sur le plancton d'eau douce des Vallées de la Loire et de la Sarthe. Inaug. Diss. (univ. of Paris) Impr., Louis Jean. Gap.
39. Rylov V. M., 1927. Issledovaniya nad planktonem prudov okrestnostej Petergofskogo Éstestvenno-Nauchnogo Instituta. Tr. Petergof. Ést.-Nauch. Inst., 4.
40. Rylov V. M., 1948. *Cyclopoida* presnych vod. in Fauna SSSR — rakoobra-znye, 3, (3).
41. Rzóska J., 1935. Oekologische Untersuchungen über die Verbreitung der Litoralfauna zweier polnischer Seen. (Kiekrzsee, Wigrysee). Prace Kom. mat. przyr. Pozn. TPN, ser. B, 7, (6).
42. Schachter D. and Conat M., 1952. Note sur la faune des eaux temporaires de la Petite Camargue. Bull. Mus. Hist. nat. Marseille, 12.
43. Siemińska J., 1952. The plankton of the artificial lake at the Rożnów Dam. Mem. Acad. Sci. Cracovie, Ser. B, 18.
44. Siemińska J., 1956. The River Brynica from the point of view of hydrobiology and fishery. Pol. Arch. Hydrobiol., 3., (16).

45. Sladeček V., 1953a. A limnological study of the ponds of Padrt (Bohemia). Bull. int. Acad. (Prague), 51°.
46. Sladeček V., 1953b. Studies of the Zooplankton of the ponds of Padrt (Bohemia) with special reference to the cladoceran *Holopedium gibberum*. Bull. int. Acad. (Prague), 51°.
47. Smyly W. J. P., 1957. Distribution and seasonal abundance of Entomostraca in moorland ponds near Windermere. Hydrobiologia, 11, (1).
48. Ulomskij S. N., 1953. Novoe v ekologii nekotorykh vidov veslonogikh rakoobraznykh (*Copepoda*) *Mesocyclops leuckarti* (Claus), 1857. Dokl. AN SSSR, 90, (2).
49. Weimann R., 1942. Zur Gliederung und Dynamik der Flachgewässer. Arch. Hydrobiol., 38.
50. Wierzbicka M., 1936. *Copepoda* (*Cyclopoida* und *Calanoida*) einiger Seen aus der Umgebung von Wilno. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 10.
51. Wierzbicka M., 1953. *Limnocalanus macrurus* G. O. Sars in the lakes of north-eastern Poland. Fragm. faun. Mus. zool. polon., 6, (20).
52. Wierzejski A., 1882. Materiały do fauny jezior tatrzańskich. Spr. Kom. Fizjogr., 16.
53. Wierzejski A., 1895. Przegląd fauny skorupiaków galicyjskich. Spr. Kom. Fizjogr., 21.
54. Wolf E., 1905. Die Fortflanzungsverhältnisse unserer einheimischen Copepoden. Zool., Jb., Ser. 1, 22.
55. Wolski T., 1927. Materialien zur Cladocerenfauna Polessjens II. Cladoceren der polnischen Polessjensseen. Arch. Hydrobiol. i Ryb., 2.
56. Ziegelmeier E., 1940. Die qualitative und quantitative Verteilung des Zooplanktons in einigen grossen Fischeichen der Bartschniederung mit besonderer Berücksichtigung der Cladoceren und Copepoden. Arch. Hydrobiol., 36, (4).
57. Zinovev A. P., 1931. Vodoemy Troickogo lesostepnogo zapovednika i ikh fauna. Tr. Biol. Nauch.-issl. Inst. Perm., 3, (4).
58. Zinovev A. P., 1933. Periodicheskie vodoemy Troickogo lesostepnogo zapovednika i ego okrestnostej. Izv. biol. Inst. (Perm) Molotov, 8, (9/10).

Treść następnego tomu

Polskie Archiwum Hydrobiologii t. XI (XXIV) nr 1, 1963

L. Szlauer

Prędkość poruszania się skorupiaków planktonowych jako czynnik wpływający na pionowe rozmieszczenie postaci młodych i dojrzałych.

I. Biernacka

Die Protozoenfauna in Danziger Bucht. II. Die charakteristik der Protozoenfauna in untersuchten Biotopen der Seeküste.

M. Prószyńska

On the problem of differentiating *Cladocera* and *Copepoda* fauna in ponds and small water bodies in the light of present faunistic literature.

F. M. Ramadan, H. Klimowicz, A. A. Swelin

The pollutional effect of industrial wastes on Rotifers

A. Pęczalska

Z biologii rozrodu leszcza Zalewu Szczecińskiego

Wskazówki dla autorów

Polskie Archiwum Hydrobiologii przyjmuje do druku prace oryginalne z dziedziny hydrobiologii. Od roku 1963 pismo ukazywać się będzie w zeszytach kwartalnych o objętości około 120 stron druku każdy.

Do druku przyjmowane są prace napisane w jednym z języków kongresowych albo w języku polskim ze streszczeniem wyników w języku rosyjskim oraz w języku kongresowym.

Nadsyłane do druku prace winny być napisane na maszynie w 2 egz. (oryginał i kopia), z zachowaniem podwójnego odstępu między wierszami, z marginesem bocznym (4 cm), a na pierwszej stronie z marginesem górnym (8 cm).

Układ maszynopisu powinien zawierać: 1. Nazwisko i inicjały imion autora; 2. Tytuł pracy; 3. Zakład pracy, w którym pracę wykonano; 4. Treść artykułu; 5. Streszczenie; 6. Bibliografię, ułożoną w porządku alfabetycznym nazwisk autorów.

Przy powoływaniu się w tekście na prace innych autorów należy podawać nazwisko autora i rok wydania pracy.

W bibliografii należy podać: 1. Nazwisko i inicjały imion autora, 2. rok wydania pracy, 3. pełny tytuł pracy, 4. skróconą nazwę czasopisma (wg World List of Scientific Periodicals), tom i stronicę.

Liczba rysunków powinna być ograniczona do koniecznego minimum; załączone rysunki numerowane liczbami arabskimi. Na odwrocie każdego rysunku należy umieścić nazwisko autora. Objaśnienia do rysunków należy umieścić na osobnym arkuszu.

Tabele liczbowe, oznaczane liczbami rzymskimi, załączać na osobnych arkuszach.

W pracach napisanych po polsku objaśnienia w tabelach winny być podane w języku polskim oraz w języku kongresowym. To samo dotyczy objaśnień do rysunków i fotografii.

Na marginesie należy zaznaczyć miejsce kolejnych tabel i ilustracji.

Przesyłane do druku maszynopisy winny mieć postać całkowicie wykończoną. Zauważone błędy powinny być poprawione maszynowo.

Autorzy otrzymują tylko jedną korektę. Zmiany tekstu w korekcie winny być zredukowane do minimum. Konieczne uzupełnienie tekstu w korekcie należy umieszczać na końcu odnośnego rozdziału lub na końcu tekstu jako addendum. Koszt większych zmian będzie obciążał autora.

Autorzy otrzymywać będą 100 odbitek swej pracy — 25 bezpłatnie i 75 płatnych według ustalonych stawek.

Adres Redakcji: Warszawa, ul. Pasteura 3.

W sprawach prenumeraty i nabywania poszczególnych tomów Polskiego Archiwum Hydrobiologii należy zwracać się do Ośrodka Rozpo-
wszechniania wydawnictw PAN, Warszawa, Pałac Kultury i Nauki.

