POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO

Zł. 765
17-8

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

TOM IV (XVII)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1958

http://rcin.org.pl

Treść poprzedniego tomu

(Polskie Archiwum Hydrobiologii t. III/XVI)

J. Dudziak
Obserwacje nad występowaniem i ekologią wypławka alpejskiego w Tatrach Zachodnich 11

I. Biernacka
Przyczynek do znajomości pierwotniaków Zalewu Wiślanego 43

J. Siemińska
Hydrobiologiczna i rybacka charakterystyka rzeki Brynicy 69

J. Grabda
Występowanie *Caligus lacustris* Stp. et Lütk. w Polsce 161

St. Feliksiak
Wkład F. C. Bakera do poznania zatoczków (*Planorbidae*) Polski . 163

J. Domurat
Rozwój embrionalny troci (*Salmo trutta* L.) szczupaka (*Esox lucius* L.) i płoci (*Rutilus rutilus* L.) w środowisku bezwodnym . . 167

E. Balon
Zakładanie łusek u płoci — *Rutilus rutilus* L. i owsianki — *Leucaspius delineatus* (Heck) 175

I. Cabejszek, Z. Malanowski, St. Włodek
Plankton rzeki Bugu 189

K. Patalas
Sezonowe zmiany w zespole skorupiaków pelagicznych w jeziorze Zamkowym na tle stosunków termiczno-tlenowych 203

M. Gąsowska
Badania nad obustronnymi krzyżówkami siei i siclawy. Pokarm mieszańców w hodowli stawowej 253

A. Guttowa
Z badań nad wodami słonawymi w Polsce. Badania nad planktonem jeziora Łebsko i Sarbsko 269

J. Dziekońska
Badania nad wczesnymi stadiami rozwoju ryb. I. Rozród i rozwój embrionalny leszcza (*Abramis brama* L.) w Zalewie Wiślanym . . . 291

K. Starmach
Rybacka i biologiczna charakterystyka rzek 307

J. Paluch
Dobowe zmiany zawartości tlenu w wodzie zbiornika rzecznego.. 333

M. Bogucki
III Zjazd Hydrobiologów Polskich 357

Referaty wygłoszone na III Zjeździe Hydrobiologów Polskich

M. Stangenberg
Przyrodnicze podstawy gospodarstwa jeziorowego 363

T. Backiel, J. Zawisza
Zasady urządzania gospodarstw jeziorowych w świetle badań Instytutu Rybactwa Śródlądowego 403

(c.d. na str. 3 okładki)

http://rcin.org.pl

765

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

http://rcin.org.pl

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ ИМ. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

Бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ IV (XVII)

ВАРШАВА 1958

POLISH ACADEMY OF SCIENCES

NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formerly

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTYOLOGIE

Vol. IV (XVII)

WARSAW 1958

http://rcin.org.pl

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

TOM IV (XVII)

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1958

http://rcin.org.pl

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitet Redakcyjny

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

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

C. by Państwowe Wydawnictwo Naukowe — Warszawa 1958

Wyd. pierwsze. Nakład 1000 egz. Ark. wyd. 35,5. Ark. druk. 22,5+wklejki i mapy. Papier druk. sat. V kł. 70 g. Podpisano do druku 26.VIII.58. Druk ukończ. we wrześniu 1958 r. Zam. nr 2003/57. A-89. Cena 105 zł.

Drukarnia im. Rewolucji Październikowej, Warszawa

http://rcin.org.pl

TREŚĆ — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENT

K. Starmach
Hydrobiologiczne podstawy użytkowania przez wodociągi wód płytkich zbiorników rzecznych 9

M. Stangenberg
Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wód rzeki Niemna 67

M. Gieysztor, Z. Odechowska
Observations on the Thermal and Chemical Properties of Mazurian Lakes in the Giżycko Region 123

A. Szczepański
Die schwebende Fauna des Krutynia-Flüssess 153

S. Bernatowicz
Obserwacje nad rozwojem sielawy w małych zbiornikach wodnych . 163

J. Kaj
Przebieg tarła ryb w dolnym odcinku rzeki Wełny 183

J. Dziekońska
Badania nad wczesnymi stadiami rozwojowymi ryb.
II. Wpływ niektórych warunków środowiska na rozwój embrionalny leszcza *(Abramis brama L.)* w Zalewie Wiślanym 193

S. Żarnecki
Pogłowie tarlaków pstrąga z Wisły Śląskiej z 1954 r. 207

L. Musiał, L. Turoboyski, L. Chobot, W. Łabuz
Badania nad zanieczyszczeniem rzeki Soły i jej zdolnością samooczyszczania 221

K. Stangenberg
Letni pokarm płoci (*Rutilus rutilus* L.) z jeziora a-mezotroficznego i dystroficznego 251

M. Gąsowska
The Morphology of Hybrids and the Ways of Inheriting Parental Features by Reciprocal Hybrids: Whitefish x Small Whitefish . . 277

M. Stangenberg
Ogólny pogląd na skład chemiczny wód rzecznych Polski 289

К. Стармах
Гидробиологические основы использования вод мелких речных водоемов 50

http://rcin.org.pl

М. Штангенберг
Химический состав и бактериологическая характеристика вод реки Немана 107
М. Гейштор, С. Одеховска
Наблюдения над температурой и химическим характером вод Мазурских Озер 123
А. Щепански
Сыртон реки Крутыни 153
С. Бернатович
Наблюдения над развитием ряпушки в небольших водоемах 177
И. Кай
Ход нереста рыб в низовиях реки Велны 190
Я. Дзеконска
Исследования ранних стадий развития рыб. II. Влияние некоторых условий среды во время эмбрионального развития леща в Вислинском Заливе 201
С. Жарнецки
Популяция нерестующей форели в верхней Висле (Силезия) 217
Л. Мусял, Л. Туробойски, Л. Хобот, В. Лабус
Исследования над загрязнением реки Солы и ее способностью к самоочищению 248
К. Штангенберг
Летний корм плотвы в а-мезотрофных и дистрофных озерах 270
М. Гонсовска
Морфология гибридов и пути наследования родительских признаков при скрещивании сига и ряпушки 277
М. Штангенберг
Общий взгляд на химический состав речных вод в Польше 351

K. Starmach
Hydrobiological Bases of the Water Utilization by Waterworks from Shallow Dam Reservoirs 57
M. Stangenberg
The Chemical Composition and the Bacteriological Contamination of the Niemen River Waters 113
M. Gieysztor and **Z. Odechowska**
Observations on the Thermal and Chemical Properties of Mazurian Lakes in the Giżycko Region 123
A. Szczepański
Die Schwebende Fauna des Krutynia-Flüsses 153
S. Bernatowicz
Observations on the Development of Ablen in Small Water Bodies. 179
J. Kaj
Spawning of Fish in the Lower Stretch of the Welna River 191
J. Dziekońska
Studies on Early Development Stages of Fish. II. The Influence of Some Environment Conditions on the Embryonic Development of Bream (*Abramis brama* L.) in the Vistula Delta 203
S. Żarnecki
Population of Silesian Vistula Trout Spawners in 1954. 218

http://rcin.org.pl

L. Musial, L. Turoboyski, M. Chobot, Wł. Łabuz
Investigations on Contamination of the Soła River and Its Self Purification Capabilities 249
K. Stangenberg
Summer Feed of *Rutilus rutilus* L. in a-Mesotrophic and Dystrophic Lakes 272
M. Gąsowska
The Morphology of Hybrids and the Ways of Inheriting Parental Features by Reciprocal Hybrids: Whitefish x Small Whitefish . . . 277
M. Stangenberg
A General Outlook on the Chemical Composition of River Waters in Poland 355

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII, TOM IV (XVII) 1958

K. Starmach

Hydrobiologiczne podstawy użytkowania przez wodociągi wód płytkich zbiorników rzecznych

Maszynopis otrzymano 31. VIII. 1955

Wstęp

Uprzemysłowienie kraju i rozrost miast nieodzownie pociąga za sobą większe zużycie wody. Przemysł zużywa ogromne ilości wody bezpośrednio jako surowiec lub też pośrednio jako źródło energii, jako środek pomocniczy dla chłodzenia itd. Ludność zużywa wodę na potrzeby konsumpcyjne i gospodarcze, a miasta — dla utrzymania czystości, zabezpieczenia przeciwpożarowego oraz zaspokajania kulturalnych i estetycznych potrzeb mieszkańców.

Woda jako element konieczny do życia i zdrowia ludności, jako niezbędny czynnik dla wszelkiego rodzaju przemysłu oraz społecznych i prywatnych warsztatów pracy, powinna być dostarczana w dostatecznej ilości i jakości jako produkt pierwszej potrzeby. Te zadania spełniają wodociągi komunalne, które ze względu na coraz większy wzrost zapotrzebowania i zużycia wody zmuszone są czerpać ją ze sztucznych zbiorników powierzchniowych urządzanych przez zatamowanie biegu rzek. Wody takich zbiorników rzecznych z reguły nie odpowiadają wymaganiom podyktowanym względami przede wszystkim higienicznymi dla bezpośredniego spożywania i dla przemysłów spożywczych, a nieraz również i chemicznymi dla potrzeb ściśle przemysłowych. Wodociągi zatem nie tylko pośredniczą w dostarczaniu wody odbiorcom, ale również zmuszone są przerabiać ją, oczyszczać i dostosowywać do wymaganej normy. Ta fabrykacja wody użytkowej jest niezmiernie ważnym zadaniem przedsiębiorstw wodociągowych, ale zarazem zadaniem niejednokrotnie trudnym i kosztownym, szczególnie jeśli surowcem są wody powierzchniowe zmieniające swą jakość w ogromnej skali w różnych porach roku i poszczególnych latach.

Zbiorniki rzeczne są nie tylko zbiorem wody zmywającej powierzchnię zlewni, ale również siedliskiem bujnego życia, rozwijającego się pod wpływem

http://rcin.org.pl

ciepła i światła słonecznego, soli mineralnych rozpuszczonych w wodzie, wyługowanych z dna i gazów przenikających z powietrza. Nikt tego życia nie jest w stanie zatrzymać. Regulują je czynniki naturalnego otoczenia i klimatu, powodując okresowe nasilenia i spadki zgodne z właściwościami naszej strefy geograficznej. Życie to zaś wybitnie reguluje jakość wody: wpływa na nią tym silniej, im jest bujniejsze, zmieniając smak, barwę, przezroczystość, utlenialność i szereg innych jeszcze właściwości. Zadanie wyrównania tych zmian przypada przedsiębiorstwu wodociągowemu, obowiązanemu przygotować dla odbiorców wodę o odpowiednich cechach. Trudności tego przygotowania spowodowane są jednakże bardzo zmiennym charakterem surowca, z którego trzeba przyrządzić produkt dość ściśle określony. Zmienność życia biologicznego w zbiornikach wód powierzchniowych związana z periodyką pór roku, a także z periodyką lat, utrudnia zmechanizowanie postępowania oczyszczającego, zmusza do ciągłej uwagi i pilnego śledzenia nie tylko procesu oczyszczania, ale i zmienności wody surowej.

Sztuczne zbiorniki budowane dla magazynowania wody rzecznej odgrywają w rejonie śląskim i będą w przyszłości odgrywać również w innych rejonach Polski niezmiernie ważną rolę dla zasilania wodociągów. Wysunęła się więc konieczność badań hydrobiologicznych tych specyficznych wodozbiorów, które to badania w pełnym zrozumieniu zarówno potrzeb kluczowego okręgu przemysłowego Polski jak i innych rejonów, podjął Zakład Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Politechniki Śląskiej. Jeszcze w r. 1951 rozpoczęto pod moim kierunkiem regularne badania hydrobiologiczne użytkowanego przez wodociągi zbiornika urządzonego na rzece Brynicy. W badaniach tych brali udział: doc. dr J. Siemińska, mgr C. Szklarczykówna, mgr J. Zięba, mgr B. Grzybowska, mgr M. Otto, mgr J. Szulicka, mgr Fr. Markiewicz, mgr L. Dyszewska, mgr Z. Cybulska oraz mikrobiolodzy: mgr inż. J. Paluch, mgr S. Radecka, mgr J. Filipowicz i mgr H. Burmecha. W niektórych działach, a w szczególności odnośnie planktonu, bakteriologii i chemizmu wody, badania prowadzone są nadal. Wykonane prace są stopniowo przygotowywane do druku.

W Polsce nie było dotąd ujętych opisem i cyframi doświadczeń użytkowania wody ze zbiorników rzecznych do celów wodociągowych. Zbadanie eksploatowanego już zbiornika było więc bardzo na czasie i miało nie tylko pomóc miejscowej eksploatacji, ale dać również wskazówki dla oceny przydatności i urządzenia racjonalnej gospodarki wodnej także na innych zbiornikach rzecznych. O dotychczasowe wyniki tych badań prowadzonych przez liczny zespół pracowników opiera się w głównej mierze niniejsze opracowanie, streszczające przede wszystkim te hydrobiologiczne dane, które dla eksploatacji wodociągowej i racjonalnej gospodarki wodnej na zbiorniku mogą mieć większe znaczenie.

Celem opracowania było zebranie zarówno na podstawie paroletnich zespołowych badań, jak i przejrzanej literatury tych wszystkich wiadomości o hydro-

http://rcin.org.pl

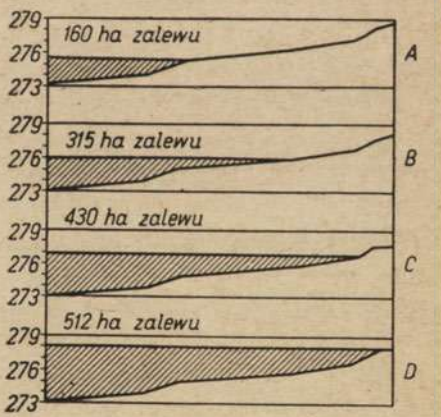
biologii sztucznych zbiorników rzecznych, które stanowią niezbędną podstawę do racjonalnej gospodarki wodociągowej. Zagadnienie to ważne jest szczególnie dla śląskiego okręgu przemysłowego, który już korzysta i będzie korzystał w przyszłości jeszcze w większych rozmiarach z zapasów wody nagromadzonych w zbiornikach rzecznych. Stoimy przecież tuż przed włączeniem wód górnej Wisły zebranych w zbiorniku goczałkowickim do sieci wodociągowej Górnego Śląska. W opracowaniu obok materiałów własnych starano się uwzględnić możliwie obszernie dostępną literaturę przedmiotu, aby ułatwić dalsze szczegółowe badania podobnych zbiorników.

Opracowanie niniejsze stanowi wreszcie pierwszą w Polsce próbę syntetycznego ujęcia podstaw hydrobiologicznych niezbędnych przy planowaniu wykorzystania zbiorników rzecznych przez wodociągi. Ma ono niewątpliwie liczne braki, które jednak w miarę nagromadzania się nowych materiałów i doświadczeń będą w przyszłości poprawiane i uzupełniane.

Niech mi w końcu wolno będzie wyrazić szczere uznanie prof. E. Z a c z y ń s k i e m u, kierownikowi Zakładu Badań Wodociągowych i Kanalizacyjnych Politechniki Śląskiej w Gliwicach, za sprężyste zorganizowanie finansowej strony badań i za nieustanną nad nimi opiekę.

I. Ogólna charakterystyka zbiorników rzecznych

Zbiorniki rzeczne powstają przez nagromadzenie wody w dolinie rzeki przegrodzonej tamą. Są to więc sztuczne zbiorniki w zasadzie typu jezior przepływowych, jednakże ze względu na specyficzne ukształtowanie misy zbiornika oraz silny wpływ wód rzecznych najczęściej mają cechy pośrednie pomiędzy rzeką a jeziorem. Od jezior różnią się wybitną asymetrią misy zbiornika, najgłębszej przy tamie, a zatem mającej na przekroju pionowym wzdłuż osi głównej kształt trójkąta (rys. 1). Od rzek różnią się przede wszystkim znacznym zahamowaniem biegu wody, w lecie ograniczeniem go często tylko do górnej warstwy masy wodnej.



Rys. 1. Przekroje pionowe przez zbiornik rzeczny na Brynicy przy rozmaitych poziomach zalewu

Wpływ rzeki na zbiornik zależy od jej wielkości i stanu wody oraz od głębokości zbiorników. Przy niskich stanach wody i małych dopływach zanika niemal całkowicie. W głębokich zbiornikach ogranicza się w lecie do powierzchniowych wód, a wtedy zbiornik posiada na powierzchni ciepły prąd płynący wolno

http://rcin.org.pl

ku tamie, przy dnie zaś zalegają w bezruchu zimne wody. Układ ten może być łatwo zburzony, jeśli w tamie istnieją dolne upusty takie jak np. w Rożnowie. Po otwarciu ich spływają masy wód zimnych zalegające przy dnie, a na ich miejsce wciągane są ciepłe wody powierzchniowe. Bywa i tak, że zimny dopływ górski posuwa się w zbiorniku rzecznym dołem, a na powierzchni są cieplejsze wody nagrzane od słońca.

Ważną cechą zbiorników rzecznych jest ciągle zmieniający się poziom wody wahający się szczególnie silnie, gdy woda zużywana bywa do poruszania turbin, a mniej, gdy zużywają ją wodociągi. W tym ostatnim przypadku przy niewielkim dopływie istnieje regularne obniżanie się zwierciadła wody od lata do zimy. Następstwem wahań poziomu wody jest odsłanianie dna i osuszanie go w górnych częściach zbiornika, spłycanie wód pozostałych i poddawanie ich przez to coraz silniejszym wpływom klimatu lokalnego.

Możemy wyróżnić 5 rodzajów czynników wywierających decydujący wpływ na fizyko-chemiczne i biologiczne cechy zbiorników rzecznych:

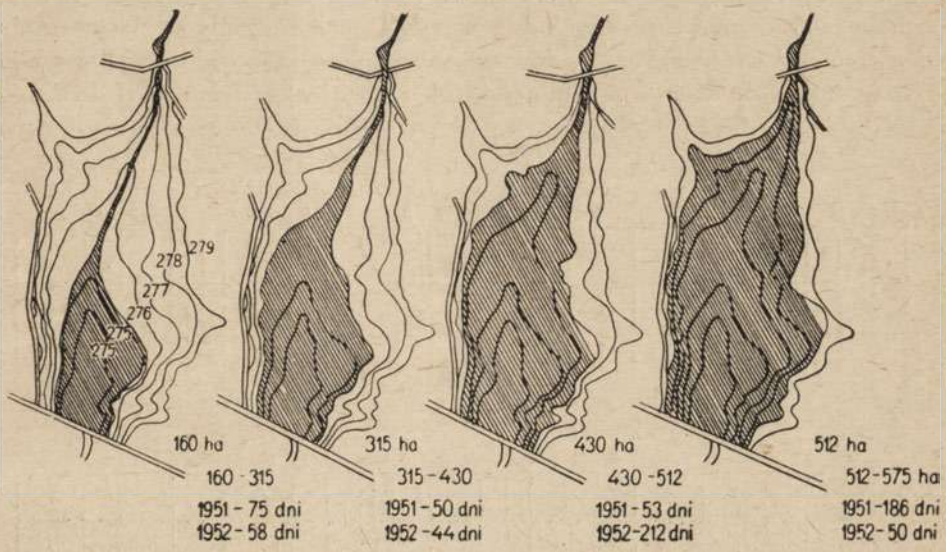
1. Asymetryczne wykształcenie misy zbiornika.
2. Regularne osuszanie dna w górnych częściach i na obrzeżach w miarę spadku wody.
3. Oddziaływanie klimatu i zlewni.
4. Wielkość i kształt zbiornika.
5. Wiek zbiornika.

Asymetryczne wykształcenie misy zbiornika. Asymetria misy zbiornika powoduje nierównomierny rozdział warunków fizyko-chemicznych, a w ślad za tym i biologicznych. Obserwujemy tu regularne spłycanie się wody idąc od tamy do dopływu i w wyniku tego zmienne obszary głębin i płycizn powiązane z kształtem i hipsometrią przegrodzonej doliny (rys. 1 i 2). Ponieważ tamy ze zrozumiałych przyczyn budowane bywają w najwęższych miejscach doliny, zatem największe obszary płycizn rozciągają się nie w bocznych, lecz w górnych częściach zbiornika. Zbiorniki wybudowane na rzekach nizinnych o niewielkim spadku są rozlane szeroko, mają o wiele rozleglejsze płycizny niż górskie z reguły urządzane w wąskich, głębokich dolinach. Mamy więc już z natury rzeczy do czynienia z szeregiem biotopów zmieniających się w miarę pogłębiania się zbiornika w kierunku ku tamie oraz w miarę rozlewania się go na boki, zależnie od kształtu doliny. Zmienność biotopów zależeć będzie jeszcze od wielkości dopływu, od czynników meteorologicznych i od gospodarowania wodą, a przede wszystkim od umiejscowienia odpływu i regulowania ilości odpływającej wody.

W płytkich obszarach górnej części zbiorników obserwujemy warunki podobne do rzecznych, gdy dopływ jest obfity, a dolina wąska, albo podobne do stawowych, gdy dopływ nie jest wielki i dolina szeroka. Rozpatrując szereg zbiorników rzecznych spotkamy się więc z oscylacją warunków środowiska pomiędzy dwoma skrajnymi typami: reolimnicznym i limnicznym

http://rcin.org.pl

uzależnionymi od morfometrii doliny i wielkości przepływu wody. Ażeby, przynajmniej na razie dopóki nie ma dostatecznej ilości opisanych przypadków, określić ściślej jeden i drugi typ, przyjmiemy za wskaźnik szybkość wymiany wody w zbiorniku. Typem reolimnicznym nazwiemy zbiornik zaporowy



Rys. 2. Wahania powierzchni zalewu w zbiorniku rzecznym na Brynicy. Miejsca zakreskowane oznaczają obszary zalane wodą

wymieniający wody przynajmniej 10 razy w roku lub częściej, typem zaś limnicznym taki, który wymienia wodę najwyżej 5-krotnie w ciągu roku. Jako przykład przytoczymy zbiornik rzeczny w Rożnowie i w Kozłowej Górze.

Zbiornik rożnowski ma przy najwyższym stanie wody powierzchnię około 1900 ha, objętość 229 mln m^3 i głębokość w pobliżu tamy około 33 m. Głębokość ta waha się zależnie od zmiennego stanu wody pomiędzy 23—33 m. Zlewnia nad zaporą obejmuje obszar 4 860 km^2. Dopływ wynosi średnio 70 m^3/sek. Przy przeciętnym stanie poziomu wody i przeciętnym przepływie wody zbiornika mogą się wymieniać mniej więcej co miesiąc.

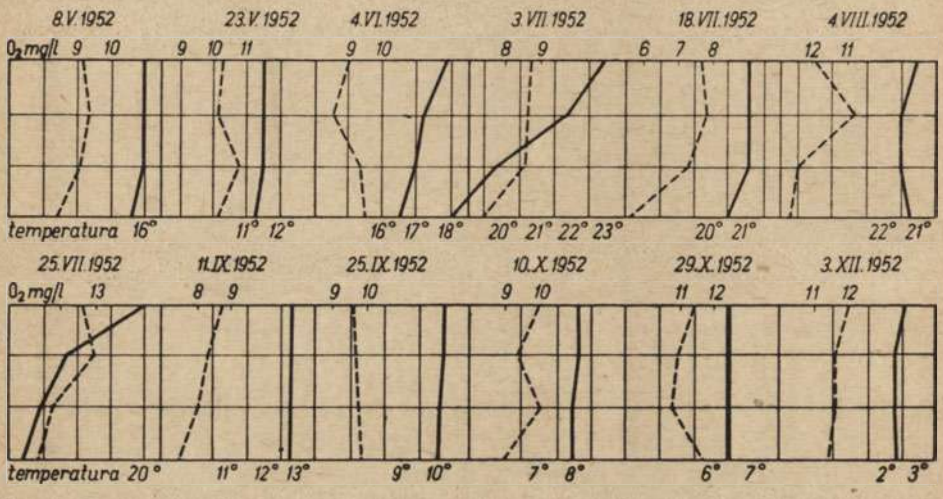
Zbiornik na rzece Brynicy ma powierzchnię maksymalną 537 ha, objętość około 15 mln m^3 i największą głębokość w pobliżu tamy 5,5 m. Wahania głębokości w pobliżu tamy mieszczą się w granicach 5,5 — 2,5 m. Zlewnia nad zaporą ma obszar 209,48 km^2. Dopływ wynosi średnio 2,4 m^3/sek. Wody mogą się wymieniać mniej więcej co 2—3 miesiące.

W warunkach limnicznych w górnych częściach zbiornika istnieje silne nagrzewanie się wody w lecie, a w zimie jej oziębianie. Znamienne są długie okresy homotermii (rys. 3) przy najrozmaitszych temperaturach wody, spowodowane mieszaniem się wód powierzchniowych z głębszymi pod wpływem

http://rcin.org.pl

prądów konwekcyjnych, spowodowanych różnicami temperatur w dzień i w nocy oraz cyrkulacyjnych wzbudzanych wiatrem. Charakter stawowy górnych rozlanych płytko obszarów zbiorników limnicznych uzewnętrznia się również sporym osadzaniem się detrytusu na dnie i tendencją do zarastania roślinnością kwiatową charakteryzującą wody stojące.

Silne nagrzewanie się wody i dna na płyciznach przyspiesza wielokrotnie obieg materii i mineralizację osadów organicznych, a krążenie wody powoduje równocześnie rozmieszanie soli mineralnych i dwutlenku węgla wytworzonego na miejscu oraz tlenu pochłoniętego z powietrza. Światło słoneczne przenikające



Rys. 3. Temperatura (————) i natlenienie (— — —) wody w różnych porach w zbiorniku rzecznym na Brynicy

do dna umożliwia rozwój roślinności wodnej. Jednakże rozrost zakorzenionych w dnie roślin bywa hamowany w dużym stopniu zmiennym poziomem wody i periodycznym obnażaniem się i osuszaniem dna. Płycizny zbiorników rzecznych nie uzyskują w rezultacie typowego porostu roślinnego dla wód stojących, choć niejednokrotnie silnie zarastają. Rozwijają się tu często waty glonów nitkowatych na dnie, a szczególnie brązowe naloty okrzemek wiążące powierzchnię mułu.

W głębszej wodzie zmieniają się warunki biotopowe. W głębokich, bliższych tamy częściach zbiornika stosunki fizyko-chemiczne i biologiczne stają się bardziej podobne do jeziorowych. Spotykamy się więc z uwarstwieniem chemicznym i termicznym. Cechy charakterystyczne tych warstw nie bywają jednak ściśle takie same jak w jeziorach tej samej strefy geograficznej, a to z powodu wpływu ogrzanych w lecie lub oziębionych znacznie w zimie wód rzecznych i regularnego odprowadzania wód przez ujęcie w tamie. W lecie więc temperatury poszczególnych warstw wody bywają z reguły wyższe niż w jeziorach

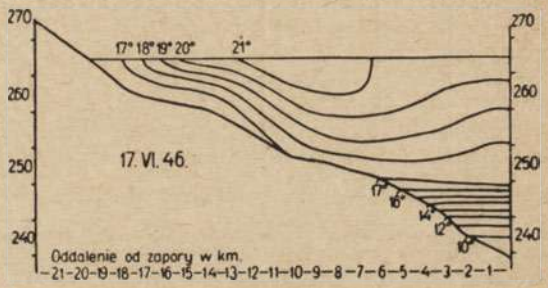
http://rcin.org.pl

a w zimie niższe. Trwałość uwarstwień termicznych wiąże się ponadto z głębokością zbiornika i jego powierzchnią oraz z dostępnością na wpływ wiatru.

W warunkach reolimnicznych istnieje wprawdzie również wyrównanie termiczne na płyciznach w górnej części zbiornika, lecz silniejszy przepływ wody rzecznej osłabia wysokie wzrosty temperatury, przeciwdziała osadzaniu się detritusu i sprzyja wykształcaniu się raczej zespołów prądolubnej flory roślin kwiatowych.

Duży przepływ wpływa znacznie także na termikę głębszych, dolnych części zbiornika reolimnicznego. Zimny prąd wody dopływu (np. Dunajca w Rożnowie) sunie dołem i zagłębia się pod warstwy nagrzanych od słońca wód powierzchniowych. Prąd rzeczny zaznacza się na całej długości zbiornika i da się wykazać na podstawie rozkładu temperatury (rys. 4) po części także zawiesin. W pionowym rozkładzie temperatur charakterystyczny jest równomierny spadek temperatury, a zatem brak takiej wyraźnej termokliny jak w jeziorach (rys. 5).

Wpływu rzeki na termikę nie znać w zbiorniku na rzece Brynicy. Prąd dopływu nie da się tam wykazać na podstawie temperatury. Różnice temperatury dopływu i zbiornika wyrównują się już w górnej 1/3 części zbiornika.



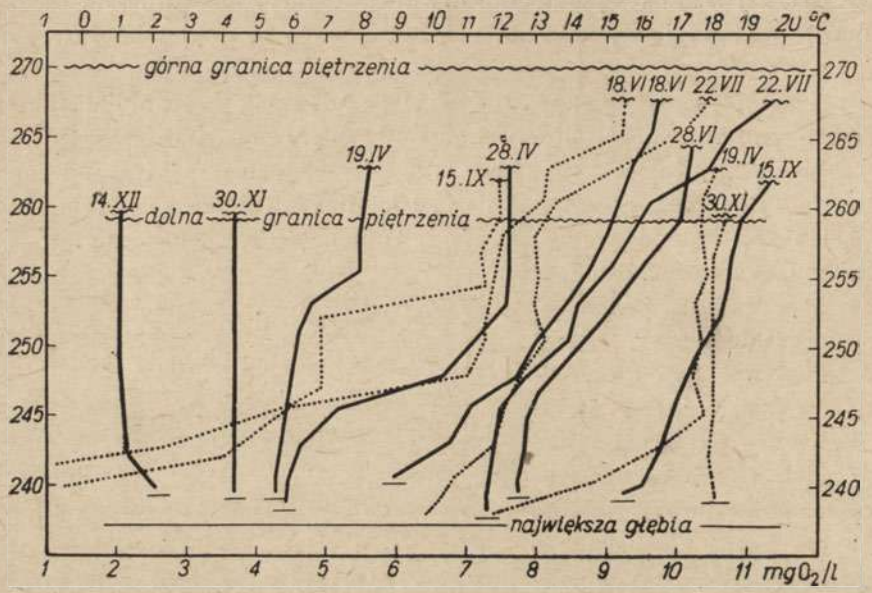
Rys. 4. Rożnów. Termiczny przekrój podłużny z d. 17. VI. 1946. Układ uwarstwienia przy chłodnym i głębokim przepływie. Wg Olszewskiego

W jednym i drugim typie zbiornika stosunki mogą się zmienić gruntownie pod wpływem wód powodziowych. Wielka woda burzy każdorazowy układ termiczny i biologiczny zarówno w wodzie, jak i na dnie. Wiatr natomiast wpływa silniej jedynie na strefy obrzeża. W płytkim i odsłoniętym zbiorniku w Kozłowej Górze fala wzbudzona wiatrem mąci wodę przy brzegach podwietrznych zrywając cząstki ziemi i detritusu. W dni wietrzne widać przy brzegu, na który wiatr wieje, pas o szerokości 100 — 150 m całkowicie zmąconej wody, która następnie strugą przybrzeżną spływa wolno ku przelewom w tamie.

W przebiegu krzywych temperatury wody w Rożnowie (rys. 5) widzimy typowe uwarstwienie termiczne wykształcające się na wiosnę i zanikające w jesieni oraz uwarstwienie odwrotne w zimie. Znamienne jest, że przeciwnie niż w jeziorach naturalnych, w lecie różnica temperatury przy powierzchni i przy dnie jest stosunkowo niewielka. Wody głębinowe nagrzewają się pod koniec lata powyżej 16° przede wszystkim pod wpływem ciepłych wód Dunajca. Mimo małych różnic termicznych nie dochodzi jednak w lecie do całkowitej cyrkulacji pod wpływem wiatru. Należy to przypisać zarówno dużym masom wody dającym większy opór działaniu wiatru przy wyższym nagrzaniu się

http://rcin.org.pl

niż przy niższym, jak i w dużej mierze osłoniętemu położeniu. Pełne krążenie wody odbywa się zatem w zbiorniku rożnowskim podobnie jak w jeziorach naturalnych w czasie jesiennej i wiosennej homotermii, tj. przy temperaturze wody zbliżonej do 4°C.



Rys. 5. Temperatura (————) i natlenienie (.....) wody w różnych porach w zbiorniku rzecznym w Rożnowie wg Olszewskiego

Stosunki tlenowe są niemniej charakterystyczne. Przy powierzchni ilości tlenu są stosunkowo mało zmienne, przy dnie natomiast obserwuje się znaczne zaniki tlenu rozpoczynające się zaraz po wiosennej homotermii (rys. 5). Zaniki te należy przypisać wpływowi zawiesin organicznych niesionych przez dopływ i gromadzących się w swojej najdrobniejszej frakcji w pobliżu tamy. Pełne natlenienie wód zbiornika ma miejsce jedynie w czasie wiosennej i jesiennej cyrkulacji, a więc podobnie jak w jeziorach naturalnych. Wybitne różnice zachodzą w przypadku otwarcia dolnych upustów w tamie, odprowadzających słabo natlenione wody przydenne. Na ich miejsce wchodzą wtedy dobrze natlenione wody górne.

Olszewski wykazał w zbiorniku rożnowskim silne oddziaływanie odpływu wody przez turbiny na uwarstwienie chemiczne i termiczne. Jest to znamienny fakt dla zbiorników zaporowych, których zapas wody bywa zawsze w ten lub inny sposób wykorzystywany przez technika.

W rocznym przebiegu krzywych temperatury i tlenu w wodzie zbiornika na rzece Brynicy widzimy charakterystyczne zjawisko ciągle powtarzających się stanów homotermii (rys. 3). Pociąga to za sobą mieszanie się wód do dna

http://rcin.org.pl

w czasie wiatru i równomierny rozkład tlenu i soli mineralnych w całym słupie wody. Wyrównanie termiczne i chemiczne zachodzi w tym zbiorniku bez wpływu wód rzeki dopływającej, która jest w porównaniu do Dunajca wielokrotnie mniejsza. Brak stałego uwarstwienia termicznego w lecie i niewielka głębokość, a w ślad za tym brak warstwy hypolimnionu charakterystycznej dla jezior upodabnia zbiornik na Brynicy do stawu, i to nie tylko w spłyconych częściach górnych, ale również w najgłębszej części w pobliżu tamy. Chemicznie oznacza to nader żywą przemianę materii, pobudzaną przez ciągły dopływ ciepła i tlenu pochłanianego przez powierzchniowe warstwy wody przemieszczane ustawicznie aż do dna falowaniem pod wpływem wiatru.

Te dwa przykłady wskazują nam niemal skrajne przypadki: prawie typowy staw i jezioro o silnym przepływie wody. Możemy sobie naturalnie wyobrazić wszelkie stopnie przejściowe pomiędzy jednym i drugim typem, którym odpowiadać będą rozmaite stany chemiczne i biologiczne wpływające na jakość wody wodociągowej.

Osuszanie dna. Odsłanianie i osuszanie dna w miarę cofania się zwierciadła wody jest znamiennym i bardzo ważnym czynnikiem wpływającym na chemizm i stan biologiczny zbiorników rzecznych. Odsłaniane płyciny podlegają działaniu słońca i powietrza a w zimie mrozu, co znacznie przyspiesza rozkład materii organicznej i jej mineralizację. Wcześnie (np. w lecie) odsłonięte przybrzeże pokrywa się kobiercem bujnej roślinności (przeważnie rdestu). Zalane z powrotem zwykle dopiero na następną wiosnę po stajaniu śniegów i lodów, oddaje do wody nagromadzone w czasie przymusowego ugorowania sole mineralne oraz produkty rozkładu darni roślinnej. Te wszystkie substancje oddawane wodzie z obszarów czasowo osuszonych wpływają tym silniej na jakość wody im jest ich więcej, a zatem im większy jest obszar osuszalny i im dłużej wystawione było suche dno na działanie słońca, powietrza i mrozu.

Przy rozpatrywaniu wpływów czasowo osuszanych terenów na jakość wody w zbiornikach rzecznych trzeba więc uwzględnić zarówno obszar, jak i czas, w którym dno pozostaje suche. Rzecz jasna, że oba te czynniki są zmienne i zależne nie tylko od charakterystyki technologicznej zbiornika i od sposobu eksploatowania go, ale również — i to w poważnym stopniu — od warunków klimatologicznych w poszczególnych latach. Doskonały przykład dają w tym przypadku wahania poziomu wody i odsłonięcia obszarów przybrzeżnych zbiornika na rzece Brynicy w latach 1951—1952, zestawione w tabeli I oraz na rysunkach 1 i 2.

Widać więc, że najwyższy poziom wody utrzymywał się w roku 1951 przez 186 dni. W 1952 podobny poziom wody trwał tylko przez 50 dni. Poziom wody pomiędzy 5—6 m utrzymywał się w roku 1951 przez 53 dni, a w roku 1952 przez 212 dni itd. W dwu więc sąsiednich latach te same obszary dna były w innym czasie odsłaniane i czas trwania odsłonięcia był różny. Trudno na

http://rcin.org.pl

Tabela I

Wahania poziomu wody w zbiorniku rzecznym na Brynicy w latach 1951 i 1952
Fluctuations in the water level in the reservoir on Brynica river in the years 1951 and 1952

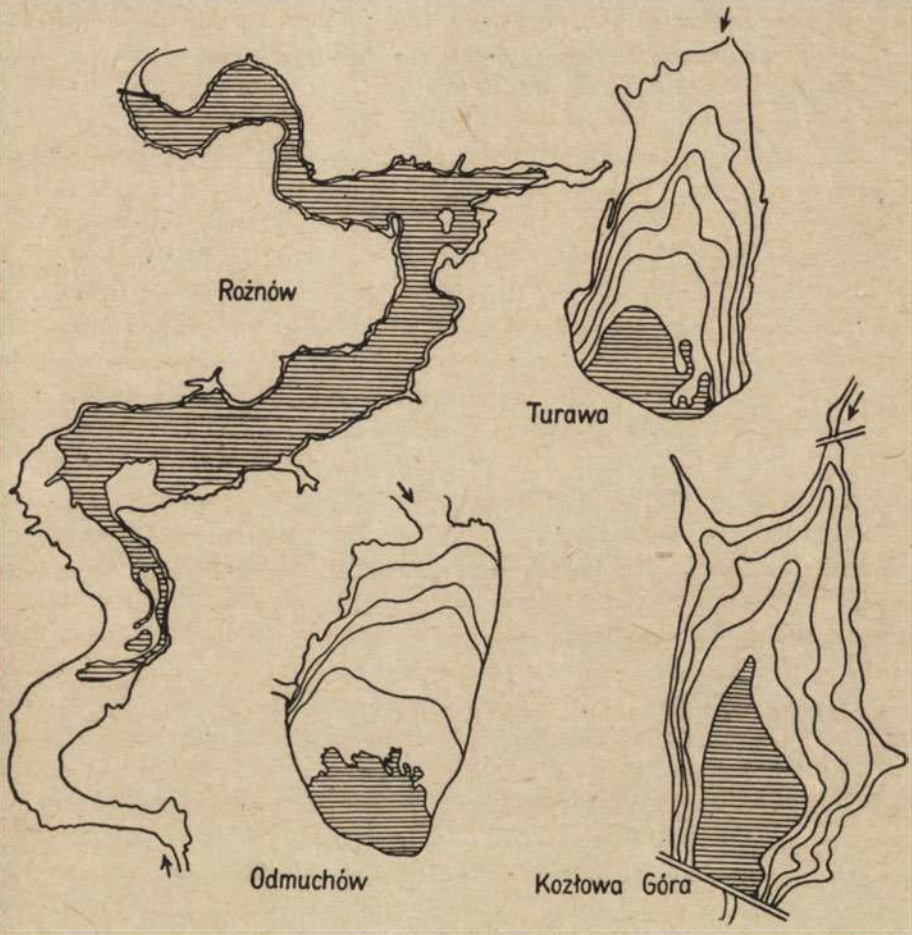
Zmiany głębokości przy tamie Depth variations at dam	Odpowiadająca powierzchnia lustra wody Corresponding area of water mirror	Obszar odsłonięty w porównaniu do maks. zalewu 587 ha Open area in comparison to maximum water area – 587 ha	Czas trwania zalewu Period of flooding during	
			1951	1952
7,0—6,0 m	575—512 ha	12— 75 ha	186 dni 1.I—5.VII	50 dni 12.XI—31.XII
6,0—5,0 m	512—430 ha	75—157 ha	53 dni 6.VII—28.VII	212 dni 31.III—28.VIII i 11.IX—11.XI
5,5—4,0 m	430—315 ha	157—272 ha	50 dni 29.VIII—16.X	44 dni 28.II—30.III i 29.VIII—10.IX
4,0—3,0 m	315—160 ha	272—427 ha	75 dni 18.X—31.XII	58 dni 1.I—27.II

podstawie jednorazowej obserwacji związać trwale te fakty z innymi zjawiskami hydrobiologicznymi. Wydaje się jednak, że odbijają się one wyraźnie na rozwoju roślinności wyższej i na rozwoju planktonu, wzmożony bowiem rozwój planktonu przypada na okres spadania wielkiej wody, wzmożony zaś rozwój roślinności kwiatowej występuje podczas wczesnego letniego opadania wody. W każdym razie rozbieżności zauważone w tych dwu latach wskazują wyraźnie, że nie można nawet na podstawie paroletnich obserwacji ustalić jakiegoś obowiązującego dla praktyki schematu przebiegu zjawisk hydrobiologicznych, ale że trzeba je stale śledzić w czasie eksploatacji zbiornika.

Wahania poziomu wody pociągają za sobą zmniejszanie się objętości i powierzchni wodnej zbiornika, zmieniają tym bardziej jego cechy hydrobiologiczne, im są większe i im zbiornik jest mniejszy. Na rysunku 6 uwidoczniony jest stosunek zalanych części dna do osuszanych przy najniższym poziomie wody w zbiornikach: na Dunajcu w Rożnowie, na Małej Panwi w Turawie, na Nysie w Odmuchowie i na Brynicy. Widzimy, że największe obszary dna odsłaniają się na zbiornikach nizinnych, płytkich i szeroko rozlanych. Najbardziej kurczy się zwierciadło wody w Turawie i Odmuchowie, a najmniej w Rożnowie. Wahania poziomu wody w dużym i głębokim zbiorniku rożnowskim, które mogą dochodzić do 10 m, sprawiają większe perturbacje jedynie na obrzeżach uniemożliwiając wykształcenie się swoistej jeziorom roślinności wodnej, ale praktycznie nie wpływają na rozwój planktonu i zbiorowisk dennych w zalanej części zbiornika. Wahania poziomu wody w płytkim zbiorniku na Brynicy, odbywające się na przestrzeni niecałych 4 m (por. rys. 1), sprowadzają całkowitą zmianę w strefie pelagicznej i dennej przede wszystkim przez to, że udostępniają całą warstwę wody i dno

http://rcin.org.pl

działaniu promieni słonecznych, nie dopuszczają do wytworzenia się bardziej stałych uwarstwowień termicznych i chemicznych i wystawiają całą masę wody na działanie wiatrów. Dostęp ciepła i światła do dna najgłębszych części zbiornika zwiększa wielokrotnie tempo rozkładu materii organicznej, a fa-



Rys. 6. Obszary dna odsłaniane w czasie największego spadku wody w różnych zbiornikach rzecznych. Pola zakreskowane oznaczają obszary zalane wodą. (Rozmaite skale wielkości)

lowanie spłyconej wody powoduje równomierne rozmieszanie produktów rozkładu w wodzie, wzbogacając ją w materię organiczną i czyniąc ją dobrą pożywką dla bakterii i glonów.

W płytkim zbiorniku wzmagają się więc w miarę opadania poziomu ujemne cechy wody z punktu widzenia użytkowania jej przez wodociągi, a mianowicie zwiększa się barwa, mętność, utlenialność, pogarsza smak i zapach.

http://rcin.org.pl

Z tego też względu przy projektowaniu zbiorników rzecznych przeznaczonych dla zaopatrywania wodociągów trzeba by ten czynnik uwzględnić i wybierać pod zaporę miejsca takie, aby jak najmniejsze obszary były odsłaniane w czasie spadku wody.

Wpływ klimatu i zlewni. Oddziaływanie klimatu i zlewni wiąże się przede wszystkim z regionalnym rozkładem opadów, nasłonecznienia oraz wpływu geologicznych, glebowych, biologicznych i gospodarczych warunków zlewni. W klimacie naszym istnieje duża zmienność opadów, co pociąga za sobą zmienną wielkość przepływu wody w rzekach. Ilustracją tych zmienności na przykładzie zbiornika na Brynicy mogą być dane przytoczone w tabeli I, dotyczące wahania poziomów wody w latach 1951 i 1952. Mała ilość dopływającej wody przy normalnym jej używaniu powoduje wynurzanie się coraz większych obszarów dna w górnej części zbiornika przy równoczesnym wyługowywaniu z niego znacznych ilości związków humusowych, żelaza i manganu. Duże nasłonecznienie towarzyszące latom bezdeszczowym powoduje wzmożone nagrzewanie się i parowanie wody i sprzyja przez to rozwojowi glonów planktonowych. Wiatry podnoszą parowanie, powodują mieszanie się wody, a w niektórych wypadkach również znaczne mącenie się jej na płyciznach przybrzeżnych. W latach mroźnych długotrwała powłoka lodowa przez odcięcie powierzchni wody od powietrza może poważnie pogorszyć jej skład chemiczny w stosunku do wymagań wodociągowych. Przy słabym natlenieniu wody może nastąpić nagromadzenie się dużych ilości produktów rozkładu związków organicznych. Ujemne zjawiska zamarzania wody występują tym wyraźniej, im mniejszy zbiornik, im obfitszy dopływ wody i im mniejsza jej masa w stosunku do powierzchni gnijącego mułu.

Zlewnia oddziaływa na zbiorniki zaporowe bardzo silnie zarówno przez wprowadzanie zawiesin i substancji chemicznych jak i biologicznych składników wody i dna. W pierwszym rzędzie odgrywają rolę zawiesiny i ścieki zmieniając niejednokrotnie bardzo poważnie warunki fizyko-chemiczne w zbiorniku. Zawiesiny zmywane w wyniku erozyjnych procesów z rzek i z obrzeży wystawionych na działanie fali należą do czynników stale działających na zbiorniki rzeczne i one to w gruncie rzeczy określają ich ostateczny los, działając równocześnie na środowisko wodne i na dno. Zawiesiny mineralne zmywane ze zlewni nie tylko wypełniają misę zbiornika, ale w znacznej mierze wpływają na chemiczne właściwości wody i rozwój życia na dnie. Powiększają mętność wody oraz oddają wodzie część substancji, np. wapń, magnez, azot, fosfor i inne, wpływając tym na biologiczną produktywność i na zawartość tlenu. Tak samo osadzające się na dnie organiczne i mineralne cząstki zawiesin wywierają duży wpływ na chemizm wody. Powodują one zwiększanie się ilości dwutlenku węgla, zniżanie odczynu wody, pochłanianie tlenu; w pewnych przypadkach, szczególnie w młodych zbiornikach, powodują wydzielanie się siarkowodoru, pogorszenie barwy wody oraz jej zapachu i smaku. Rozwój

http://rcin.org.pl

życia organicznego jest ogromnie uzależniony od osadów nanoszonych ze zlewni z dopływem i segregujących się w ten sposób, że najdrobniejsze już o charakterze prawie koloidalnym, a zatem chemicznie najczynniejsze, osadzają się w dolnej części zbiornika przeważnie w tzw. martwych kątach przy tamie. Wieloletnia akumulacja osadów doprowadza zbiornik nizinny z reguły do przemienienia się w bagnisty staw, a w większych zbiornikach górskich — do wypełnienia misy gruzem, szutrem, piaskiem i mułem, rozsegregowanymi wzdłuż osi głównej zbiornika.

Życie organiczne w zbiornikach rzecznych bywa stale zasilane nowymi formami spływającymi z zawiesiną ze zlewni. Pokaźny wpływ wywierają również na zbiornik pyły organiczne i nieorganiczne, nawiewane wiatrem z najbliższego a nawet z dalszego otoczenia. W zbiorniku na Brynicy widoczna bywa często jednolita błonka sadzy i pyłów kominowych osadzająca się na powierzchni wody przy bezwietrznej pogodzie. W porze kwitnienia drzew szpilkowych dołącza się do pylistych nalotów kominowych również pyłek kwiatowy nanoszony wiatrem z rozległych lasów świerklanieckich.

W i e l k o ś ć i k s z t a ł t. Wielkość i kształt zbiornika oddziaływają pośrednio lub bezpośrednio na chemizm i zespoły biologiczne wody. Zbiorniki płytkie, rozległe o zarysie kolistym, owalnym lub trójkątnym najbardziej bywają narażone na działanie wiatru, który jest potężnym motorem wszelkiego rodzaju przemian w wodzie. O sile wpływu wiatru decyduje przede wszystkim stosunek głębokości do powierzchni zbiornika wyrażony najlepiej przez tzw. głębokość względną (hw = h m: F). Im mniejsza głębokość względna, tym rozleglejszy i płytszy zbiornik, tym bardziej narażony jest na działanie wiatru, a tym samym na silne mieszanie się wody, duży rozwój planktonu, mętność itp. Im bardziej otwarta przestrzeń, tym silniejsze działanie wiatru. Zbiorniki o kształcie wydłużonym, falistym, zamknięte w ciasnej dolinie o stromych brzegach, położonej w kierunku poprzecznym do najczęściej wiejących wiatrów, podlegają o wiele mniejszym wpływom tych ostatnich. Dobre porównanie przedstawia zbiornik rożnowski, wijący się w wąskiej dolinie Dunajca o kierunku z południa na północ, i zbiornik na Brynicy położony na otwartej przestrzeni, krótki, o zarysie prawie trójkątnym. W Rożnowie wiatr choć wzbudza spore fale, nie może zburzyć uwarstwienia termicznego, mimo że różnice temperatury przy dnie i przy powierzchni wynoszą w lecie zaledwie parę stopni. W zbiorniku na Brynicy uwarstwienie termiczne wytwarza się jedynie w czasie całkowitej ciszy w powietrzu, co na tamtejszym otwartym obszarze bywa bardzo rzadkim zjawiskiem.

W i e k z b i o r n i k a. Wiek zbiornika rzecznego odbija się wcale wyraźnie na chemizmie wody i stosunkach biologicznych. W pierwszym okresie po zalaniu świeżo założonego zbiornika czynne są w dużym nasileniu procesy przemian zachodzących w glebach i darni roślinnej zalanej wodą. Przemiany te pociągają za sobą niekorzystne dla wodociągów objawy, jak zanik tlenu,

http://rcin.org.pl

pojawienie się siarkowodoru przy dnie, silne wyługowywanie soli mineralnych, w tym żelaza i manganu, oraz spłukiwanie i spływanie drobnego detritusu z gleb poleśnych. Wszystko to zmienia barwę, smak, zapach, utlenialność i skład chemiczny wody w sposób niekorzystny dla eksploatacji zbiornika. Od niekorzystnych objawów pierwszego okresu życia zbiornika można się w pewnej mierze ochronić troskliwym przygotowaniem dna do zalewu, a więc oczyszczeniem z drzew, roślin, gałęzi, a w ostateczności zaoraniem dna albo nawet zdjęciem z powierzchni urodzajnej gleby.

Objawy szkodliwego wpływu podłoża z reguły przemijają po kilku latach, najgroźniejsze z nich, jak np. wydzielanie siarkowodoru, przemija zwykle po roku lub dwóch, a czasem w większych zbiorniach przy dobrym natlenieniu wody w ogóle nie występuje. Darń roślinna jednak nie ulega tak szybko rozkładowi. Na przykład w zbiorniku na Brynicy od roku 1949 do dziś jest nie rozłożona całkowicie darń łąkowa na dnie. Stałe odsłanianie sporych części dna w czasie letnio-jesiennego opadania wody sprzyja ciągłemu odnawianiu się darni roślinnej na osuszonym dnie, co pociąga za sobą powtarzanie się z roku na rok zjawisk obserwowanych w pierwszym okresie po zalaniu, oczywiście w skali proporcjonalnej do wielkości odsłanianych obszarów i czasu pozostawania ich na sucho.

W dalszych latach po zalaniu zbiornik wytwarza nowe dno pod wpływem osadów naniesionych z wodą, nawianych z wiatrem i wytworzonych na miejscu z rozwijającej się flory i fauny dennej i planktonowej. Uwalnia się więc od balastu odziedziczonego po lądowej dolinie i na podstawie charakterystycznego dla danej zlewni typu wód oraz własnej biologicznej wytwórczości wytwarza nowy typ dna. Charakterystyczne jest, że wskutek rozlania się i zatamowania biegu wód rzecznych zarówno chemiczny typ wody jak i żyjące w niej zbiorowiska biologiczne zmieniają się znacznie w porównaniu do rzeki zasilającej zbiornik.

Ogólną cechą życia zbiornika po przejściu wieku wstępnego jest jednak nie stabilizacja warunków fizyko-chemicznych i biologicznych, ale właśnie ciągle zmienny i burzliwy ich przebieg związany z klimatem, a w szczególności ze spływem powodziowych wód wiosennych i burzowych letnich. Toteż zbiorniki rzeczne upodabniają się i tym do rzek, że są wiecznie jak one zmienne i ruchliwe. Wymagają więc przy eksploatacji nieustannej uwagi i opieki i nie dają się wtłoczyć w ciasne schematy techniczne. Po najdłuższym zaś życiu przemieniają się znowu w rzekę płynącą jednak już wtedy w znacznie podniesionym korycie, które sobie sama usypała w oparciu o próg sztucznej tamy.

1. Warunki fizyko-chemiczne

Do najważniejszych warunków fizyko-chemicznych zaliczamy: temperaturę, zawartość tlenu, dwutlenku węgla i siarkowodoru, zawartość wapnia, żelaza i manganu, a następnie składników pokarmowych: azotu, fosforu, potasu,

http://rcin.org.pl

krzemionki i materii organicznej. Czynniki te kształtują się rozmaicie w poszczególnych zbiornikach rzecznych i zależą od zlewni oraz od warunków miejscowych, a przede wszystkim od cech morfometrycznych zbiornika, charakteru dna, układu stosunków klimatycznych i przebiegu procesów biologicznych.

Dla nagrzewania się, rozkładu temperatur w słupie wody i dla rozdziału tlenu ważna jest, jak już wspomniano w poprzednim ustępie, głębokość i powierzchnia zbiornika. Zbiorniki płytkie, pozbawione praktycznie strefy głębinowej zasilane nieobfitym dopływem i mające przez to charakter stawowy mają wodę w okresie nie pokrytym lodem w ogólności dobrze i równomiernie nagrzaną i natlenioną. Uwarstwienia termiczne i tlenowe pojawiają się rzadko i bywają krótkotrwałe. Przykładem jest zbiornik na Brynicy (rys. 3). Zbiorniki głębokie, jak np. w Rożnowie, zachowują się wręcz odmiennie i zbliżają się pod względem rozdziału temperatury i tlenu do jezior eutroficznych z tą jednak różnicą, że zaznacza się w nich wyraźnie wpływ ciepłych i zimnych wód dopływu oraz eksploatacji technicznej wykorzystującej wodę w zbiornikach.

Siarkowodór wytwarza się w pierwszym okresie po zalaniu zbiornika, gdy zaczyna się rozkładać roślinność lądowa zalana wodą. Może się też pojawiać okresowo pod wpływem spływu wód burzowych i ścieków donoszących duże ilości gnijących związków organicznych.

Dwutlenek węgla wytwarza się obficie w procesach rozkładu materii organicznej na dnie. Duże ilości dwutlenku węgla obniżają odczyn wody (*pH*). W płytkich zbiornikach, w których woda miesza się ciągle pod wpływem wiatru, nadmiar dwutlenku węgla będzie uchodził do powietrza (wywietrzanie). Wskutek ciągłego nanoszenia przez dopływ organicznego detrytusu oraz silnego osadzania zawiesin organicznych na dnie i równie szybkiego ich rozkładu pod wpływem korzystnych warunków termicznych, istnieje zawsze możliwość pojawienia się agresywnego dwutlenku węgla mogącego oddziaływać szkodliwie na urządzenia betonowe i instalacje żelazne. Agresywny dwutlenek węgla pojawia się częściej przy małej zawartości wapnia w wodzie, co znowu zależy od charakteru podłoża i zlewni.

Zawartość żelaza i manganu wiąże się ze zlewnią oraz z podłożem, z którego składniki te będą intensywniej wyługowywane pod koniec lata w czasie opadania wód i obnażania dna obrzeży. Również w zimie pojawiają się w wodzie większe ilości manganu.

Zawartość składników pokarmowych wiąże się ze zlewnią zwłaszcza z dopływem ścieków, z glebą podłoża, a nade wszystko z rozkładem substancji organicznej w mule dna. Najszybciej ulegają rozkładowi drobne glony planktonowe opadające po śmierci na dno. One to przy bujnym rozwoju planktonu stają się poważnym źródłem ciągle odnawiających się zapasów azotu (przeważnie w formie amoniakalnej) i fosforu. Roślinność wyższa zwraca natomiast związane w sobie składniki pokarmowe dopiero po zimowym rozkładzie. Ważnym źródłem składników pokarmowych są osuszane obrzeża przy opa-

http://rcin.org.pl

daniu zwierciadła wody w zbiorniku. Na obrzeżach osuszonych materia organiczna ulega przyspieszonej mineralizacji pod wpływem działania powietrza i mrozu. Krzemionka, ważny składnik pokarmowy dla okrzemek, pochodzi z dopływów i z dna.

Materia organiczna pochodzi z dopływów lub jest miejscowym produktem. Bywa ona wytwarzana przez rośliny w procesie fotosyntezy w rozmiarach zależnych od światła, dwutlenku węgla i soli pokarmowych. Z kolei staje się znowu pożywieniem dla zwierząt i bakterii. Dla tych ostatnich dużą rolę odgrywa ilość materii organicznej rozpuszczonej w wodzie, a wydzielanej przez żywe organizmy lub też uwalnianej po ich śmierci. Ilość materii organicznej rozpuszczonej w wodzie z reguły wzrasta w jesieni.

Warunki fizyko-chemiczne ulegają dużym zmianom w okresie zimy, wiosennego spływu wód z topniejącego śniegu i lodu oraz letniego parowania wody.

W zimie, szczególnie płytkie zbiorniki zasilane nie obfitującym w wodę dopływem, narażone są na poważne zmiany chemizmu pod wpływem rozkładu materii organicznej przy słabo natlenionej wodzie. Pod lodem łatwo mogą w nich powstać deficyty tlenowe i wziąć przewagę procesy redukcyjne nad utleniającymi, gdyż na jednostkę objętości wody przypada stosunkowo duża powierzchnia osadów organicznych na dnie.

Obfity spływ wód wiosennych z tającego śniegu i lodu przyczynia się głównie do wypełnienia zbiorników rzecznych do maksymalnej pojemności. Rozcieńcza on jednak i zmienia skład chemiczny wody. Wpływ ten nie bywa długotrwały i już z początkiem lata charakter chemiczny wody w zbiorniku ulega zmianie. Niemniej jednak wydaje się, że wody wiosenne sprzyjają szczególnie bujnemu rozwojowi okrzemek. G u s i e w a wiąże to z podwyższoną zawartością żelaza w wodach wiosennych.

Wahania składu chemicznego wody w poszczególnych porach roku w płytkim zbiorniku rzecznym na Brynicy widoczne są z tabeli II. Zwróćmy uwagę, że najwięcej stosunkowo odbiega wiosenny skład chemiczny wody od innych.

2. Dobowe zmiany natlenienia wody

Znamienną cechą każdego zbiornika są przede wszystkim dynamiczne procesy obiegu materii i ich natężenie. Skład chemiczny wody i towarzyszące mu zespoły biologiczne są jedynie zewnętrznym wyrazem przemiany materii w wodzie, której cechą są rytmiczne zmiany procesów asymilacji i dysymilacji. Niezłą miarą tych procesów są dobowe i okresowe zmiany zawartości tlenu w wodzie. Ilość tlenu w wodzie związana jest bowiem z przybytkami w procesach fotosyntezy oraz z pochłanianiem w procesach biochemicznego rozkładu materii organicznej. Oznaczenie więc zmiany wskaźników nasycenia wody tlenem w ciągu doby może dać pojęcie o rozmiarach procesów produkujących i zużywających tlen, a zatem o natężeniu przemiany materii.

http://rcin.org.pl

Tabela II

Wahania składu chemicznego wody w poszczególnych porach roku w zbiorniku rzecznym na Brynicy w latach 1952 i 1953

Fluctuations in the chemical composition of the water in the particular seasons of the year in the reservoir on Brynica in the years 1952 and 1953

Czas i rodzaj pomiaru Time and kind of measurement		Wiosna Spring III – V	Lato Summer VI – IX	Jesień Autumn X – XI	Zima Winter XII – II
Temperatura, stop. C	1952	0,5—16,0	12,2—22,8	6,5—12,5	0,5—6,0
Temperature, indegrees C	1953	2,0—10,2	17,5—20,5	5,3—13,3	0,1—2,6
pH	—	6,95—7,4	7,5—7,75	7,35—7,55	7,5—7,6
		7,1—7,45	7,2—7,8	7,35—7,65	7,3—7,55
Barwa — Colour mg/l Pt	—	33—40	33—47	38—60	25—43
	—	29—40	23—30	25—30	20—26
Mętność—Turbidity—mg/l SiO_2	—	4—25	4—18	5—32	10—25
	—	12—14	12—17	12—17	10—17
Amoniak—Ammonium — mg/l N	—	0,10—0,64	0,09—0,90	0,00—0,24	0,09—0,66
	—	0,06—0,66	0,20—0,52	0,30—0,55	0,25—0,43
Azotyny—Nitrites — mg/l N	—	0,001—0,002	0,000—0,002	0,000—0,002	0,000—0,002
	—	0,001—0,002	0,002—0,003	0,002—0,003	0,001—0,002
Azotany—Nitrates — mg/l N	—	0,70—2,50	0,13—0,25	0,00—0,23	0,18—1,05
	—	0,11—0,45	0,08—1,70	0,11—0,32	0,30—2,50
Azot organiczny—Organic nitrogen mg/l N	—	0,65—1,50	0,23—2,52	0,96—6,65	0,64—1,61
	—	1,08—2,00	1,43—2,70	1,25—3,33	1,50—3,00
Azot albuminowy — Albumin nitrogen — mg/l N	—	0,12—0,81	0,20—2,52	0,74—2,17	0,40—1,61
	—	0,50—1,00	0,40—1,25	0,36—1,67	0,60—1,67
Utlenialność—Oxydability — mg/l O_2	—	7,4—9,7	7,4—10,0	8,6—16,1	4,8—10,7
	—	7,7—9,8	8,6—11,2	8,4—9,8	6,2—8,1
Tlen rozpuszczony—Soluble oxygen mg/l O_2	—	8,5—11,2	8,7—12,7	8,98—11,4	11,0—14,6
		8,85—12,47	6,18—10,0	8,80—9,4	8,70—12,00
% nasycenia tlenem — % of oxygen saturation	—	60,0—94,8	82,4—142,4	76,0—92,6	88,2—104,1
	—	85,6—96,9	68,7—106,2	69,3—84,0	78,6—83,8
BZT-5 mg/l O_2	—	—	—	—	—
	—	1,80—2,70	1,40—3,00	1,74—2,85	2,60—4,20
CO_2 wolny—Free CO_2 — mg/l CO_2	—	1,5—4,5	0,0—6,3	2,0—5,0	2,5—3,8
	—	4,5—7,25	2,7—7,0	6,7—8,9	5,9—16,25
Chlorki—Chlorides — mg/l Cl	—	8,2—9,2	9,2—10,2	9,5—10,2	7,6—10,2
	—	8,0—9,2	8,2—10,2	8,1—10,2	8,3—9,2
Siarczany—Sulphates — mg/l SO_4	—	46,9—53,1	32,5—46,9	28,4—59,5	35,0—43,6
	—	—	—	—	—

http://rcin.org.pl

Tabela II c. d. — cont.

Czas i rodzaj pomiaru Time and kind of measurement	Wiosna Spring III — V	Lato Summer VI — IX	Jesień Autumn X — XI	Zima Winter XII — II
Fosforany-Phosphates — mg/l PO_4 —	0,18—0,83	0,26—1,04	0,08—0,25	0,01—0,35
—	0,10—0,47	0,32—0,47	0,07—0,30	0,07—0,36
Twardość ogólna stop. niem. Total hardness— Germ. degrees —	5,6—6,2	6,6—9,4	6,4—8,1	6,7—8,3
—	4,7—6,0	5,6—6,0	5,6—7,0	6,2—9,2
Twardość węglanowa, stop. niem. — Carbonate hardness, Germ. degrees —	2,7—3,6	4,1—5,5	3,4—6,2	4,6—5,5
—	3,2—3,4	3,4—4,6	4,8—5,2	4,8—6,4
Twardość stała, stop. niem. — Constant hardness, Germ. degrees —	2,3—3,0	1,0—4,6	0,9—2,2	1,6—2,8
—	1,5—2,6	2,2—1,4	0,8—1,8	1,4—2,8
Zasadowość — Alkalinity — mg/l $CaCO_3$ —	47,5—65,0	72,5—102,5	60,0—110,0	82,5—98,8
—	56,3—61,3	61,3—82,5	86,3—92,5	86,3—113,8
Żelazo — Iron — mg/l Fe —	0,05—0,43	0,10—0,33	0,04—0,60	0,16—0,68
—	0,32—1,00	0,15—0,35	0,20—0,32	0,18—0,45
Mangan — Manganese — mg/l Mn —	0,14—0,33	0,04—0,52	0,03—0,25	0,01—0,13
—	0,06—0,50	0,00—0,40	0,01—0,14	0,02—0,25
Krzemionka — Silicates — mg/l SiO_2 —	1,70—6,25	1,10—2,80	2,30—4,00	2,50—4,90
—	2,20—4,00	1,50—2,00	2,50—3,00	3,00—7,00
Suchą pozostałość — Dry residues — mg/l —	172,0—214,0	182,0—268,0	186,0—244,0	198,0—240,0
—	175,0—216,0	180,0—218,0	200,0—204,0	195,0—230,0
Strata przy prażeniu — Loss at sintering — mg/l —	48,0—72,0	66,0—108,0	58,0—124,0	72,0—90,0
—	75,0—85,0	86,0—102,0	100,0—96,0	97,0—90,0
Pozost. po prażeniu — Residue after sintering — mg/l —	104,0—142,0	90,0—106,0	108,0—142,0	114,0—150,0
—	100,0—131,0	94,0—116,0	100,0—108,0	98,0—140,0

Stosunki te zbadane w poszczególnych miesiącach dają pojęcie o rytmie przemiany materii w cyklu rocznym.

W celu uchwycenia przemian biochemicznych zachodzących w wodzie wykonano w zbiorniku rzecznym na Brynicy cykl badań dotyczących zmian zawartości tlenu w ciągu doby (J. Paluch). Wyniki tych badań przedstawiono w skróceniu w tabeli III i na rysunkach 7 i 8. Rysunek 7 przedstawia wahania wskaźników nasycenia wody tlenem (procent nasycenia wody tlenem)

http://rcin.org.pl

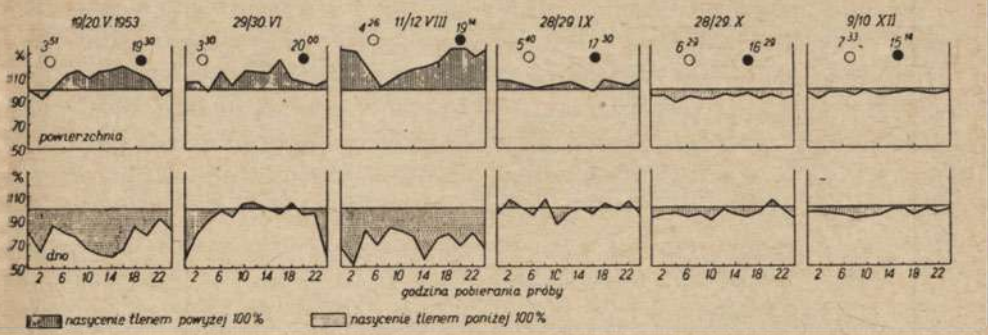
Nasycenie wody tlenem w zbiorniku rzecznym na Brynicy w roku 1953 Tabela III

Oxygenation of the water in the reservoir on Brynica river in 1953

Czas i warunki pomiaru Time and conditions of measurement	19 – 20.V	29 – 30.VI	11 – 12.VII	28 – 29.IX	28. – 29.X	9 – 10.XII
Wschód słońca — Sunrise	3,53 3,51	3,35 3,35	4,25 4,26	5,38 5,40	6,27 6,29	7,32 7,33
Zachód słońca — Sunset	19,30 19,31	20,00 20,00	19,14 19,12	17,31 17,29	16,29 16,26	15,41 15,41
Stopień zachmurzenia — Cloudiness	2,7 2,7	6,7 3,7	4,0 4,0	6,0 10,0	1,0 0,7	7,0 7,3
Średnie ciśnienie barometryczne w mm Hg — Mean barometric pressure in mm of Hg	741,7	737,8	743,1	735,9	738,70	729,7
Średnia dobowa temp. powietrza — Mean daily air temperature	18,4°	18,8°	17,1°	14,4°	8,7°	1,3°
Średnia dobowa temp. całego słupa wody — Mean daily temperature of total water column	13,4°	21,4°	16,9 °	14,3°	9,0°	1,2°
Średnia dobowa temp. przy powierzchni wody — Mean daily temperature at water surface	16,2°	22,1°	17,6°	14,4°	9,1°	1,2°
Średnia dobowa temp. przy dnie — Mean daily temperature at bottom	8,2°	20,9°	16,3°	14,2°	9,1°	1,23°
Średni dobowy % nasycenia tlenem całego słupa wody — Mean daily % of oxygen saturation troughout water column	98,04%	102,85%	101,22%	101,46%	94,35%	87,04%
Średni dobowy % nasycenia tlenem przy powierzchni wody — Mean daily % of oxygen saturation at water surface	108,37%	109,50%	120,95%	103,90%	93,66%	96,90%
Średni dobowy % nasycenia tlenem przy dnie — Mean daily % of oxygen saturation at bottom	75,90%	93,16%	72,09%	91,54%	94,88%	94,45%
Pogoda — Wether	Słonecznie, słaby wiatr Pn—W, mała fala Sunny, slight N—E wind, low waves	Słonecznie, z chwilowym zachmurzeniem, słaby wiatr, mała fala Sunny, partly cloudy, slight wind, low waves	Słonecznie, koło południa lekka mgła, słaby wiatr, mała fala Sunny, light mist at noon, slight wind, low waves	Stopniowy wzrost zachmurzenia w ciągu dnia, wiatr Pn—Z i Pn, fala duża Partly cloudy during day, N—W wind, high waves	Słonecznie, cisza, potem słaby wiatr, drobna fala Sunny, no wind then slight, low waves	Rano pogodnie, potem silne zachmurzenie mgła, wiatr zmienny Sunny morning, N—W and N wind, high waves

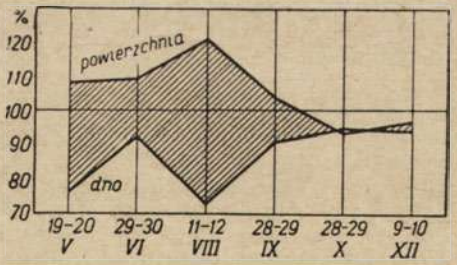
http://rcin.org.pl

na głębokości 30 cm od powierzchni dna i 30 cm pod powierzchnią wody. Widać z niego, że w miesiącach letnich aż do września w powierzchniowej warstwie wody przeważają procesy produkujące tlen, a więc podnoszące pro-



Rys. 7. Dobowe zmiany nasycenia wody tlenem w zbiorniku rzecznym na Brynicy

cent nasycenia wody tlenem. W miesiącach jesiennych przeważają natomiast procesy pochłaniające tlen. W warstwach przydennych pochłanianie tlenu odbywa się przez cały rok, ze szczególnym nasileniem w miesiącach letnich. Duże i stale występujące w lecie zużycie tlenu przy dnie, mimo powtarzającej się wielokrotnie cyrkulacji wody, dowodzi braku procesów produkujących tlen już na głębokości 2 m. Istnienie intensywnych procesów biochemicznego utlenienia w przydennych warstwach wody spowodowane jest osiadaniem zawiesin organicznych oraz silnym rozwojem mikroorganizmów w dobrych warunkach termicznych i tlenowych, właśnie dzięki krążeniu wody i dopływowi nowych ilości tlenu. Nasilenie tych procesów słabnie nieco w jesieni. W ciągu doby przypada na godziny popołudniowe największe przesycenie wody tlenem. Prawie proporcjonalnie do przesycenia przebiega zwiększenie pochłaniania tlenu przy dnie.



Rys. 8. Średnie dobowe wskaźniki nasycenia wody tlenem przy powierzchni i przy dnie

Przeciętne warunki, w jakich wykonane były badania dobowych zmian zawartości tlenu, zestawione są w tabeli III. Jeśli porównamy średnie dobowe procentów nasycenia wody tlenem w warstwach powierzchniowych i przydennych z całego okresu badań, to otrzymamy interesujący wykres (rys. 8),

http://rcin.org.pl

który ilustruje nam nasilenie tempa przemiany materii w wodzie (powierzchnia zakreskowana). Jest ono bardzo duże w miesiącach letnich i bardzo małe w jesienno-zimowych. Średni procent nasycenia tlenem całego słupa wody od powierzchni aż do dna wskazuje przewagę produkcji materii organicznej nad zużyciem (nasycenie tlenem w 100 %) w miesiącach: czerwcu (zapewnie — lipcu), sierpniu i wrześniu. W innych miesiącach przeważa zużycie materii organicznej. Pokrywa się to z wykresem na rysunku 7 i mówi, że dla jakości wody jako surowca wodociągowego krytyczne są miesiące letnie od czerwca do września. Wtedy to należy się przede wszystkim spodziewać pogorszenia barwy wody, zapachu i smaku, a również wskaźników higienicznych (ilości bakterii).

Badania przemiany materii w wodzie są wszakże dopiero zapoczątkowane i ich wartość wskaźnikowa dla praktyki wodociągowej nie jest jeszcze całkiem jasna. Na duże znaczenie tych badań również dla określenia zdolności samooczyszczania się wody w zbiornikach rzecznych wskazuje praca W i n b e r g a (1955).

II. Zbiorowiska organizmów

Ilościowy i jakościowy stan zbiorowisk organizmów oraz ich rozmieszczenie przestrzenne wiążą się bezpośrednio z morfologicznymi i fizyko-chemicznymi cechami zbiorników. W rozwoju swym kształtują się zbiorowiska przede wszystkim pod wpływem starego ekologicznie i historycznie uwarunkowanego kompleksu florystycznego i faunistycznego danego odcinka rzeki, na którym powstał zbiornik zaporowy. Wpływ miejscowej flory i fauny bywa w początkowych okresach życia zbiornika bardzo duży, z biegiem czasu jednakże nie uwydatnia się już tak mocno i do gatunków tubylczych dołączają się nowe. Ich przybycie i rozwój uwarunkowany jest zmianą warunków życiowych.

Znamienną cechą zbiorników zaporowych są szybkie ilościowe i jakościowe zmiany biocenoz wodnych, spowodowane przede wszystkim postępującym zarastaniem zbiornika. W ciągu szeregu lat od pierwszego napełnienia wodą uzyskują zbiorniki wodne coraz to nowe ugrupowania roślinności kwiatowej. Za roślinami — jako podłożem i żerowiskiem — postępuje rozwój fauny bezkręgowców, a następnie ryb i ptaków.

Organizmy żywe wpływają bardzo silnie na jakość wody, zmieniając w kierunku ujemnym szczególnie jej barwę, zapach, smak, mętność, utlenialność i ilość związków organicznych. Powoduje to konieczność podjęcia nieraz trudnej i kosztownej korekty chemicznej wody. Zakład wodociągowy zaopatrujący miasto Sztokholm w wodę pobieraną z żyznej i bogatej w życie organiczne odnogi jeziora Mälaren zmuszony był np. wprowadzić następujące korekty: 1) strącanie zawiesiny (koagulację), 2) sedymentację strącanej zawiesiny, 3) filtrację pośpieszną, 4) filtrację powolną, przede wszystkim dla poprawy zapachu wody, 5) napowietrzanie, 6) wapnowanie dla związania agresywnego

http://rcin.org.pl

CO_2, 7) chlorowanie. Oczywiście trzeba sobie zdać sprawę, jak gruntowne i długotrwałe były badania wstępne wody surowej przed podjęciem tylu rozmaitych zabiegów. W dodatku kontrola chemiczna i biologiczna wody prowadzona jest bez przerwy w osobnym laboratorium w związku z ciągłymi zmianami sezonowymi, jakim podlega woda w jeziorze.

Każdy zbiornik ma charakterystyczny układ zbiorowisk organizmów. Niemniej jednak na podstawie dotychczasowych badań można dla zbiorników rzecznych podać pewne ogólne cechy biologiczne orientujące w specyfice ich życia. Omówić należy w kolejności zbiorowiska otwartej wody, czyli pelagiczne, jak: plankton, neuston, nekton i pleuston, a w końcu — bakterie i grzyby wodne, tudzież zbiorowiska denne, jak roślinność kwiatowa podwodna i wynurzona z wody, peryfiton, glony denne i denną faunę bezkręgowych. Osobną i nie całkiem obojętną dla zbiorników wodociągowych rolę odgrywa też ptactwo wodne.

Plankton. Plankton stanowi żywą część zawiesiny wodnej. Ilość i jakość planktonu jest ważna dla procesu filtracji wody jako czynnik mechanicznie działający (zatykanie filtrów) oraz jako źródło pogorszenia smaku, zapachu, barwy i wzrostu ilości materii organicznej w wodzie. Planktonowi też, a w szczególności zakwitom glonów, trzeba poświęcić więcej uwagi, gdyż jest to czynnik najmocniej oddziałujący na eksploatację wodociągową.

Zakwitem nazywamy masowy rozwój jednego z gatunków glonów planktonowych. Woda przybiera w czasie zakwitu barwę glonu, który się w dużej mierze rozwinął. Glony rozwinięte w dużej liczbie zawsze pogarszają surowiec wodny: pogarszają smak i zapach wody, zwiększają barwę i mętność.

Poszczególne gatunki glonów mają specyficzne zapachy, które pochodzą od zawartości olejków eterycznych w komórkach. Intensywność i jakość zapachu wiąże się z ilością komórek w 1 ml wody. Na przykład 400-800 komórek *Asterionella* w 1 ml wody nadaje wodzie zapach ziemisty, a powyżej 1000 komórek —rybny. Żywe komórki dają inny zapach niż martwe; sinica planktonowa *Microcystis* daje na żywo zapach grochu, a po śmierci silny zapach stęchło-mulisty. Niekiedy zakwity planktonowe stają się pośrednio przyczyną nieprzyjemnych zapachów. Na filtrach londyńskich masowy rozwój okrzemki *Stephanodiscus Hantzschii* stał się po obumarciu pożywką dla rozwoju promienic (*Actinomycetes*), które dały wodzie przykry mulisty zapach. Woda ze złym zapachem ma również nieprzyjemny smak. Z badań Skodowskiego i innych (1955) wynika, że najsilniejszy zapach dają glony obumierające. Na kulturach glonów wydzielających silny zapach (*Oscillatoria*) rozwijają się bakterie z rodzaju *Pseudomonas*, które obniżają zapach dawany przez glony.

Barwa wody zmienia się przez wyługowywanie barwika z obumierających glonów: barwę taką bardzo trudno usunąć z wody. Obumierające glony zwiększają też mętność wody. Przy masowym obumieraniu planktonu pojawia się tzw. koloidalne mętnienie wody (Prescott 1938), niezmiernie trudne do

http://rcin.org.pl

usunięcia. Glony martwe stają się też doskonałą pożywką dla bakterii saprofitycznych oraz dla bakterii typu Coli.

Zakwity planktonowe nie łatwo usunąć z wody. Stwierdzono, że przez filtry pospieszne przechodzi około 50 % glonów planktonowych. Koagulacja obniża ilość planktonu zaledwie o 20 % (Gusiewa 1939).

W wodociągach przemysłowych dostarczających wodę do celów technicznych zakwity wyrządzają duże szkody. Woda z dużą ilością glonów nie nadaje się do wyrobu np. lepszych gatunków papieru. Plankton osadzając się na kondensatorach elektrowni psuje ich pracę.

Z tych wszystkich względów badanie zakwitów jest najpoważniejszym zadaniem laboratoriów hydrobiologicznych przy zakładach wodociągowych. W ostatnich latach największy postęp w tej dziedzinie wykazują prace Gusiewej (1952). Autorka zadała sobie trud prześledzić, w jakich warunkach pojawiają się zakwity oraz w jaki sposób można je przewidzieć i zwalczać.

Podstawowym czynnikiem wywołującym zakwity jest niewątpliwie chemizm wody. Do składników pobudzających glony do rozwoju należą: azot, fosfor i żelazo; jednakże różne grupy glonów różnie reagują na te składniki. Zielenice rozwijają się przy dużej zawartości azotu, sinice — przy dostatecznej ilości fosforu, a okrzemki wymagają przede wszystkim żelaza. Najlepszy wzrost zielenic obserwowano przy 5-10 mg/l azotu azotanowego lub przy 10-krotnie mniejszej ilości azotu amoniakalnego. Okrzemki zużywają małe ilości azotu, lecz potrzebują dostatecznej ilości żelaza rozpuszczonego (dwuwartościowego) lub związanego z fosforem i krzemem. Wiosenny i jesienny rozwój okrzemek zbiega się z obniżeniem *pH* wody i uruchomieniem zapasów żelaza dwuwartościowego, natomiast nie ma wpływu na rozwój okrzemek niska temperatura jak to dotąd przyjmowano. Sinice zajmują pośrednie miejsce co do zapotrzebowania azotu pomiędzy zielenicami i okrzemkami. Mają one zdolność wiązania azotu mineralnego rozpuszczonego w wodzie. Badania Zawarzina (1955) wykazują istnienie nieznanej na razie substancji hamującej rozwój planktonu także w warunkach obecności w wodzie dostatecznej ilości elementów pokarmowych. Zawartość substancji hamujących spada w jesieni. Istnieją więc wskazówki, że przez szczegółowe badania fizjologii rozwoju glonów planktonowych uda się kierować ich produkcją.

Poznanie warunków pojawu zakwitów wymaga jeszcze dalszych badań, szczególnie fizjologii rozwoju i odżywiania się glonów. Wśród tych badań ważną pozycję zajmuje możność sygnalizowania zbliżających się zakwitów, w celu zapobiegania im. Metodę przewidywania zakwitów drogą kultur planktonu w wodzie danego zbiornika rozwinęli w ZSRR: Francew, Mudrecowa i Gusiewa (cytat według Gusiewej 1952). Stwierdzono mianowicie, że rozwój planktonu w kulturach w temperaturze 21—25° i przy oświetleniu 7 500 luksów w ciągu 8 godzin na dobę, przyspiesza rozwój planktonu o 5-6 dni w porównaniu ze zbiornikiem. Ponieważ równocześnie rozwój

http://rcin.org.pl

planktonu w kulturze zbiega się z rozwojem tych samych gatunków w zbiorniku, zatem metoda ta daje dobre rezultaty przy przewidywaniu zakwitów. Mając taką prognozę można przygotować zwalczanie lub też zastosować zabiegi profilaktyczne, np. miedziowanie wody.

Dotychczasowe badania planktonu w zbiornikach zaporowych wykazują, że rozwija się on przede wszystkim z planktonu rzecznego. W planktonie zbiornika w Kozłowej Górze wykazano tylko nieliczne drobne wiciowce i zielenice, których w dopływie nie znaleziono. Cała masa planktonu składa się z gatunków występujących również w rzece, choć często w odmiennych ilościach. Wyróżniono tam w szczególności:

1. Gatunki częste w rzece (dopływie), a zanikające w zbiorniku. Należą do nich przede wszystkim rozmaite gatunki okrzemek.

2. Gatunki występujące w małej ilości w dopływie, a rozwijające się licznie w zbiorniku, jak np. *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Microcystis aeruginosa*, *Sphaerocystis planctonica* i inne.

3. Gatunki rozwijające się tylko w zbiorniku, jak np. drobne wiciowce i zielenice z rzędu *Volvocales*.

Co do liczby gatunków w fitoplanktonie przeważają zielenice, ale masowo rozwijają się przede wszystkim okrzemki (wiosną) i sinice (latem). Zimą plankton bywa ubogi zarówno ilościowo, jak i jakościowo. Wiosną dochodzą do rozwoju okrzemki: *Melosira granulata*, *M. italica*, *Asterionella* i *Fragilaria*. Latem obficie rozwijają się bądź sinice: *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena* sp. div., *Aphanizomenon flos aquae*, bądź zielenice z rzędu *Chlorococcales*. Jakościowy skład fitoplanktonu ze zbiornika na Brynicy przedstawiono w tabeli IV.

Ta okresowość rozwoju różnych gatunków planktonowych ma duże znaczenie dla wodociągarstwa z powodu specyficznego oddziaływania poszczególnych gatunków glonów na smak i zapach wody, a także na proces filtracji. Uwarunkowana ona jest cyklem rozwojowym poszczególnych gatunków w klimacie umiarkowanym, jak to wskazuje G u s i e w a (1952). W zimie mianowicie przy niskiej temperaturze wody i słabym oświetleniu, hamowanym jeszcze powłoką lodową, większość gatunków planktonowych opada na dno i przeżywa bądź jako niezmienione komórki, a tylko nie dzielące się, bądź też w postaci komórek przetrwalnikowych różnego typu. Okrzemki przebywają zimę w zastoju rozrodczym i prawdopodobnie dlatego na wiosnę wraz z podniesieniem się temperatury i wzrostem intensywności światła szybko zaczynają się rozmnażać. Zielenice i sinice tworzą na zimę komórki spoczynkowe (akinety), z których ponowne przejście do stadium wegetatywnego odbywa się wolniej. W rezultacie ich masowy rozwój przypada zwykle później niż rozwój okrzemek. Oczywiście ilościowy rozrost populacji wiąże się z obecnością pokarmu, a zatem z chemizmem wody. Zbiorniki rzeczne mają to do siebie, że następuje w nich akumulacja substancji pokarmowych wnoszonych przez rzekę. Gromadzące się elementy

http://rcin.org.pl

Tabela IV

Skład jakościowy fitoplanktonu (ilość gatunków) w zbiorniku rzecznym na Brynicy w latach 1951 — 1953

Qualitative composition of the phytoplakton (number of species) in the reservoir on Brynica river in the years 1951—1953

Data i grupy systematyczne Date and systematic groups	1951					1952								1953								Ogółem
	VIII	IX	X	XI	XII	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1. *Cyanophyceae*	3	3	2	2	1	—	—	1	2	—	—	2	2	1	—	—	2	3	2	2	2	2	7
2. *Euglenophyceae*	1	2	2	2	—	—	—	—	1	—	—	2	1	—	—	—	—	2	2	2	2	1	6
3. *Chrysophyceae*	1	2	1	1	1	—	—	1	1	2	1	1	—	2	1	—	2	2	1	—	1	1	5
4. *Dinophyceae*	3	2	—	—	—	—	—	1	3	2	1	3	1	3	1	—	3	3	3	2	1	1	3
5. *Flagellata*	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1	—	—	—	(2)
6. *Bacillariophyceae*	3	4	6	13	4	1	—	4	10	3	2	3	5	4	1	—	2	5	6	6	7	2	25
7. *Xanthophyceae*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	5
8. *Chlorophyceae*	6	8	10	6	3	—	—	5	8	6	2	10	8	5	4	—	6	10	5	7	9	2	58
a. *Volvocales*	1	1	1	—	—	—	—	1	2	1	—	3	1	—	1	—	—	1	1	—	—	—	8
b. *Chlorococcales*	3	4	6	6	3	—	—	3	5	3	2	3	6	3	2	—	4	8	3	5	6	2	29
c. *Chaetophorales*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	1
d. *Euconjugatae*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	2
e. *Desmidioideae*	2	3	3	—	—	—	—	1	1	2	1	4	1	2	—	—	2	1	1	2	2	—	17
9. Różne nieoznaczone	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
10. *Phycomycetes*	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1

http://rcin.org.pl

biogeniczne wcześniej czy później stają się materialną podstawą dla rozwoju zakwitów glonowych.

Zooplankton rozwija się w zbiornikach zaporowych pod wpływem rzeki, ale segreguje się szybko gatunkowo w związku z morfologiczną budową zbiorników, a w szczególności głębokością i zanikiem prądu. Zanik prądu oznacza w ogólności sprzyjające warunki dla rozwoju zooplanktonu.

Znamienne jest rozmieszczenie poziome zbiorowisk planktonowych. Decydują tu trzy okoliczności: głębokość, zanik prądu i działanie wiatru. Na płyciznach w górnej części zbiornika plankton bywa stosunkowo ubogi tak daleko, jak daleko daje się odczuć wyraźny prąd rzeki. W górskich zbiornikach urządzonych na dużych rzekach prąd działa dosyć daleko, w niżowych natomiast bywa słabszy i wtedy głównym czynnikiem rozmieszczenia poziomego planktonu staje się głębokość wody. W wodach płytkich, szeroko rozlanych, nagrzewających się i krążących ciągle od dna ku powierzchni i odwrotnie istnieją korzystniejsze warunki do rozwoju planktonu zielenicowego, który w ciągłej wymianie produktów odbudowy materii na dnie zyskuje zarówno niezbędny azot, jak i dwutlenek węgla. W głębokich miejscach wymiana substancji bądź nie odbywa się w ciągu lata (duże zbiorniki), bądź bywa ograniczona i stąd w dolnych częściach zbiorników zaporowych rozwija się częściej plankton sinicowy. Istnieją wszakże zbiorniki płytkie, jak np. na Brynicy, gdzie masowy rozwój sinic objął w 1951 r. 2/3 zbiornika idąc od tamy w górę i był spowodowany raczej parowaniem wody i zagęszczaniem pokarmów niż głębokością. W następnym roku sinice nie odegrały już większej roli w planktonie zbiornika, za to rozwinęły się obficiej drobne zielenice, prawdopodobnie na skutek nawożącego działania zeszłorocznych zakwitów sinicowych.

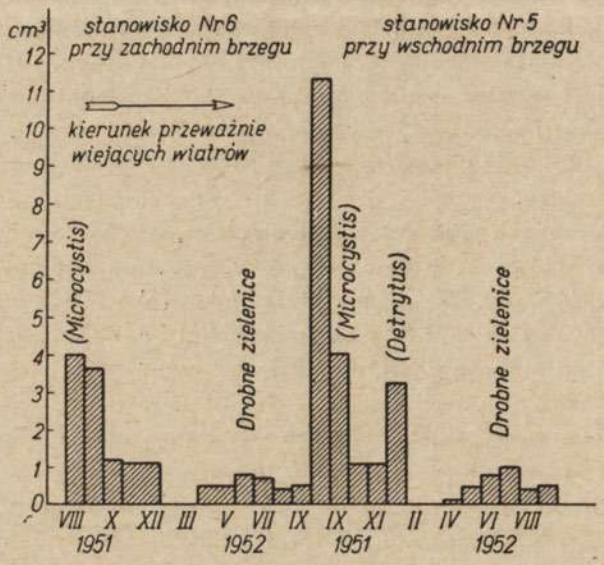
W rozmieszczeniu poziomym zooplanktonu spotykamy podobne stosunki, przy czym w płytkich miejscach przeważa drobny plankton wrotkowy, w głębszych zaś większy plankton skorupiakowy. W zbiorniku na Brynicy przeważnie nie dochodziło do zdecydowanej przewagi tej lub owej grupy. Plankton został scharakteryzowany jako skorupiakowo-wrotkowy i być może, że taki zooplankton jest w ogóle charakterystyczny dla płytkich zbiorników zaporowych. Jest on w każdym razie charakterystyczny dla stawów rybnych, których charakter hydrobiologiczny bywa zbliżony do płytkich zbiorników zaporowych.

Wiatr przemieszcza w płytkich zbiornikach wodnych masy większego planktonu na stronę nawietrzną (rys. 9). Tak było np. w zbiorniku na Brynicy w czasie zakwitu *Microcystis aeruginosa*. Wiatr spędzał na wschodni brzeg zbiornika masy glonów, które częściowo wyrzucane na brzeg tworzyły na nim niebieskozielony rąbek. Jednakże nie można było zauważyć podobnego zagęszczenia w roku 1952, gdy plankton składał się niemal wyłącznie z drobnych zielenic.

Pionowe rozmieszczenie planktonu bywa rozmaite i zależy przede wszystkim od głębokości zbiornika i układu warstw wody o rozmaitej temperaturze oraz

http://rcin.org.pl

od głębokości przenikania światła. W płytkich zbiornikach łatwo mieszających wody pod wpływem prądów cyrkulacyjnych i konwekcyjnych rozmieszczenie planktonu bywa przeważnie równomierne lub co najwyżej zagęszcza się on



Rys. 9. Wpływ wiatru na ilość planktonu przy brzegu nawietrznym w zbiorniku rzecznym na Brynicy (Objętość planktonu z 10 l wody w cm^3)

nieco przy dnie (osiadanie martwego planktonu). W zbiornikach głębokich plankton gromadzi się głównie w górnych warstwach wody. W płytkich nie wykazano uwarstwienia planktonowego, co między innymi również przemawia za stawowym ich charakterem.

Neuston. Neuston jest specyficznym zbiorowiskiem rozwijającym się na powierzchni wody i z tego powodu bardzo często przeważają w nim części pyłowe naniesione wiatrem do zbiornika albo też osiadające z mgłą na jego powierzchni. W takich przypadkach neuston ma charakter neusto-tryptonu ubogiego w organizmy, a obfitującego w martwe części pyłowe. Neuston ma w ogólności małe znaczenie dla wodociągarstwa i rzadko w dużych zbiornikach pojawia się masowo. Jednakże na Śląsku może odegrać rolę wtedy, gdy składa się głównie z sadzy kominowej osiadającej rankami wraz z kropelkami mgły na powierzchni wody. Wtedy cała powierzchnia zbiornika pokryta jest przylepną błonką spływającą powoli ku tamie, gdzie tworzy już gruby, pomarszczony kożuch wsysany do ujęcia. Tego typu neuston będzie zapewne charakterystyczny dla wszystkich zbiorników rzecznych położonych w okręgach przemysłowych i dlatego trzeba na niego zwrócić uwagę, gdyż będzie on w pewnej mierze oddziaływał również na chemizm wody.

http://rcin.org.pl

Nekton. Nekton w zbiornikach rzecznych naszej strefy geograficznej reprezentowany jest niemal wyłącznie przez faunę ryb. Ryby mają duże znaczenie w biocenozie wodnej jako ostateczni konsumenci naturalnej, biologicznej produkcji wody. W zbiornikach wodociągowych korzyść z ryb polega na tym, że zużywają one plankton i faunę denną zbiornika w ilości około 3—5-krotnej wagi swego ciała. W ten sposób duże ilości materii organicznej zostają przyswojone przez ryby, a tym samym nie rozkładają się i nie psują wody. Ryby muszą być intensywnie odławiane sposobami, które by nie pogarszały jakości wody pod względem fizyko-chemicznym i sanitarnym. Wchodzić może pod uwagę zarówno mącenie wody w płytkich zbiornikach przy zastosowaniu sieci ciągnionych, jak również zakażenia wskutek dłuższego przebywania ludzi podejrzanych o nosicielstwo np. zarazków tyfusu. Obsady ryb nie powinny być zagęszczone ani też nie należy stosować żywienia, które zawsze powoduje zanieczyszczenie wody gnijącymi resztkami a nawet okresami silne mącenie wody przez ryby tłoczące się na żerowiskach. W zbiornikach wykorzystywanych do celów wodociągowych rybactwo może być tylko użytkiem ubocznym opartym o celową i przemyślaną gospodarkę, dostosowaną do naturalnej bazy pokarmowej w zbiorniku.

W świeżo zalanych zbiornikach stado ryb formuje się z gatunków właściwych danej rzece. Oczywiście nie wszystkie gatunki rzeczne znajdują korzystne warunki rozwoju w wodzie stojącej. Szczególnie w zbiornikach założonych na górskich rzekach wiele gatunków reofilnych (np. brzana, świnka, kleń, boleń, pstrągi) nie znajdzie w stagnujących wodach odpowiednich warunków bytowania. W zbiornikach na niżu dużo natomiast gatunków limnofilnych zamieszkujących wolno płynące rzeki znajdzie nawet korzystniejsze warunki rozwoju w zbiorniku niż w rzece. Należą do nich: płoć, okoń, jazgarz, jaź, leszcz, czerwionka, szczupak. Ryby te trą się na zalewanych łąkach nadrzecznych w czasie wiosennych wylewów i dlatego w zbiornikach świeżo zalanych rozmnażają się masowo, wykorzystując do składania ikry darń roślinności pokrytej wodą.

Doskonałą ilustracją rozwoju stada ryb są wyniki połowów w zbiorniku otmuchowskim (tab. V) w latach 1934—1942 (Wundsch 1949).

Widzimy spadek ilości szczupaków, okoni i linów oraz wzrost ilości leszczy, płoci i drobnicy (jazgarz, ciernik, słonecznica i inne) w miarę starzenia się zbiornika. Szczególnie płoć rozwija się intensywnie i ilościowo opanowuje zbiornik. Od czasu do czasu niszczona bywa płoć przez ligulozę (tasiemiec *Ligula intestinalis*), co jednak nie wydaje się być dla jej pogłowia tak groźne jak np. tasiemiec *Triaenophorus* dla okoni oraz ergaziloza dla linów i szczupaków, które powodują wybitne zmniejszanie się ilości tych ryb.

Wyniki całorocznych połowów ryb w roku 1953 w zbiorniku rzecznym na Brynicy (Markiewicz i Dyszewska, rękopis) przedstawiały się

http://rcin.org.pl

następująco: złowiono ogółem 6776,30 kg ryb o następującym składzie gatunkowym:

drobnica (95% drobnej płoci)	72,5%	lin	0,6%
średnica	10,8%	karp	0,2%
szczupak	10,1%	leszcz	0,3%
krąp	3,2%	sandacz	0,05%
okoń	2,5%	karaś	0,01%

Najliczniej wystąpiła płoć. Na 383 zbadane szczegółowo płocie znaleziono 2 sztuki w grupie wieku III, 43 sztuki — IV, 330 sztuk — V, 8 sztuk — VI. Największa ilość płoci miała wymiary 18—24 cm i ciężar 60—160 g.

Tabela V

Wyniki połowów ryb w zbiorniku otmuchowskim w latach 1934—1942
(wg H. Wundscha)
Results of fish catch in the reservoir at Otmuchów in the years 1934 — 1942
(According to H. Wundsch)

Gatunek ryby Species of fish	1934	1935	1936	1937	1938	1939	1940	1941	1942
Węgorz — Eel	36	36	128	112	239	549	334	308	442
Szczupak — Pike	3187	4748	5336	5183	3000	1860	1789	1541	971
Leszcz — Bream	82	82	208	1114	6027	8601	8402	18227	33108
Płoć — Roach	3640	2932	4568	4780	12285	22452	33774	44852	75187
Okoń — Perch	2297	1843	1920	1197	1317	872	1156	410	7653
Drobnica — Small fish	26	506	1584	6385	14322	13217	14713	11957	16231
Lin — Tenek	1923	2689	2537	2691	2410	1306	893	669	456
Karp — Carp	16	103	257	998	591	233	206	476	598
Kleń, brzana — Ablet	—	—	—	—	—	—	509	152	69
Karaś — Crucian	59	41	32	56	10	1	48	56	23
Sandacz — Perchpike	—	—	—	8	5	3	14	16	396
Pstrąg — Trout	3	3	1	1	2	1	1	—	—
Razem kg Total kg	11277	12534	16471	22409	40211	49097	61862	78567	135236
kg/ha	7,5	8,3	10,9	14,9	26,8	32,7	41,2	52,3	90,1

Ciekawie wypadło badanie parazytologiczne. Na 69 zbadanych płoci stwierdzono u 16 (tj. 23, 2%) tasiemca *Ligula intestinalis*. Na 46 zbadanych wzdręg znaleziono u 31 (czyli u 67,4%) zakażenie ergasilusem. Na 26 zbadanych okoni znaleziono u 22 (84,6%) tasiemca *Triaenophorus*. Równocześnie wykazano obecność ergasilusa u 50% szczupaków i linów. Ten niepokojący stan zakażenia ryb pasożytami usunięty został w dużej mierze w roku następnym przez intensywne odłowy ryb. Stosunki te wskazują jednak na nieodzowną konieczność umiejętnej gospodarki rybackiej, zwłaszcza w pierwszych latach istnienia zbiornika, a przede wszystkim uregulowania zespołu ryb, niedopuszczenia

http://rcin.org.pl

do przewagi i zmasowania jednego gatunku. Jasne jest, że rozpoczynając gospodarkę rybacką równocześnie z zalewaniem zbiornika można w ogromnej mierze wpłynąć na uformowanie się stada ryb. Można jego skład tak ustawić przez wyłowienie z rzeki jeszcze przed zalewem zbiornika nadmiaru ryb niekorzystnych, a wprowadzenie i ochronę ryb o różnych wymaganiach pokarmowych, aby wszystkie zakątki ekologiczne zbiornika mogły być w pełni wykorzystane. W dalszej gospodarce rybackiej na zbiornikach rzecznych trzeba z reguły stosować sztuczne zarybianie lub przynajmniej sztuczne tarliska, gdyż ryby cenniejsze jak leszcz i sandacz nie znajdują zwykle dogodnych miejsc do naturalnego rozmnażania się, chociaż wskutek obfitości pokarmu mają dobre warunki odrastania.

Tabela VI

Bakterie w powierzchniowej warstwie wody w zbiorniku rzecznym na Brynicy. Dane odnoszą się do ilości kolonii bakterii w 1 ml wody pobranej z głębokości 30 cm, wyhodowanych na agarze w 37°C, liczonych po 24 godzinach. Wartości średnie w latach 1952 i 1953 (wg J. Paluch a)
Bacteria in the surface layer of water in the reservoir on Brynica river. Data concerning the number of bacteria colonies in 1 ml of water taken from the depth of 30 cm, bred on agar at 37°C, and counted 24 hours afterwards. Average values (According to J. Paluch)

Miejsce i czas pobrania prób Place and time of sampling	1952				1953		
	Wiosna Spring III,IV,V	Lato Summer VI,VII,VIII	Jesień Autumn IX,X,XI	Zima Winter XII,I,II	Wiosna Spring III,IV,V	Lato Summer VI,VII,VIII	Jesień Autumn IX,X,XI
Przy dopływie rzeki Brynicy At inflow of Brynica river	80	900	270	105	90	1370	625
W dolnej części zbiornika In lower part of basin	40	40	44	—	50	255	80

Pleuston. Pleuston, czyli rośliny kwiatowe nie powiązane korzeniami z podłożem, jak np. rzęsa wodna, żabiściek, rogatek, paproć wodna, wątrobowce wodne oraz waty glonów — *Spirogyra*, *Zygnema*, *Mougeotia* — nie rozwijają się w zbiornikach rzecznych obficie. Miejscem ich występowania są płytkie przybrzeżne obszary, zwykle w górnej części zbiornika pomiędzy oczeretami wyrastającymi z wody. Zbiorowisko to może odegrać większą rolę jedynie po silnym, burzowym falowaniu, kiedy masy roślinne spędzone zostaną w pobliże tamy do tzw. martwych kątów zbiornika, w których gniją i zanieczyszczają wodę. Niekiedy też kożuchy pleustonu naniesione falą mogą spływać wzdłuż tamy do ujęcia wody.

Bakterie. Bakterioplankton zbiorników rzecznych składa się z bakterii żyjących z natury rzeczy w wodach i z bakterii pochodzących z gleby,

http://rcin.org.pl

Pionowe rozmieszczenie bakterii w zbiorniku
Ilość kolonii w 1 ml wody pobranej z najgłębszej części zbiornika, na agarze
Vertical distribution of bacteria in the
Number of colonies in 1 ml of water, bred on agar 24 hours at

Data — Date	23.III		27.IV		18.V		15.VI	
Pożywka Medium	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel gel.	agar	żel. gel.
Głębokość Depth cm								
30	22	425	55	125	50	200	40	30
100	55	350	140	250	55	80	15	20
200	60	180	35	180	50	45	70	90
300	55	200	55	160	85	40	120	140
400	55	430	40	105	80	95	35	40

a wypłukanych przez deszcze i wody wezbrane oraz z bakterii ściekowych. W ogólności ilość bakterii ulega znacznym wahaniom w ciągu roku. Wahania te występują zarówno w zimnych, jak i ciepłych porach roku. Interesująco przedstawia się zmiana ilości bakterii w zbiornikach rzecznych od dopływu aż ku tamie oraz od powierzchni w głąb wody. Przykład ze zbiornika na Brynicy (J. P a l u c h i inni) daje dobre wyobrażenie tych zmian i dlatego warto go tu przytoczyć.

Widać z powyższej tabeli, że ilość bakterii spada znacznie z biegiem wody, od dopływu rzeki ku tamie. Zaznacza się tu więc wyraźnie dodatni wpływ magazynowania wody na zmniejszanie się ilości bakterii wnoszonych do zbiornika z rzeki. Do zmniejszania się ilości bakterii przyczynia się opadanie zawiesiny na dno (sedymentacja), światło słoneczne oraz rozwój wiciowców i planktonu zwierzęcego (wymoczki, wrotki, skorupiaki) zjadającego bakterie. Główną rolę odgrywa jednakże zużywanie ogromnych ilości materii organicznej przez same bakterie. Intensywne krążenie wody na płyciznach w górnej części zbiornika przeszkadza sedymentacji i dostarcza bakteriom pożywienia, ilość ich bywa na płytkich miejscach większa niż na głębszych, gdzie przeważają procesy osadzania się zawiesin.

Rozmieszczenie bakterii w głąb przebiega na ogół w ten sposób, że ilość bakterii zwiększa się od powierzchni ku dnu, jak to wskazuje tab. VII.

W płytkich zbiornikach wodnych jednakże to uwarstwienie bakteriologiczne bywa niekiedy wzburzone krążeniem wody w czasie wiatru, lecz zwykle na krótko. Po uspokojeniu się fali układają się bakterie w ten sposób, że poniżej 1 m bywa ich z reguły więcej niż na głębokości 30 cm. Czynna jest sedymentacja i światło słoneczne, którego szczególnie promienie krótkie, fioletowe i ultrafioletowe oraz długie pozaczerwone są bakteriobójcze. Promienie te jednak przenikają najwyżej do 1 m w głąb wody.

http://rcin.org.pl

Tabela VII

rzecznym na Brynicy w r. 1953
po 24 h i w 37°C oraz na żelatynie po 48 h w 20°C. (wg J. Palucha)
reservoir on Brynica river in 1953.
37°C, and on gelatin 48 hours at 20°C (According to J. Paluch)

20.VII		31.VIII		28.IX		27.X		8.XII	
agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.
120	90	80	upłyn.	50	85	240	250	100	290
60	110	50	55	95	35	350	220	160	220
40	300	70	450	45	95	70	185	100	430
55	115	100	450	90	120	—	—	—	—
120	230	5	230	—	—	—	—	—	—

W cyklu rocznym stwierdzono w zbiorniku rzecznym na Brynicy na ogół mniejsze ilości bakterii w okresie jesiennym i wiosennym niż w okresie letnim i zimowym. Najniższe ilości bakterii stwierdzono na wiosnę i to na wszystkich głębokościach wody.

Tabela VIII

Średnie ilości kolonij bakterii w 1 ml wody na agarze po 24 h przy temp. 37° i na żelatynie przy temp. 20° po 48h, w różnych porach roku i na różnych głębokościach w zbiorniku rzecznym na Brynicy (wg J. Palucha)

Average numbers of bacteria colonies in 1 ml of water bred on agar 24 hours at 37°C, and on gelatin 48 hours at 20° in various seasons of the year and at different depth in the reservoir on Brynica river (According to J. Paluch)

Okresy Periods	Zima Winter XII.1952 I, II, 1953		Wiosna Spring III, IV, V 1953		Lato Summer VI, VII, VIII 1953		Jesień Autumn IX, X, XI 1953	
Pożywka Medium	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.	agar	żel. gel.
Głębokość Depth cm								
30	520	700	55	180	350	200	100	400
100	115	350	60	300	120	220	140	490
200	40	400	97	210	95	170	80	500
300	50	1900	48	100	90	140	110	400
400	100	1000	46	190	111	190	95	140

Na zanik bakterii w stagnującej wodzie wpływa również temperatura i czas magazynowania wody. Podwyższenie temperatury przyśpiesza tempo zmniejszania się ilości bakterii w wodzie. Wpływ temperatury wiąże się jednak z zawartością materii organicznej w wodzie. Jeśli materii organicznej jest dużo, a zwłasz-

http://rcin.org.pl

cza jeśli ciągle dopływa ze ściekami, wówczas ilość bakterii może nawet wzrastać wskutek wzmożonego tempa rozmnażania się przy dostatecznej ilości pokarmu i podwyższonej temperaturze. Jeśli natomiast jest mało materii organicznej albo jeśli zapasy jej nie bywają odnawiane, wówczas żywe tempo rozmnażania się bakterii przy podniesionej temperaturze wody powoduje szybkie zużycie pożywienia, a w ślad za tym głód i spadek ilości bakterii. Czas magazynowania wody odgrywa właśnie dużą rolę przez to, że bakterie po zużyciu pokarmu wpadają w stan niedożywienia i zanikają. Wykazywano wielokrotnie coraz większe zaniki bakterii w miarę długości magazynowania wody. Jeziora naturalne mają z reguły bardzo mało bakterii (o ile nie są zanieczyszczone) dzięki działaniu procesów samooczyszczania się w wodzie stojącej. Zbiorniki rzeczne zachowują się pod tym względem odmiennie. Oczyszczają się z bakterii tym wolniej, im obfitszy mają dopływ, a więc im częściej wody ich wymieniają się. Głębsze miejsca położone w pobliżu tamy zachowują się podobnie jak jeziora i mają mniej bakterii niż płytkie obszary przy dopływie rzeki. Zmniejszanie się ilości bakterii dotyczy wszystkich gatunków zarówno wodnych, jak i ziemnych, ściekowych i patogenicznych. Z doświadczeń na zbiornikach rzecznych Anglii (Taylor 1955) wynika, że magazynowanie wody w ciągu 10 do 14 dni obniża ilość bakterii o 66—75%.

Trzeba nadmienić, że ilości bakterii wykazywane metodą posiewów na żelatynie czy agarze wcale nie odpowiadają rzeczywistości, lecz są ogólnym wskaźnikiem raczej możliwości rozwoju bakterii w danej wodzie niż ilości. Metodą posiewów ujmuje się ogólną ilość bakterii saprofitycznych mających optimum rozwoju przy 20—22° i bakterii prototroficznych mających optimum rozwoju przy temperaturze około 37°. Z badań bakterioplanktonu bezpośrednią metodą liczenia, którą stosuje się obecnie powszechnie w ZSRR, wypada, że bywa on do miliona razy liczniejszy niż to wynika z liczb uzyskanych metodą posiewów.

Grzyby wodne. Grzyby wodne przyczyniają się niekiedy do niszczenia planktonu roślinnego i zwierzęcego oraz bywają przyczyną choroby skrzeli ryb (zgorzel skrzel) prowadzącej do masowego śnięcia. Wykazywano (Canter i inni), że na glonach planktonowych rozwijają się rozmaite gatunki grzybów pasożytnych, które w ostatecznym rezultacie przyspieszają obumieranie planktonu. Te zakażenia glonów planktonowych pasożytnymi grzybami są szczególnie silne w czasie zakwitów. Obserwowano je w wielu jeziorach, a wystąpiły również w planktonie w zbiorniku na Brynicy w czasie zakwitu sinicy *Microcystis aeruginosa*. Do tej pory jednak nie wiadomo, czy to zjawisko jak również niszczenie zwierząt planktonowych i ryb przez grzyby ma jakieś praktyczne znaczenie dla wodociągarstwa.

Zbiorowiska denne. Zbiorowiska denne dzielimy na roślinność kwiatową zakorzenioną w dnie, glony denne osiadłe i pełzające po powierzchni mułu oraz zwierzęta denne żerujące w mule.

http://rcin.org.pl

Roślinność kwiatowa. Roślinność kwiatowa rozwija się w związku z glebowymi i morfologicznymi warunkami dna oraz wahaniami poziomu wody. Zdarza się tak, że roślinność rozrasta się z początku zaraz po zalewie zbiornika bardzo silnie, ale potem w miarę zmian w dnie, w wyniku nagromadzania się obfitych osadów mulistych zaczyna zanikać. W ogólności zarastają bardzo silnie zbiorniki rzeczne ze stałym poziomem wody lub umiarkowanie zmniejszającym się w lecie, a najsilniej opadającym późną jesienią i w zimie. Zbiorniki o dużych wahaniach wody oraz otwartych brzegach wystawionych na działanie wiatru zarastają słabo.

W zbiornikach wodociągowych znaczenie roślinności wodnej bywa dwojakie: z jednej strony rośliny podwodne przyczyniają się do samooczyszczenia się wody i osłaniając dno zapobiegają mąceniu się wody w czasie wiatru, z drugiej strony jednak mogą przyczynić się do nagłego pogorszenia jakości wody (barwa, smak, utlenialność) w porze masowego obumierania. Niekiedy też zarastające przybrzeża sprzyjają rozwojowi komarów.

Oczerety, czyli roślinność kwiatowa o pędach wynurzonych z wody, mają duże znaczenie dla lądowacenia zbiornika wodnego. One to wrastając od brzegu zwykle w górnych, płytkich częściach zbiorników ławą w stronę otwartej wody powiększają stopniowo areał zabagnionego brzegu. W osłonie ich pędów rozwijają się larwy i wylęgają się latające komary. Oczerety nie rozwijają się jednak przy większych wahaniach wody oraz na stronie nawietrznej zbiorników.

W płytkim zbiorniku na Brynicy — mimo pozornie sprzyjających warunków do rozwoju oczeretów—pojawiły się dotąd na płytkich obrzeżach jedynie skromne w rozmiarach i rzadkie skupienia trzciny pospolitej (*Phragmites communis*), kępy manny mielec (*Glyceria aquatica*) oraz oczeretu jeziornego (*Schoenoplectus lacustris*). Na zatorfionych glebach poleśnych rozwinęły się obficie łany kropidła wodnego (*Oenathe aquatica*). Przyczyną słabego tutaj rozwoju roślin wynurzonych z wody są wahania poziomu wody, wzbierającej od wiosny ku latu i opadającej od lata do zimy. Wzbierająca woda wiosenna powoduje nadmierne wydłużanie się pędów roślin. Obserwowano pędy kropidła wodnego blisko 3 m długości. Te nadmiernie długie i zawsze wtedy wiotkie pędy kładą się na wodę, gdy ta zaczyna w lecie opadać, co hamuje ich dalszy rozrost.

Rośliny podwodne nie są ani przyczyną lądowacenia, ani też nie sprzyjają lęgom komarów. Mogą one być szkodliwe jedynie przez to, że korzeniami wydobywają część pokarmów zmagazynowanych w dnie zbiornika, przerabiają je na materię organiczną swych pędów i przy obumieraniu w jesieni oddają wodzie produkty rozkładu pogarszając smak, zapach, utlenialność i barwę. Jednakże szkodliwość roślin podwodnych zależy od ich ilości i składu gatunkowego. Objawy szkodliwego samozanieczyszczenia się wody obumierającą roślinnością podwodną występują wyraźnie dopiero przy pokryciu około 25% powierzchni dna. Poszczególne gatunki roślin obumierają w niejednakowym czasie. Najszybciej, bo już w lecie zaczynają ginąć i rozkładać się skupienia jaskrów

http://rcin.org.pl

wodnych (*Ranunculus*), a następnie wywłócznika (*Myriophyllum*). Późną jesienią rozkłada się rdest ziemnowodny (*Polygonum amphibium*) i rdestnica pływająca (*Potamogeton natans*), a najpóźniej, bo nieraz aż na wiosnę roku następnego, rdestnica połyskująca (*Potamogeton lucens*). Jeśli więc roślinność podwodna ma różnorodny skład gatunkowy, wówczas jej coroczne obumieranie rozciąga się na dłuższy okres czasu i nie wywołuje groźnych zanieczyszczeń wody. Najgorsze są więc skupienia jednogatunkowe, bo te przy jednoczesnym obumieraniu mogą wywołać trudne do skorygowania stany wody pogarszające nagle jej jakość.

Istnieją też spore korzyści z roślin podwodnych. Rośliny te rozkrzewione obficie stanowią podłoże dla osadzania się drobnych glonów i zwierząt. Na nich rozwija się osobne zbiorowisko zwane peryfitonem, którego rola w samooczyszczaniu się wody jest dodatnia. Istnieje nawet korelacja pomiędzy rozwojem peryfitonu i planktonu w tym sensie, że przy obfitym peryfitonie plankton bywa uboższy. Peryfiton podobnie jak plankton żywi się pobierając z wody wszystkie składniki potrzebne do życia, ale jest osiadły i wskutek tego przy masowym rozwoju nie spływa na filtry i daje mniej obfitą zawiesinę w wodzie.

Roślinność podwodna rozwijająca się na płyciznach, zwykle nie głębiej niż do 3 m, niweluje mącenie się wody pod wpływem wiatru.

Zwalczanie roślinności wodnej polega na częstej zmianie poziomu wody oraz na koszeniu i usuwaniu z wody skoszonych pędów. Koszenie opłaca się podjąć przy masowym rozwinięciu się oczeretów oraz roślin podwodnych w jednogatunkowych skupieniach w okresie przed umieraniem ich pędów.

Rola g l o n ó w d e n n y c h nie jest jeszcze dobrze poznana, choć wydaje się być niemała. Istnieje szereg obserwacji wskazujących, że w miesiącach zimowych zakwity glonów i w ślad za tym zaburzenia w jakości wody (szczególnie trudne do skorygowania w zimie) pochodzą od glonów dennych odrywających się z dna i wypływających na powierzchnię wody. Przyczyną zrywania z powierzchni mułu delikatnej warstewki glonów jest w zimie nie tyle czynność asymilacyjna, ile wydzielanie się banieczek metanu z gnijącego mułu. Na powierzchni mułu przeżywają też niedogodną do rozwoju porę zimową liczne glony planktonowe bądź w postaci nie dzielących się komórek wegetatywnych, bądź też w postaci rozmaitych stadiów przetrwalnikowych, spor i cyst. Największe ilości glonów rozwijają się jednak na dnie płycizn obrzeża.

F a u n a d e n n a. Fauna bezkręgowych zamieszkująca powierzchnię mułu kształtuje się z form istniejących na terenie zalanym w dawniejszych rowach, stawach, kałużach i korycie rzeki, z form naniesionych prądem dopływu oraz z jaj znoszonych do wody przez latające owady. W pierwszych latach po zalaniu obserwuje się zwykle niewielki rozwój fauny dennej w następstwie gnicia darni roślinnej. Istniejące z ierzęta zaniepokojone brakiem tlenu wychodzą na powierzchnię mułu, popadają w odrętwienie i w tym stanie bywają znoszone do dolnych części zbiornika. W rozmaitych zbiornikach rzecznych

http://rcin.org.pl

obserwowanych od początku ich istnienia stwierdzono w pierwszym i drugim roku po zalaniu w najgłębszych częściach zbiornika obfite nagromadzenie się zwierząt bezkręgowych rozmaitego typu ekologicznego, które tam przeżywały, jeśli warunki tlenowe były znośne, lub też ginęły przy braku tlenu. Zwierzęta odznaczające się aktywnym pływaniem wycofywały się ku brzegom na roślinność podwodną lub wędrowały w stronę dopływu.

Tabela IX

Denna fauna bezkręgowych w zbiorniku rzecznym na Brynicy w roku 1953 podzielona wg klas wielkości (wg B. Grzybowskiej)

Bottom fauna of invertebrates in the reservoir on Brynica river divided according to classes of size (According to B. Grzybowska)

Data i miejsce pomiaru Date and place of sampling	Górna część zbiornika Upper part of basin				Środkowa część zbiornika Middle part of basin				Dolna część zbiornika Lower part of basin			
	1–3 mm	3–8 mm	8–13 mm	> 13 mm	1–3 mm	3–8 mm	8–13 mm	> 13 mm	1–3 mm	3–8 mm	8–13 mm	> 13 mm
14 — 15.IV	76%	14%	7%	3%	76%	13%	8%	3%	66%	26%	5%	13%
9 — 10.VII	36%	49%	12%	3%	40%	41%	10%	9%	41%	42%	9%	8%
20 — 21.X	82%	14%	3%	1%	70%	18%	1%	—	70%	18%	7%	5%

Największym zmianom po zalaniu zbiornika podlega fauna reofilna. Zwierzęta tej grupy ekologicznej giną lub wycofują się na tamę i umocnione brzegi, o które rozbija się fala wodna i stwarza rodzaj prądowego biotopu. Muł gromadzący się bezustannie na dnie zbiornika decyduje o rodzaju fauny dennej. W górnej części zbiornika, gdzie istnieje jeszcze wyraźny prąd wody, rozwija się fauna peloreofilna, a niżej zaś na płaszczyznach zalanych łąk i pól — pelofilna i fitofilna. Gatunkowo przeważają larwy ochotkowatych (*Tendipedidae*) różnej wielkości oraz skąposzczety (*Oligochaeta*) grupujące się w większych gniazdach przede wszystkim na drobnych naniesionych osadach organicznych przy tamie oraz w martwych odnogach i kątach zbiornika. W pierwszych latach istnienia zbiornika rozmieszczenie fauny bywa gniazdowe, potem jednak z biegiem lat wyrównuje się i ustala rozmieszczenie i stan ilościowy zbiorowisk.

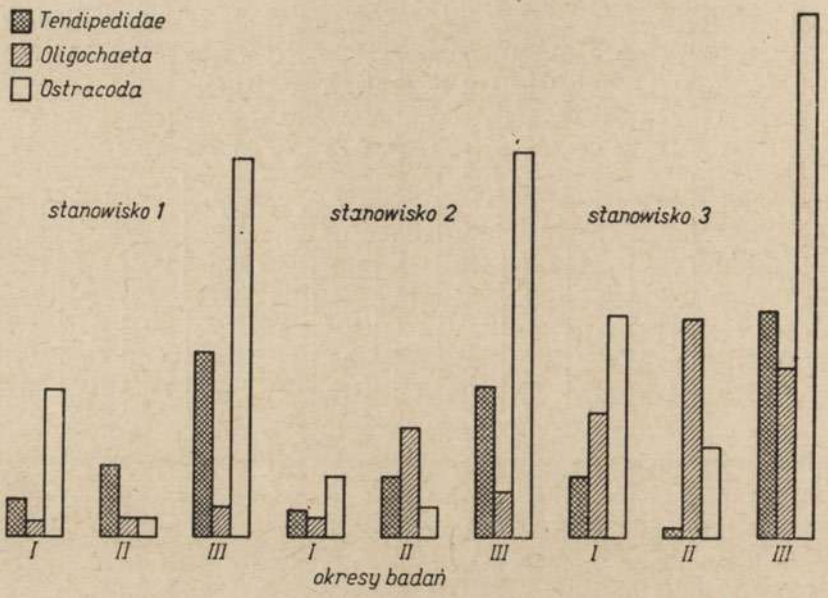
W zbiorniku rzecznym na Brynicy ilość fauny dennej wzrasta dość równomiernie od wiosny ku jesieni, topograficznie zaś — od dopływu ku tamie. Stosunki ilościowe najliczniej występujących grup zwierząt wskazuje najlepiej rys. 10. Ilość larw *Tendipedidae* wzrasta na wszystkich stanowiskach od wiosny do jesieni. Skąposzczety natomiast najliczniejsze są w lecie. Ilość ich wzrasta znacznie w dolnych częściach zbiornika, co wiąże się z mulistym drobnoziarnistym podłożem, z najdelikatniejszymi osadami bogatymi w materię organiczną. Bardzo liczne są na powierzchni mułu małżoraczki (*Ostracoda*), występują one najobficiej wiosną i jesienią.

Jeśli denną faunę bezkręgowych podzielimy na klasy wielkości, wówczas możemy sobie wyobrazić jej biomasę i wartość pokarmową dla ryb.

http://rcin.org.pl

Widzimy na wszystkich stanowiskach absolutną przewagę form drobnych mieszczących się w klasie 1—3 mm. Ogólna biomasa przy znacznej ilości zwierząt na jednostce powierzchni dna jest zatem stosunkowo niewielka.

Szczególny los przechodzą zwierzęta żyjące na miejscach okresowo osuszanych. Jedne z nich giną po cofnięciu się wody, jak np. formy fitofilne i psam-



Rys. 10. Fauna denna w zbiorniku rzecznym na Brynicy w różnych okresach roku. Okres I. 14 — 15.IV. 1953. Okres II. 9 — 10. VII.1953. Okres III. 20 — 21.X. 1953

mofilne, inne zarywają się do gruntu, jak np. skąposzczety i larwy ochotkowatych (zarywają się do 40 cm głęboko), a jeszcze inne spływają lub cofają się z wodą. Ogromne nieraz masy zwierząt gromadzą się w pozostałych po cofającej się wodzie kałużach i bagienkach, gdzie niejednokrotnie w dużym zagęszczeniu i zastoju rozwojowym przeżywają okres suszy. W zimie jednak wymrożone przeważnie giną i wzbogacają glebę w azot, który wyługowany przy wysokim stanie wody na wiosnę staje się z kolei materiałem dla rozwoju planktonu roślinnego.

Denna fauna bezkręgowych jest pokarmem ryb. Obserwacje i wyliczenia wskazują jednak, że wykorzystywana bywa tylko nieznaczna ilość fauny dennej przez ryby. Wykorzystanie to zwykle nie przekracza 8—12%. Reszta powiększa ilość materii organicznej w mule dna.

P t a c t w o w o d n e. Ptaki pojawiają się szybko na świeżo zalanych zbiornikach rzecznych. Masowo zlatują się przede wszystkim ptaki przelotne: kaczki, czajki, kurki wodne, pojawiają się również czaple, kormorany oraz

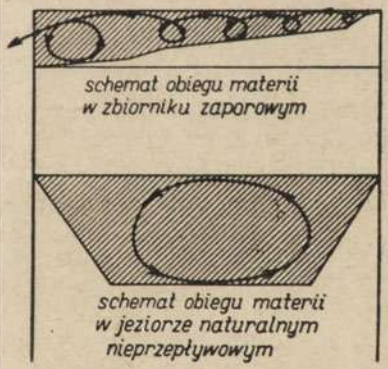
http://rcin.org.pl

mewy. Krzanowski stwierdził w Rożnowie po 7 latach zalewu występowanie 23 gatunków ptaków. Z ptakami przychodzi masowy pojaw ligulozy, który jest charakterystycznym zjawiskiem we wszystkich dotąd obserwowanych zbiornikach rzecznych.

III. Obieg materii w zbiornikach rzecznych

Istnieją dwa typy obiegu materii w zbiornikach wodnych: zamknięty, charakterystyczny dla wód stojących, a przede wszystkim jezior, i otwarty charakterystyczny dla rzek. W zamkniętym albo kołowym obiegu mamy do czynienia: 1— z produkcją materii organicznej, której podstawowymi producentami są glony planktonowe i inne rośliny, 2— z konsumpcją reprezentującą swego rodzaju magazynowanie w zbiorniku materii organicznej w ciałach zwierząt konsumentów i 3 — z redukcją prowadzoną przez bakterie, wracającą z powrotem do obiegu mineralne składniki z rozkładających się martwych ciał. Istnieje bądź równowaga między tymi trzema typami organizmów i procesów, bądź też produkcja i konsumpcja przeważa nad redukcją i wtedy zburzoną równowagę w środowisku ratuje osadzanie i unieruchamianie na dnie nadmiaru materii organicznej. Tego rodzaju proces doprowadzić musi w ostatecznym rezultacie do zaniku zamkniętego zbiornika wodnego przez wypełnienie jego misy stałymi osadami.

Otwarty obieg materii w rzekach odznacza się ciągłym transportem do ujścia rzeki i do morza materii organicznej wytworzonej na miejscu i spłukanej ze zlewni. Obraz życia rzeki zatem to ciągły tranzyt wszelkiego rodzaju substancji nieorganicznych i organicznych, wyławianie w ruchu pokarmów mineralnych przez rośliny i organicznych przez zwierzęta oraz rozkład martwych ciał i ciągłe przesuwanie produktów rozkładu dalej z biegiem rzeki. Jeśli przemianę materii jeziora możemy przedstawić w postaci zamkniętego koła, to przemianę materii rzek przedstawiamy w postaci spirali kołującej mniejszymi lub większymi skrętami w stronę morza (rys. 11). Mniejsze skręty oznaczają szybszy tranzyt materii organicznej na płytkich, prądowych wodach, większe — zwolnione tempo transportu w głębokich i spokojnych miejscach.



Rys. 11. Obieg materii w zbiorniku rzecznym

Zbiorniki rzeczne mają w rozmaitym stopniu wyrażone cechy pośrednie pomiędzy rzekami i wodami stojącymi, jak to już podkreślaliśmy poprzednio. Ich przemiana materii przebiega zasadniczo według typu spirali, której wielkość skrętów zależeć będzie od tempa przepływu wody. Jeśli wymiana masy wodnej

http://rcin.org.pl

trwa rok, wówczas w dolnej, głębokiej części zbiornika istnieje cykl obiegowy podobny jak w jeziorach, tj. całkowita wymiana wód przydennych z górnymi w czasie wiosennej i jesiennej cyrkulacji. Ten cykl reprezentować będzie bardzo duży skręt spirali, podczas gdy w górnej części zbiornika i w powierzchniowych warstwach wody może istnieć osobny, szybki transport materiałów wytworzonych na miejscu i przynoszonych ze zlewni dzięki prądowi wody.

Zasadnicza różnica pomiędzy obiegiem materii w rzekach i zbiornikach rzecznych polegać będzie na wzmożonym osadzaniu w tych ostatnich substancji niesionych wodą. Typ zaś przemiany materii będzie związany z hydrologicznym i limnologicznym typem zbiornika rzecznego. W zbiornikach małych typu stawowego będzie się zbliżał do zamkniętego cyklu obiegowego. W zbiornikach takich istnieje przewaga procesów produkcji i osadzania się materii organicznej na dnie nad przepływem jej i miejscowym rozchodem reprezentowanym przez redukcję, wylęg owadów, wydzielanie gazów do powietrza itd. Jedyny sposób poprawy w takim przypadku to usuwanie nadmiaru materii organicznej lub — praktycznie o wiele trudniejsze — hamowanie jej tworzenia się. Usuwanie, to wyłów ryb, koszenie i wyciąganie na brzeg roślin wodnych, a w wodociągarstwie filtrowanie wstępne i koagulacja. Większe zbiorniki rzeczne mają częstą wymianę wody i stąd raczej przewagę transportu nad magazynowaniem. Przy użytkowaniu wodociągowym woda dużych zbiorników wymaga zwykle tylko nieznacznej korekty.

Czynnikiem decydującym o typie przemiany materii, a pośrednio również o typie niezbędnego urządzenia wodociągowego, jest więc przede wszystkim morfologia zbiornika rzecznego. Najkorzystniejsze będą zbiorniki głębokie utworzone przez wysokie spiętrzenie wody w wąskiej dolinie nieodsłaniające w czasie spadku wody żyznych obszarów dna, cechujące się równocześnie dużym przepływem w powierzchniowych warstwach wody i powolnym obiegiem zamkniętym w głębokich częściach. Ta sama woda rozlana na dużej powierzchni utworzyłaby płytki staw o przewadze produkcji i magazynowania materii organicznej nad jej rozchodem. Woda taka wymagałaby intensywnej korekty w wypadku użycia jej do celów wodociągowych.

O przydatności do celów wodociągowych, a w szczególności o rodzaju i rozmiarach koniecznej korekty wody, mogą orzec jedynie ścisłe badania hydrobiologiczne uwzględniające morfologię oraz hydrologię i hydrobiologię zbiornika i jego zlewni. Wskutek wykazywanej wielokrotnie zmienności hydrologicznej i hydrobiologicznej występującej we wszystkich zbiornikach rzecznych naszego klimatu, konieczne są nie tylko wstępne badania, ale i stała kontrola hydrobiologiczna kierująca eksploatacją. Dziś jesteśmy zaledwie w początkach poznania tych spraw, należy jednak przypuszczać, że szczegółowe zbadanie dynamiki i kierunku procesów biologicznych, przebiegających specyficznie w rozmaitych zbiornikach może jedynie zapewnić przy pewnej elastyczności urządzeń technicznych dostarczanie konsumentowi wody o możliwie jednolitych cechach

http://rcin.org.pl

w ciągu całego roku. Należy z naciskiem podkreślić konieczność jak najściślejszego współdziałania nauki z techniką wykorzystywania powierzchniowych wód do zaopatrywania wodociągów.

IV. Kontrola hydrobiologiczna i ochrona zbiorników rzecznych eksploatowanych przez przedsiębiorstwa wodociągowe

Woda oddawana konsumentowi powinna mieć następujące główne właściwości: ma być czysta (klarowna, przeźroczysta), bez złego zapachu i smaku, wolna od zarazków chorobotwórczych, wolna od właściwości nagryzających beton i żelazo, o temperaturze chłodnej (orzeźwiającej). Wody o innych właściwościach, którymi z reguły cechują się wody płytkich zbiorników rzecznych, muszą być korygowane. Ocena przydatności rozmaitych zbiorników wód rzecznych do celów wodociągowych nie jest łatwa, musi bowiem opierać się na możliwie szczegółowych badaniach technologicznych, chemicznych i biologicznych, przeprowadzanych zgodnie z rytmiką naszego klimatu i oddźwiękiem tej rytmiki w życiu wód przynajmniej na przestrzeni jednego, pełnego roku.

W ustępach poprzednich wykazywano wielokrotnie, jak duży wpływ wywierają na charakter wody stosunki biologiczne w zbiorniku oraz jak zmienne są te stosunki w ciągu roku i lat. Zmienność cech wody bywa tym większa, im bardziej zbiornik zbliża się do typu stawowego. Im większa zmienność, tym bardziej niejednolity surowiec wodny dla przedsiębiorstw wodociągowych. Najbardziej jednolity surowiec uzyskuje się tylko z głębokich jezior, jeśli się ujmuje wodę na głębokości nie mniejszej niż 25 m, a dochodzącej nieraz do 40 m zależnie od limnologicznego typu zbiornika. Przy jednolitym surowcu korekta, jeśli jest potrzebna, może być również jednolita, a zatem ułatwiona. Przy surowcu zmiennym korekta musi być wszechstronna i wskutek tego trudna i kosztowna. Skoro jednak nie da się w naszych warunkach ominąć źródeł wodnych dających z natury rzeczy zmienny surowiec, trzeba przez odpowiednią gospodarkę złagodzić ostrą zmienność przede wszystkim zjawisk biologicznych zachodzących w płytkich zbiornikach. Praktyka wykazała (przede wszystkim w Szwecji), że jest to konieczne nawet w przypadkach jednoczesnego stosowania rozmaitych sposobów poprawiania jakości wody. Nie znamy bowiem idealnych sposobów wyrównywania wad. W skrajnych przypadkach musimy się liczyć ze znacznymi odchyleniami od normy przebiegającymi równolegle do nasilenia zjawisk biologicznych (np. zakwitów planktonu) w zbiorniku.

Gospodarowanie, przez które rozumiemy w tym przypadku utrzymanie produkcji biologicznej możliwie na najniższym poziomie, musi się opierać na ciągłej, szczegółowej kontroli hydrobiologicznej wody. Potrzebna jest w szczególności kontrola: a) procesów przemiany materii w zbiorniku (chemizm, BZT_5 itp), b) bakteriologiczna, c) planktonu i neustonu (szczególnie zwalczanie zakwitów), d) rozwoju glonów dennych i wolno pływających wat glonów, e) roślinności

http://rcin.org.pl

wynurzonej z wody, f) roślinności podwodnej, g) peryfitonu, h) rybostanu i zdrowotności ryb, i) ptactwa wodnego.

Kontrola ta, albo po prostu stałe badanie zbiornika przez personel osobnego laboratorium hydrobiologicznego przy zakładzie wodociągowym, nie może być zastąpiona cyklem jedno lub dwuletnich badań wstępnych. Wstępne badania hydrobiologiczne przyczyniają się jedynie do poznania i ustalenia typu zbiornika wodnego i zwracają uwagę na jego szczególnie czułe punkty, na to, co należy ciągle śledzić jako zmienną uznaną w danych warunkach lokalnych za godną szczególnej uwagi. W idealnym stanie rzeczy (od którego jesteśmy jeszcze dość daleko) istnieje możliwość regulowania i dostrajania zabiegów korekcyjnych do każdorazowego stanu hydrobiologicznego zbiornika wodociągowego. Perspektywa ta oznacza nie tylko daleko idące oszczędności, potanienie kosztów produkcji wody wodociągowej, ale i poprawienie jakości produktu, uczynienie wody pitnej mniej sztuczną, mniej przerobioną chemicznie, a zatem również w składzie, smaku i zapewne wartości fizjologicznej mniej odbiegającą od wody naturalnej.

Metodyka kontroli hydrobiologicznej w zbiornikach rzecznych jest zagadnieniem osobnym. Chodzi tu nie tyle o ujednostajnienie metod badawczych, ile o racjonalne zastosowanie ich do charakteru danego zbiornika i do potrzeb praktyki przyrządzania wody. Niemniej jednak podjęcie prac nad wypróbowaniem metodyki kontroli hydrobiologicznej płytkich zbiorników wodnych eksploatowanych przez wodociągi jest bardzo pilne i potrzebne.

Należy jeszcze wspomnieć o możliwościach wyzyskania gospodarczego zbiorników wodociągowych oraz o ochronie ich otoczenia i zlewni.

Wyzyskanie naturalnej produkcji biologicznej zbiorników rzecznych użytkowanych przez wodociągi może być dokonane jedynie przez rybołówstwo. Jednakże jak zawsze tak i w tym przypadku trzeba uwzględnić hierarchię celów. Nie ulega wątpliwości, że dostarczenie ludności dobrej wody do picia i użytku domowego postawimy na pierwszym planie i z nim dopiero uzgadniać będziemy każde inne użytkowanie zbiornika. Jak już wspomniano powyżej, gospodarka rybacka sprzyja polepszaniu wody przez usuwanie z niej nadmiaru materii organicznej w ciałach wyłowionych ryb. Jednakże dla rozwiania wszelkich złudzeń o wysokich zyskach gospodarczych z rybołówstwa należy powiedzieć wyraźnie, że w zbiornikach wodociągowych nie można dopuścić do intensywnej gospodarki przez zmasowanie i żywienie ryb. Działania takie pociągnęłyby za sobą tylko pogorszenie jakości wody i podwyższenie kosztów jej przyrządzania. Dochód z rybactwa stałby się w takim przypadku problematyczny zarówno pod względem finansowym, jak i społecznym. Gospodarka rybacka może być zatem utrzymana jedynie w ramach naturalnej wydajności zbiornika, a więc dla przedsiębiorstw rybackich nie będzie szczególnie dochodowa. Należy też unikać w zbiornikach rzecznych, w których pobliżu znajdują się gospodarstwa stawowe, zarybiania karpiem ze względu na zwyczaj mącenia wody przez karpie

http://rcin.org.pl

ryjące na dnie za żerem, na częste epidemiczne śnięcia tej ryby (posocznica), trudności odławiania obecnie stosowanymi metodami i w rezultacie możliwości pogorszenia wody zamiast jej poprawy. Masowe śnięcia ryb, czy to z przyczyny bakteryjnych epidemii, czy też inwazji pasożytów, mogą spowodować nie mniejsze zaburzenia w jakości wody niż zakwity planktonowe.

Ochrona otoczenia i zlewni podyktowana jest zarówno względami epidemiologiczno-sanitarnymi, jak i hydrobiologicznymi. Wysuwa się tu na pierwszy plan ograniczenie dopływu ścieków w ilości większej niż może je przerobić rzeka dzięki zdolności samooczyszczania się w porze roku najmniej do tego celu korzystnej. Ograniczenia z sanitarnego punktu patrzenia muszą być dostosowane do każdorazowych warunków lokalnych.

Równie ważna jest ochrona podmakających obrzeży przed rozwojem komarów, jak też popieranie rozwoju i ochrona pożytecznej flory i fauny na obrzeżach i odsłaniającym się dnie. Nie znamy dziś jeszcze wpływu podmakania obszarów przybrzeżnych pod wpływem spiętrzenia wody rzecznej na roślinność i dlatego w programach badań zbiorników rzecznych to ważne zagadnienie powinno być również uwzględnione.

Streszczenie

1. Podano ogólną charakterystykę zbiorników zaporowych na rzekach stwierdzając, że wpływ na fizyko-chemiczne i biologiczne cechy tych zbiorników wywierają przede wszystkim następujące czynniki: 1) asymetryczne wykształcenie misy zbiornika, 2) regularne osuszanie dna w górnych częściach i na obrzeżach w miarę spadku wody, 3) oddziaływanie klimatu i zlewni, 4) wielkość i kształt zbiornika, 5) wiek zbiornika. Czynniki te decydują równocześnie o jakości wody eksploatowanej przez wodociągi.

2. Spośród czynników fizyko-chemicznych wymieniono i omówiono pokrótce jako najważniejsze: temperaturę wody, zawartość tlenu, dwutlenku węgla, siarkowodoru, zawartość żelaza, manganu, azotu, fosforu, potasu, krzemionki i materii organicznej. Znamienną cechą są również dobowe zmiany natlenienia wody, których rytmika wydaje się być zależna od hydrobiologicznych i biologicznych cech zbiornika.

3. Zbiorowiska organizmów wpływają bardzo silnie na jakość wody eksploatowanej przez wodociągi. Omówiono rolę zbiorowisk otwartej wody jak: plankton, neuston, pleuston, bakterie i grzyby wodne, oraz zbiorowisk dennych jak: roślinność kwiatowa podwodna i wynurzona z wody, peryfiton, glony denne, denna fauna bezkręgowców, a w końcu rolę ryb i ptaków.

4. Dla zbiorników zaporowych na rzekach charakterystyczny jest otwarty obieg materii. Zależnie od dopływu, morfologii misy zbiornika i jego ukształtowania obieg otwarty bywa słabiej lub silniej wyrażony. Dla eksploatacji wo-

http://rcin.org.pl

dociągowej najkorzystniejsze są zbiorniki o silnie wyrażonych cechach obiegu otwartego, a więc głębokie i przepływowe.

5. Stwierdzono konieczność stałej kontroli hydrobiologicznej zbiorników eksploatowanych przez wodociągi, podkreślając, że tylko tą drogą jest możliwe racjonalne i ekonomiczne wyrównywanie cech wody oddawanej konsumentom-

К. Стармах

Гидробиологические основы использования вод мелких речных водоемов

Резюме

Настоящий труд является попыткой синтетически представить гидро. биологические данные, необходимые в оценке пригодности воды речных запруд для водопроводов, в частности же для практической подготовки питьевой воды.

Этот вопрос становится в Польше все более актуальным и специально важным для промышленного округа Силезии, принужденного пользоваться в большом масштабе водой речных водоемов.

Настоящему труду главным образом были положены в основу те научные работы и исследования, которые велись в речном водоеме уже использованном водопроводами. Исследования, о которых здесь говорится, доставили основной материал к изучению мелких озер в стране. Дополнительный материал почерпнут из профессиональной литературы. Однако, при детальном анализе вопроса, прежде всего пользовались параллельным сличением глубокого и крупного водохранилища в Рожнове, построенного на горной реке, с исследованным нами мелким водохранилищем, расположенным на низинной реке.

Рассматриваемый здесь труд следует считать в польской профессиональной литературе первой попыткой обобщить гидробиологические свойства запруженных водоемов на реках с целью использовать их воды для питания водопроводов.

В отдельных главах автор представил морфологические, гидрологические, физико-химические и биологические свойства запруженных водоёмов, подчеркивая везде их роль и значение не только для уже существующей водопроводной эксплуатации, но и для самой возможности предприятия такой эксплуатации.

1. Гидрологические факторы

Следующие свойства речных водоемов главным образом влияют на качество воды, а в частности на ее цвет, вкус, запах, мутность: а) асимметрия

http://rcin.org.pl

котловины водоема, б) регулярная осушка дна в верхних частях водоема по мере падения уровня воды, в) влияние климата и водосборного бассейна, г) величина и форма водоема, д) возраст водоема.

Асимметрическое сложение котловины водоема является следствием подпора самой главной массы вод при запруде, преграждающей долину реки. В результате, все запруженные водоемы имеют в вертикальном сечении вдоль главной оси форму треугольника и в связи с этим фактом, в их верхних, мелководных частях существуют другие физико-химические условия, чем в нижних, глубоких. Изменчивость физико-химических условий бывает найбольшей в водоемах, построенных на бедных водой низинных реках и найменьшей — в глубоких водоемах, лежащих на больших горных реках. Таким образом, мы встречаемся здесь с условиями, колеблющимися между двумя крайними типами: реолимническим и лимническим, находящимися в зависимости от морфометрии долины и от величины расхода воды. Реолимническим типом называем тип водоема, в котором вода изменяется по крайней мере раз 10 или больше в течение года, лимническим же типом принято называть те водоемы, в которых вода изменяется не более пяти раз в год. Примером может служить здесь запруда в Рожнове, максимальная емкость которой равна 229 миллионам куб. метров при притоке воды в среднем 70 м³/сек., а также водоем на р. Брынице емкостью максимум 15 миллионов м³ при среднем притоке 2,4 м³/с. Глубина Рожновского запруженного водоема достигает при самой плотине около 33 м с колебаниями доходящими до 10 м, а глубина водоема на р. Брынице равна всего 5,5 м при колебаниях доходящих от 5,5 до 2,5 м.

В лимнических условиях обыкновенно констатируем: а) заметное выравнивание температуры во всем столбе воды, б) выравнивание содержания кислорода в придонном слое и на ее поверхности, в) повышенную циркуляцию воды так под влиянием ветра, как и вследствие суточных термических разниц. Эти условия следует считать благоприятствующими для производства органического вещества в воде (планктон) и на дне.

В реолимнических условиях вышеупомянутые свойства выступают гораздо слабее и вследствие того, производство органического вещества оказывается количественно меньшим.

Регулярная осушка дна в верхней части водоема тем более отрицательно влияет на качество воды, чем больше площадь подвергнутого осушению дна и чем ранее наступает понижение уровня воды во время летнего сезона. Обнаженные мели подвержены действию солнечных лучей и воздуха, а зимой — мороза, что заметно ускоряет минерализацию органического вещества. Эти грунты удобряются подобно рыбным прудам под паром и после повторного затопления водой в весеннем сезоне, они отдают воде кормовые субстанции, содействующие развитию планктона.

http://rcin.org.pl

Примеры колебаний уровня воды в водохранилище на р. Брынице представлены в таблице I и на рисунках 1, 2, 6.

Влияние климата и водосбора. Сухие годы благоприятствуют развитию планктонных водорослей и ухудшению качества воды с санитарной точки зрения. Холодные зимы с длительным ледяным покровом способствуют накоплению не распавшегося органического вещества в воде. Водосборный бассейн тоже влияет на состав воды, обогащая ее разными суспензиями и элементами химического и биологического характеров. Иногда способны влиять на качество воды органические и неорганические пыли наносимые ветром на поверхность водохранилища. На поверхности вод, лежащих в промышленных округах, осаждается обыкновенно сажа и дымоходные пыли.

Величина и форма водоема непосредственно влияют на характер химических процессов и производство органического вещества в воде. Мелководные и пространные водоемы более других подвержены действию ветра, который следует считать могучим фактором всякого рода изменений происходящих в воде. Чем более пространным и мелководным имеется водоем, тем более ветер в нем перемешивает воду, а вслед за тем будет возрастать ее мутность и содержание в ней органического вещества, ухудшающих качество воды.

Возраст водоема. В начальном после затопления периоде очень бурно протекают процессы изменений, происходящих в почве и растительном дерне, залитым водой. Эти изменения влекут за собой ряд неблагоприятных явлений в роде исчезновения кислорода, появления сероводорода, выщелачивания железа и марганца, вымывания мелкого детрита из послелесных почв. Эти явления исчезают по истечении нескольких лет и одновременно в водохранилище формируется новая поверхность образованная осадками дна нанесенными водой, навеянными ветром из суши и производимыми на местах развивающимися там флорой и фауной. Новое дно образуется характерным, для данного водосбора и типа притока воды, способом. Замечательно, что вследствие запружения речных вод и затопления окрестных грунтов, четко изменяются не только химический тип воды но и тип биоценоза в водоеме по сравнению с материнской рекой.

Физико-химические условия водоема обусловливаются с одной стороны характером водосборного бассейна, с другой — зависят от местных условий, а прежде всего от морфометрических свойств водоема, характера дна, соотношения климатических условий и хода биологических процессов. Важную роль в этом отношении играют: температура воды, содержание в ней кислорода, углекислоты и сероводорода, содержание кальция, железа и марганца, а также следующих пищевых элементов для растений: азота, фосфора, калия и кремнезема. Колебания хими-

http://rcin.org.pl

ческого состава воды в отдельных сезонах года в мелководном хранилище представлены в табл. II.

Приближенное понятие о размерах процессов создающих и использующих кислород, а следовательно о интенсивности процесса обмена веществ, дает исследование суточных изменений окисления воды. Результаты соответствующих исследований в мелком водохранилище представлены в таблице III и на рис. 7 и 8. Из приведенных данных следует, что для мелководного водоема критическим периодом в летнем сезоне бывают месяцы, начиная с июня по сентябрь. В этом периоде следует прежде всего ожидать ухудшения не только цвета воды, ее запаха и вкуса, но и ее т.н. гигиенических коэффициентов (напр. количества бактерий).

2. Сообщества организмов

Живые организмы сильно влияют на качество воды. Накопленные в большом количестве, они изменяют в отрицательном смысле главные свойства воды: ее цвет, запах, вкус, мутность, способность окисляться и количество органических соединений. Все эти явления влекут за собой необходимость корректуры воды. Характерным свойством запруженных водоемов являются быстрые количественные и качественные изменения в водных биоценозах, вызванные главным образом зарастанием водоемов. В течение долгих лет с момента наполнения их водой, водоемы зарастают все новыми группировками цветковых растений. Вслед за растениями, служащими подстилкой и пастбищем, начинают развиваться беспозвоночные, а впоследствии рыбы и птицы.

В работе обсуждаются явления пелагических биоценозов: планктон, нейстон, нектон и плейстон, а также присутствие бактерий, водные грибы и бентические биоценозы: цветковые растения с перифитоном, бентические водоросли и бентическая фауна беспозвоночных и, наконец, анализируется роль рыб и водяных птиц.

Планктон играет при эксплуатации водоемов чуть ли не самую важную роль. Притом более важным следует считать фитопланктон, чем зоопланктон. Результаты исследований планктона в подпорном водохранилище доказывают, что этот планктон развивается из речного планктона. В планктоне мелководного водохранилища обнаружены были только немногочисленные жгутиковые и зеленые водоросли, которые не нашлись в речной воде. Остальная масса планктона состояла из видов, находящихся также в реке, но выступающих здесь в отменном количественном составе. Качественный состав фитопланктона представлен в таблице III. Во время т.наз. „цветения" синезеленой водоросли *Microcystis aeruginosa* обнаружено было накопление водорослевых масс при берегах с нагонными ветрами (рис. 9). После массового появления синезеленых водо-

http://rcin.org.pl

рослей чаще всего наступает развитие мелких водорослей ряда *Chlorococcales*.

Нейстон может играть значительную роль только в зонах с сильно развитой промышленностью, где на поверхности воды осаждаются дымоходные пыли и сажа. Образование пространных нейстических плёнок на поверхности воды чаще всего случается осенью, в туманные дни.

Нектон, который в речных водоемах исключительно представлен ихтиофауной, имеет крупное значение для качества воды. Выгода, которую дает существование рыб в водопроводном водоеме, состоит в том, что они способны использовать в питание развивающиеся в воде планктон и придонную фауну, в количестве 3—5-кратном по отношению к весу их тела. Таким образом, большое количество органического вещества обращается в рыбьи организмы а не распадается и не портит качества воды. Ясно, что польза, которую несут рыбы, окажется настоящей только тогда, когда их отлов будет правильно организован в качественном и количественном отношении. Нельзя однако заводить интенсивно эксплуатируемого рыбного хозяйства с дополнительным кормлением рыбы, что неизбежно ухудшило бы качество воды. Результаты улова рыб в мелководных водоемах представлены в табл. IV. В случае появления большого количества одного вида, рыбы часто гибнут вследствие поражения паразитами. В водохранилище на реке Брынице наблюдалась гибель плотвы, страдающей от массовой инвазии цестодой *Ligula intestinalis*.

Плейстон или свободно плавающие цветковые растения, не прикрепленные ко дну и так называемая „водяная вата" или скопления зеленых нитчаток, подымающиеся к поверхности воды, не играли выдающейся роли в наблюдаемых водоемах.

Бактериопланктон речных водоемов составлен из бактерий естественно пребывающих в водах, из бактерий, происходящих из размытых дождями и полноводием почв а также из бактерий сточных вод. В общем, количество бактерий подвержено в течение года крупным колебаниям. Эти колебания выступают так зимой, как и в теплом сезоне года. Характерно, что количество бактерий в запруженных водоемах падает по мере течения воды от места ее подвода к запруде. В таблицах VI, VII и VIII представлены: количество бактериальных колоний, их вертикальное размещение в толще воды и среднее количество бактериальных колоний находящ еся в отдельных периодах года в водохранилище на реке Брынице.

Водяные грибы, хотя и встречаются на водорослях во время их „цветения", не играют вероятно большой роли.

Цветковая надводная растительность способствует осушке водоема и заболачиванию прибрежной каёмки, в связи с чем обыкновенно повышается количество комаров. Однако зарастание водоемов с ко-

http://rcin.org.pl

леблющимися уровнями воды происходит медленно и в незначительном масштабе.

Подводные цветковые растения оказывают доброкачественное влияние в случае, когда они покрыты мелкими водорослями перифитона. При массовом размножении эти растения способны противодействовать планктическому „цветению" воды, всегда причиняющему ущерб качеству водопроводной, питьевой воды. Подводные растения бывают однако, вредными, когда они образуют большие скопления одновидных растений, одновременно увядающих осенью. Тогда они способны загрязнить воду разложением своих побегов. Наоборот, при многовидных сборищах, отдельные виды растений отмирают в разные сезоны года, вследствие чего процесс растительного распада совершается в течение более длинного периода и опасность сильного загрязнения воды таким образом устраняется.

Придонная фауна составлена главным образом из разных видов малощетинковых червей а также личинок комаров-дергунов (или т.н. мотыля). Преобладают их мелкие формы как это видно из табл. VIII.

3. Круговорот веществ в речных водоемах

Речные водоемы, в противоположность прудам и озерам, отличаются открытым круговоротом веществ. В этом круговороте характерным является постоянное перемещение органического вещества, как это показано на рис. 11. Очевидно, что это перемещение окажется более сильным или более слабым, смотря по типу запруженного водоема и в зависимости от того, в какой степени данный водоем обладает речными, а в какой — озерными свойствами. Решающую роль играют здесь, прежде всего, гидрологические факторы и морфология водоема. Самыми выгодными с точки зрения водопроводной техники оказываются глубокие водоемы, образованные высоким подпором воды в узкой долине, не открывающие во время падения уровня воды больших донных поверхностей и характерные быстрым протоком воды. Мелководные водоемы, с широко разлитой водой и, в конечном расчете, с перевесом производства органического вещества, в сравнении с его расходом, следует считать наименее выгодными.

4. Гидробиологический контроль речных водоемов, обслуживающих водопроводы

Свойства воды в пространных водоемах являются очень изменчивыми в течение как одного года, так и многих лет. Наоборот, вода, доставляемая потребителю водопроводным заведением, должна отличаться определенными и мало изменяющимися качествами. Поэтому естественная вода мелководных водоемов должна подлежать корректурам в водопроводном заведении. Корректура воды бывает тем труднее и дороже, чем бо-

http://rcin.org.pl

лее изменчивым оказывается сырье т.е. вода в естественном водоеме. Корректура воды становится в разных сезонах года более или менее интенсивной в зависимости от качества воды. Соответствующие в этом отношении указания дает постоянный гидробиологический контроль водоемов используемых водопроводами, исполняемый специалистами снабженнными для этой цели лабораторным инструментарием в оборудованных для этой цели лабораториях.

Этот контроль касается: а) процессов круговорота веществ в водоеме (химизм, биологическое использование кислорода и пр.), б) перемен в бактериальном составе воды, в) планктона и нейстона, г) развития придонных водорослей и свободно плавающих ватных комьев водорослей, д) надводной растительности, е) подводной растительности, ж) перифитона, з) рыбной популяции и уровня ее санитарного состояния, и) водной птицы.

Необходима также охрана непосредственной береговой каймы водоема и всего водосборного бассейна прежде всего перед загрязнением воды стоками содержащими органические остатки. Важным делом также является охрана прибережных полос от заболачивания, вызывающего массовое размножение комаров.

Список рисунков

Рис. 1. Перпендикулярное сечение через речной бассейн на р. Брынице при разных уровнях залива
Рис. 2. Колебания поверхности залива в речном бассейне на р. Брынице. Штрихованные места обозначают пространства залитые водой
Рис. 3. Температура (———) и содержание кислорода в воде (– – – –) в речном бассейне на р. Брынице
Рис. 4. Рожнов. Термическое продольное сечение от 17.VI.1946. Расположение слоев воды при холодном и глубоком переплыве. (По Ольшевскому)
Рис. 5. Температура (———) и насыщение кислородом воды (· · · ·) в разных сезонах года в речном бассейне в Рожнове. (По Ольшевскому)
Рис. 6. Площадь открытого дна во время максимального понижения уровня воды в разных речных бассейнах. Штрихованные поля обозначают площади залитые водой. (Разные шкалы величины)
Рис. 7. Суточныя изменения насыщения воды кислородом в речном бассейне на р. Брынице
Рис. 8. Средние суточные указатели насыщения воды кислородом при поверхности и при дне
Рис. 9. Влияние ветра на количество планктона при нагонном берегу в речном бассейне на р. Брынице. (Объем планктона из 10 л воды в $см^3$)
Рис. 10. Донная фауна в речном бассейне на р. Брынице в разных периодах года
Рис. 11. Обмен веществ в речном бассейне

http://rcin.org.pl

K. Starmach

Hydrobiological bases of the water utilization by waterworks from shallow dam reservoirs

Summary

In the present paper an attempt is submitted at collecting and synthetically elaborating some hydrobiological data necessary for the estimation of the fitness for domestic consumption of water derived from dam reservoirs on rivers, and especially for the preparation of tap water. This problem has become more topical, and is especially important in the industrial district of Silesia, which depends on the use of water stored in river dam reservoirs.

The study is based especially on investigations carried out in the dam reservoir on the Brynica river in Silesia, which has already been utilized for waterworks. These investigations were initiated in 1951 and were carried out by a team of scientific workers co-operating under the guidance of the author; they supplied the fundamental material for the knowledge of shallow river reservoirs in our country. Supplementary material was derived from professional literature. Care was taken to become acquainted with the rich literature concerning dam reservoirs on rivers of various types and sizes, in order to obtain a very extensive scale of comparison. In the detailed discussion of this problem the large and deep Rożnów reservoir, established on a mountain river was compared with the shallow reservoir situated on the lowland Brynica river.

In the Polish professional literature the present study represents a first attempt at a general conception of the hydrobiological characterization of dam reservoirs on rivers with regard to the possibility of using their water to supply waterworks. In respective chapters, the characteristic of morphological, hydrological, physico-chemical and biological features of dam reservoirs have been described, and their role and importance in waterworks exploitation, or the possibility of such an exploitation, have been emphasized.

1. Hydrological factors

The following characters of river reservoirs affect the quality of water, and especially its colour, taste, smell and turbidity:

a) Asymmetrical formation of the reservoir basin, b) Regular drying up of the bottom in the upper reaches of the reservoir as the water level becomes lower, c) Influence of the climate and of the drainage area, d) Size and shape of the reservoir, e) Age of the reservoir.

An asymmetrical formation of the reservoir basin causes an uneven distribution of physico-chemical, and subsequently also of biological conditions in the submerged area. All dam reservoirs have the shape of a triangle

http://rcin.org.pl

on their vertical section along the main axis. Starting from the dam towards the affluent a gradual shallowing of the water is observed. The areas of the shallows are connected with the hypsometry of the partitioned valley. Reservoirs on lowland rivers have more extensive shallows than those on mountain rivers. These shallows resemble ponds, while the deep parts near the dam are lake-like in their character.

When studying a number of river reservoirs we see that environmental conditions fluctuate between two extremes, the rheolimnic and the limnic types, depending on the morphometry of the valley and the volume of the flow of water. A reservoir is called rheolimnic when it changes its water 10 or more times a year, and limnic when the water change occurs 5 times a year at the utmost. As examples are given the dam reservoir at Rożnów on the river Dunajec having a maximal volume of 229 million m^3 at an influx $70 m^3$/sec. on the average, and the reservoir on Brynica river with a maximal volume of 15 million m^3 at a mean influx of 2.4 m^3/sec. The depth of the first reservoir amounts to about 33 m at the dam with fluctuations of about 10 m, while the second is about 5.5 m deep with fluctuations of about 5.5 to 2.5 m.

In limnic conditions one observes: 1) equalization of the water temperature in the whole profil of water, 2) equalization of the oxygen content in the bottom and surface water, 3) pronounced circulation and mixing of water caused by wind action and temperature differences at night and day. All these conditions stimulate a production of organic substances in water (plankton) and on the bottom.

In rheolimnic conditions the same phenomena are observed, their intensity however is not so pronounced and consequently the production of organic matter is less.

A regular drying up of the bottom in the upper reaches of a reservoir as the water level lowers has also a significant bearing on the chemical and biological state of the reservoir. The exposed shallows are subject to the action of the sun and air, which considerably accelerates the mineralization of the organic matter. These areas when again inundated, in spring enrich the water with the mineral salts accumulated during the dry period, improving the conditions for the development of plankton.

The relations between the fluctuations of the water level and the uncovering of the bottom are represented in Table I and in Figs. 1,2 and 6.

The influence of the climate and of the drainage area is connected above all with the distribution of precipitation, insolation and winds, and furthermore with the geological, biological, economical and soil conditions in the river basin. In our climate there is great variability of precipitation with a consequent variable amount of the flow of water in rivers. Dry summers cause vast stretches of river beds to be laid bare, and the accompanying strong insolation is responsible for the increased warming up and evaporation

http://rcin.org.pl

of water in rivers. This results in a development of the plankton algae, and a marked deterioration of the water. A frosty winter and a long-lying ice cover bring about an accumulation of organic matter which does not undergo decomposition in water. The catchment area exercises a pronounced influence by introducing suspended matter as well as chemical and biological components into the reservoir. Suspended matter washed out from the marginal and drainage area fills the basin of the reservoir and influences the chemical composition of water and the development of living organisms; these increase the turbidness of the water and introduce such substances as calcium, magnesium, nitrogen and phosphorus, by which they affect the biological productivity and the oxygen content. The suspended matter deposited on the bottom of the river causes an increase of CO_2, a reduction in the *pH*, the absorption of oxygen, in some cases the production of sulphide of hydrogen, and a deterioration of the colour, smell and taste of the water. Of no less influence in some periods is the organic and inorganic dust blown by the wind on to the surface of the reservoir from the surroundings far and near. In Silesia dust and soot are constantly deposited upon the surface of water.

The size and shape of the reservoir affect the chemical composition and biological life in water both directly and indirectly. Large shallow reservoirs of a round, oval or triangular shape are most subject to the influence of the wind, which is a mighty motor of all kinds of changes in water. The ratio of the surface to the depth of the reservoir decides the power of the wind action. The larger and shallower the reservoir, the greater is the mixing up of the water by the wind; in consequence the turbidity and the content of organic mater increase, deteriorating the quality of water.

The age of the reservoir has a very great bearing upon the quality of the water in the first few years after the inundation. In the period immediately following the inundation the process of changes in the soil and plant cover inundated pass with considerable intensity. These alterations are manifested in a series of unfavourable phenomena such as the loss of oxygen, appearance of sulphide of hydrogen, lixiviation of iron and manganese, and washing out of delicate detritus from the soils of former forests. All these phenomena disappear after some years, and at the same time the reservoir forms its own new bed under the influence of the deposits carried by water and blown by the wind from the land, or created on the spot from the developing plankton flora and fauna. The new bottom is formed in a way characteristic of the given confluence area and the type of the tributaries. It is noteworthy that in consequence of the damming up of the river and the spread of its waters, there occurs a pronounced change in the chemical type of the water as well as in the type of biological communities as compared with those of the parent river.

The physico-chemical conditions are on the one hand connected with the character of the drainage area, and on the other dependent on local

http://rcin.org.pl

conditions, above all on the morphological characters of the reservoir, its bed, climatic conditions and biological processes. The temperature of the water, the content of oxygen, carbon dioxide, hydrogen sulphide, calcium, iron and manganese, as well as nutritive components such as nitrogen, phosphorus, potassium, silicious earth and organic matter play an important part. The variations in the chemical composition of the water in the particular seasons of the year on the shallow reservoir on Brynica river are represented in TableII.

A certain notion of the extent of process of production and consumption of oxygen, and consequently of the intensity of the metabolism of matter results from the study of the diurnal changes in tho oxygenation of water. The abridged results of investigations carried out in the reservoir on Brynica river are represented in Table III and Figs. 7 and 8. Although such investigations have just been started, and their indicatory value for waterworks practice has not yet been elucidated it nevertheless results from these data that the summer months from June till September are critical for this shallow detention pool. At that time there should be expected a deterioration of the colour, smell and taste of the water as well as the hygienic indices (the number of bacteria).

2. Communities of organisms

Living organisms exercise a great influence upon the quality of water, especially as they change for the worse its colour, taste, turbidity, oxydability and the amount of organic compounds. In consequence it is necessary to undertake a chemical correction of the water, sometimes difficult and expensive. Quick quantitative and qualitative changes of aquatic biocoenoses, caused above all by the progressive overgrowth of the detention pool, form a characteristic feature of dam reservoirs. In the course of some years after they have been filled with water for the first time the reservoirs acquire constantly renewed groups of flowering plants. The development of plants as a basis of food is followed by the appearance of invertebrates, and next of fish and birds.

The pelagic communities of plankton, neuston, nekton, and pleuston, bacteria and aquatic fungi, as well as bottom communities such as flowering plants with periphyton, bottom algae and bottom invertebrates, and finally the role of fish and of aquatic birds have been discussed.

The plankton plays the most important part in the utilization of water reservoirs. Phytoplankton seems to be more important than zooplankton. The investigations hitherto carried out in dam reservoirs show that the plankton develops mostly from river plankton. In the plankton of the reservoir in Brynica river there have been established only a few flagellates and green algae not found in the influx. The whole mass of plankton is composed of species also occurring in the river although often in different quantities.

The following have been distinguished:

http://rcin.org.pl

1. Species frequent in the river but disappearing in the reservoir. Here are included first of all various species of diatoms.

2. Species occurring in the influx in small number and developing richly in the detention pool, e.g. *Fragilaria crotonensis, Asterionella formosa, Microcystis aeruginosa, Sphaerocystis planctonica* and others.

3. Species developing in the reservoir only, e.g. small flagellates and green algae of the order *Volvocales.*

The qualitative composition of the phytoplankton is shown in Table III. During the flowering of the blue algae *Microcystis aeruginosa* mass concentrations of these algae have been establisched near the banks exposed to the wind — see Fig. 9. After the mass appearances of blue algae there usually follows a development of small algae of the order *Chlorococcales.*

The n e u s t o n may be of greater importance only in the highly industrialized regions where dust and soot from chimneys are deposited on the surface of the water. Formations of vast neuston films on the surface of water occur, especially in autumn on foggy days.

The n e k t o n, which in river reservoirs is represented almost exclusively by fish has no small effect upon the quality of the water. The advantage of fish in water-supply reservoirs lies in that they feed on plankton and bottom fauna which develop in the detention poll, to an amout of about of 3 to 5 times weight. Thus, large amounts of organic matter are changed into the bodies of fish and so they neither decompose nor spoil the water. Of course a proper use will be made of fish only when their status is regulated quantitatively and qualitatively, and when the catch is intensive. However, the supply of food for the fish must not be too intensive as this would greatly spoil the water. Examples of fish catch results in the shallow reservoirs on Brynica river and at Otmuchów in Silesia are given in Table IV.

If fish of one species occur in large numbers death often ensues in consequence of infection by parasites. In the reservoir on Brynica river death in masses was observed in *Rutilus rutilus* infected by *Ligula intestinalis.*

The p l e u s t o n or flowering plants not rooted in the ground, as well as cotton-like algae rising to the water surface do not play any conspicuous part.

The b a c t e r i o p l a n k t o n of river resevoirs consists of bacteria living in water, of those originating in soil and washed out by rain and flood waters, and of sewage bacteria. The amount of bacteria varies considerably in the course of the year. These fluctuations occur in winter as well as in warm seasons of the year. It is characteristic that the amount of bacteria falls with the course of the river down from the affluent towards the dam. The number of bacteria, and the average numbers of colonies in the particular seasons of the year for Kozłowa Góra are submitted in Tables VI, VII and VIII.

http://rcin.org.pl

Water fungi although met with on algae during their flowering do not seem to play any very important part.

Flowering plants emerging from the water bring about the turning of the detention pool into solid ground and favour the increase of gnats on the shore. However, detention pools with a varying water level become overgrown with plants at a slow rate and to an insignificant extent.

Immersed flowering plants play a favourable part if they are covered by periphyton, and especially by minute algae which, when developing in masses counteract the plankton flowering so noxious to the quality of tap water. Immersed plants may be harmful if they consist of one species communities dying simultaneously in autumn. In such case they may greatly spoil the water in consequence of the decay of shoots. Plant associations comprising several species die at different seasons of the year, and the decomposition, stretched over longer periods of time, does not involve the danger of any very strong contamination of the water.

The bottom fauna consists mainly of various species of Oligochaeta and the larvae of Tendipedidae. Small forms prevail as is best shown in Table VIII.

3. The circulation of matter in river reservoirs

Unlike ponds and lakes, river detention pools have an open circulation of matter characterized by a constant flow of organic matter as is shown in Fig. 11. This flow may be stronger or weaker, depending on the type of the dam reservoir, and on the extent to which the detention pool possesses the features of a river, or of a pond. In this respect hydrological factors and the morphology of the detention pool are decisive. Deep detention pools formed by the high piling of water in narrow valleys, characterized by a swift flow of water, and revealing only small parts of the bottom at a low water level, are the most suitable from the point of view of the water-supply system. Shallow reservoirs with extensive waters are least suitable, because the production of organic matter in them prevails over its storage and dispensation.

4. The hydrological control of river reservoirs utilized by the water-supply system

In the course of one or a number of years the quality of the water varies greatly. On the other hand, the water supplied by the waterworks to the consumer must have certain definite features, as little subject to changes as possible. Therefore natural water drawn from surface reservoirs must be treated in waterworks. The correction of water is the more difficult and expensive the more variable the material, i.e. the water in a natural reservoir. Depending on the quality of the water, its treatment must be more or less intensive

http://rcin.org.pl

in the particular seasons of the year. In this respect some indications are provided by constant hydrobiological testing of the reservoirs, utilized by waterworks, carried out by specialists in laboratories. This testing concerns:
a) the process of metabolism of matter in the reservoir (chemism, BZT-5 etc.), b) bacteriology, c) plankton and neuston (especially counteracting the flowering) d) development of bottom algae and of floating blanket weed, e) plants emerging from water, f) immersed vegetation, g) periphyton, h) status and health of fish, i) water fowl.

The protection of the environment and of the whole drainage area of the reservoir against the pollution of water by the discharge of sewage is of great importance, as well as the control of the shores with respect to underwashing and mass appearance of gnats.

List of figures

Fig. 1. Vertical cross-sections through the dam reservoir on Brynica river at various flood levels.
Fig. 2. Fluctuations in the surface of flood in the dam reservoir on Brynica river. Crossed spaces denote inundated areas.
Fig. 3. Temperature (———) and oxygen content (— — —) of water in various seasons in the dam reservoir on Brynica river.
Fig. 4. Rożnów. Thermal longitudinal cross-section of 17 ht June 1946. Stratification at a cold and deep flow. (According to Olszewski).
Fig. 5. Temperature (———) and oxygen content (— — —) of water in different seasons in the dam reservoir at Rożnów. (According to Olszewski).
Fig. 6. Parts of bottom revealed at times of the lowest fall of water level in different river reservoirs. Crossed spaces denote inundated areas. (Various scales of magnitude).
Fig. 7. 24-hours changes in oxygen saturation of the water in the dam reservoir on Brynica river.
Fig. 8. Average 24-hours indices of oxygen saturation of water at the surface and on the bottom.
Fig. 9. Influence of the wind on the amount of plankton on the shore exposed to the wind in the dam reservoir on Brynica river. (Volume of plankton from 10 l of water in cubic cm).
Fig. 10. Bottom fauna in the dam reservoir on Brynica river in various seasons of the year. Period I — 14 - 15 th April 1953. Period II — 9 - 10th July 1953. Period III — 20 - 21st October 1953.
Fig. 11. Circulation of matter in a river reservoir.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. D'Ancona U., 1955. The Stability of Lake Planctonic Communities. Intern. Ver. theor. u. angew. Limnologie. XII. 31 — 47.
2. Assman A. W., 1953. Rol wodoroslewych obrastanij w obrazowanii organiczeskogo wieszczestwa w Głubokom Oziere. Trudy wsiesojuz. Gidrob. Obszcz. Vol. 138—157
3. Bielański A. 1946. Zapora wodna i zakład energetyczny w Rożnowie. Wszechświat. Nr 5

http://rcin.org.pl

4. Bruns H., Kolkwitz R., Schreiber K., 1913. Talsperrenwasser als Trinkwasser. Mitteil. aus der konigl. Landesanstalt für Wasserhygiene. Heft. 17. 151 — 268.
5. Dołgow G. J.,, 1948. Morfołogia wodochraniliszcza kak faktor zarastania makrofitami i cwietienia wody. Izd. Ak. Nauk SSSR.
6. Chramiec W., 1951. W sprawie zbiorników wodnych do celów wodociągowych. Gaz, woda i Tech. San. 125, 237.
6a. Czerfas B. 1951. Rybnoje choziajstwo na wodochraniliszczach. Piszczepromiz. Moskwa.
7. Esterer A., 1911. Die wirtschaftliche Bedeutung der alsperren. Samml. wiss. Schrift. I. Halle a. s.
8. Flint E. A., 1950. An Investigation of the Distribution in Time and Space of the Algae of a British Water Reservoir. Hydrobiologia, II. 217 — 240.
9. Gennerich J., 1924. Die Entwicklung der Fischerei in den westfalischen Talsperren. Fisch. — Zeit. 27.
10. Gassner F., 1925. Das Plankton der Isergebirgstalsperren. Jahrb. d. Ges. d. Naturfreunde in Reichenberg.
11. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewassern. Archiw. Hydrob. i Rybactwa. VIII. 75 — 148.
12. Gorbunow K. W., 1953. Raspad ostatkow wyższych wodnych rastienij i jego ekologiczeskaja rol w wodojemach niżniej zony delty Wołgi. Trudy wsiesojuz. Gidrob. Obszcz. Vol. V, 158 — 202.
13. Gurwicz W. F., Pawłowa M. W., 1954. K gidrobiołogii Orto-Tokonskago wodochraniliszcza. Trudy probl. i temat. sowieszcz. Zooł. Inst. Wyp. II. Probl. gidrobioł. wnutriennych wod. 48 — 55.
14. Gusiewa K. A., 1947. Fitopłankton Uczinskago wodochraniliszcza. Biul. Mosk. Obszcz. Ispyt-prirody. 52. Zesz. 2.
15. Gusiewa K. A., 1952. „Cwietienije" wody, jego pricziny, prognoz i miery borby s nim. Trudy wsiesojuz. gidrobioł. Obszcz. IV. 1 — 92.
16. Haempel O., Stundl K. 1943. Fischereibiologische Untersuchungen an der Fraine Talsperre. Arch. f. Hydrob. 40. 538 — 555.
17. Helfer H., 1949. Die wirtschaftliche und kulturelle Bedeutung der Binnengewässer. Die Binnengewässer. XVII. 1 — 286.
18. Jezioro Charzykowo cz. I. Pod redakcją M. Stangenberga. Inst. Badawczy Leśnictwa. Warszawa 1950.
19. Joffe C. J. 1954. Formirowanie donnoj fauny rybinskago wodochraniliszcza. Tr. probl. temat. sowieszcz. Zooł. Inst. wyp. II. Probl. gidrob. wnutrien. wod. 32 — 40.
20. Kisielewa E. I., 1954. Płankton rybinskawo wodochraniliszcza. Tr. probl. temat. sowieszcz. Zooł. Inst. wyp. II. Probl. gidrob. wnutrien. wod. 21 — 31.
21. Kolkwitz R., 1911. Zur Biologie der Talsperren insbezondere der Eschbach-Talsperre bei Remscheid. Mitt. kgl. Prufungsanst. f. Wasserversorg. u. Abwasserbeseitigung 268 — 411.
22. Kolkwitz R. 1913. Plankton aus der Herbingshauser Talsperre. Mitt. a. d. Landesanst. f. Wasserhygiene. 17.
23. Krieger W. 1927. Zur Biologie des Flussplanktons. Pflanzenforschung H. 10.
24. Krzanowski A. 1950. Ptaki jeziora Rożnowskiego. Ochrona Przyrody. XIX.
25. Lechmann C., 1927. Über den Einfluss der Talsperren auf die unterhalb liegende Bach- und Flussfischerei. Zeitschr. f. Fischerei. 25.
26. Liebmann M., 1938. Biologie und Chemismus der Bleilochsperre. Arch. f. Hydrob. 33. 1 — 81.

http://rcin.org.pl

27. Liebmann M. 1938. Die Ursache der jährlichen grossen Fischsterben in der Bleilochtalsperre. Allg. Fischerei-Zeit. 63.
28. Łubjanow I. P., 1953. O formirowanii i putjach naprawlennogo izmienienija donnoj fauny wodochraniliszcz jugo-wostoka Ukrainy. Zooł. Żurn 32.1074 — 1083.
29. Meichner E. W., 1952. Kormowaja baza ryb w wodochraniliszczach. Piszczepromiz. Moskwa.
30. Mielnikow G. R., 1953. Formirowanie i puti rekonstrukcji ichtiofauny dnieprowskago wodochraniliszcza posle wostanowlenia płotiny dnieprogresa. Trudy wsiesojuz. gidrob. obszcz. Vol. 118 — 129.
31. Meyer G. W., 1937. Talsperrenwasser als Trinkwasser. München u. Berlin, R. Oldenbourg.
32. Michiejew P. W., Prochowa K. P., 1952. Rybnoje nasielenie wodochraniliszcz i jewo formirowanie. Piszczepromiz. Moskwa.
33. Minder L., 1953. Die Wasserversorgung aus Seen. Arch. f. Hydrob. 48. 178 — 190
34. Minder L., 1936. Untersuchungen am Bielersee. Vierteljahrsschr. d. Naturforsch. Ges. in Zurich. 81. 107 — 176.
35. Minder L., 1936. Zur Biologie der Wasseversorgungsanlagen. Monatsbull. d. schweiz. Vereins von Gas u. Wasserfachmannern. Nr 5.
36. Mosewicz N. A., Mosewicz M. W., 1954. Osnownyje czerty gidrochimiczeskago reżima i mikrobiołogiczeskie procesy w rybinskom wodochraniliszcze. Tr. probl. temat. sowieszcz. Zooł. Inst. wyp. II. Probl. gidrob. wnutrienn. wod. 11 — 21.
37. Olszewski P., 1946. Odrębności biologiczne jeziora Rożnowskiego. Wszechświat. Nr 6.
38. Olszewski P., 1946. Pierwsze limnologiczne badanie jeziora Rożnowskiego. Prace Komisji do badań naukowych w Rożnowie. Nr 2. Kraków.
39. Olszewski P., 1953. Jezioro Rożnowskie jako środowisko życia. Polskie Arch. Hydrob. I. 491 — 547.
40. Paluch J., Radecka S., Filipowicz. J., Burmecha H., 1956. Stan bakteriologiczny wody zbiornika rzecznego w Kozłowej Górze. Biul. Zakł. Biol. Stawów. PAN, Nr 3.
41. Paluch J., 1956. Zmiany dobowe zawartości tlenu w wodzie zbiornika rzecznego. Pol. Arch. Hydrob. III. 333 — 356.
42. Poszukiwanie podstaw rybackiego zagospodarowania jezior. 1953. Praca zbiorowa Inst. Ryb. Śródląd. Roczn. Nauk Roln. 67. D.
43. Potapow A. A., 1955. K woprosu o zarastanii wodochraniliszcz pogrużennymi gidrofitami. Trudy wsiesoj. gidrob. obszcz. VI. 205 — 210.
44. Rhode W., 1948. Environmental Requirements of Fresh-water Plankton Algae. Exper. Studies in the Ecology of Phytoplankton. Symbolae Botan. Upsaliensis. X. 1. Upsala.
45. Rhode W., 1949. Die Bekampfung einer Wasserblute von *Microcystis* und die gleichzeitige Forderung einer neuen Hochproduktion von *Pediastum*. Verh. intern. Ver. Limnologie. X. 372.
46. Ruttner Fr., 1952. Grundriss der Limnologie. 2. Aufl. 1952. W. de Gruyter, Berlin.
47. Sabeneeff P., 1953. Zur Kenntnis des Zooplanktons der Edertalsperre. Arch. f. Hydrob. 48. 81 — 91.
48. Skadowskij S. N., Miessiniewa M. A., Uspenskaja W. I., 1955. Izuczenie organizmow wyzywajuszczich pojawlenie i iszczeznowenie zapachow i priwkusow wody. Soobszczenie I. Trudy wsiesojuz. gidrob. obszcz. VI. 23 — 37.
49. Schmassmann H., 1951. Untersuchungen über den Stoffhaushalt fliessender Gewasser. Schweiz. Zeitschr. f. Hydrol. XIII. 300 — 335.
50. Schmitz W., 1955. Phytoplankton-Massenentwicklung in Staubecken und Fliessgewassern. Verh. intern. Ver. Limnologie. XII. 241 — 252.

http://rcin.org.pl

51. Schneider G., 1913. Das Plankton der westfalischen Talsperren des Sauerlandes. Arch. f. Hydrob. 8. 1 — 42 i 207 — 263.
52. Schroeder H., 1939. Die Algenflora der Mulde. Pflanzenforsch. H. 21.
53. Siemińska J., 1952. The Plankton of the Artificial Lake at the Rożnów Dam. Mem. de L'Acad. Pol. de Sc. et des Lettres, Classe des Sc. natur. Cracovie, Nr 18
54. Sljosarewa A. J., 1954. Rezultaty gidrobiołogiczeskich nabludenij nad niekotorymi wodochraniliszczami donieckogo basejna. Tr. probl. temat. sowieszcz. Zooł. Inst. wyp II. Probl. gidrob. wnutrien. wod. 56 — 59.
55. Sokołowa N. J., 1947. Bentos uczinskago wodochraniliszcza po issledowaniam 1944, 1945 gg. Zooł. Żurn. 26. Nr 1.
56. Stangenberg M., 1942. Die Produktionsbedingungen in den Teichen III. Arch. f. Hydrob. 38. 525 — 572.
57. Stjażkina E. H., 1954 Gidrochimiczeskij reżim kutułukskago wodochraniliszcza Tr. probl. temat. sowieszcz. Zooł. Inst. wyp. II, Probl. gidrob. wnutrien. wod. 41 — 47.
58. Stundl K., 1941. Limnologische Untersuchungen an einigen westfalischen Talsperren. Arch. f. Hydrob. 37.
59. Sztin J. Ł., 1952. Mikroflora niekotorych wodochraniliszcz kirowskoj oblasti. Tr. wsiesojuz. gidrob. obszcz. IV. 97 — 105.
60. Taylor E. W., 1955. The Control of Algal Growths in Small Reservoir by Intermittent Chlorination. Verh. intern. Ver. Limnologie. XII. 671 — 674.
61. Taylor E. W., 1956. The Reservoirs of the Metropolitan Water Board and Their Influence upon the Character of the Stored Water. Verh. intern. Ver. Limnol. XII. 48 — 65.
62. Thienemann A., 1911. Hydrobiologische und fischereiliche Untersuchungen an den westfalischen Talsperren. Landwirtschaftl. Jahrb. 535 — 716.
63. Thienemann A., 1917. Die Fischerei in den westfalischen Talsperren während des Krieges. Fischerei-Zeitung. 20.
64. Timofejewa L. W., 1953. Zawisimost anofelennosti wodochraniliszcz od charaktera strojenia riecznych dolin. Trudy wsiesojuzn. gidrob. obszcz. Vol. 130 — 137.
65. Walter E. J., 1907. Fischereiliche Gesichtspunkte zur Anlage und Bewirtschaftung der Talsperren. Allg. Fischerei-Zeitung. 32.
66. Wasiliew Ł. J., 1952. O rjapuszke rybinskago wodochraniliszcza. Trudy wsiesojuz. gidrob. obszcz. IV. 106 — 114.
67. Wasserwerk Lovo, 1939. Stockholm.
68. Wilkening, 1925. Fangergebnisse der Mohnertalsperre nach einzelsorten je Hektar in der Zeit vom 1.I.1915 bis 31.XII.1924. Fischerei-Zeitung. 28.
69. Winberg G. G., 1955. Znaczenie fotosintieza dla obogaszczenia wody kisłorodom pri samooczyszczenii zagrazniennych wod. Trudy wsesojuzn gidrob. obszcz. VI. 46 — 69.
70. Winter E., 1951. Kryteria dla oceny przydatności zbiorników sztucznych i jezior dla celów wodociągowych. Gaz, woda i technika sanitarna 25. 239.
71. Wundsch H. H., 1942, 1944, Das Neisse Staubecken von Otmachau O. S. in seiner Entwicklung zum Fischgewasser. Teil 1 i 2. Zeitschr. f. Fischerei.
72. Wundsch H. H., 1949. Grundlagen der Fischwirtschaft in den Grossstaubecken. Abhandlungen aus der Fischerei. Lief. 1. 17 — 186.
73. Zawarzina N. B., 1955. Izuczenie priczin wlijajuszczich stimulirujuszczim ili zaderżiwajuszczim obrazom na razwitie fitopłanktona. Trudy wsiesoj. gidrob. obszcz. VI. 104—109.
74. Zernow S. A., 1949. Obszczaja gidrobiołogia. Ak. Nauk SSSR.
75. Żizń priesnych wod SSSR. 1950. Pod redakcją Żadina. T. III. Ak. Nauk SSSR.

http://rcin.org.pl

M. Stangenberg

Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wód rzeki Niemna

Maszynopis otrzymano 3.X.1955 r.

Wykonane badania składu chemicznego i bakteriologicznych wskaźników zanieczyszczenia wody wzdłuż biegu Niemna dostarczyły materiałów do:

1. Fizjografii Niemna;
2. Ogólnej znajomości zanieczyszczeń Niemna;
3. Znajomości zmian składu wody wzdłuż biegu rzeki w lecie.

Ponieważ zanieczyszczenie Niemna okazało się nieznaczne, zyskany materiał dostarczył charakterystyki rzeki o prawie normalnych własnościach naturalnych, co dzisiaj jest rzadkością.

Metodyka

Pomiary prowadzono wzdłuż biegu Niemna, spływając łodzią wiosłową (fot. 1) w dół od Stołpców do Druskiennik w dniach 17.VI. do 7.VII.1939 r., przebywając w ten sposób odcinek około 385 km według obliczeń z mapy (z danych P.S.H. wynika, że ten odcinek wynosi około 399 km) i pobierając próby na 20 stanowiskach wg załączonego spisu (patrz rys. 1).

Wszystkie obserwacje nawiązano do stanów wód i wielkości przepływu, rozpatrując je w odniesieniu do momentów charakterystycznych rzeki (najniższe w okresie notowań, środkowe z najniższych, najwyższe w okresie notowań itp). Wielkość rzeki i prędkość przepływu była w ten sposób dokładnie określona, przez co zachowano możność porównywania zebranych materiałów z innymi obserwacjami. Powyżej Stołpców do źródeł Niemna jest około 82 km, poniżej badanego odcinka, od Druskiennik do ujścia do Morza Bałtyckiego—451 km. Razem na całej długości Niemen liczy według danych P.S.H. 931 km.

http://rcin.org.pl

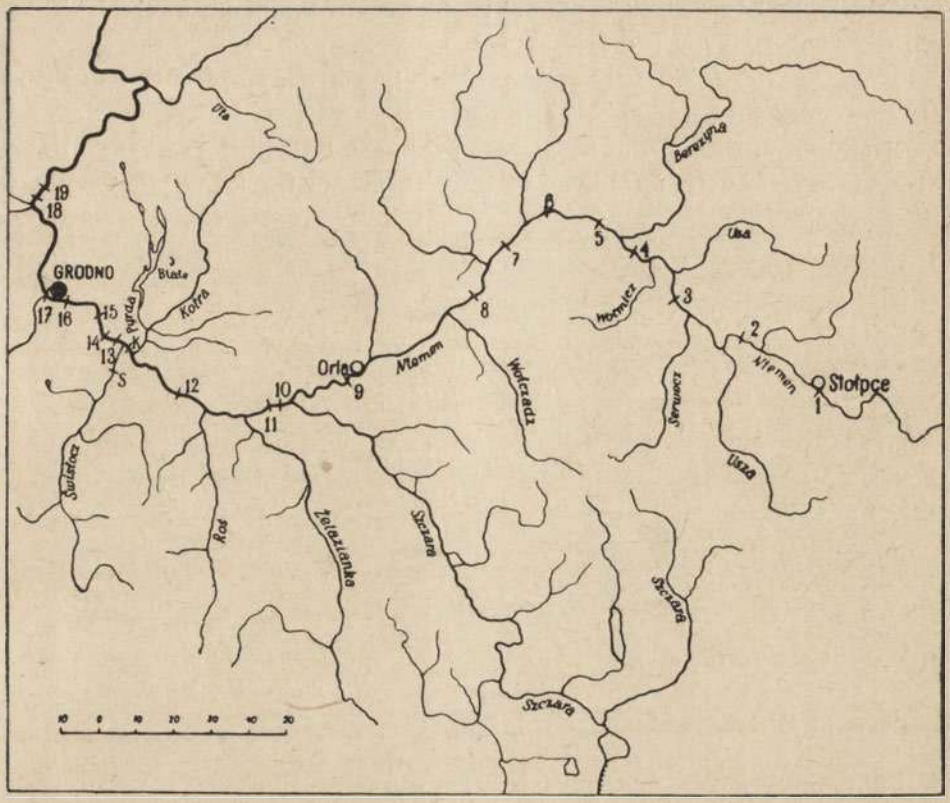
Nr stanowiska	km	Nazwy stanowisk na Niemnie i daty pobrania prób
1	0	Stołpce — 17.VI.1939
2	26,9	wieś Kryniczna — 18.VI.1939
3	52,3	gajówka Rumok — 19.VI.1939
4	94,7	500 m poniżej wsi Delatycze — 20.VI.1939
5	105,4	500 m „ „ Mikołajów — 21.VI.1939
6	123,2	500 m „ „ Moryń — 22.VI. 1939
7	151,2	500 m „ „ Baniewo — 25.VI.1939
8	163,0	osada Niemen — 28.VI.1939
9	208,0	1000 m poniżej osady Orle — 30.VI.1939
10	252,5	osada Mosty — 1.VII.1939
11	256,1	500 m poniżej fabryki dykt Mosty — 1.VII.1939
12	286,8	wieś Mieszetniki — 2.VII.1939
13	303,3	300 m poniżej ujścia Swisłoczy — 3.VII.1939
14	309,8	300 m poniżej ujścia Kotry — 3.VII.1939
15	314,7	400 m poniżej ujścia Hornicy — 3.VII.1939
16	329,7	powyżej Grodna przy pierwszym moście — 4.VII.1939
17	332,2	poniżej Grodna 1000 m poniżej ujścia Horodniczanki— 5.VII.1939
18	357,1	poniżej ujścia Czarnej Hańczy, Niemnowo — 5.VII.1939
19	382,6	200 m poniżej plaży pod Druskiennikami — 6.VII.1939
20	385,0	100 m poniżej ujścia Rotniczanki — 6.VII.1939

Próby wody do pełnej analizy chemicznej pobierano na całym odcinku z głównego nurtu rzeki, 30 cm pod powierzchnią, przy pomocy szklanego czerpacza Ruttnera. Po za tym dla sprawdzenia różnic, jakich można się spodziewać w temperaturze i natlenieniu wody w poprzecznym profilu rzeki, na pierwszych 8 stanowiskach pobierano także próby na tlen oraz mierzono temperaturę wody w odległości około 2 m od każdego brzegu oraz tuż nad dnem. W ten sposób każdy profil był charakteryzowany 4 oznaczeniami temperatur i tlenu. Aby się przekonać, jak wielkie różnice zachodzą w natlenianiu się wody rzecznej w ciągu doby, na dodatkowym stanowisku „Poniemuńce" między stanowiskiem Nr 8 „Niemen" i stanowiskiem Nr 9 „Orle" oznaczano temperaturę i zawartość tlenu z głównego nurtu rzeki, 30 cm pod powierzchnią, co 2 godziny w ciągu całej doby, tj. od godz 11^{30} do 9^{30} rano.*

W czasie badań notowano poziom wody na mijanych wodowskazach, tak że jak zobaczymy niżej, korzystając z pomiarów i obliczeń Państwowej Służby Hydrograficznej, na podstawie opublikowanych krzywych konsumpcyjnych Niemna i ich wzorów, można było obliczyć, do jakiego przepływu wody dana analiza się odnosiła, jaka była wtedy prędkość przepływu itd. Pobrane próby pakowano natychmiast do skrzyń i wysyłano pocztą, tak że do analizy po 2 dniach był do rozporządzenia 1 litr wody w stanie naturalnym i 1/2 litra wody

* Przy obliczeniu procentowego nasycenia wody tlenem nie wprowadzono poprawki na wzniesienie Niemna nad poziom morza, gdyż jest ono stosunkowo nieznaczne (149—168 m)

http://rcin.org.pl



Rys. 1. Dorzecze i stanowiska badanego odcinka Niemna

konserwowanej dodatkiem 1 cm^3 H_2SO_4. Oznaczeń temperatury, wolnego CO_2 i rozpuszczonego tlenu dokonywano natychmiast na miejscu.

Temperaturę mierzono z dokładnością do 0,1° C termometrem umieszczonym w szklanym czerpaczu Ruttnera, po kilku minutach zanurzenia. Oznaczeń mętności, barwy, zapachu, odczynu (*pH*), twardości ogólnej, twardości niewęglanowej, zasadowości, wolnego CO_2, żelaza ogólnego z wody niefiltrowanej, chlorków, amoniaku, azotynów, azotanów, utlenialności, suchej pozostałości, strat i pozostałości po prażeniu, ciał rozpuszczonych mineralnych i lotnych, zawiesin mineralnych i lotnych, zawiesin łatwo opadających w leju Imhoffa, azotu organicznego i albuminowego, manganu, siarczanów, siarki ogólnej, wyciągu eterowego, BZT i tlenu rozpuszczonego dokonano metodami przyjętymi przeważnie z amerykańskich „Standard Methods for the Examination of Water and Sewage", w niektórych modyfikacjach dla lokalnych warunków w opracowaniu podanym przez Szniolisa i Justa (1934). Fosforany oznaczono wg Mauchy (1932), a fosfor całkowity wg Taylora (1937) z tym, że zamiast

http://rcin.org.pl

zobojętniania wytrawionego ekstraktu ługiem, stosowano zobojętnianie roztworem amoniaku (por. O h l e 1938).

Poza tym pobrano 3 próby wody z rzek Swisłoczy, Kotry i Horodniczanki dla oceny wpływu ich wody na skład chemiczny wody rzeki Niemna.

Próby do analizy bakteriologicznej pobierano z łódki, z powierzchni głównego nurtu rzeki bezpośrednio do wyjałowionego słoiczka typu stale używanego

Fot. 1. Łódź badawcza na postoju (na wodzie widoczne smugi utworzone przez naloty pyłku z drzew)

Fot. 2. Coraz bardziej piaszczyste brzegi Niemna poniżej Mikołajowa

w Państwowym Zakładzie Higieny. Po przesłaniu pocztą do pracowni, co zazwyczaj trwało około 48 godzin i mogło wyniki obarczyć pewnym błędem, oznaczono ilość bakteryj wyrastających z 1 cm^3 wody na żelatynie w 20°C w ciągu 48 godzin i na agarze w 37°C w ciągu 24 godzin. Ponadto dokonywano oznaczenia miana *E. coli* po 48 godzinach w 0,01, 0,1, 1,0 i 10 cm^3 wody po 48 godzinach, wg metod stale stosowanych w Dziale Wodnym Państwowego Zakładu Higieny. Nie dokonywano posiewów metodą Buliera ani też posiewów na Endo, tak że nie ma pewności, czy oznaczenie *E. coli* odnosi się do bakterii przewodu pokarmowego człowieka.

A. Dane o Niemnie i jego zlewni*

Teren

Wierzchnią warstwę terenu zlewni Niemna stanowi przeważnie glina zwałowa, która w wielu miejscach przechodzi w piaski. Szczególnie liczne znajdujemy nad Niemnem usypiska i wydmy pustynne. Fragmenty gliniaste są tam

* Powierzchnię dorzecza Niemna do Stołpców obliczała Państwowa Służba Hydrograficzna w Polsce na 3142,6 km^2, do Mikołajowa — 11537,7 km^2, Bielicy — 16769,5 km^2 i Grodna — 33089,7 km^2.

http://rcin.org.pl

o wiele rzadsze. Większość zlewni stanowią pola, nieco mniejsze powierzchnie zajmują lasy, a najmniej przypada na łąki, błota i torfowiska, które występują częściej szczególnie w górnym biegu Niemna.

Mniej więcej do wsi Mikołajów (5 stanowisko włącznie) płynie Niemen w szerokiej dolinie wśród łąk, błot i torfowisk, wrzynając się w nie korytem o niskich, lecz stromych brzegach. Dno jego jest piaszczyste lub piaszczysto-

Fot. 3. Wysoki piaszczysto-gliniasty brzeg Niemna w okolicy ujścia rzeki Dzitwy

Fot. 4. Wysoki piaszczysty brzeg Niemna 2 km poniżej wsi Poniemuńce

gliniaste, brzegi przeważnie piaszczysto-gliniaste, porośnięte darniną. Poniżej Mikołajowa brzegi Niemna stają się coraz bardziej piaszczyste (fot. 2), często wysokie (fot. 3,4), czasem pustynne płaskie (fot. 5), jak np. na odcinku stanowisk 8,9 i 12. Kilkadziesiąt kilometrów przed Grodnem (np. st. 13, 14 i 15) brzegi stają się strome, wysokie i gliniaste (fot. 6), często usiane gałęziami; występuje tu piasek ze żwirem, przeważnie przy samych brzegach i na dnie. Na tym odcinku Niemen nabiera charakteru rzeki górskiej. Poniżej Grodna znowu zwiększa się udział piaszczystych brzegów, łąk i lasów.

Dorzecze badanego odcinka Niemna jest dość obficie zalesione, przeważnie lasami szpilkowymi. Pod ich bezpośrednim wpływem stoi górny odcinek Niemna do stanowiska 11 włącznie, szczególnie na odcinku stanowisk 2—3 i 8—9 oraz dolny od m. Niemna do Druskiennik (st. 18—20). Stosunkowo najuboższy w lasy jest odcinek Niemna przed Grodnem na stanowiskach od 12—16.

Wsie nad Niemnem spotykane są rzadko i zwykle są położone w oddaleniu kilkuset metrów od brzegu, tak że ich bezpośredni wpływ zanieczyszczający rzekę jest minimalny.

Z miast jedynie Grodno spuszcza swe ścieki do Niemna, rzeczka Horodniczanka spełnia w tym wypadku rolę kanału ściekowego (wodociąg czynny, kanalizacja w budowie). Do ścieków Grodna mogły w pewnych okresach dołączyć się ścieki z 2 garbarni i fabryki dykt „Braunówek" znajdujących się na

http://rcin.org.pl

terenie miasta. Stołpce i Druskienniki spływami wód deszczowych i rynsztoków mogły w pewnym stopniu również zanieczyszczać Niemen. Wpływ ścieków z osad-miasteczek Lubcz i Mosty nie mógł być znaczny.

Przemysł nad Niemnem był ubogi. Na całym odcinku bezpośrednio do Niemna spuszcza ścieki tylko fabryka dykt w Mostach. W początkach budowy

Fot. 5. Płaskie pustynne brzegi Niemna koło Bielicy

Fot. 6. Niemen kilka km powyżej Grodna (brzegi gliniaste ze żwirem, często usiane głazami narzutowymi)

była fabryka celulozy w Ławnej. Poza tym w pewnych okresach rzeką Roś mogły dostawać się do Niemna mniej lub więcej oczyszczone i rozcieńczone ścieki z miasta Wołkowyska i jego przemysłu, a mianowicie 2 czesalni wełny i farbiarni, 5 garbarni zwykłych, 3 garbarni ręcznych, krochmalni, fabryki cementu Podroś, płatkarni Hnieżna i 4 innych fabryk przemysłu rolnego, rzeką Swisłocz ścieki z 8 garbarni i browaru m. Swisłoczy, 20 garbarni m. Krynki, a rzeką Kotrą i jej dopływem Skidlanką ścieki z 4 garbarni m. Skidel. Trzeba też liczyć, że w większych miastach są szpitale i koszary (Grodno, Stołpce, Druskienniki), a jeszcze częściej rzeźnie, zazwyczaj też budowane nad rzekami i silnie je zanieczyszczające.

Wymienione warunki terenowe wywierały pewien wpływ na skład wód spływowych, a tym samym na skład chemiczny wód Niemna. Można na podstawie powyższego omówienia spodziewać się, że: 1) górna część Niemna znajduje się pod wpływem spływów z lasów i łąk, błot i torfowisk (np. kanałem Szubino-Niemeńskim, Żółto-Niemeńskim, rzeką Berezyną itp.); 2) cały badany odcinek znajduje się pod wpływem lasów, szczególnie w części górnej i dolnej; 3) środkowa część odcinka (przed Grodnem) ulega argilotroficznym wpływom gliniastych brzegów; 4) dolna część badanego odcinka Niemna, mniej więcej od Niemnowa i Czarnej Hańczy, stoi pod wpływem spływów z Puszczy Augustowskiej i pojezierza Suwalsko-Augustowskiego; 5) rzeki Roś, Swisłocz, Kotra

http://rcin.org.pl

i Horodniczanka mogą przynosić wpływy zanieczyszczeń z ośrodków przemysłowych; 6) liczne inne dopływy mogą wpływać i zmieniać charakter wody Niemna; 7) większy wpływ na Niemen może mieć miasto Grodno, Druskienniki i Stołpce oraz fabryka dykt w Mostach.

Niektóre właściwości hydrograficzne Niemna

Poziom wody Niemna w czasie badań nie ulegał większym zmianom, jak to widać z notowań P.S.H. (tab. I) przeprowadzonych na dwóch zasadniczych stanowiskach, charakteryzujących badany odcinek, a mianowicie w Stołpcach

Tabela I

Stan wody Niemna w Stołpcach i Grodnie w okresie badań od 17. VI. do 6. VII. 1939 r.

The water-level of the river Niemen at Stołpce and Grodno within the time of investigation, 17.VI — 6.VII.1939

Data Day	Stołpce cm	Grodno cm	Data Day	Stołpce cm	Grodno cm
17 VI 1939	56*	34	27 VI 1939	62	37
18 VI 1939	61	35	28 VI 1939	60	35
19 VI 1939	60	35	29 VI 1939	68	32
20 VI 1939	74	37	30 VI 1939	62	32
21 VI 1939	85	38	1 VII 1939	60	33
22 VI 1939	83	40	2 VII 1939	58	30
23 VI 1939	80	44	3 VII 1939	58	29
24 VI 1939	76	44	4 VII 1939	74	28
25 VI 1939	72	41	5 VII 1939	72	27
26 VI 1939	67	37	6 VII 1939	67	26

* Stan w dniu badania podkreślono
The level in the day of investigation underlined

(st. 1) i w Grodnie (st. 16). Wahania poziomu wód w ciągu okresu badań na stanowisku Stołpce wynosiły 32 cm, a koło Grodna—20 cm. Na stanowisku Stołpce zaznaczyły się 2 fale nieznacznych przyborów z maksimum przypadającym na dzień 21.VI. i 4.VII., a w Grodnie tylko jeden nieznaczny przybór z maksimum w dniach 23 i 24 czerwca 1939 r.

Porównując utrzymujący się w czasie badań stan wód z charakterystycznymi stanami Niemna w lecie na podstawie wieloletnich materiałów Państwowej Służby Hydrograficznej w Polsce (1938) widzimy (tab. II), że w dniu rozpoczęcia badań, tj. 17.VI.1939 r., stan wody pod Stołpcami (56 cm) był bardzo bliski „środkowej z najniższych letnich" (54 cm), gdy „najniższa w okresie notowań" wynosiła 40 cm. W Grodnie, w 18 dni później, stan wody (dn. 14.VII— 28 cm) również tylko nieznacznie przewyższał „środkową z najniższych" (25 cm)

http://rcin.org.pl

przy „najniższej w okresie notowań" — 8 cm. Zatem poziom wód Niemna w czasie badań należy uznać za jeden z najniższych stanów w ciągu lata, tylko nieco wyższy od środkowego z najniższych letnich. Stan badany był więc charakterystyczny dla Niemna tak, że poczynione obserwacje odnoszą się do rzeki

Tabela II

Charakterystyczne stany wody Niemna w okresie letnim (V—X) wybrane z całego okresu spostrzeżeń (1922—1935) Państw. Służby Hydrologicznej

Characteristic levels of the Niemen water in the summer-time (V — X) chosen from the whole time of records of the State Hydrographic Institute.

Wartości charakterystyczne Characteristic data	Wodowskaz-water-level. cm			
	Stołpce	Mikołajów	Bielica	Grodno
Najwyższa w okresie notowań The highest under records	231	367	366	527
Środkowa z najwyższych The medium out of the highest	160	198	206	168
Brzegowa The shore level	212	—	338	—
Środkowa ze średnich miesięcznych The medium of the mean monthly data	80	63	100	67
Środkowa z najniższych The medium out of the lowest	54	20	68	25
Najniższa w okresie notowań The lowest under records	40	0	48	8

znajdującej się w jednej z najniekorzystniejszych sytuacji, szczególnie jeśli chodzi o zdolność rozcieńczania i zwalczania wprowadzanych do niej ścieków.

Zanotowanym stanom wód odpowiadały wg krzywych konsumpcyjnych Niemna, podanych dla Stołpców i Grodna przez P.S.H. (1938), przepływy: Stołpce — 7,48 m^3/sek, a Grodno — 114,41 m^3/sek. Widać więc, że rzeka na badanym odcinku potężniała, przybierając znacznie na masie wód. Jej przeciętne i charakterystyczne przepływy letnie zawiera tab. III, zbudowana z danych pochodzących również z prac P.S.H.

Przepływ w Stołpcach był więc bardzo zbliżony do środkowego z najniższych, podobnie zresztą jak w Grodnie, gdzie jednak różnice są już nieco większe. Z tablicy widzimy, że na stanowisku 5 (Mikołajów) przepływ obliczony wynosił około 29 m^3/sek, a w Bielicy pomiędzy stanowiskami 8 i 9 wynosił prawdopodobnie około 55 m^3/sek. Inne dane hydrograficzne można wyznaczyć w przy-

http://rcin.org.pl

bliżeniu dla tych stanowisk i innych na podstawie związków między tymi stanowiskami i notowaniami w Stołpcach i Grodnie, opierając się na notowaniach z dawnych lat (P.S.H. 1937). Tak obliczono w przybliżeniu, że średnia prędkość przepływu pod Stołpcami wynosiła około 0,37 m/sek, Kryniczna (st. 2)—0,36,

Tabela III

Charakterystyczne przepływy wody Niemna w okresie letnim (V—X) wybrane z całego okresu spostrzeżeń (1922—1935) Państw. Służby Hydrolog. (m³/sek.)

Characteristic water flow volumes of the Niemen river in the summer (V — X), chosen from the whole time of records (1922 — 1935) of the State Hydrographic Institute

Wartości charakterystyczne Characteristic data	Stołpce	Mikołajów	Bielica	Grodno
Najwyższa w okresie notowań P.S.H. The highest under records	108,3	—	600,9	1592,0
Środkowa z najwyższych The medium out of the highest	40,6	155,3	216,2	390,4
Środkowa ze średnich miesięcznych The medium of the mean monthly data	12,6	47,7	82,6	163,1
Środkowa z najniższych The medium out of the lowest	6,93	28,7	53,6	100,9
Najniższa w okresie notowań P.S.H. The lowest under records of the State Hydrogr. Inst.	4,59	21,8	38,4	80,7

Jeremicze—0,42, Mikołajów (st. 5)—0,28, Niemen (st. 8)—0,40, Bielica—0,52 Orla (st. 9)—0,47, Mosty (st. 10)—0,50, Zaniemeńsk, (st. 11)—0,47, Doroszewicze (między st. 13 i 14)—0,78, (st. 16 i 17)—0,58, Niemnowo (powyżej st. 18)—0,62 m/sek. Wynika z niej, że na badanym odcinku Niemna były charakterystyczne strefy, a mianowicie w okolicy st. 5 koło Mikołajowa, gdzie prędkość przepływu bardzo malała (w pobliżu błota Berezyny i kanały) i gdzie przybierała na mocy, a mianowicie od Doroszewicz (st. 13—14) po Grodno (do st. 16 i 17), gdzie dochodziła nawet przy niskim stanie wód do prędkości 0,78 m/sek („górski" odcinek Niemna).

Dopływy

Zbadano skład chemiczny i bakteriologiczny wód rzek Swisłoczy, Kotry i Rotniczanki (tabl. IV i VIII), do których całe ewentualne zanieczyszczenie z wspomnianego wyżej przemysłu uprzednio musiało się dostać. Nie udało się ze względów technicznych pobrać tylko prób z rzeki Rosi i Dzitwy (zanie-

http://rcin.org.pl

czyszczenia z Wołkowyska i Lidy). Próba wody z Niemna pobrana tuż poniżej ujścia tych rzek w stosunku do stanowisk wyżej położonych wykazała nieznaczne zwiększenie niektórych wskaźników zanieczyszczenia (utlenialność, amoniak).

Z analizy wody z Świsłoczy (tab. IV) 150 m poniżej ujścia do Niemna, przy przepływie około 5 m^3/sek, wynika, że woda była lekko alkaliczna, dobrze natleniona, bez widocznych objawów zanieczyszczenia. Również pod względem bakteriologicznym żadne objawy zanieczyszczenia w tej rzece przy ujściu do Niemna nie wystąpiły.

Skład wody rzeki Kotry (tabl. IV), pobranej 150 m od ujścia do Niemna, wskazał, że w rzece tej odbywały się intensywne procesy samooczyszczania się. Możemy przypuszczać, że ścieki dostające się z garbarni miasteczka Skidla przez rzeczkę Skidlankę do Kotry, sedymentują się po drodze, ulegają rozcieńczeniu, wreszcie są zwalczane przez proces samooczyszczania się rzeki. Proces ten widocznie nie został ukończony i dlatego jako pozostałość po zanieczyszczeniu znajdowano w wodzie Kotry zwiększoną zawartość amoniaku 0,440 mg/l N, azotyny 0,005 mg/l N i zwiększoną barwę, utlenialność i ilość rozpuszczonych ciał lotnych wody.

Pod względem bakteriologicznym Kotra przy ujściu okazała się niezanieczyszczona, zawierając tylko po kilkadziesiąt bakterii rosnących na żelatynie i agarze w 1 cm^3 wody i miano *E. coli* równe 1,0. Ten stopień zanieczyszczenia rzeki Kotry przy jej przepływie średnim około 6—8 m^3/sek nie mógł być groźny dla Niemna.

Rzeka Rotniczanka, nad którą leżą Druskienniki, pod względem chemicznym również nie wywierała ujemnego wpływu na Niemen. Woda jej (tab. IV) miała na ogół skład normalny dla wód niezanieczyszczonych, zwiększone cyfry były tylko dla amoniaku, azotynów, straty po prażeniu, a szczególnie azotu organicznego i albuminowego. Natomiast woda tej rzeki była silnie zanieczyszczona pod względem bakteriologicznym, co było niewątpliwym wpływem Druskiennik.

W powyższy sposób z analizy terenu i stanu zanieczyszczenia dopływów Niemna dochodzimy do wniosku, że rzeka ta w czasie badań mogła być w wyraźniejszy sposób zanieczyszczana tylko przez spływy z miast Stołpce, Grodno i Druskienniki oraz z fabryki dykt w Mostach, ale w zasadzie była czysta. Być może, że w innych okresach czasu dopływy Dzitwa, Roś, Swisłocz i Kotra przynoszą znaczniejsze zanieczyszczenie z rozsianych w terenie ośrodków przemysłowych, zapewne jednak zanieczyszczenie to szybko niknie wobec znacznych rozcieńczeń w Niemnie.

B. Skład chemiczny wody Niemna w lecie

W składzie chemicznym wody (tab. IV) wyróżniono cztery grupy oznaczeń wg ich charakterystycznego znaczenia w wodzie, a mianowicie: 1) fizyko-chemiczne właściwości wody: mętność, temperatura, tlen, wolny dwutlenek węgla

http://rcin.org.pl

Skład chemiczny wody wzdłuż biegu Niemna w lecie (17.VI. – 6.VII.) 1939

Chemical composition of water in the course of the Niemen river in summer (17.VI.—6.II.) 1939

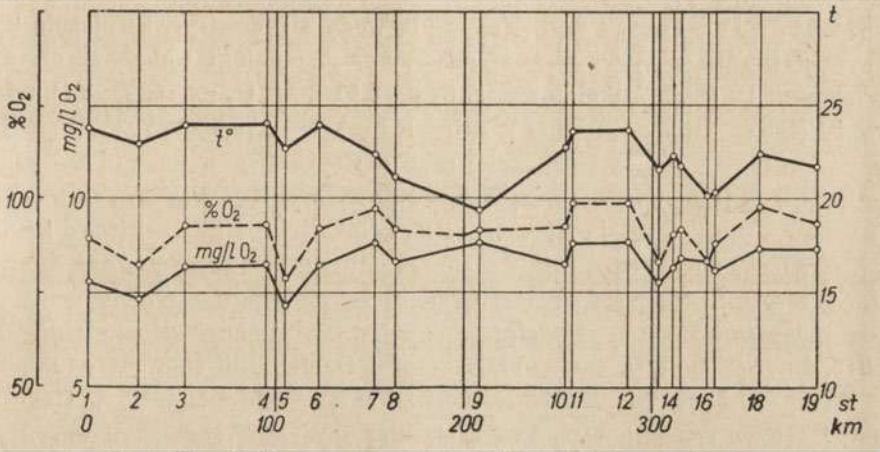
Stanowiska — Points	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Ściek z f-ki dykt w Mostach Sewage	11	12	Świsłocz	13	Kotra	14	15	16	Horodniczanka	17	18	Rotniczanka	20
km biegu Niemna od Stołpców km of water course from Stołpce	0	26,9	52,3	94,7	105,4	123,2	151,2	163,0	208,0	252,5	255,6	256,1	286,8	303,0	303,3	309,5	309,81	314,7	329,7	331,0	332,2	357,1	384,9	385,0
Data 1939	17.VI	18.VI	19.VI	20.VI	21.VI	22.VI	25.VI	26.VI	30.VI	1.VII	1.VII	1.VII	2.VII	3.VII	3.VII	3.VII	3.VII	3.VII	4.VII	5.VII	5.VII	5.VII	6.VII	6.VII
Pogoda-Weather	Słoneczna Sunny	Po burzy After storm	Po deszczu After rain	Słoneczna, przelotne deszcze — Transitory sun and rains						Słoneczna Sunny					Przelotny deszcz Transitory rain					Słoneczna Sunny				
Temperatura, t°C Temperature	23,6	22,8	23,8	23,8	22,5	23,7	22,1	21,0	19,3	22,8	40	23,5	23,8	20,9	21,5	22,1	22,1	21,8	20,5	14,5	20,6	22,7	19,7	21,8
Mętność, mg/l SiO_2 Turbidity	7	5	7	10	10	10	10	10	10	10	400	10	15	10	10	12	12	15	12	210	10	12	15	15
Barwa, mg/l Pt Colour	25	25	25	30	37	40	40	40	30	30	50	30	32	22	30	35	30	30	30	35	30	27	—	34
Odczyn *pH* *pH* Reaction	7,7	7,7	pow. 8,6	7,9	7,6	—	pow. 8,6	8,8	pow. 8,6	pow. 8,6	7,0	pow. 8,6	pow. 8,6	7,8	pow. 8,6	pow. 8,6	pow. 8,6	pow. 8,6	pow. 8,6	7,1	pow. 8,6	pow. 8,6	7,7	pow. 8,6
Twardość ogólna, mg/l $CaCO_3$ Total hardness	172,0	170,0	183,2	170,0	170,0	170,0	170,0	170,0	174,0	164,0	160,0	185,6	185,6	224,0	170,0	160,0	168,0	170,0	178,0	475,0	176,0	183,0	116,8	175,2
Twardość niewęglanowa, mg/l $CaCO_3$ Noncarbonic hardness	22,0	25,0	18,2	15,0	15,0	15,0	5,0	10,0	14,0	4,0	—	25,6	25,6	14,0	5,0	—	3,0	5,0	13,4	—	11,0	13,2	16,8	10,2
Zasadowość, mg/l $CaCO_3$ Alkalinity	150,0	145,0	165,0	155,0	155,0	155,0	165,0	160,0	160,0	160,0	165,0	160,0	160,0	210,0	165,0	165,0	165,0	165,0	165,0	570,0	165,0	170,0	100,0	165,0
Wolny CO_2, mg/l — Free CO_2	0,2	0,2	0	0,5	2,0	—	0	0,5	0	0	—	0	0	2,0	0	0	0	0	0	—	0	0	—	0
Żelazo og., mg/l Fe Iron	0,20	0,20	0,10	0,40	0,60	0,40	0,40	0,40	ślady tr.	ślady tr.	ślady tr.	0,20	0,20	ślady tr.	ślady tr.	ślady tr.	ślady tr.	0,20	ślady tr.	0,60	ślady tr.	ślady tr.	0,20	ślady tr.
Chlorki, mg/l Cl Chloride	1,30	—	0,30	2,50	1,50	2,00	1,50	1,50	ślady tr.	ślady tr.	—	ślady tr.	ślady tr.	1,80	ślady tr.	—	ślady tr.	ślady tr.	ślady tr.	148,0	ślady tr.	ślady tr.	3,3	2,30
Amoniak mg/l N Ammonium	0,150	0,050	0,200	0,015	0,040	0,040	0,090	0,490	0,035	0,035	5,0	0,060	0,040	0,040	0,040	0,440	0,040	0,080	0,030	43,40	0,080	0,030	0,080	0,280
Azotyny, mg/l N Nitrites	0,010	ślady	0,005	0,050	0,500	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0,005	0
Azotany, mg/l N Nitrates	0,30	0,15	0,20	0,25	0,20	0,15	0,15	0,15	0,30	0,10	0,25	0,15	0,10	0,10	0,10	0,15	0,10	0,10	0,10	0,15	0,10	0,10	0,15	0,10
Utlenialność, mg/l O_2 Oxydability	7,2	6,3	6,5	9,2	10,8	12,0	12,2	12,4	8,4	10,2	500	9,5	15,5	6,8	9,2	11,6	10,1	9,9	9,0	81,0	8,7	8,4	6,8	8,8
Fosforany, mg/l PO_4 Phosphates	0,013	0,080	0,040	0,347	0,320	0,320	0,267	0,213	0,240	0,320	0,400	0,200	0,187	0,320	0,160	0,160	0,187	0,160	0,187	5,33	0,187	0,147	0,347	0,160
Fosfor związany, mg/l PO_4 Bound phosphorus	1,32	1,25	1,69	0,320	0,347	0,347	0,233	0,120	0,260	0,317	2,10	0,467	0,480	0,480	0,373	0,373	0,480	0,373	0,346	21,33	0,346	0,386	0,586	0,373
Sucha pozostałość, mg/l Total residue	220,0	204,0	226,0	270,0	258,0	238,0	248,0	230,0	221,0	222,0	1624,0	261,0	224,0	295,0	240,0	258,0	250,0	244,0	254,0	1370,0	280,0	288,0	252,0	284,0
Pozostałość po prażeniu, mg/l Total fixed residue	204,0	190,0	204,0	234,0	220,0	224,0	222,0	206,0	201,0	193,0	190,0	224,0	202,0	261,0	212,0	230,0	221,0	208,0	230,0	1030,0	250,0	262,0	222,0	254,0
Ciała lotne, mg/l, Loss on ignition	16,0	14,0	22,0	36,0	38,0	14,0	26,0	24,0	20,0	29,0	1434,0	37,0	22,0	34,0	28,0	28,0	29,0	36,0	24,0	340,0	30,0	26,0	30,0	30,0
Ciała rozpuszczone, mg/l Dissolved solids	212,0	196,0	210,0	244,0	228,0	220,0	214,0	210,0	216,0	212,0	244,0	245,0	197,0	271,0	212,0	250,0	231,0	197,0	231,0	1154,0	250,0	260,0	226,0	264,0
Ciała rozpuszcz. miner., mg/l Anorganic dissolved solids	198,0	186,0	192,0	216,0	196,0	212,0	194,0	194,0	199,0	185,0	186,0	209,0	179,0	239,0	185,0	224,0	206,0	174,0	209,0	960,0	222,0	234,0	200,0	234,0
Ciała rozpuszczone lotne, mg/l Organic dissolved solids	14,0	10,0	18,0	28,0	32,0	8,0	20,0	16,0	17,0	27,0	58,0	36,0	18,0	32,0	27,0	26,0	25,0	23,0	22,0	194,0	28,0	26,0	26,0	30,0
Zawiesiny, mg/l — Suspensions	8,0	8,0	16,0	26,0	30,0	18,0	34,0	20,0	5,0	10,0	1380,0	16,0	27,0	24,0	28,0	8,0	19,0	47,0	23,0	216,0	30,0	28,0	26,0	20,0
Zawiesiny lotne, mg/l Organic suspensions	2,0	4,0	4,0	8,0	6,0	6,0	6,0	8,0	3,0	2,0	1376,0	1,0	4,0	2,0	1,0	2,0	4,0	13,0	2,0	146,0	2,0	0,0	4,0	0,0
Zawiesiny mineralne, mg/l Anorganic suspensions	6,0	4,0	12,0	18,0	24,0	12,0	28,0	12,0	2,0	8,0	4,0	15,0	23,0	22,0	27,0	6,0	15,0	34,0	21,0	70,0	28,0	28,0	22,0	20,0
Azot organiczny, mg/l N Organic nitrogen	0,750	0,605	0,455	0,550	0,520	0,750	0,650	0,750	0,795	0,795	8,00	0,870	0,700	0,500	0,650	1,20	0,650	0,610	0,570	29,85	0,625	0,475	1,33	1,030
Azot albuminowy, mg/l N Albuminoid nitrogen	0,440	0,265	0,290	0,290	0,315	0,340	0,340	0,590	0,340	0,390	6,40	0,440	0,265	0,240	0,290	0,690	0,290	0,280	0,280	7,90	0,280	0,280	0,480	0,430
Azot albuminowy, mg/l N Albuminoid nitrogen	0,440	0,265	0,290	0,290	0,315	0,340	0,340	0,590	0,340	0,390	6,40	0,440	0,265	0,240	0,290	0,690	0,290	0,280	0,280	7,90	0,280	0,280	0,480	0,430
Mangan, mg/l Mn Manganese	0,15	0,10	0,08	0,15	0,15	0,15	0,15	—	0,15	0,25	0,27	0,20	0,20	0,17	0,18	0,00	0,00	0,07	0,00	0,45	0,17	0,18	0,30	0,15
Siarczany, mg/l SO_4 Sulphate	11,93	10,70	8,23	13,99	8,23	10,70	9,87	10,70	8,23	7,82	9,05	9,46	8,22	9,04	6,58	7,40	6,58	6,58	12,33	83,86	9,04	8,22	9,87	9,04
Tlen, mg/l O_2 — Oxygen	7,75	7,34	8,16	8,16	7,14	8,16	8,77	8,36	8,65	8,36	—	8,77	8,77	7,75	7,75	9,38	8,24	8,36	8,36	0,82	8,16	8,77	8,97	8,57
Tlen, % nasycenia O_2 Oxygen % saturation	87,86	82,10	92,83	92,83	79,51	92,72	97,01	90,57	90,95	93,51	—	99,43	99,77	83,78	84,79	116,66	91,15	91,96	89,79	7,82	87,83	97,98	95,02	94,27
Ekstrakt eterowy, mg/l Ether extract	6,0	0,0	10,0	0,0	6,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	15,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	20,0	12,0	0,0	0,0	0,0

http://rcin.org.pl

i odczyn (*pH*) wody; 2) związki regulujące zasadniczy chemizm środowiska: zasadowość, żelazo, mangan, chlorki, siarczany, sucha pozostałość i pozostałość po prażeniu; 3) sole pokarmowe: amoniak, azotyny, azotany, fosforany; 4) oznaczenia określające zawartość związków organicznych wody: barwa, utlenialność, azot organiczny i azot albuminowy, fosfor związany, tłuszcz surowy (ekstrakt eterowy) i siarka organiczna. W ugrupowaniu wg tych właściwości rozpatrzymy ich zmienność wzdłuż biegu rzeki.

Fizyko-chemiczne właściwości wody

Mętność. Mętność wody (tab. IV) Niemna wahała się w granicach od 5 mg/l SiO_2 na stanowisku 2 (Kryniczna), a więc w górnym biegu Niemna, do 15 mg/l SiO_2 pod Druskiennikami (st. 20) na końcu badanego odcinka. Podobną mętność po raz pierwszy zanotowano na st. 12, koło wsi Mieszetniki



Rys. 2. Temperatura i nasycenie tlenem wody Niemna

i poniżej ujścia Hornicy (st. 15), a więc na odcinku, gdzie brzegi Niemna były gliniaste. Zwiększonej mętności wody poniżej Grodna i Mostów nie zauważono. Nieco większa mętność wody wystąpiła pod Druskiennikami. Ogólnie można przyjąć, że mętność wody Niemna wzdłuż jego biegu nieznacznie wzrastała.

Temperatura. Temperatura wód Niemna (rys. 2) w ciągu dnia była w okresie badań wyższa od 19°C, a często osiągała nieomal 24°C. Na ogół na całym odcinku ulegała ona tylko małym zmianom z wyjątkiem obniżenia się na stanowiskach 7—9, w dniach 25 i 30 czerwca do 19,3°C i nieco mniejszego opadnięcia temperatury wody do 20,5°C na st. 16 i 17 (Grodno) w dniu 4 i 5 lipca. Stosunkowo wysoka temperatura wody w czasie badań, znacznie przewyższająca spotykane temperatury wód jeziorowych w naszych warunkach, była wynikiem silnego nagrzewania płytko rozlanej warstwy płynącej wody, jaką jest rzeka Niemen.

http://rcin.org.pl

Opisany stopień nagrzania zmieniał się zarówno w poprzecznym profilu koryta, jak i w czasie. Jak widać z tab. V temperatury wody Niemna przy głębokości stanowisk dochodzących do 2 m, były zawsze jednakowe zarówno pod powierzchnią, jak i tuż nad dnem. Natomiast odchylenia wystąpiły między środkiem rzeki i jej brzegami oraz między obu brzegami. Różnice te dochodziły do 1,9°C, były więc czasem dość znaczne.

Zmiany temperatur wody powierzchniowej głównego nurtu rzeki przedstawia tab. VI. Jak widać, wahanie dobowe wynosiło 2,4°C. Najcieplejsza woda była o godz 17^{30}, najchłodniejsza między 5,30 i 7,30 rano. Okres tych pomiarów przypadł na czas najniższych temperatur wody w ciągu prowadzonych badań. Prawdopodobnie więc najniższa temperatura za cały czas wynosiła nad ranem około 18,1°C. Stosunkowo wysoka temperatura wody musiała sprzyjać szybkiemu rozkładowi związków organicznych i przyśpieszać inne chemiczne i biochemiczne procesy.

N a t l e n i e n i e w o d y. Nasycenie wody tlenem (rys. 2) ulegało z biegiem rzeki bardzo małym zmianom, gdyż na całym odcinku wahało się ono tylko od 7,1 mg/l O_2 (koło Mikołajowa st. 5) do 8,81 mg/l O_2 na st. 7—8 (Baniewo) i st. 12 (Mieszetniki), zatem w granicach nasycenia 79,5%—99% O_2. Nigdzie nie stwierdzono obecności znaczniejszego deficytu tlenowego, ani też przetlenienia powyżej 100%. Najgorszy stan tlenowy wykazał Niemen na st. 5 koło Mikołajowa, poniżej ujścia Berezyny i Kanałów Zółto-Niemeńskiego i Szubino-Niemeńskiego. Nieznaczne minima zaznaczały się poza tym poniżej Stołpców, poniżej ujścia Świsłoczy i poniżej Grodna.

Najpomyślniej pod tym względem przedstawiał się odcinek na stanowiskach 11 i 12, tzn. poniżej Mostów i wsi Mieszetniki. Ochłodzenie się wody o kilka stopni na stanowiskach 7—9, w czasie 24—30 czerwca, nie znalazło w ciągu dnia odpowiedzi w znaczniejszym wzroście ilości rozpuszczonego tlenu. Jednak w porównaniu do stanowisk 7 i 8, mimo że temperatura spadła o przeszło 1°C, ilość tlenu rozpuszczonego zmalała, a nie zwiększyła się. Skutkiem tego krzywa procentu nasycenia wody tlenem osiągnęła swe minimum. Pobieranie tlenu z atmosfery przez wodę powierzchniową rzeki odbywa się widocznie wolniej aniżeli spadek jej temperatury. Podobnie i szybki wzrost temperatury wody rzecznej nie powoduje natychmiastowego oddawania tlenu do atmosfery, stąd najwyższy procentowy stopień natleniania wody na st. 11 i 12.

Jeszcze wyraźniej stosunki te występują w natlenieniu poprzecznego profilu rzeki. Jak z tab. VII wynika nasycenie wody powierzchniowej i przydennej było prawie takie samo, jeśli chodzi o absolutne ilości rozpuszczonego tlenu, a bardzo zbliżone do siebie, jeśli chodzi o nasycenie procentowe. Różnice w ilościach rozpuszczonego w wodzie tlenu przy obu brzegach były przeważnie nieznaczne natomiast zwiększały się, jeśli chodzi o procentowe nasycenie wody tlenem, znów na skutek różnic w temperaturze wody przy obu brzegach (1,9°C), która osiągnęła przy prawym brzegu 23,9°C (porównaj tab. V). W ten sposób

http://rcin.org.pl

na st. 7 wystąpiło przy prawym brzegu jedyne napotkane przesycenie wody tlenem (102,4%), gdy w nurcie wynosiło tylko 97,01%, a przy lewym brzegu 99,11%. Najniższe nasycenie O_2 na stanowisku pierwszym przy prawym brzegu Niemna pod Stołpcami (77,1% O_2) należy przypisać znacznemu ubytkowi rozpuszczonego tlenu (6,7 mg/l O_2), zapewne na skutek spływów zanieczyszczeń z miasta Stołpce.

Tabela V

Temperatury wody (t°C) w poprzecznych profilach Niemna w dniach 17—26.VI.1939 r.
Water temperature (t°C) in transversal sections of the Niemen river in the days 17—26.VI.1939

Stanowisko Point	Środek-Middle		Brzeg-Shore	
	Powierzchnia Superficial	Dno Bottom	Lewy Left	Prawy Right
1	23,6	23,6	23,8	24,2
2	22,8	22,8	22,8	22,8
3	23,8	—	—	24,0
4	23,8	23,8	23,9	23,8
5	22,5	22,5	22,5	22,5
6	23,7	23,7	23,7	23,5
7	22,1	22,1	22,0	23,9
8	21,0	21,0	20,5	21,3

Przykład wyraźnego spadku nasycenia wody tlenem w rzece na skutek szybkiego spadku temperatury wody uzyskano, notując temperaturę i nasycenie tlenem wody powierzchniowej w nurcie na stanowisku Poniemuńce (między st. 8 i 9) w ciągu doby (tab. VI). Widzimy tam, że mimo ciągłego spadku temperatury wody od godz. 17,30 w ciągu nocy aż do 7,30 rano, ilości rozpuszczonego tlenu w wodzie tylko początkowo nieco spadały, a poczynając od godz. 21,30, a więc z nastaniem ciemności, do 7,30 rano stale pozostawały na poziomie 8,2 mg/l O_2 — mimo stałego spadku temperatury z 19,4°C na 18,1°C. W ten sposób mimo szybkiego prądu, przemieszania i zdawałoby się ciągłego kontaktu wody z atmosferą powstało w wodzie o godz 5,30 minimum w procentowym nasyceniu wody tlenem (83,95%), gdy maksimum o godz 17,30 wynosiło 96,45%. W ten sposób dochodzimy do wniosku, że minima tlenowe w zbiornikach wodnych poza innymi czynnikami (por. Butcher, Pentelow i Wodley, 1930 i inni) z całą pewnością zachodzą także przy szybkich obniżkach temperatur wody, na skutek stosunkowo wolniejszego pochłaniania tlenu z atmosfery. Zdaje się, że wyłącznie na podobnej drodze mogą powstawać również maksima tlenowe w jeziorach, co poruszałem już w swej pracy z 1935 r. (porównaj także Alsterberg 1929, Yoshimura 1938). W związku z powyższym także obliczenia budżetu tlenowego rzeki wg Streetera (1935) i innych opierające się na założeniu, że rzeka pochłania i oddaje do atmosfery ilości tlenu ściśle dostosowujące się do temperatury wody, mogą być obarczone

http://rcin.org.pl

pewnym błędem, powiększonym jeszcze na skutek różnic w natlenieniu poprzecznego profilu rzek. Być może jednak, że błąd ten w rozważaniach praktycznych może być całkowicie pominięty.

Wolny dwutlenek węgla. Zawartość wolnego CO_2 (tab. IV) na odcinku poniżej stanowiska 8 (m. Niemen) była wszędzie równa zeru, a reakcja

Tabela VI

Zmiany temperatury i natlenienia powierzchniowej wody Niemna w Poniemuńcach (między st. 8 i 9) w ciągu doby z dn. 27/28. VI. 1939

Changes in temperature and oxygen-saturation of the superficial water in the Niemen river near Poniemuńce (between points 8 and 9) within the day 27/28.VI.1939

Godzina Hour	t°C	O_2	
		mg/l	%
11^{30}	20,1	8,16	87,1
13^{30}	20,3	8,98	96,1
15^{30}	20,3	8,67	92,8
17^{30}	**20,5***	8,98	**96,4**
19^{30}	19,9	8,67	92,1
21^{30}	19,4	8,16	86,0
23^{30}	18,9	8,16	85,2
1^{30}	18,7	8,16	84,9
3^{30}	18,4	8,16	84,4
5^{30}	**18,1**	8,16	**83,9**
7^{30}	18,1	8,67	89,2
9^{30}	18,6	8,85	91,9

* Tłusty druk — najwyższe i najniższe temperatury i odpowiadający im najwyższy i najniższy procent natlenienia wody.

Heavy ciffers—the highest and the lowest temperatures and the corresponding highest and lowest oxygen saturation.

z fenolftaleiną wszędzie dawała zabarwienie różowe. Niewątpliwie przypisać to należy procesom asymilacji CO_2, które widocznie na całym odcinku miały miejsce i wywierały wyraźny wpływ na rzekę. Ponieważ jednak nasycenie tlenem prawie nigdzie nie przekraczało 100%, można sądzić, że także tlen powstający przy asymilacji tylko niekiedy wyrównywał ubytek tlenu rozpuszczonego, spowodowany rozkładem związków organicznych w wodzie, a jego ewentualny nadmiar uchodził do atmosfery.

W górnym biegu Niemna napotykano na kilku stanowiskach bardzo małe ilości wolnego CO_2 (około 0,2 mg/l CO_2), ale i tu czasem spadały one do zera. Jedynie na stanowisku 5 stwierdzono zawartość CO_2 w ilości 2,0 mg/l, najwyższą wśród napotykanych w czasie badań w tej rzece. Niemen na tym stanowisku (koło Mikołajowa) płynie najwolniej, jak wyżej zaznaczono (0,28 m/sek), a tuż powyżej wpada rzeka Berezyna i dopływają spływy z pobliskich błot. Inne

http://rcin.org.pl

właściwości chemiczne wody, jak zobaczymy niżej, także odpowiadały zaobserwowanej zwiększonej zawartości wolnego CO_2 na tym stanowisku.

Koncentracja jonów wodorowych (*pH*). Z uzyskanych cyfr (tab. IV) wynika, że odczyn (*pH*) wody rzeki Niemen na całym odcinku

Tabela VII

Natlenienie wody w poprzecznych profilach Niemna w dniach 17—26. VI.1939 r.

Oxygen content of water in the transversal sections of the Niemen river, 17—26.VI.1939

Stanowisko Point No.-km	Środek-Middle				Brzeg-Shore			
	Powierzchnia Superficial		Dno Bottom		Lewy-left		Prawy-right	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1—0	7,75	87,86	7,96	90,24	8,16	92,83	6,73	77,09
2—27	7,34	82,10	7,34	82,10	7,55	84,45	7,34	82,10
3—52	8,16	92,83	—	—	—	—	8,16	93,15
4—95	8,16	92,89	8,16	92,83	8,16	93,04	8,16	92,83
5—105	7,14	79,51	7,14	79,51	7,34	81,73	7,75	86,30
6—123	8,16	92,72	8,16	92,76	8,16	92,72	8,16	92,41
7—151	8,77	97,01	8,77	97,01	8,98	99,11	8,98	102,39
8—163	8,36	90,57	8,57	92,84	8,04	86,35	8,16	88,88

był alkaliczny. Poniżej stanowiska 8 był on wszędzie wyższy od 8,6. Świadczy to z jednej strony o intensywności procesów fotosyntezy na tych stanowiskach, a z drugiej o małej ilości związków organicznych, z których rozkładu mógłby powstać wolny CO_2.

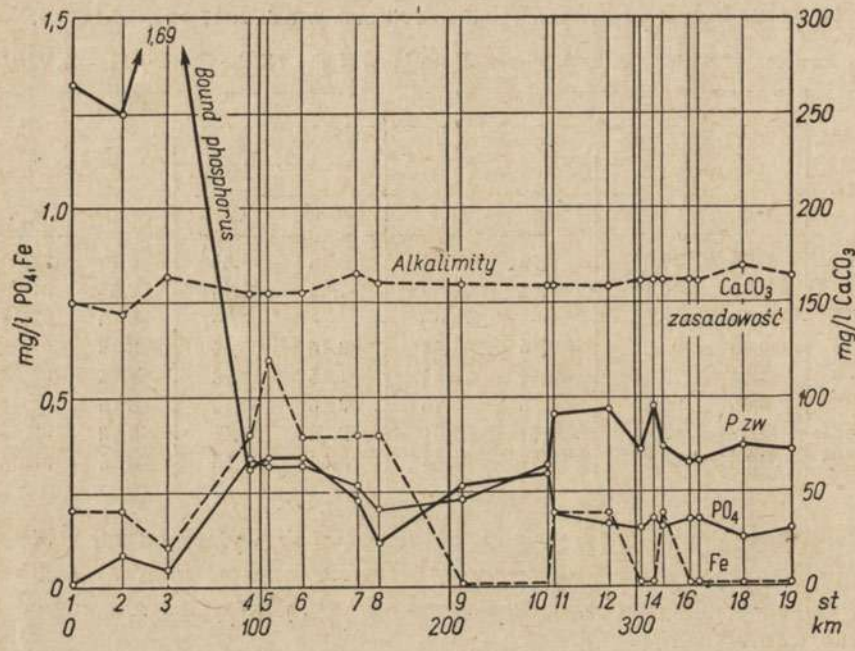
Związki podstawowe regulujące chemizm środowiska (makroelementy)

Twardość ogólna, twardość niewęglanowa i zasadowość. Na całym odcinku Niemna twardość ogólna (tab. IV) wahała się w stosunkowo wąskich granicach, od 151,2 (odcinek 5—8) do 185 mg/l $CaCO_3$ (st. 11). Najniższa twardość przypadała więc w Niemnie na stanowiska poniżej Berezyny i ujścia spływów kanałami z błot aż do osady Niemnowo, najwyższa na stanowisku poniżej ujścia ścieków z fabryki dykt w Mostach i rzeki Zelwianki. W twardości ogólnej stosunkowo mały udział stanowiła twardość niewęglanowa (tab. IV), najwyższa na 1 st.—32,0 mg/l $CaCO_3$.

Zasadowość wody (rys. 3) wahała się od 145,0 do 170 mg/l $CaCO_3$ (st. 18). Woda Niemna była więc średniej twardości, a stanowiły ją głównie węglany wapnia i magnezu. Twardość niewęglanowa była niska, czasem prawie zupełnie zanikała. Zasadowość wody była najniższa na pierwszych stanowiskach górnego

http://rcin.org.pl

odcinka rzeki, gdzie stosunkowo właśnie najwyższa była twardość ogólna i niewęglanowa. Poza tym na całym odcinku rzeki obserwowano utrzymywanie się zasadowości wody mniej więcej na jednakowym poziomie z lekkim wzrostem w dół rzeki (patrz rys. 3). Krzywa twardości ogólnej podlegała stosunkowo znacznie większym wahaniom.



Rys. 3. Fosforany, fosfor związany, zasadowość i żelazo w wodzie Niemna

Jak zobaczymy niżej, ilość jonów SO_4 i Cl, która odpowiadałaby twardości niewęglanowej, była na całym odcinku bardzo niska, jednak nigdzie nie schodziła poniżej 7 mg/l.

Węglany w połączeniu z wapniem i magnezem występowały wobec braku lub bardzo małych ilości wolnego CO_2 często przy *pH* powyżej 8,6. Większość ich znajdowała się w postaci kwaśnych węglanów, część była w postaci węglanów częściowo zhydrolizowanych. Rośliny wobec braku wolnego CO_2 musiały korzystać z CO_2 zawartego w kwaśnych węglanach. Wypada podkreślić, że mimo braku wolnego CO_2, a więc i tzw. przynależnego wolnego CO_2, ogromna część wapnia musiała być w postaci kwaśnych węglanów, zaś reszta w postaci koloidalnego $CaCO_3$. Trwałość kwaśnych węglanów wapnia jest prawdopodobnie znacznie większa i ich rozkład wobec braku wolnego CO_2 przy małych stężeniach przebiega znacznie wolniej aniżeli to się zazwyczaj przyjmuje (por. P i a 1933, O h l e 1938 i inni).

http://rcin.org.pl

Żelazo. Najwyższe ilości żelaza (rys. 3) wynosiły 0,6 mg/l Fe i wystąpiły na st. 5 (Mikołajów), gdy najniższe jako ślady występowały w środkowej, a szczególnie dolnej części badanego odcinka Niemna, np. na st. 16—20. Najobfitszy w żelazo był odcinek Niemna podlegający, o ile można było wnosić z sytuacji terenowej, spływom z łąk, błot i torfowisk (st. 4—8).

Możliwe jest, że żelazo występowało jako koloidalny wodorotlenek żelaza, jako tlenki w postaci osadu na zawiesinie mineralnej lub w połączeniach kompleksowych z związkami organicznymi. Część żelaza mogła także występować jako fosforan żelazowy lub, jak to się obecnie przyjmuje, część PO_4 mogła być przez wodorotlenek żelaza zasorbowana.

Mangan. Zawartości manganu (tab. VI) utrzymywały się przeważnie na poziomie około 0,15 mg/l Mn, osiągając swe maksimum 0,25 mg/l przed fabryką dykt w Mostach (st. 10), a spadając tylko na 2 stanowiskach, a mianowicie 14 i 16, na odcinku tuż powyżej Grodna.

Chlorki. Chlorki (tab. IV) występowały w bardzo małych ilościach, przeważnie wykrywano tylko ich ślady. Maksymalne zawartości napotkano na odcinku stanowisk 4—8, charakterystycznym jak wspomniano pod innymi względami, z maksimum w wysokości 2,5 mg/l Cl na st. 4 (Delatycze, część górna odcinka). Prawie tę samą cyfrę znaleziono po raz drugi poniżej Druskiennik. Większe ilości chlorków świadczą zazwyczaj o zanieczyszczeniu wód ściekami miejskimi. Wpływu tego ani poniżej Grodna, ani też Stołpców nie zauważono, zapewne na skutek dużego rozcieńczenia wodami Niemna.

Siarczany. Zawartość siarczanów (Tab. IV) wahała się w granicach 6,58 —13,99 mg/l SO_4, przy czym maksimum wystąpiło na st. 4, a minimum na stanowiskach 13—15 (ujścia Świsłoczy, Kotry i Czarnej Hańczy). Wahania w ogóle były małe. Wobec niewystąpienia na niektórych stanowiskach twardości niewęglanowej, a obecności wszędzie kilku mg SO_4 przy *pH* powyżej 8,0 musimy przypuszczać, że występowały one w połączeniu z sodem, potasem lub manganem (odcinek st. 5—8) lub też że oznaczenia twardości całkowitej nie były zbyt dokładne, co przy użytej metodzie Clarka jest możliwe.

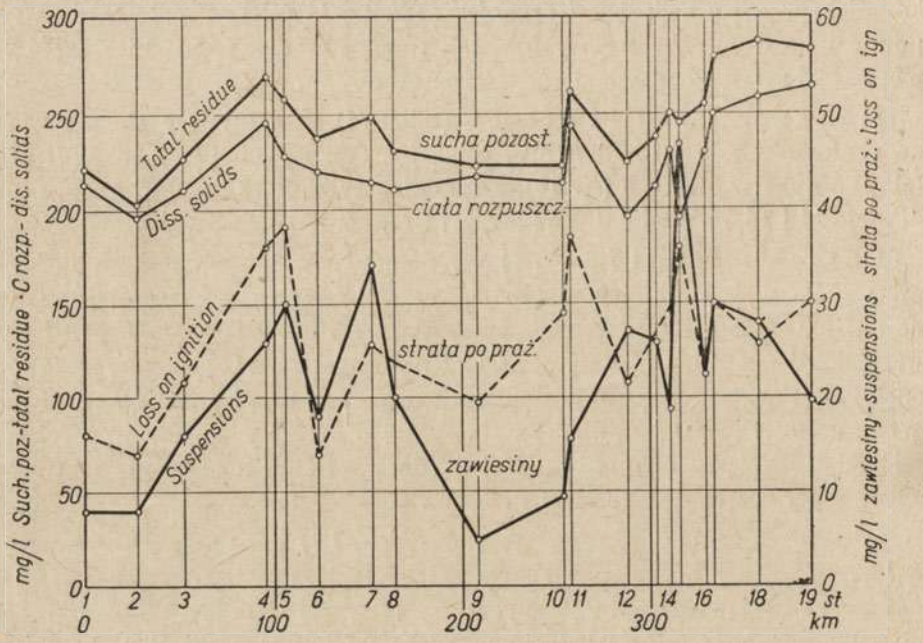
Sucha pozostałość. Krzywa suchej pozostałości (rys. 4) w swym ogólnym przebiegu wzrastała w miarę spływu wody w dół i osiągnęła swe maksimum tuż przed końcem badanego odcinka, na st. 10, poniżej ujścia Czarnej Hańczy (288 mg/l). Drugie maksimum, zapewne jako rezultat dopływów z charakterystycznej zlewni, przypadło na st. 4 (Delatycze), co odpowiadało także innym maksimom tego stanowiska (SO_4, Fe, CO_3, Cl itp.). Najniższe suche pozostałości zanotowano na 2 pierwszych stanowiskach (204,0 mg/l). Ciała rozpuszczone stanowiły znaczną większość suchej pozostałości (196—264 mg/l), a na zawiesiny przypadało tylko 5—34 mg/l. Zawiesin łatwo opadających w leju Imhoffa w ogóle nie napotkano. Związków mineralnych w suchej pozostałości było znacznie więcej (190—262 mg/l) niż lotnych (14—38 mg/l). Wśród ciał roz-

http://rcin.org.pl

puszczonych związki mineralne wynosiły 174—234 mg/l, a związki lotne 8—36 mg/l.

Zawiesiny mineralne wahały się w ilościach od 2 do 34 mg/l, a lotne 0—13 mg/l.

Z powyższego wynika, że sucha pozostałość wody Niemna składała się głównie z ciał rozpuszczonych (około 90%), a tylko około 10% stanowiły licząc



Rys. 4. Sucha pozostałość, ciała rozpuszczone, zawiesiny i ciała lotne w wodzie Niemna

przeciętnie—zawiesiny. Głównie chodziło w obu tych postaciach o związki mineralne. Udział związków lotnych organicznych w suchej pozostałości Niemna był bardzo mały (najwyżej 15%), w tym w postaci zawiesin występuje około 0,55%, a w postaci rozpuszczonych ciał lotnych 3,4—15%.

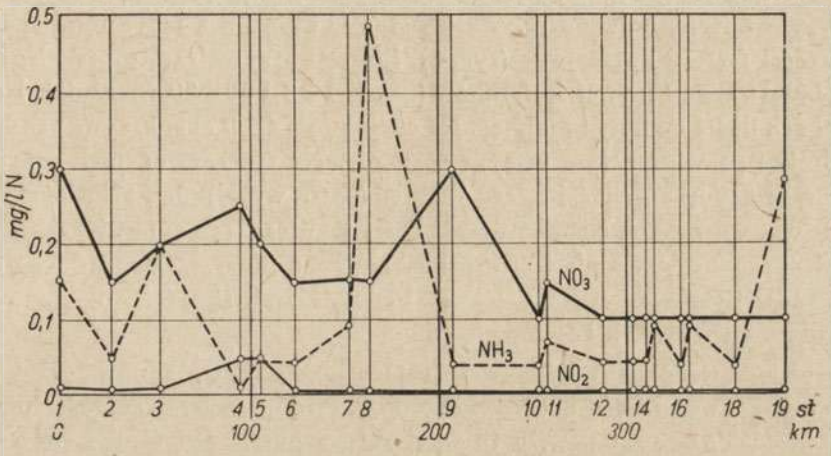
Najwyższa zawartość ciał rozpuszczonych, a w tym ciał rozpuszczonych mineralnych, przypadała na odcinek Niemna poniżej Czarnej Hańczy i Druskiennik. Przebieg krzywej ciał rozpuszczonych był do siebie bardzo podobny. Maksima ciał lotnych rozpuszczonych przypadały poniżej ujścia Berezyny (st. 5 Mikołajów), poniżej fabryki dykt Mosty (st. 11) i poniżej Druskiennik (st. 20). Największa ilość zawiesin przypadała na st. 15 poniżej ujścia Hornicy. Być może wiązało się to ze stromym i gliniastym charakterem brzegów Niemna na tym odcinku oraz opadami, które w dniu pobrania próby miały miejsce. Najniższe ilości zawiesin przypadały na górny bieg Niemna oraz na st. 9 poniżej

http://rcin.org.pl

osady Orle, gdzie Niemen szeroko rozlewał się. Przebieg krzywych zawiesin i zawiesin mineralnych prawie pokrywał się z sobą. Zawiesin lotnych było najmniej poniżej Czarnej Hańczy i Druskiennik. Poza tym bardzo mało zawiesin znaleziono pod Stołpcami, poniżej Mostów i ujścia Świsłoczy.

Sole pokarmowe

A m o n i a k. Zawartości amoniaku (rys. 5) wahały się na badanym odcinku Niemna od 0,015 mg/l N (st. 4) do 0,490 mg/l N (na st. 8) pod mostem w osadzie



Rys. 5. Azotany, azotyny i amoniak w wodzie Niemna

Niemen, gdzie tuż powyżej uchodziła rzeka Dzitwa, przynosząca wody zanieczyszczonej przez Lidę rzeki Liedziei. Na ogół amoniak występował wszędzie w małych ilościach około 0,050 mg/l N, a jedynie znaczne ilości spotkano poniżej Druskiennik i ujścia Rotniczanki—0,280 mg/l N(NH_3), która miała wysoką zawartość azotu organicznego (1,330 mg/l N), N albuminowego (0,480 mg/l N), a amoniaku 0,080 mg/l N(NH_3).

A z o t y n y. Najmniejszym ilościom amoniaku na stanowiskach 4—5 odpowiadał wyraźny wzrost azotynów (rys. 5) w wysokości do 0,05 mg/l N. Poza tym większe od zera ilości N(NO_2) występowały w górnym biegu Niemna do st. 6 (Moryń) włącznie. Wszędzie poniżej azotynów w ogóle nie wykryto.

A z o t a n y. Wspominanym minimom NH_3 i maksimom NO_2 odpowiadało niewielkie maksimum N(NO_3), jakby się tego teoretycznie należało spodziewać (rys. 5). Te stosunki jednak tak rzadko odpowiadają sobie w jeziorach i stawach, że nie mamy pewności, czy i tu przykład przez nas obserwowany nie był czysto wynikiem przypadku. Ilość azotanów wahała się w wąskich granicach 0,10—0,30 mg/l N, przy czym maksimum przypadło poniżej osady Orle (st. 9),

http://rcin.org.pl

które to stanowisko, jak niżej zobaczymy, wykazało się stosunkowo najniższym zanieczyszczeniem. Począwszy od wsi Mieszetniki na całym odcinku w dół zawartość azotanów wynosiła wszędzie około 0,10 mg/l $N(NO_3)$.

Fosforany. Zawartość fosforanów w wodzie Niemna wahała się od 0,13 mg/l PO_4 pod Stołpcami (st. 1) do 0,35 mg/l PO_4 na stanowisku 4 poniżej wsi Delatycze. Początkowo bardzo małe ilości fosforanów (rys. 3) rosną znacznie na odcinku, gdzie Niemen otrzymuje spływy z błot i dopływ Berezyny (stanowiska 4—6), po czym łagodnie zmniejszają się wzdłuż całego badanego biegu rzeki (z wyjątkiem znaczniejszego maksimum na st. 10), utrzymując się do końca na dość wysokim poziomie powyżej 0,15 mg/l PO_4.

Przyrost fosforanów na st. 4 mógł stać w związku z ogromnym spadkiem zawartości fosforu związanego (rys. 3), którego krzywa często przebiegała jak odbicie lustrzane krzywej fosforanów (na st. 1—3 i 10—20 włącznie). Na tych odcinkach ilości Fe były najniższe. Na odcinku st. 4—9 obie krzywe przebiegały podobnie i prawie na tym samym poziomie. Na ten sam odcinek przypadały najwyższe napotkane ilości żelaza w rzece (patrz wyżej). Jak zobaczymy niżej, na wielu stanowiskach Niemna wzrost ilości P związanego odpowiadał wzrostom napotkanego Fe w wodzie i odwrotnie. Można z powyższego wnosić, że część fosforanów była związana z żelazem. Podobne zjawisko, jak wiadomo, często stwierdzano w stawach i jeziorach.

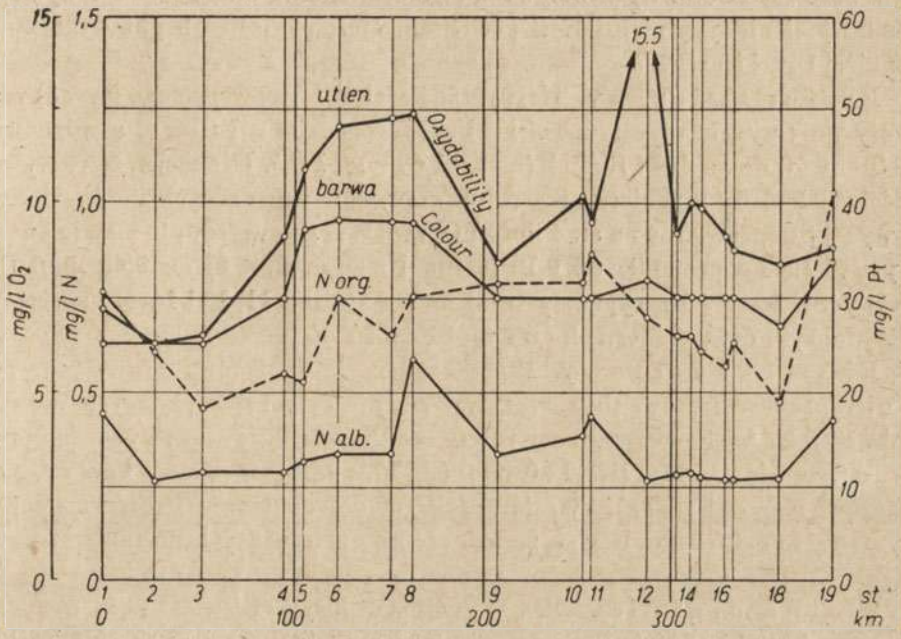
Łagodnemu spadkowi krzywej rozpuszczonego PO_4 odpowiadał łagodny wzrost zasadowości wody i odwrotnie. Nie ma jednak wystarczających podstaw, aby twierdzić, że następowało to wyłącznie wskutek wytrącania się trójzasadowych fosforanów wapnia, jak to dowodzi Gessner (1939) na przykładzie wód Dunaju, jakkolwiek woda Niemna była zupełnie pozbawiona wolnego CO_2. Napotkane ilości fosforanów* były w ogóle znacznie niższe niż w Dunaju, co zresztą w naszych rzekach nie jest rzadkością. Obserwowano tylko nieznaczny spadek ilości PO_4 wzdłuż biegu rzeki, który mógł się wiązać raczej z rozcieńczeniem wody na skutek dopływu uboższych w PO_4 wód ze zlewni. Ubogi w PO_4 był Niemen właśnie tylko na pierwszych trzech stanowiskach w górze rzeki, a nie poniżej. Dopływ znaczniejszych ilości PO_4 ze ściekami Grodna przez rzeczkę Horodniczankę (5,33 mg/l PO_4 i fosforu związanego—21,3 mg/l PO_4) nie odbił się w zawartości PO_4 Niemna nawet tuż poniżej ujścia ścieków, zapewne na skutek dużego rozcieńczenia wodami tej rzeki (przepływ w dniu badań— 114,4 m^3/sek, patrz wyżej).

* Badane fosforany znajdowały się z całą pewnością w stanie rozpuszczonym w wodzie, gdyż oznaczano je po odbarwieniu odpowiednio oczyszczonym węglem aktywnym w alkalicznym środowisku i przesączeniu przez sączek analityczny. Nie jest wykluczone, że część PO_4 mogła przechodzić do roztworu z fosforu organicznego, na skutek autolizy w czasie transportu prób wody. Autoliza powinna jednak zachodzić w takim razie i w wodzie w pierwszych trzech stanowiskach, gdzie mimo bardzo wysokiej zawartości fosforu związanego jednak miejsca nie miała (tylko 0,013—0,080 mg/l PO_4).

http://rcin.org.pl

Związki organiczne

Barwa. W Niemnie barwa wody była średnio wysoka, a wahała się w granicach od 25 do 40 mg/l Pt. Najniższa barwa przypadała na trzy pierwsze stanowiska badanego odcinka (rys. 6), a najwyższa na odcinek stanowisk 4—8 włącznie, w okolicach ujścia Berezyny. Poniżej osady Orle (st. 9) barwa wody



Rys. 6. Barwa, utlenialność, azot organiczny i azot albuminowy w wodzie Niemna

utrzymywała się z bardzo małymi wahaniami na poziomie około 30 mg/l Pt. Niemen posiada, jak z tego wynika, znaczniejsze ilości związków humusowych w wodzie. W większym stopniu był nimi obciążony odcinek Delatycze-Moryń, podlegający spływom z błot; odpowiadała temu, jak zobaczymy niżej, także wyższa utlenialność i strata przy prażeniu.

Utlenialność. Krzywa utlenialności wody Niemna (rys. 6) przebiegała w granicach 6,3—15,5 mg/l O_2, przy czym najniższe zawartości przypadały na górną część badanego odcinka (st. 2), a najwyższe na st. 12, poniżej wsi Mieszetniki i ujścia rzeki Roś. Drugie znaczniejsze maksimum utlenialności przypadło na odcinek stanowisk 5—8, poniżej ujścia Berezyny i kanałów z błot, podobnie jak to miało miejsce i przy barwie wody.

Azot organiczny. Najwyższe zawartości azotu organicznego (1,03 mg/l N) napotkano poniżej Druskiennik i ujścia rzeki Rotniczanki na st. 20 (rys. 6). Drugie maksimum wystąpiło poniżej fabryki dykt Mosty (st. 11),

http://rcin.org.pl

a trzecie na st. 1 pod Stołpcami. Wartość najniższą (0,455 mg/l N) obserwowano na stanowisku 3, a następnie poniżej ujścia rzeki Czarnej Hańczy.

Azot albuminowy. Zawartości azotu albuminowego (rys. 6) wahały się w granicach 0,265—0,590 mg/l N, przy czym minimum przypadało na st. 2 i 12 a maksimum na st. 8, pod mostem w osadzie Niemen (powyżej stały duże transporty tratw z drzewem). Na odcinkach stanowisk 2—7 i 12—18 wahania w zawartości N alb. były bardzo małe. Znaczniejsze ilości N alb. wystąpiły poza wymienionym maksimum pod Stołpcami, poniżej fabryki dykt Mosty i poniżej Druskiennik.

Fosfor związany. Najwyższe ilości fosforu związanego (rys. 3) przypadły na trzy pierwsze stanowiska badanego odcinka Niemna, a mianowicie od Stołpców do gajówki Rumok (maks. 1,69 mg/l PO_4). Być może, że te wysokie ilości pochodziły z zanieczyszczeń lub dopływów uchodzących do Niemna już powyżej Stołpców. Już na st. 4 ilość PO_4 związanego gwałtownie malała i utrzymywała się na poziomie od 0,12 (osada Niemnowo st. 8) do 0,48 mg/l PO_4. Najwyższe wartości przypadały tutaj na stanowiska 11, 12 i 14—to znaczy poniżej fabryki dykt w Mostach oraz ujść Rosi i Kotry.

Ekstrakt eterowy. Próby oznaczenia wyciągów eterowych z wody, a więc oznaczenia tzw. tłuszczu surowego, nie dały zadowalających wyników (tab. IV). Na wielu stanowiskach zawartość tłuszczu surowego wynosiła 0; pewne jest, że nie przekraczała 12,0 mg/l (st. 17, poniżej ujścia ścieków z Grodna rzeczką Horodniczanką). Wątpliwości co do dokładności otrzymywanych wyników budzi ich gwałtowna zmienność na następujących po sobie stanowiskach.

Siarka organiczna. W górnym biegu Niemna pod Stołpcami zawartość siarki organicznej wynosiła 2,27 mg/l SO_4, na innych stanowiskach odnośnych oznaczeń nie wykonano.

Ogólny obraz składu chemicznego wody na bardziej charakterystycznych stanowiskach Niemna

Z przeprowadzonej analizy składu chemicznego wody Niemna wzdłuż jego biegu wynika, że poszczególne stanowiska mają tylko nieznacznie zmieniony skład wody, charakterystyczny zależnie od tego, jakiego rodzaju związki do rzeki dopływają, czy to w postaci spływów i dopływów wód naturalnych, czy też ścieków przemysłowych lub miejskich.

Ogólnie biorąc skład chemiczny wody Niemna na całym badanym odcinku był dość do siebie podobny. Woda wszędzie nagrzewała się powyżej 19°C, była lekko mętna, średnio zabarwiona i średnio wysokiej utlenialności, lekko lub wyraźnie alkaliczna, średnio twarda, o bardzo małej twardości niewęglanowej, gdzieniegdzie z zasadowością alkaliczną(?), przeważnie zupełnie pozbawiona wolnego dwutlenku węgla, o bardzo małych ilościach chlorków, małych lub

http://rcin.org.pl

średnich ilościach żelaza, siarczanów, amoniaku, azotynów i fosforanów, średniej zawartości manganu, azotanów, azotu organicznego i albuminowego, średniej suchej pozostałości, wywołanej głównie związkami mineralnymi, o małej ilości zawiesin i ciał lotnych oraz przeważnie o małej lub średniej ilości fosforu związanego. Zawartości ekstraktu eterowego były przeważnie bliskie zera. Natlenienie wody było wszędzie wysokie, powyżej 79% nasycenia, jednak mimo bardzo małego zanieczyszczenia rzeki tylko gdzieniegdzie zbliżało się do 100%, pełnego nasycenia nie osiągając.

Na tym tle składu chemicznego wody Niemna dały się zauważyć pewne objawy wpływów zewnętrznych na rzekę. Górny bieg Niemna, badany na początkowych stanowiskach 1—8, tworzył swoistą całość, stojącą, jak wspominaliśmy, pod wpływem spływów z błot, lasów oraz zanieczyszczeń z miasta Stołpce, ewentualnie z górnej części zlewni powyżej tego miasta oraz z miasta Lidy przez rzekę Liedzieję i Dzitwę. Te czynniki sprawiły, że pod Stołpcami aż do gajówki Rumok (st. 3) zwraca uwagę wysoka zawartość fosforu związanego, dochodząca do 1,69 mg/l PO_4 (dość wysoki N org.), jednak przy średniej barwie i niskiej utlenialności wody. Wnosimy stąd, że jest to wpływ zanieczyszczający miasta Stołpce lub być może ścieków dopływających powyżej tego miasta.

Na stanowisku 4—8 rzeka dostawała się pod wyraźny wpływ spływów z lasów i błot rzeką Berezyną i kanałami Szubino-Niemeńskim, Żółto-Niemeńskim i innymi mniejszymi dopływami. Na odcinku tym zaznaczył się też znaczny wzrost barwy wody, jej utlenialności, zawartości żelaza, powolny wzrost zawartości azotu organicznego, albuminowego, azotynów, amoniaku, chlorków, suchej pozostałości, związków lotnych i zawiesin, siarczanów i fosforanów. Nasycenie tlenem spadało na st. 5 do 79%. Ilość wolnego CO_2 wzrosła na tym samym stanowisku do najwyższej napotkanej w Niemnie cyfry 2 mg/l CO_2. Na stanowisku 8 poniżej ujścia Dzitwy zwracała uwagę wysoka zawartość amoniaku, N alb. i N. org. w wodzie, co wskazywałoby na pewien wpływ ścieków Lidy na Niemen.

Opisane stosunkowo najwyższe obciążenie Niemna związkami organicznymi, przeważnie naturalnego pochodzenia, zostało przez rzekę zupełnie zwalczone na st. 9 pod Orlami. Na stanowisku tym, gdzie rzeka rozlewa się szeroko i płynie wśród malowniczych stromych i piaszczystych brzegów (fot. 4), absolutna ilość tlenu osiąga swe maksimum (procentowo—nie, gdyż w dniu tym akuratnie temperatura wody była najniższa w ciągu badań), a zawartość wolnego CO_2 spadała do zera. Równocześnie ilości chlorków i azotynów spadły prawie do zera i zmniejszyły się znacznie zawartości amoniaku, azotu albuminowego, barwa, utlenialność, ilość związków lotnych i zawartości żelaza. Równocześnie wzrosła w wodzie ilość azotanów i fosforanów, przy wzroście ilości azotu organicznego i fosforu związanego. *pH* na tym stanowisku było wyraźnie alkaliczne (*pH* = 8,6).

http://rcin.org.pl

Poniżej stanowiska 9 rzeka przechodzi stopniowo w odcinek biegu o charakterze górskim, który szczególnie ma ten wyraz na stanowiskach 12—15 (fot. 6). Jednak na tym właśnie odcinku rzeka otrzymywała—jak już wiemy— bezpośredni dopływ ścieków z fabryki dykt Mosty i zanieczyszczane dopływy Roś, Świsłocz i Kotra. Równocześnie rzeka potężnieje i przybiera na masie wody. Zapewne skutkiem powstałych dużych rozcieńczeń, bystrego prądu, znacznej szerokości koryta i małej głębokości nasycenie wody tlenem utrzymywało się na poziomie powyżej 85%, a nawet często powyżej 90%, przy zupełnym braku wolnego CO_2. Na ogół biorąc wzrastała na tym odcinku ilość zawiesin, żelaza i fosforu związanego, a nieznaczny wzrost tylko poniżej ujścia ścieków z fabryki dykt w Mostach wykazywała utlenialność, zawartość azotu organicznego, albuminowego, suchej pozostałości, związków lotnych i siarczanów. Poniżej st. 11 zawartość N org. i SO_4 łagodnie malała, a N alb. lekko opadał i potem utrzymywał się bez charakterystycznych zmian. Również charakterystycznych zmian na tym odcinku nie zaobserwowano odnośnie PO_4, Mn, barwy, związków lotnych (poza st. 11), NH_3, NO_2 i NO_3. Wynikałoby z tego, że pewne lokalne zanieczyszczenie, wywołane przez fabrykę dykt w Mostach i ewentualnie dopływające rzeką Roś, było bardzo szybko zwalczone przez Niemen, bez znaczniejszych dla niego ujemnych skutków.

Pod Grodnem (st. 16) znajdowała się w Niemnie woda dobrze natleniona (89,8%), bez wolnego CO_2, nieco mętna, średnio zabarwiona, średniej twardości, o małej twardości niewęglanowej, prawie bez żelaza, manganu, chlorków, azotynów, o małej ilości amoniaku, azotanów i fosforu związanego, o średniej ilości fosforanów, suchej pozostałości, związków lotnych, N org., N alb. oraz SO_4.

Dopływ ścieków z Grodna rzeczką Horodniczanką zaznaczał się tylko bardzo nieznacznie wzrostem zawartości N org., amoniaku, związków lotnych, suchej pozostałości, Mn i mineralnych zawiesin oraz ciał rozpuszczonych. Inne badane cechy w ogóle nie uległy żadnym charakterystycznym zmianom.

Wpływ spływów i dopływów z Puszczy Ągustowskiej, mierzony na stanowisku 18 poniżej ujścia Czarnej Hańczy, również nie zaznaczył się w większym stopniu. Nieznacznie wzrosło nasycenie wody tlenem, dalej wzrosła zasadowość i twardość ogólna, fosfor związany, sucha pozostałość, pozostałość po prażeniu i ilość ciał rozpuszczonych, a nieco zmalała ilość zawiesin, związków lotnych, amoniaku, N org., barwa i utlenialność wody.

Różnice te były jednak tak nieznaczne, że z pewnością mieściły się w granicach zmienności składu wody na stanowisku 17. Masa wody Niemna była widocznie wystarczająco duża, by oprzeć się wpływom zlewni i zachować stosunkowo dużą jednostajność składu.

Dopływ Rotniczanka i zanieczyszczenia miasta Druskienniki nie wywołały znaczniejszych zmian w nasyceniu wody tlenem, zawartość wolnego CO_2 pozostała równa zeru, tylko nieznacznie wzrosła zawartość chlorków, siarczanów,

http://rcin.org.pl

ciał rozpuszczonych, lotnych, amoniaku, azotu alb., N org., utlenialność, a zmalała zasadowość, twardość ogólna wody i ilość zawiesin.

Prawie bez zmian pozostały ilości żelaza, manganu i fosforu związanego. Poza tym wpływ Druskiennik i Rotniczanki na skład chemiczny wody Niemna, aczkolwiek widoczny, był tak niewielki, że pozostał bez praktycznego znaczenia.

Pod względem chemicznym można więc na badanym odcinku Niemna wyróżnić trzy strefy, a mianowicie:

1. Stołpce-Orle, na której rzeka podlegała najznaczniejszym zmianom składu chemicznego i stała pod wpływem wielkich zanieczyszczeń naturalnych w postaci spływów ze zlewni lesistej i bagnistej i wpływom Dzitwy zanieczyszczanej pośrednio przez Lidę.

2. Mosty-Grodno, gdzie rzeka ponownie była narażona na zanieczyszczenia, ale tym razem głównie na zanieczyszczenia przemysłowe, z którymi jednak sobie dobrze radziła, tak że nie traciła cech wody czystej, dobrze natlenionej.

3. Grodno-Druskienniki, gdzie skład wody rzeki nie ulegał prawie żadnym zmianom naturalnym, a zanieczyszczenia Grodna i Druskiennik wywierały pod względem chemicznym wpływ widoczny, ale minimalny.

Niemen na badanym odcinku przedstawiał poza tym pod względem chemicznym rzekę czystą, tylko nieznacznie ulegającą zanieczyszczającym wpływom zlewni. Warunki chemiczne wzdłuż jej biegu ulegały małym, łagodnym zmianom, przy czym odcinek środkowy (Orle-Grodno) reprezentował szybko płynącą, czystą rzekę, jakby bardziej oligotroficzną; odcinki powyżej osady Orle i poniżej Grodna miały cechy rzek wolniej płynących, przy czym jakby silniej zeutrofizowanych w chemicznej interpretacji tego pojęcia.

Stwierdzony skład wody odnosił się, jak wiadomo, do jednego z najniższych letnich stanów Niemna. Był on więc charakterystyczny dla jednego z najniebezpieczniejszych stanów rzeki. Ponieważ przy tym stanie zaobserwowano pod każdym względem tylko bardzo nieznaczne zanieczyszczenie, możemy twierdzić, że przedstawiony skład chemiczny wody wzdłuż biegu rzeki jest przykładem stosunków panujących w czystej rzece i może mieć znaczenie w rozważaniach teoretycznych nad składem niezanieczyszczonych wód rzecznych.

C. Niektóre wskaźniki bakteriologiczne w wodzie rzeki Niemna w lecie

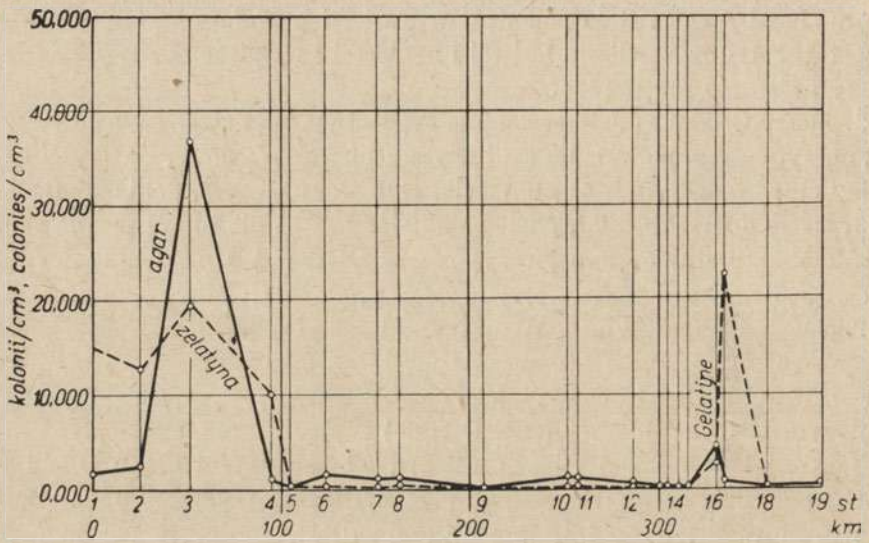
Posiewy na żelatynie

Ilość kolonii bakterii wyrastających na żelatynie (tab. VIII) wahała się na badanym odcinku Niemna od 30 do 52 000. Jak widać z krzywej na rys. 7, najwyższe ilości bakterii napotykano w okolicy wszystkich miast, obok których Niemen przepływał. Tak więc najwyższe ilości (powyżej 3 000) przypadały na pierwsze 4 stanowiska koło i poniżej Stołpców (st. 1—4), pod Grodnem (st. 16—17) i poniżej Druskiennik (st. 20). Na pozostałych odcinkach, tj. na stanowiskach

http://rcin.org.pl

5—15 i 18—19, ilości bakterii były o wiele niższe, sięgające od 30—3000. I tu zwiększone ilości kilkuset kolonii bakteryjnych na 1 cm³ wody przypadały na stanowiska położone w pobliżu osad i wsi lub poniżej zanieczyszczanych dopływów, z których szczególnie zaznaczyły się osada Niemen (poniżej ujścia Dzitwy), Mosty i plaża pod Druskiennikami.

Jak wiadomo, posiewy na żelatynie są bardzo czułym wskaźnikiem nie tylko na zanieczyszczenia miejskie, ale także na spływy wód ze zlewni, wy-



Rys. 7. Zawartość bakterii w wodzie Niemna

wołane np. większymi deszczami. Z przebiegu krzywej nr 1 (rys. 7) widzimy, że zmiany w ilości bakterii zachodziły gwałtownie, a odcinki wykazujące to zanieczyszczenie były krótkie, jak np. pod Mostami, Grodnem i Druskiennikami. Wkrótce poniżej miejsca zanieczyszczenia ilość bakterii raptownie malała. Wyjątek stanowił odcinek miasta Stołpce, wykazujący duże ilości bakterii na około 95 km biegu rzeki, mimo że poniżej Stołpców znajdowało się nad rzeką tylko kilka wsi. Ponieważ w czasie zbierania prób z tego odcinka spadł ulewny deszcz (patrz uwagi tab. VIII) sądzić można, że także jego wpływ znalazł swój wyraz w zwiększonych wynikach posiewów na żelatynie.

Porównując absolutne wartości uzyskanych wyników widzimy, że w pobliżu miast były one średnio wysokie i wykazywały znaczniejsze zanieczyszczenie.

Posiewy na agarze

Wyniki posiewów na agarze (tab. VIII, rys. 7) prawie w zupełności odtworzyły obraz uzyskany z posiewów na żelatynie, to znaczy tam napotykano

http://rcin.org.pl

Tabela VIII

Skład bakteriologiczny wody wzdłuż biegu Niemna w lecie 17.VI — 6.VII.1939 r.

Bacteriological contamination of water in the course of the Niemen river in summer (17.VI — 6.VII) 1939

Stanowisko Point	km biegu Niemna km of water course		Żelatyna Gelatine cm³	Agar cm³	Miano *E. coli* *E. coli* titer				Przypuszczalne źródło zaniecz. Supposed source of contamination	Uwagi Remarks
	od Stołpców from Stołpce	między stanowiskami between points	Number of colonies		10	1.0	0.1	0.01		
1	0	0	15000	1800	+	+	—	—	Stołpce	
2	26,9	26,9	13000	2500	+	+	—	—	,,	W 14 g. po ulewnym deszczu 14 hours after a heavy rain
3	52,3	25,4	20000	37000	+	+	+	—	,,	W 38 g. po ulewnym deszczu 38 hours after a heavy rain
4	94,7	42,4	10000	684	+	+	—	—	,,	—
5	105,4	10,7	1300	310	+	+	—	—	—	—
6	123,2	17,8	10000	1700	+	+	—	—	—	deszcz rain
7	151,2	28,0	100	75	+	+	—	—	—	—
8	163,0	11,8	3000	950	+	+	—	—	Dzitwa	—
9	208,0	45,0	1450	290	+	—	—	—	—	—
10	252,5	44,5	2500	1650	+	+	—	—	Mosty	—
11	256,1	3,6	300	115	+	+	—	—	—	—
12	286,8	30,7	900	45	+	+	—	—	—	—
Świsłocz	303,0	—	350	20	+	+	—	—	—	—
13	303,3	16,5	60	20	+	+	—	—	—	—
Kotra	309,5	—	40	10	+	+	—	—	—	—
14	309,8	6,5	30	12	+	+	—	—	—	—
15	314,7	4,9	40	13	+	—	—	—	—	—
16	329,7	15,0	34000	4100	+	+	—	—	Grodno	—
Horodniczanka	331,0	—	590000	49000	+	+	+	?	—	—
17	332,2	2,5	24500	1000	+	+	—	—	Grodno	—
18	357,1	24,9	370	70	+	+	—	—	—	—
19	382,6	25,5	2400	125	+	+	+	—	Plaża Strand	
Rotniczanka	384,9	—	40000	3000	+	+	+	—	—	—
20	385,0	2,4	52000	22000	+	+	+	—	Druskieniki	—

http://rcin.org.pl

większe ilości kolonij rosnących na agarze, gdzie było ich także więcej na żelatynie. A więc podobnie duże ilości kolonij z posiewów na agarze spotykano wyłącznie w pobliżu wspomnianych miast Stołpce, Grodno i Druskienniki. Poza tym większe ilości kolonij zanotowano koło osad Mosty, Niemen i Moryń.

Pod względem absolutnych wielkości, które wahały się na agarze od 12 do 37 000 w cm^3, wyniki na agarze były stale znacznie niższe od wyników posiewów na żelatynie.

Miano *E. coli*

Miano *E. coli* wody Niemna nigdzie nie było niższe od 0,1 (st. 3,9 i 20), a tylko na dwóch stanowiskach (st. 9 i 15) osiągnęło 10 (tab. VIII). Poza tym na wszystkich stanowiskach wynosiło 1,0. Ponieważ oznaczeń *E. coli* nie dokonywano metodą Buliera ani też nie wykonywano posiewów na Endo, być może, że oznaczone miano odnosiło się do bakteryj, które np. można napotkać również przy posiewach z mułu, nasion, mąki, ryb solonych itp. (por. np. Savage, wg Cumming 1916).

Maksimum występowania *E. coli*, zgodnie z uwagami Hoskinsa (1926) i innych, nie przypadało tuż przy ujściu ścieków, lecz niżej (w naszym przypadku na st. 3, około 30 godzin przepływu), po czym malało tak, że minimum uzyskało na st. 9 Orle, gdzie *E. coli* wykrywano dopiero w 10 cm^3 wody. Na stanowisku tym również pod względem chemicznym wody Niemna uzyskiwały najwyższy stopień czystości. Do Orli od miejsca, w którym napotkano największe ilości *E. coli*, musiała rzeka płynąć około 1551 godzin, co rzeczywiście wystarcza wg danych Hoskinsa do zmniejszenia się *E. coli* z ilości początkowej 100 bakteryj *E. coli* na 1 cm^3 do 7 na 1 cm^3 w okresie letnim.

Pod Grodnem, z którego ścieki spływały bezpośrednio do Niemna, miano *E. coli* nie spadało poniżej 1,0, zapewne na skutek dużych rozcieńczeń i rannej godziny pobrania próby (8,00), gdyż na tym stanowisku rzeka prowadziła w czasie badań około 114 m^3 wody, a tylko nieznaczna część miasta była skanalizowana.

Podsumowując widzimy, że odcinki Niemna na st. 5—9, 12—15 i 18—19 wykazywały stosunkowo małe ilości bakteryj rosnących zarówno na żelatynie, jak i agarze. Wyraźniej zanieczyszczony pod względem bakteriologicznym okazał się odcinek 95 km biegu Niemna na stanowiskach 1—4 (wpływ miasta Stołpce), 3 km na stanowiskach 16—17 (wpływ Grodna) i około 3 km na stanowiskach 19—20 (wpływ Druskiennik). Małe lokalne zanieczyszczenie pod względem bakteriologicznym wykazał Niemen koło osad Mosty, Niemen i Moryń.

Porównując wielkość wskaźników bakteriologicznych w Niemnie z ich wielkością w Pilicy, Wieprzu i wielu innych rzekach można stwierdzić, że bakteriologiczne obciążenie Niemna było bardzo nikłe.

http://rcin.org.pl

D. Omówienie wyników

Stan zanieczyszczenia Niemna

Z przeprowadzonych badań chemicznych i bakteriologicznych wynikło, że wody Niemna były w zasadzie czyste, a tylko bardzo nieznacznie zanieczyszczone na niektórych odcinkach.

Na pewne zanieczyszczenie Niemna pod Stołpcami wskazywały tylko duże ilości fosforu związanego i nieznacznie zwiększone ilości amoniaku i azotynów w wodzie. Utlenialność wody, azot organiczny i albuminowy oraz nasycenie wody tlenem pozostały w normie dla wód niezanieczyszczonych. To nieznaczne zanieczyszczenie utrzymywało się, a nawet zwiększało się na odcinku pierwszych trzech stanowisk (52 km), co prawdopodobnie wiązało się z opadłym w tym czasie ulewnym deszczem (próba na km 27 i 52 odpowiednio w 14 i 38 godzin po deszczu). Na kilometrze 95 (st. 4) obserwowano pewne oczyszczenie się wody, jednak poniżej na stanowisku 5—6 stan się znowu nieco pogorszył pod wpływem naturalnych spływów ze zlewni (błota nad Berezyną i kanałem Szubino-Niemeńskim i Żółto-Niemeńskim, a na st. 8 pod wpływem zanieczyszczanej przez Lidę Liedziei i Dzitwy). Na st. 5 (208 km około $6^1/_2$ dnia przepływu od Stołpców) pod Orlami proces samooczyszczania się wody osiągał swe maksimum, woda nabierała cech wody zupełnie czystej. Pod względem bakteriologicznym odcinek ten na pierwszych 95 km (st. 1—4) wykazywał pewne zanieczyszczenie szczególnie bakteriami rosnącymi na żelatynie i agarze, najniższe miano *E. coli* wynosiło 0,1 na st. 3 (52 km od Stołpców). Następnie woda aż do Orli wykazywała tylko małą zawartość bakteryj z małymi lokalnymi zanieczyszczeniami (osada Niemnowo i wpływ Dzitwy), a pod Orlami miano *E. coli* wzrosło do 10.

Reasumując możemy podkreślić, że Stołpce (lub być może także jakieś źródła zanieczyszczeń powyżej tego miasta) wywierały na Niemen niewielki wpływ zanieczyszczający, który znajdował swój wyraz przede wszystkim pod względem bakteriologicznym. Rzeka likwidowała to zanieczyszczenie w znacznym stopniu w pierwszych 80 godzinach przepływu. Do tego zanieczyszczenia dołączało się jednak nowe naturalne zanieczyszczenie chemiczne na około 95 km przepływu Niemna w okolicy Berezyny poniżej st. 4, nieznaczne zanieczyszczenie koło osady Niemen (st. 8) oraz wpływ Lidy przez rzeki Liedzieję i Dzitwę. Zanieczyszczenie bakteriologiczne zmniejszało się znacznie już po $3^1/_3$ dniach przepływu, a ustępowało kompletnie wraz z zanieczyszczeniem chemicznym dopiero po $6^1/_2$ dniach koło Orli na 208 km biegu rzeki.

Osada Mosty wywoływała nieznaczne zanieczyszczenie chemiczne i bakteriologiczne Niemna; to ostatnie szybko znikało (km 252—256). Fabryka dykt w Mostach dodając swe zanieczyszczenie również nie wywierała na Niemen większego wpływu (st. 10—11). Skład chemiczny wody Niemna aż po Grodno (st. 16—330 km) pozostawał typowy dla wody czystej, a nasycenie wody tlenem nigdzie nie spadało poniżej 80%, gdyż ujścia rzek Rosi, Świsłoczy i Kotry

http://rcin.org.pl

również nie wywołały większych zmian w składzie wody Niemna. Skład bakteriologiczny nie wykazywał na tym odcinku żadnego zanieczyszczenia, tak że ilość bakteryj zmniejszała się do kilkudziesięciu w cm^3 wody, a miano *E. coli* wzrosło ponownie do 10 (st. 15—315 km biegu).

Z powyższego wynika, że Niemen na odcinku Mosty-Grodno pozostawał niezanieczyszczony, mimo ujścia ścieków z fabryki dykt w Mostach oraz zanieczyszczanych dopływów Roś, Świsłocz i Kotra.

Wpływ Grodna na zanieczyszczenie Niemna pod względem chemicznym nie znalazł większego wyrazu. Widocznie rozcieńczenie było tak duże, że już 1 km poniżej ujścia Horodniczanki wpływu ścieków nie można było zauważyć. Natomiast pod względem bakteriologicznym odcinek Niemna pod Grodnem był wyraźnie zanieczyszczony (kilkanaście tysięcy kolonij w cm^3), aczkolwiek miano *E. coli* nie spadało poniżej 1,0. Stan ten utrzymywał się jednak tylko na odcinku około 3 km pod Grodnem. Już 25 km poniżej Niemnowa i ujścia Czarnej Hańczy (więc na odcinku około 1/2 doby przepływu od Grodna) woda Niemna była znowu całkowicie niezanieczyszczona. Zbliżając się do Druskiennik (383 km od Stołpców) napotkano na plażę i tu występowało ponowne bakteriologiczne zanieczyszczenie Niemna, tak że miano *E. coli* spadało do 0,1. Pod samym miastem wzrastała też znacznie ilość bakteryj w cm^3 wody. Pod względem chemicznym też napotykano tu na zwiększone wskaźniki zanieczyszczenia, mianowicie zwiększyła się ilość ciał rozpuszczonych lotnych, azotu organicznego i amoniaku wody. Jednak, jak wspomniano, powyższe zanieczyszczenie Niemna było wprawdzie wykrywalne, ale bardzo nieznaczne.

Mały stopień zanieczyszczenia Niemna wykazany zarówno pod względem chemicznym, jak i bakteriologicznym wskazuje, że pod względem rybackim na badanym odcinku Niemna nie istniały żadne trudności w związku z zanieczyszczeniem rzeki i można twierdzić, że tylko powstanie nowych dużych źródeł zanieczyszczeń mogłoby ten stan pogorszyć.

Stanowisko Niemna w przypuszczalnej klasyfikacji rzek

Jak dotąd nie została stworzona ogólna klasyfikacja rzek, mimo że istniały pod tym względem pewne próby (Shelford 1913, 1923, Pearse 1926, Muttkowski 1929, Hora 1930, Ricker 1934 i inni, wg Welcha 1935). Nie posiadamy też pod tym względem prób regionalnych. Z badań dotychczas istniejących wydaje się, że klasyfikacja powinna być oparta na następujących zasadach ogólnych.

Przede wszystkim o typie rzek decyduje ich położenie i związany z tym klimat, a więc mógłby tu obowiązywać zmodyfikowany podział Forela (1895) na zbiorniki polarne, stref umiarkowanych i tropikalne. Wśród tych napoty-

http://rcin.org.pl

kamy rzeki stałe (nie wysychające) i okresowe. Rzeki okresowe odbiegają bardzo od stałych i przy klasyfikacji normalnych rzek nie mogą wchodzić w rachubę. Wśród rzek stale płynących ważna z kolei jest ich wielkość wyrażona w masie przepływającej wody. Pod tym względem jako prowizoryczny przyjmiemy podział na: strumienie (< 1 m^3/sek), rzeczki (1—5 m^3/sek), rzeki (5—50 m^3/sek), wielkie rzeki o przepływie powyżej 50 m^3/sek, licząc przy średnim niskim stanie wód w lecie.

Następnie o charakterze wody płynącej decyduje prędkość przepływu. Tutaj można by zaproponować podział na 3 grupy, a mianowicie: o przepływie poniżej 0,4 m/sek, wolno płynące o charakterze nizinnym, rzeki o średnio szybkim przepływie 0,4—0,9 m/sek, o charakterze pośrednim i rzeki o wartkim prądzie powyżej 0,9 m/sek, mające zazwyczaj charakter wybitnie górski*. Zazwyczaj z tym podziałem wiąże się charakter dna rzeki i temperatura jej wody. Rzeki o szybkim prądzie mają zazwyczaj zimniejszą wodę i twardsze dno, roślinność ich jest zwykle znacznie uboższa (por. Pearse 1926).

Zależnie od charakteru zlewni różny jest skład chemiczny wody rzek. Zgodnie z podziałem Naumanna (1932) można wyróżnić 7 zasadniczych typów wód, a mianowicie: 1) eutroficzny, 2) oligotroficzny, 3) alkalitroficzny, 4) argilotroficzny, 5) siderotroficzny, 6) dystroficzny i 7) acidotroficzny. Gdy jednak odnośnie jezior ten podział jest na ogół uzasadniony, z wyjątkiem istnienia typu alkalitroficznego, to dla rzek nie wydaje mi się jasne określenie rzeki eutroficznej, gdyż zasadnicza cecha definicji wiąże się w jeziorach z powstawaniem trwałych zakwitów, które, jak wiemy, w rzekach normalnych nie występują. Natomiast w sensie chemicznej definicji tego terminu (eutroficzny —+ NO_3, + PO_4 przyswajalny, oligotroficzny—ubóstwo tych składników) podział taki jest możliwy z zaznaczeniem, że termin „eutroficzna woda rzeczna" nie określa wysokiej produkcji związków organicznych, tylko jej zasobność w sole pokarmowe.

Produkcja roślinna, mikro- i makrofitowa, układa się w rzekach zależnie od wyżej scharakteryzowanych warunków hydrograficznych i wpływów zewnętrznych. Jeśli ostatnie pominąć, to możemy sobie wyobrazić, że w określonym typie hydrograficznym rzeki występują określone zespoły roślinne, różne jakościowo. Na razie nie umiemy ich wyodrębnić, gdyż wpływy zewnętrzne na większość rzek (jak się na razie zdaje) są bardzo znaczne i nadają charakter ich roślinności makrofitowej i planktonowej. Można jednak sobie wyobrazić na podstawie danych z Niemna i innych rzek (por. Welch 1935), że zależnie od opisanych wyżej warunków można wyróżnić rzeki, w których letnim fitoplanktonie dominują wyłącznie okrzemki, okrzemki i zielenice, bądź okrzemki, zielenice i sinice (por. Butcher 1932).

* Cilleuls (1928) dzieli rzeki tylko na 2 grupy twierdząc, że wyraźne różnice występują tylko w środowiskach o bardzo szybkim lub słabym prądzie. Przyznaje jednak, że można wyróżnić grupy rzek przejściowych między rzekami szybko i wolno płynącymi.

http://rcin.org.pl

Zooplankton rzek (por. W e l c h 1935) składa się głównie z wrotków, a znacznie mniejszy udział biorą w nim *Entomostraca*. W wielkich rzekach, a szczególnie wolno płynących, stosunek ten przesuwa się na korzyść *Entomostraca* (por. B e h n i n g 1928, R e i n h a r t 1931).

Ważnym szczegółem w klasyfikacji rzek może być charakterystyka ich fauny *Mollusca* i w ogóle fauny dennej (por. R i c h a r d s o n, 1921, rzeka Illinois). Może być to szczególnie miernikiem tej części produkcji rzeki, która jest natury heterotroficznej, powstaje tylko przez przeróbkę przyniesionych już do koryta części organicznych ze zlewni. Ważnym uzupełnieniem jest jakościowa charakterystyka fauny ryb w myśl podziału B o r n e - B e n e c k e (1886). Ilościowe wyniki odłowów mogą potwierdzić te wnioski, które z przeprowadzonej klasyfikacji powinny pod tym względem wynikać. Na przykład w rzece Illinois produkcja roczna planktonu i wielkość odłowów ryb są z sobą w ścisłej zależności (K o f o i d 1908).

Stosownie do powyższych aspektów na klasyfikację rzek Niemen określamy jako rzekę strefy umiarkowanej, trwałą, średniej wielkości, o średnio szybkim przepływie, piaszczystym dnie, w lecie silnie nagrzewającej się wodzie, o ubogiej roślinności podwodnej i przybrzeżnej. Typ wody Niemna jest mezotroficzny w hydrochemicznym znaczeniu tego słowa, to znaczy woda jest o średniej zasadowości i zabarwieniu, średnio zasobna w fosforany i azotany, o słabo alkalicznym odczynie. Na niektórych odcinkach ulega słabym wpływom siderotroficznym (st. 4—8) lub argilotroficznym (st. 12—15). Woda bywa tylko lekko zanieczyszczona. Fitoplankton typu „okrzemki-zielenice" lub w niższym biegu „okrzemki-zielenice-sinice". Ilościowo fitoplankton raczej ubogi, np. w porównaniu do Wołgi (B e h n i n g, l.c.) i Łaby (S e e l e r 1935), w wielu przypadkach pochodzący z dopływów. Zooplankton utworzony głównie z wrotków z nieznacznym udziałem *Entomostraca*, ilościowo ubogi*.

W faunie ryb na badanym odcinku często pojawiają się *Chondrostoma nasus* L. i *Barbus fluviatilis* Agassiz, które można uważać za formy charakterystyczne dla tego typu rzek. Często bywa poławiany węgorz. Na niektórych odcinkach napotkano *Petromyzontidae*. Łosoś wg zdania rybaków pojawia się rzadko i tylko na odcinku stanowisk położonych poniżej st. 8. Pstrągi wg wywiadu występują tylko w dopływach (Hornica, Łososna, Czarna Hańcza i inne).

Skład chemiczny wody Niemna w porównaniu z wodami pobliskich jezior

Można założyć, że pod pewnymi względami skład wody rzecznej powinien odtwarzać przeciętny skład wód najczęściej spotykanych w zlewni. Jeśli cho-

* Z badań nie opublikowanych doc. dr Ireny C a b e j s z e k (fitoplankton) i mgr Marii W i e r z b i c k i e j (zooplankton).

http://rcin.org.pl

dzi o porównanie z jeziorami, możemy brać pod uwagę oczywiście tylko takie składniki, które w stosunku do swej ilości w wodzie ulegają stosunkowo niewielkim zmianom pod wpływem procesów chemicznych i biologicznych, gdyż procesy te w rzekach i jeziorach przebiegają zupełnie różnie. A więc wybrano do porównania przede wszystkim chlorki, siarczany i zasadowość wody. Jeziora Suwalszczyzny położone w pobliżu Niemna dostarczyły do tego celu materiału porównawczego.

Zawartość chlorków w wodzie Niemna wynosiła na całym odcinku 0-2,5 mg/l Cl. W porównaniu z zawartością Cl jezior wigierskich (Stangenberg 1937), która w jeziorach różnych typów w czasie cyrkulacji jesiennej wynosiła od 0 do 4,3 mg/l Cl, zawartości chlorków w Niemnie były tego samego rzędu i niczym się nie wyróżniały, mimo że na skład wody Niemna mogły mieć wpływ zarówno wody głębinowe, jak i zanieczyszczenia miejskie.

Podobnie i zawartości siarczanów w wodzie Niemna (6,58—13,99 mg/l SO_4) przypominały zawartości siarczanów w wodzie różnych typów jezior wigierskich (30 mg/l SO_4, Stangenberg, 1937) w ich najczęściej spotykanych ilościach.

Szczególnie charakterystyczna wydaje się zasadowość wody Niemna (81,1—95,0 mg/l CaO) na tle krzywej częstotliwości zasadowości 125 jezior Suwalszczyzny (Stangenberg 1936). W całym materiale badanych jezior najliczniej była reprezentowana grupa jezior o zasadowości 80—90 mg/l CaO. Właśnie zasadowość wody Niemna również tutaj dałaby się zaliczyć.

Można spodziewać się zatem przynajmniej odnośnie chlorków, siarczanów i zasadowości, że średniej wielkości rzeka posiada skład chemiczny wody jezior najczęściej występujący w jej zlewni. Jeśli chodzi o inne składniki, to wtórne przemiany doprowadzają do powstania bardzo znacznych odchyleń w ich ilości. Porównując zawartość żelaza wody Niemna (ślady — 0,6 mg/l Fe) z zawartością Fe w rzeczkach i strumieniach dopływających do niektórych jezior Suwalszczyzny (Stangenberg 1936 b) znajdujemy, że były one bardzo podobne, gdyż ostatnio wymienione wahały się w granicach 0,04—0,64 mg/l Fe. W jeziorach stosunki te były już uzależnione od typu jeziora. W typie eutroficznym wody przydenne (hypolimniczne) były najczęściej bogatsze w żelazo od wody Niemna, woda powierzchniowa (epilimniczna), z wyjątkiem bardzo płytkich jezior-stawów, była zawsze w żelazo uboższa.

Zawartość gazów (tlenu i dwutlenku węgla) rzeki przypomina stosunki panujące w epilimnionie jeziora. Woda jest zazwyczaj bogata w tlen, a uboga lub zupełnie pozbawiona wolnego dwutlenku węgla.

Fosforany rozpuszczone w wodzie Niemna (13—347 mg/m^3 PO_4) wielokrotnie przewyższały swą liczbą zapasy ich spotykane w jeziorach w czasie cyrkulacji jesiennej (0—200 mg/m^3 PO_4 -por. Stangenberg 1937). W lecie w jeziorach u powierzchni ilości PO_4, jak wiadomo, zbliżały się do zera, zaś przy dnie, zwłaszcza w jeziorach eutroficznych, znacznie zwiększały się

http://rcin.org.pl

i wtedy najczęściej przewyższały (materiały niepublikowane) ilości napotykane w Niemnie. Brak fosforanów u powierzchni jezior jest powszechnie znany i tłumaczony wyczerpywaniem ich przez rośliny. W Niemnie, wobec stosunkowo małej ilości fitoplanktonu, fosfor nie mógł być z wody rzecznej w znaczniejszym stopniu wybierany. Na podstawie stosunkowo znacznej zawartości PO_4 w wodzie Niemna można więc twierdzić, że zlewnia Niemna jest średnio zasobna w fosforany. W takim razie na podstawie zawartości PO_4 rozpuszczonego w wodzie pobliskich rzek można by sądzić, czy zlewnia jest bogata w przyswajalny fosfor i czy mogłaby nim zasilać położone w niej zbiorniki wód stojących. Miałoby takie porównanie szczególne znaczenie jako wskaźnik przy ocenie naturalnej żyzności zbiorników wód stojących, szczególnie stawów karpiowych, w których jak wiemy, wyznaczenie żyzności należy do zagadnień bardzo trudnych i skomplikowanych.

Napotkane w Niemnie ilości azotanów (0,10—0,50 mg/l N) były również dość wysokie. Szczególnie przewyższały one ilości spotykane w stawach Polski. Jeśli ich w stawie jest mało, to stan ten jest skutkiem zużytkowania ich przez rośliny lub wynikiem denitryfikacji.

Ogólnie biorąc woda Niemna była podobna pod niektórymi względami do wód pobliskich jezior, pod wielu względami jednak była od nich w poszczególne składniki bogatsza. Porównując z materiałem ze stawów Polski (Stangenberg 1938) możemy podkreślić, że wody stawowe, jeśli chodzi o barwę, utlenialność, zawartość żelaza, manganu. amoniaku i azotynów, przedstawiały przeważnie środowisko bardziej skoncentrowane od niezanieczyszczonych wód rzecznych.

Uwagi do zagadnienia żyzności i produkcyjności rzeki Niemna

Dno na pierwszy rzut oka wydaje się jałowe (piasek), przynajmniej na większej powierzchni nurtu.

Warunki klimatyczne wydają się raczej sprzyjające, a w każdym razie nagrzewanie się wody jest dość wysokie, w lecie bliskie optimum rozwoju większości organizmów wodnych (20—21° C, Kofoid podaje 18—21°C).

W składzie wody zwraca uwagę zawartość niewyzyskiwanych fosforanów i azotanów. Zatem żyzność wody Niemna odnośnie tych dwu składników pokarmowych jest średnio wielka i nie wyzyskiwana w całości, a więc znajduje się jakby w stanie potencjalnym. Prąd wody jest przeważnie tak szybki (0,5—0,78 m/sek), z małymi wyjątkami (0,28 m/sek), że brakuje czasu na powstanie odpowiedniej produkcji roślinnej. Wiadomości na ten temat są sprzeczne. Behning (l.c.) podaje, że przy prędkości przepływu 0,5—0,8 m/sek plankton egzystuje normalnie, a przy słabszym prądzie obserwujemy silne narastanie ilości niektórych form planktonowych. Przy przepływie większym od

http://rcin.org.pl

1 m/sek rozwój planktonu jest zahamowany. W myśl spostrzeżeń Schrödera (1941) ilość planktonu w rzece jest odwrotnie proporcjonalna do spadku jej koryta. Duże znaczenie może tu mieć czas przebywania poszczególnych komórek roślinnych w korycie rzeki. Kofoid (1903—1908) twierdzi, że dla wyraźnego powiększenia się ilości fitoplanktonu w rzece potrzebny jest czas 10-30 dni. Shelford i Eddy (1929) podają jednak, że w ciągu 9 dni obserwacji w świeżym zalewie żadne zmiany ilościowe nie wystąpiły. Dopiero 20 dni wg tych autorów było minimalnym okresem wystarczającym do obfitszego rozmnożenia się fitoplanktonu. Ponieważ czas przepływu badanego odcinka Niemna wynosi około 10 dni, licząc prędkość przepływu średnio 0,5 m/sek (415 km — 9,7 doby), więc w najlepszym razie dopiero przy końcu tego odcinka można by się liczyć z powstaniem autotroficznej produkcji w nurcie Niemna, a właściwie dopiero przy jego ujściu do morza. Przy brzegach i zatokach, gdzie woda płynie wolniej lub jest stojąca, powstawała zapewne znaczniejsza produkcja fitoplanktonu i ona po rozcieńczeniu wodą z nurtu rzeki stanowiła jego plankton.

Wzdłuż biegu rzeki nie zaobserwowano jednostajnego wzrostu ilości fitoplanktonu. Stwierdzone przez doc. I. Cabejszekównę maksima wydają się wiązać raczej z wpływem dopływów. Autotroficzna produkcja w Niemnie była więc stosunkowo niewielka, mniejsza, aniżeli na to pozwalałby skład chemiczny wody. Czynnikami ograniczającymi był zapewne prąd wody i krótki czas przepływu w korycie na badanym odcinku rzeki.

W rzekach zapewne większe znaczenie mają związki organiczne allochtonicznego pochodzenia, które są następnie przerabiane przez zwierzęta, szczególnie przez faunę denną. Prawdopodobnie tego rodzaju produkcja heterotroficzna wysuwa się w Niemnie, jak i w większości innych rzek, na pierwszy plan, szczególnie pod względem rybackim.

Streszczenie

1. Zbadano skład chemiczny i bakteriologiczny wody Niemna w lecie (17.VI.—7.VII.1939) na 385 km — owym odcinku od Stołpców do Druskiennik, pobierając próby wody na 20 stanowiskach (rys. 1).

2. Niemen w okresie badań był w jednym ze swoich średnich niskich stanów letnich (tab. I i II). Pod Stołpcami przepływ wynosił około 7 m^3/sek, pod Grodnem około 114 m^3/sek. Charakterystyczne stany Niemna na tych stanowiskach przedstawia tab. III. Średnia prędkość przepływu wahała się na różnych stanowiskach w granicach 0,28 do 0,78 m/sek. Zlewnię Niemna stanowi warstwa gliny zwałowej, na znacznej przestrzeni pokryta lasami. Brzegi Niemna przeważnie piaszczysto-gliniaste lub piaszczyste są często wysokie i strome, czasem płaskie, pustynne (patrz załączone fotografie). Dno rzeki przeważnie piaszczyste.

http://rcin.org.pl

3. Najuboższa w lasy jest zlewnia Niemna na st. 12—16, tj. między wsią Doroszewicze a Grodnem. Wsie są nieliczne i zwykle w oddaleniu kilkuset metrów od brzegu rozmieszczone. Wpływ zanieczyszczający mogą mieć miasta Stołpce, Grodno i Druskienniki oraz fabryka dykt Mosty, a szczególnie rzeki Roś, Świsłocz, Dzitwa i Kotra, które mogą przynosić zanieczyszczenia z dalej położonych ośrodków przemysłowych. Większość zakładów przemysłowych stanowią garbarnie, duży procent przypada też na przemysł rolny. Z analizy terenu wynika, że górna część Niemna znajduje się pod wpływem spływów z lasów, łąk, błot i rozległych torfowisk zlewni (szczególnie odcinek ujścia kanałów Szubino-Niemeńskiego, Żółto-Niemeńskiego i rzeki Berezyny). Cały badany odcinek Niemna znajduje się pod wpływem lasów, szczególnie w części górnej i dolnej. Środkowa część odcinka (przed Grodnem) ulega argilotroficznym wpływom gliniastych brzegów. Niemen poniżej Niemnowa dostaje się pod wpływy Puszczy Augustowskiej i spływów z Pojezierza Suwalsko-Augustowskiego.

4. Udział poszczególnych zakładów przemysłowych w zanieczyszczeniu Niemna trudny był do ustalenia, gdyż były one czynne okresowo zależnie od różnych przyczyn indywidualnych, niektóre z nich pracowały tylko sezonowo np. w zimie. Ich sumaryczny wpływ na Niemen w chwili badań ustalono przez zbadanie składu wody zanieczyszczanych przez nie dopływów Niemna (Świsłocz, Kotra, Rotniczanka) oraz przez porównanie składu wody Niemna przed i poniżej ujścia tych dopływów (np. rzeka Dzitwa i Roś).

5. Skład wody dopływu Świsłocz pod żadnym względem nie wykazał większego stopnia zanieczyszczenia.

6. W Kotrze odbywają się wyraźne procesy samooczyszczania się, jednak do Niemna wpływała woda stosunkowo nieznacznie zanieczyszczona (zwiększona utlenialność i amoniak). Pod względem bakteriologicznym woda była bez zarzutu.

7. Woda Rotniczanki była nieznacznie zanieczyszczona pod względem chemicznym, a wykazywała wyraźne zanieczyszczenie bakteriologiczne.

8. Wszystkie ścieki i spływy były w wysokim stopniu rozcieńczane wodą Niemna.

9. W analizie składu chemicznego wody Niemna uwzględniano 4 grupy oznaczeń, według ich charakterystycznego znaczenia w wodzie, a mianowicie: a. Fizyko-chemiczne właściwości wody: mętność, temperatura, tlen wolny, dwutlenek węgla i odczyn (*pH*). b. Związki regulujące podstawowy chemizm środowiska (makroelementy), twardość, żelazo, mangan, chlorki, siarczany, sucha pozostałość i pozostałość po prażeniu. c. Sole pokarmowe: amoniak, azotyny, azotany i fosforany. d. Oznaczenia określające zawartość związków organicznych wody: barwa, utlenialność, azot organiczny i albuminowy, fosfor związany, ekstrakt eterowy i siarka organiczna.

http://rcin.org.pl

Fizyko-chemiczne właściwości wody

Mętność (tab. IV) wahała się w granicach 5-15 mg/l SiO_2 i na ogół nieznacznie wzrastała wzdłuż biegu Niemna.

Temperatura (rys. 2) w ciągu całego okresu badań w dzień była wyższa od 19° C, a często osiągała nieomal 24° C. W ten sposób przewyższała ona najczęściej spotykane temperatury wód jeziorowych. Temperatury wody zmieniały się w poprzecznym profilu rzeki (tab. V), gdzie różnice dochodziły do 1,9° C między t° wody brzegów względnie brzegów i nurtu. Różnic w t° wody powierzchniowej i przydennej w głównym nurcie nie napotkano. Zmiany dobowe temperatur powierzchniowej wody nurtu Niemna (tab. VI) wynosiły 2,4° C, z maksimum o godz. 17^{30} (20,5° C), a minimum o godz. 5^{30} (18,1° C).

Natlenienie wody (rys. 2) ulegało z biegiem rzeki bardzo małym zmianom (7,1—8,8 mg/l O_2), czyli minimalne nasycenie głównego nurtu wody wynosiło 79,5 % pod Mikołajowem, a maksymalne 99,8 % pod Mieszetnikami. Różnice w nasyceniu wody tlenem wystąpiły zarówno w poprzecznym profilu Niemna (tab. VII), jak i w ciągu doby (tab. VI).

Między wodą powierzchniową brzegów lub brzegów i środka rzeki różnice w % nasyceniu O_2 dochodziły do 5,4 %. Różnic w nasyceniu tlenem wody powierzchniowej i przydennej nie stwierdzono. Wahania dobowe dochodziły do 12,5 % nasycenia, przy czym minimum — 83,9 % przypadło na godz.5^{30} rano, maksimum (96,4 %) — 17^{30} po południu.

Nagłe obniżenie temperatury wody może wywołać minimum w jej nasyceniu tlenem na skutek stosunkowo wolniejszego pochłaniania przynależnego temperaturze tlenu z atmosfery.

Ilości wolnego CO_2 dochodziły wyjątkowo do 2,0 mg/l CO_2 (Mikołajów) poniżej stanowiska nr 8; wszędzie poza tym było brak wolnego CO_2; odczyn wody był lekko lub wyraźnie alkaliczny.

Związki regulujące podstawowy chemizm środowiska (makroelementy)

Twardość ogólna (151—185 mg/l $CaCO_3$) była w znacznej mierze wywołana przez węglany i kwaśne węglany (zasadowość 145—170 mg/l $CaCO_3$). Twardość niewęglanowa dochodziła w górnym biegu Niemna do 32 mg/l $CaCO_3$. Czasem występowała niewielka zasadowość alkaliczna. Zasadowość wody na ogół nieznacznie wzrastała w dół rzeki.

Ilości żelaza (rys. 3) od śladów dochodziły do 0,6 mg/l Fe, manganu (rys. 3) 0-0,25 mg/l Mn, chlorków (tabl. IV) śladów — 2,5 mg/l Cl, siarczanów (tabl.IV) od 6,6 do 14,0 mg/l SO_4, suchej pozostałości (rys. 4) od 204 do 288 mg/l. Około 90 % suchej pozostałości wody Niemna stanowiły ciała rozpuszczone, a 10%

http://rcin.org.pl

zawiesiny. Związki lotne stanowiły do 15 % suchej pozostałości, w tym około 0,55 % występowało w postaci zawiesin, a w postaci rozpuszczonych ciał 3,4—15 % suchej pozostałości.

Sole pokarmowe. Amoniak (rys. 5) wahał się w wodzie Niemna w granicach 0,01—0,49 mg/l N, azotyny (rys.5) 0—05 mg/l N, azotany (rys. 5) 0,10—0,30 mg/l N, fosforany (rys. 3) 0,01—0,35 mg/l PO_4.

Na wielu stanowiskach wzrost ilości fosforu związanego odpowiadał wzrostowi ilości żelaza. Łagodnemu spadkowi krzywej fosforanów wzdłuż biegu Niemna odpowiadał nieznaczny wzrost zasadowości wody. Nie jest pewne, czy w Niemnie zachodziło wytrącenie się trójzasadowych fosforanów wapnia, jak to przypuszcza Gessner dla Dunaju, jakkolwiek warunki temu sprzyjały (brak wolnego CO_2), gdyż pozostałe ilości fosforanów były stosunkowo wysokie.

Związki organiczne. Barwa wahała się w granicach 25—40 mg/l Pt (rys. 6), utlenialność — 6,3—15,5 mg/l O_2 (rys. 6), N org. (rys. 6) — 0,455— —1,030 mg/l N,N alb. (rys. 6) 0,265—0,590 mg/l N i P związ. (rys.3) 0,120— —1,693 mg/l PO_4; ekstrakt eterowy (tab. IV) 0—12 mg/l. Zawartość siarki organicznej na st. 1 wynosiła 2,27 mg/l SO_4.

10. Skład chemiczny wody Niemna na całym badanym odcinku był na ogół do siebie bardzo podobny. Pewne zróżnicowania wystąpiły głównie pod wpływem dopływów ze zlewni.

11. Woda wszędzie nagrzewała się powyżej 19° C, była lekko mętna, średnio zabarwiona i niskiej lub średnio wysokiej utlenialności, lekko lub wyraźnie alkaliczna, średnio twarda, o małej twardości niewęglanowej, gdzieniegdzie z zasadowością alkaliczną, przeważnie zupełnie pozbawiona wolnego dwutlenku węgla, o małych ilościach chlorków, małych lub średnich ilościach żelaza, siarczanów. amoniaku, azotynów i fosforanów, średniej zawartości manganu, azotanów, azotu organicznego i albuminowego, średniej suchej pozostałości wywołanej głównie związkami mineralnymi, o małej ilości zawiesin i ciał lotnych oraz przeważnie woda o małej lub średniej ilości fosforu związanego. Zawartość tłuszczu surowego najczęściej bliska zera. Natlenienie wody wszędzie wysokie, powyżej 79 %, a poniżej 100 % nasycenia.

12. Na zbadanym odcinku Niemna wyróżniono pod względem składu chemicznego wody trzy strefy, a mianowicie: a) Stołpce-Orle, na której rzeka podlega najznaczniejszym zmianom składu chemicznego i stoi pod wpływem zanieczyszczeń miejskich (Stołpce, Lida) oraz zanieczyszczeń naturalnych w postaci spływów ze zlewni lesistej i bagiennej (st. 4 i 5); b) Mosty -Grodno, gdzie, rzeka ponownie narażona jest na zanieczyszczenia, tym razem głównie na zanieczyszczenia przemysłowe, z którymi jednak sobie szybko radzi, tak że nie traci cech wody szybko płynącej, czystej, dobrze natlenionej; c) Grodno-Druskienniki, gdzie skład wody rzeki nie ulega prawie żadnym zmianom naturalnym, a zanieczyszczenia Grodna i Druskiennik wywierają pod względem chemicznym wpływ widoczny, ale minimalny.

http://rcin.org.pl

13. Niemen pod względem chemicznym przedstawia rzekę czystą, tylko nieznacznie ulegającą wpływom zanieczyszczeń, przy czym odcinek środkowy (Orle-Grodno) reprezentuje szybko płynącą, jakby bardziej oligotroficzną, czystą rzekę, a odcinki powyżej Orli i poniżej Grodna mają cechy rzek wolniej płynących, przy tym jakby silniej zeutrofizowanych w chemicznej interpretacji tych pojęć.

14. Ilość kolonii bakterii, które wyrosły na pożywce żelatynowej, wahała się w granicach 30—52 000, a na agarze od 12 do 37 000. Najniższe miano *E. coli* wynosiło 0,1, najwyższe 10.

15. Pod względem bakteriologicznym zanieczyszczone okazały się odcinki Niemna na st. 1-4 pod Stołpcami (95 km), Grodnem (st. 16—17,3 km) i Druskiennikami (st. 19—20, około 3 km). Mniejsze zanieczyszczenia lokalne wykryto koło osady Mosty, Niemen i Moryń.

16. Czyste pod względem bakteriologicznym okazały się odcinki stanowisk 5-9, 11-15 i 18-19, czyli od Mikołajowa do Orli (105 km), od Zaniemeńska pod Grodno (około 73 km) i poniżej Grodna do plaży w Druskiennikach (około 50 km). Najczyściejsza pod względem bakteriologicznym była woda pod Orlami (st. 9) i poniżej Hornicy (st. 15), co pokryło się z wynikami chemicznego badania wody.

17. Wzdłuż badanego biegu Niemna nie było odcinka poważnie zagrożonego zanieczyszczeniem pod względem chemicznym. Pod względem bakteriologicznym woda Niemna pod Stołpcami, Grodnem i Druskiennikami nie odpowiadała normom dopuszczającym użytkowanie wody do kąpieli i gospodarstwa domowego.

Zanieczyszczenie Niemna przez Stołpce lub jakieś osiedla i fabryki powyżej tego miasta było nieznaczne, jednak wyraźne zarówno pod względem chemicznym, jak i bakteriologicznym. Zostało ono kompletnie zlikwidowane, wraz z naturalnym zanieczyszczeniem otrzymanym przez Niemen w okolicy Berezyny i zanieczyszczeniem z Lidy, po $6^1/_2$ dniach przepływu rzeki, pod Orlami (st. 9), w odległości około 208 km poniżej Stołpców. Zanieczyszczenie bakteriologiczne ulegało zlikwidowaniu wcześniej, już poniżej 95 km od Stołpców (około $3^1/_2$ doby przepływu) koło Mikołajowa.

Zanieczyszczenie Niemna przez fabrykę dykt w Mostach i osadę Mosty było tylko lokalne i nieznaczne, tak że było szybko zlikwidowane. Nasycenie tlenem pozostawało wszędzie powyżej 80 %. Pod względem bakteriologicznym woda była bez zarzutu. Przed samym Grodnem (st. 15) woda Niemna uzyskiwała ponownie maksymalny stopień czystości.

Zanieczyszczenie przez Grodno odbijało się na Niemnie tylko pod względem bakteriologicznym a i to zanieczyszczenie rzeka szybko usuwała już na odcinku kilku km poniżej miasta.

Dalszy bieg Niemna, tzn. od Grodna aż do Druskiennik, pozostawał niezanieczyszczony.

http://rcin.org.pl

Miasto Druskienniki, plaża na Niemnie i rzeczka Rotniczanka zanieczyszczały Niemen nieznacznie pod względem chemicznym, a wyraźnie pod względem bakteriologicznym.

18. Ponieważ podana charakterystyka odnosiła się do jednego z najniższych letnich stanów Niemna, można twierdzić, że na razie Niemen w lecie nie był poważniej zagrożony przez jakiekolwiek spływy ze zlewni.

19. W klasyfikacji rzek Niemen należałoby umieścić jako rzekę strefy umiarkowanej, stałą, średniej wielkości, o średnio szybkim przepływie, piaszczystym dnie, w lecie silnie nagrzewającej się wodzie, ubogiej roślinności podwodnej i przybrzeżnej. Typ wody Niemna był mezotroficzny w hydrochemicznym znaczeniu tego słowa, na niektórych odcinkach ulegał słabym wpływom sidero- (st. 4-8) lub argilotroficznym (st. 12-15). Woda była tylko lekko zanieczyszczona. W faunie ryb były typowe *Chondrostoma nasus* L.i *Barbus fluviatilis* Agassiz.

20. Zawartość chlorków, siarczanów i zasadowości w wodzie Niemna charakteryzowała równocześnie najczęściej spotykaną zawartość tych składników w wodach jezior położonych w dorzeczu tej rzeki.

Woda Niemna była najczęściej bogatsza w żelazo i fosfor od wody wierzchnich warstw pobliskich głębokich jezior w lecie oraz całej masy wód jeziorowych w czasie cyrkulacji jesiennej. Wody stawowe pod względem barwy i utlenialności oraz zawartości Fe, Mn, NH_3 i NO_2 przedstawiały najczęściej bogatsze w te składniki środowisko niż woda Niemna.

21. Żyzność wody Niemna była średnio wielka i nie wyzyskiwana w całości na produkcję. Szczególnie azotany i fosforany pozostawały nie wyzyskiwane przez rośliny.

Z zawartości PO_4 w wodzie rzek szybko płynących można sądzić, czy zlewnia jest bogata w rozpuszczalne fosforany.

Zawartość związków organicznych w wodzie Niemna była średnia; nie można rozstrzygnąć, czy była ona produkcją samej rzeki, czy też pochodziła częściowo ze zlewni. Większość związków organicznych była tam pochodzenia humusowego ze zlewni torfowej i lesistej.

22. Dla produkcji Niemna prawdopodobnie większe znaczenie mają allochtoniczne związki organiczne. Tego rodzaju heterotroficzna produkcja Niemna wysuwa się na pierwszy plan szczególnie pod względem rybackim.

http://rcin.org.pl

М. Штангенберг

Химический состав и бактериологическая характеристика вод реки Немана

Резюме

1. Был исследован химический и бактериологический состав вод реки Немана в летнем сезоне (17.VI — 7.VII.1939 г.) на протяжении отрезка длиной в 385 км, т. е. от гор. Столбцы до гор. Друскеники, причем пробы воды были взяты на 20 стациях (рис. 1).

2. В период наблюдений уровень вод Немана занимал одно из своих средних низких положений летнего сезона (таб. I и II). Расход воды Немана в окрестности Столбцов равнялся около 7 м³/сек., вблизи гор. Гродно около 114 м³/сек. Характерные уровни вод на вышеупомянутых стациях реки Немана представлены на таб. III. Средняя быстрота протока вод на различных стациях колебалась в пределах от 0,28 до 0,78 м/сек. Бассейн Немана составлен из толщи (переотложенной) глины, большая часть которой покрыта лесом (рис. 1). Берега Немана, преимущественно песчанисто-глинистые или песчанистые, часто высокие и обрывистые, иногда бывают плоскими и пустынно-песчаными (см. приложенные фотографии). Дно реки преимущественно песчанистое.

3. Самым убогим лесами является бассейн отрезка расположенного между 12 и 16 стациями, т.е. между гор. Гродно и поселком Дорошевичи. Очень немногочисленные села расположены здесь на расстоянии нескольких сот метров от берега реки. На загрязнение речных вод могут влиять города Столбцы, Гродно и Друскеники, фанерный завод в Мостах и больше всего притоки Немана реки: Россь, Свислочь, Дитва и Котра, несущие сапробные воды из далее расположенных фабричных центров. В этих центрах промышленности кожевенные заводы составляют большинство, но довольно многочисленны также и сельско-хозяйственные фабрики. Из данных анализа рельефа местности следует, что верховья Немана подвержены влиянию вод, стекающих из лесов, лугов, болот и обширных торфяников бассейна (в особенности те отрезки реки, в которые впадают воды: Шубино-неманского и Желто-неманского каналов и реки Березины). Весь исследованный участок Немана подвергается влиянию окружающих его лесов, особенно в его верхнем течении и в низовьях. На центральную часть этого участка (перед Гродном) действуют аргиллотрофные влияния глинистых берегов. Неман, ниже города Немнова попадает под влияние Августовской пущи и стоков из сувальско-августовского приозёрья.

4. Соучастье каждого из отдельных заводов в степени загрязнения Немана трудно было установить так как они пускались в ход периодически в зависимости от местных условий; некоторые из них работали напр. только

http://rcin.org.pl

зимой. Их суммарное влияние на воды Немана в момент наблюдений установлено было изучением состава воды загрязненных заводами притоков Немана (Свислочи, Котры, Ротничанки) и методом сравнения состава воды Немана в местностях расположенных выше и ниже устья этих притоков. (напр. реки Дитвы и Росси).

5. Состав воды притока Свислочь ни в каком отношении не обнаруживал заметного загрязнения.

6. В реке Котре происходили заметные процессы самоочищения, так что в Неман вливалась вода относительно слабо загрязненная (повышенная окисляемость и аммиак). С бактериологической точки зрения вода была безупречна.

7. Вода Ротничанки была химически немного загрязнена, но бактериологически явно оказалась нечистой.

8. Все сточные воды были в высокой степени разбавлены водой Немана.

9. При анализе химического состава вод Немана учитывались 4 группы определений, согласно с их характеристическим значением в воде, а именно: а) физико-химические свойства воды: мутность, температура, свободный кислород, углекислота и характер реакции (*pH*), б) соединения регулирующие основной химизм среды (макроэлементы): жесткость воды, железо, марганец, хлориды, сульфаты, сухие осадки и остатки после обжига, в) трофические соли: аммиак, нитриты, нитраты и фосфаты, г) значения, определяющие содержание органических соединений воды: цвет, окисляемость, органический и альбуминовый азоты, связанный фосфор, эфирную экстракцию и органическую серу.

Физико-химические свойства воды

Мутность воды (табл. IV) колебалась в пределах 5—15 мг/л SiO_2 и вообще незначительно возрастала вдоль течения Немана.

Дневная температура (рис. 2) в течение всего периода наблюдений превышала 19°Ц, а часто достигала 24°Ц. Таким образом эта температура превышала обыкновенно встречаемые температуры озёрных вод. Температура воды подвергалась изменениям в поперечном профиле реки (табл. V), где разницы между температурой вод фарватера и прибрежной полосы достигали 1,9°Ц. Разницы в t° поверхностных и придонных вод фарватера не наблюдались. Суточные изменения температур поверхностной воды фарватера Немана (табл. VI) равнялись 2,4°Ц с максимумом в 17 ч 30 м (20,5°Ц) и минимумом в 5 ч 30 м (18,1°Ц).

Количество кислорода в воде (рис. 1) подвергалось очень малым изменениям вдоль течения реки (7,1 — 8,8 мг/лO_2) т.е. минимальное насыщение кислородом вод фарватера реки вблизи Николаева равнялось 79,5% в то время как максимальное насыщение при селе Мешетники — составляло

http://rcin.org.pl

99,8%. Разницы в насыщении вод кислородом выступали так в поперечном профиле Немана (табл. VII) как и в течение суточного периода (табл. VI).

Разницы в процентном насыщении кислородом прибрежных вод и центрального течения реки достигали 5,4%. Разницы в насыщении кислородом поверхностного и придонного слоев не констатировались. Суточные колебания в насыщении кислородом достигали 12,5%, причем минимум насыщения, равный 83,9% совпадал с 5 $ч^{30}$ утра, а максимум (96,4%) — с17 $ч^{30}$ пополудни.

Резкое понижение температуры воды влечет за собой состояние минимального ее насыщения кислородом вследствие более медленного, соответствующего температуре поглощения кислорода из атмосферы.

Количество свободной CO_2 достигало исключительно только в Николаеве, ниже стации № 8, 2,0 мг/л CO_2; во всех других местах, заметно было отсутствие свободной CO_2; реакция воды оставалась слегка или заметно щелочной.

Соединения регулирующие основной химизм среды (макроэлементы)

Жесткость общая (151—185 мг/л $CaCO_3$) была в значительной степени вызвана карбонатами и кислыми карбонатами (основность 145—170 мг/л $CaCO_3$). Некарбонатная жесткость достигала в верхнем течении Немана 32 мг/л $CaCO_3$. Изредка выступала незначительная щелочная основность, которая в общем незначительно увеличивалась вдоль по течению реки.

Количество железа (рис. 3) колебалось от следов до 0,6 мг/л Fe и марганца (рис. 2) — 0,25 мг/л Mn, хлоридов (табл. IV) — от следов до 2,5 мг/л Cl, сульфатов (табл. IV) от 6,6 до 14,0 мг/л SO_4, сухого осадка (рис. 4) от 204 до 288 мг/л. Приблизительно 90% сухого осадка воды Немана состояло из растворенных веществ, а 10% — из суспензии. Летучие (органические) соединения составляли приблизительно 15% сухого осадка, в том числе 0,55% выступало в форме суспензии, а в форме растворенных летучих (органических) веществ — 3,4—15% сухого осадка.

Трофические соли

Содержание аммиака (рис. 5) в воде Немана колебалось в пределах 0,01—0,49 мг/л N, нитритов (рис. 5) 0—0,5 мг/л N, нитратов (рис. 5) 0,10—0,30 мг/л N, фосфатов (рис. 5) 0,01—0,03 мг/л PO_4.

Повышение содержания фосфора соответствовало на многих стациях повышению содержания железа. Легкому понижению кривой фосфатов вдоль течения Немана соответствовало незначительное повышение основности воды. Трудно установить, происходит ли в водах Немана выпадение в осадок трехосновных фосфатов кальция, на подобие того процесса который,

http://rcin.org.pl

по Гесснеру, происходит в водах Дуная. Условия должны были благоприятствовать такому явлению (отсутствие свободной CO_2), так как количество фосфатов в воде было относительно высоким.

Органические соединения

Окраска воды колебалась в пределах 25—40 мг/л Pt (рис. 6), ее окисляемость — 6,3—15,5 мг/л O_2 (рис. 6), орган. N (рис. 6) — 0,455—1,030 мг/л N, альбум. N (рис. 6) — 0,265—0,590 мг/л N, связанный фосфор (рис. 3)— 0,120—1,693 мг/л PO_4, эфирный экстракт (рис. 4) — 0—12,0 мг/л. Содержание органической серы на I ст. равнялось 2,27 мг/л SO_4.

10. Химический состав воды на всем исследуемом отрезке Немана был в общем почти один и тот же. Некоторая дифференцировка в составе выступает главным образом под влиянием притоков из бассейна.

11. Вода везде нагревалась свыше 19°Ц, была немного мутна, отличалась: средневыраженной окраской и низкой или средневысокой окисляемостью, легко или сильно выраженной щелочностью, средней жесткостью, небольшой некарбонатной жесткостью. Местами вода отличалась щелочной основностью, была почти совсем лишена свободной углекислоты, отличалась небольшим содержанием хлоридов, малым или средневысоким содержанием железа, сульфатов, аммиака, нитритов и фосфатов, средним содержанием марганца, нитратов, органического и альбуминового азота, средней величины сухим осадком, составленным главным образом минеральными соединениями, небольшим количеством суспензии и летучих веществ и преимущественно малым или средневысоким количеством связанного фосфора. Содержание жиров чаще всего приближалось к нулю. Содержание кислорода в воде было везде высокое, свыше 79% насыщения и ниже 100%.

12. На исследованной части Немана различались с точки зрения химического состава воды три отрезка: а) отрезок Столбцы—Орле, на котором река претерпевает самые значительные изменения в химическом составе своей воды и подвержена загрязнениям городских сточных вод (Столбцы, Лида) и естественным загрязнениям стоков из лесистого и болотистого бассейна (ст. 4 и 5); б) отрезок Мосты—Гродно, на котором река подвергается повторному загрязнению, вызванному заводскими стоками, но подлежащему быстрому самоочищению, так что река в общем не теряет характера реки с чистой, хорошо окисленной водой; в) отрезок Гродно—Друскеники, на протяжении которого состав воды не подлежит никаким естественным изменениям, а городские сточные воды Гродна и Друскеник, хотя и заметно, но только минимально действуют на чистоту вод этого отрезка.

13. В химическом отношении, Неман следует причислить к чистоводным рекам, подверженным небольшим загрязнениям, притом центральный отрезок (Орле—Гродно) представляет быстро текущую, как будто бы оли-

http://rcin.org.pl

готрофную чистую реку, в то время как отрезки, расположенные выше Орля и ниже Гродна, отличаются всеми признаками рек тихо текущих и как будто подверженных более сильной эвтрофии в химическом смысле этого слова.

14. Число бактериальных колоний выросших на желатиновой среде колебалось в пределах 30—52000/мл, а выросших на агаре — от 12 до 37.000/мл. Самый низкий титр E. coli равнялся 0,1, самый высокий — 10.

15. Бактериологически загрязненными оказались отрезки Немана на станциях 1—4 под Столбцами (95 км), между Гродном (ст. 16—17 длиной 3 км) и Друскениками (ст. 19—20, приблизительно 3 км). Более слабые, местные загрязнения обнаружены были при местечках Мосты, Немново, Морынь.

16. Чистоводными в бактериологическом отношении оказались отрезки стаций 5—9, 11—15 и 18—19, т.е. от Николаева до Орля (105 км), от Занеманска до Гродна (ок. 73 км) и ниже Гродна, по самый пляж в Друскениках (приблизительно 50 км). Бактериологически самой чистой была вода близь Орля (ст. 9) и ниже Горницы (ст. 15); этот факт согласовался с результатами химического исследования воды.

Вдоль исследуемого течения Немана не было ни одного отрезка, которому угрожала бы серьезная опасность химического загрязнения. В бактериологическом отношении вода Немана в окрестностях Столбцов, Гродна и Друскеник не отвечала стандартным требованиям, допускающим использование речных вод в купальнях и хозяйстве.

а) Загрязнение Немана сточными водами Столбцов или другого какого-нибудь поселка или завода расположенных выше этого городка, было незначительно, но ощутимо химическими и бактериологическими методами. Оно было окончательно ликвидировано вместе с естественным загрязнением в окрестности Березины и загрязнением поступающим из Лиды в месте, отделенном о $6\frac{1}{2}$ суток необходимых для перемещения речной воды из-под Орля (ст. 9), т.е. местности лежащей приблизительно 208 км ниже Столбцов. Бактериологические загрязнение ликвидировалось раньше, 95 км ниже Столбцов (ок. $3\frac{1}{2}$ суток движения воды) вблизи Николаева.

б) Загрязнение реки сточными водами фанерного завода в Мостах и самого поселка Мосты, было местным и незначительным, так что оно быстро ликвидировалось. Насыщение кислородом везде превышало 80%. С бактериологической точки зрения вода была безупречна. Приближаясь к г. Гродно, воды Немана повторно становились максимально чистыми.

в) Сточные воды Гродна вызывали бактерийное загрязнение воды Немана, но это загрязнение исчезало на протяжении нескольких километров ниже города.

г) Воды дальнейшего течения Немана, между Гродном и Друскениками оставались чистыми.

http://rcin.org.pl

д) Местность Друскеники, пляж на Немане и речка Ротничанка загрязняли воды Немана химически только незначительно, а бактериологически — довольно сильно.

18. Так как вышеприведенная характеристика касалась самого низкого, летнего состояния вод Немана, то допустимо утверждать, что Неману пока еще серьезно не угрожали какие либо сточные воды из водосбора.

19. В классификации рек следовало бы поместить Неман в числе рек умеренной зоны, средней величины, с постоянной водоносностью и средней быстротой протока, с песчанистым дном и сильно нагревающейся летом водой, с убогой подводной и прибрежной растительностью. Вода Немана принадлежит к мезотрофному типу в гидрохимическом значении этого слова; на некоторых отрезках вода реки подвергалась легкому действию сидеро — (ст. 4—8) и аргиллотрофного характера (ст. 12—15). Вода была только легко загрязнена. Типичными среди фауны рыб были *Chondrostoma nasus* L., подуст и усач *Barbus fluviatilis* Agassiz.

20. Содержание хлоридов, сульфатов и степень основности в водах Немана были также характерны для состава вод в озёрах, лежащих в бассейне этой реки.

Вода Немана содержала больше железа и фосфора чем воды поверхностных слоев поблизости расположенных глубоких озер и больше, чем общая масса озерных вод во время их осенней циркуляции. По отношению к цвету, окисляемости и содержанию Fe, Mn, NH_3 и NO_2, прудовые воды преимущественно представляли более богатую среду, нежели вода Немана.

21. Плодоносность вод Немана была средней величины и не была целиком использована в производстве. Особенно нитраты и фосфаты были растениями неиспользованы.

Содержание PO_4 в воде быстро текущей реки позволяет судить о степени обеспечения ее бассейна фосфором.

Количество органических соединений, находившихся в воде Немана, было средней величины и нельзя было точно установить было ли оно результатом производительности самой реки или же частично происходило из ее бассейна. Большинство органических соединений было однако гумусового происхождения и попало в воды реки из торфянистых и лесистых полос неманского бассейна.

Список рисунков

Рис. 1. Бассейн и места наблюдения исследованного участка Немана.
Рис. 2. Температура и насыщение кислородом воды Немана.
Рис. 3. Фосфаты, связанный фосфор, щёлочность и железо в воде Немана.
Рис. 4. Плотный остаток, растворенные вещества, эмульсии и летучие вещества в воде Немана.

http://rcin.org.pl

Рис. 5. Азотнокислые соли, азотистые соли и аммиак в воде Немана.
Рис. 6. Цвет, окисляемость, органический азот и альбуминовый азот в воде Немана.
Рис. 7. Содержание бактерий в воде Немана.

Список фотографий

Фот. 1. Исследовательская лодка во время постоя (на воде видны полосы пыльца из деревьев).
Фот. 2. Песчаные берега Немана в окрестности устия реки Дзитвы.
Фот. 4. Высокий песчано-глинистый берег Немана 2 км ниже Понемуньцов.
Фот. 5. Плоские пустынные берега Немана вблизи Белицы.
Фот. 6. Неман несколько км выше Гродна (берега глинистые с гравием часто усеянные наносными камнями).

M. Stangenberg

The Chemical Composition and the Bacteriological Contamination of the Niemen River Waters

Summary

1. Investigations were made on the chemical composition and bacteriological contamination of waters of the Niemen River during summer (June 17 — July 7 1939) on a 385 kilometer stretch between Stołpce and Druskienniki. Water samples were taken at 20 points (Fig. 1).

2. During the period of investigations the Niemen River was at one of its average low summer levels (Tables I and II). The flow at Stołpce was about 7 m^3/sec. at Grodno — about 114m^3/sec. The characteristic levels of the Niemen River at these points are presented in Table III. The average velocity of the current varies from 0.28 to 0.78 m/sec. The drainage area of the river consists of a layer of post-glacial clay, mainly covered with forests. The banks of the river are in general sandy-clay or sandy, often high and steep, sometimes flat barren (see enclosed photographs). The river bottom is in general sandy.

3. The poorest in forests is the stretch of the Niemen River between stations 12 to 16 i.e. between the village Doroszewice and Grodno. There are but few villages here, usually located several hundred meters from the river banks. Impurities in the river can come from the towns Stołpce, Grodno and Druskienniki, as also from the fibre-board plant Mosty; in this respect a certain influence is exerted especially by the rivers Roś, Świsłocz, Dzitwa and Kotra, which can bring sewages from industrial centers located at some distance.

The majority of industrial plants are tanneries, although a high percentage also falls to agricultural industry. An analysis of this area shows, that the upper part of the Niemen River is under the influence of drainage from forests, meadows, bogs and extensive peat — lands lying in the drainage area

http://rcin.org.pl

(especially the sector around the mouth of the Szubino-Niemen, Żółto-Niemen. canals and the Berezyna River). The investigated stretch is under the influence of forests, especially in its upper and lower parts. The middle part of the course (before Grodno) is subject to argilotrophic influences of the clayey banks. Below Niemnowo the Niemen River is under the influence of the Augustów wilderness and of drainage from the Suwałki — Augustów lake district.

4. The part played by different industrial centers in contaminating the Niemen River is difficult to determine, as they were periodically active depending upon their individual character; some of these plants were seasonal operating — for example in winter. The influence of these centers on the Niemen River during the period of observations was determined by investigating the water composition of tributaries of the Niemen (Świsłocz, Kotra, Rotniczanka), as also by comparing the water composition of this river above and below the mouth of the tributaries (for instance the Dzitwa and Roś rivers).

5. The water composition of the tributary Świsłocz did not show any greater degree of contamination.

6. Distinct processes of self - purification take place in Kotra. The water flowing into the Niemen was relatively only slightly impurified (increased oxydability and ammonium). Bacteriologically the water was perfect.

7. Water of the Rotniczanka was only slightly impurified chemically and showed distinct bacteriological contamination.

8. All of the sewages and contaminated inlets were strongly diluted by waters of the Niemen River.

9. Four groups of determinations according to their characteristic significance were taken into consideration in analyzing the chemical composition of the waters of the Niemen, namely:

a) physico-chemical properties of the water: turbidity, temperature, oxygen, free carbon dioxide and *pH*,

b) compounds regulating the fundamental chemical character of the environment (macroelements): hardness, iron, manganese, chlorides, sulphates, total residue, total fixed residue and loss on ignition,

c) nutritive elements: ammonium, nitrates, nitrites and phosphates,

d) determinations relating to organic matter content: colour, oxydability, organic and albumin nitrogen, bound phosphorus, ether extract and organic sulphur.

Phisico-chemical properties of the water

Turbidity (Table IV) was from 5 to 15 mg/l SiO_2 and on the whole increased slightly down the river.

Temperature (Fig. 2) during the whole period of investigations was higher than 19°C during the day, frequently reaching almost 24°C. Hence the temperature of the water exceeded that usually found in lakes. Changes were observed

http://rcin.org.pl

in the cross-section of water temperatures of the river (Table V), where the differences reached 1.9°C between temperatures of the bank and current waters. No differences were obserwed between water temperatures of surface and bottom waters in the main current of the river. Daily temperature variations of surface waters in the main current of the Niemen River (Table VI) reached 2.4°C, with the maximum at 17^{30} (20.5°C), and the minimum at 5^{30} (18.1°C) hours.

Oxygen saturation (Fig. 2) showed only very small variation along the river course (7.1 to 8.8 mg/l O_2); minimum saturation of the main current was 71.5% near Mikołajów, and maximum 99.8% near Mieszetniki. Differences in the oxygen saturation could be observed both in the cross-section of the river (Table VII), as also throughout the day (Table VI).

Differences in the percentage of O_2 saturation between surface bank waters or bank and middle course waters reached 5.4%. No differences were observed in O_2 saturation of surface and bottom waters. Daily fluctuations reached 12.5%; in this case the minimum (83.9%) was noted at 5^{30} hours, the maximum (96.4%) at 17^{30} hours.

A sudden fall in the water temperature can result in a decreased oxygen saturation due to relatively slower absorbtion from the atmosphere.

The amounts of free CO_2 reached 2.0 mg/l CO_2 in exceptional cases (Mikołajów) below station No 8; at all remaining stations a lack of free CO_2 was observed; the water reaction was slightly or distinctly alkaline.

Compounds regulating the fundamental chemical character of the environment (macroelements)

Total hardness (151 to 185 mg/l $CaCO_3$) was for the most part caused by carbonates and bicarbonates (alkalinity 145 — 170 mg/l $CaCO_3$). Non-carbonate hardness reached 32 mg/l $CaCO_3$ in the upper course of the Niemen. At time a slight alkalinity was observed. In general alkalinity increased slightly towards the lower course of the river.

Iron (Fig. 3) was found in amounts from traces to 0.6 mg/l Fe, manganese (Fig. 3) 0—0.25 mg/l Mn, chlorides (Table IV) from traces to 2.5 mg/l Cl, sulphates from 6.6 to 14.0 mg/l SO_4, total residue (Fig. 4) from 204 to 288 mg/l. Around 90% of the total residue consisted of soluble elements, while 10% were suspensions. Organic volatile compounds (loss on ignition) constituted up to 15% of the total residue, of which around 0. 55% was in the form of suspensions, and 3.4—15% in the form of soluble organic matter.

Nutritive salts

Ammonium (Fig. 5) was found in the Niemen River in amounts of from 0.01 to 0.49 mg/l N, nitrites (Fig. 5) 0—0.05 mg/l N, nitrates (Fig. 5) 0.10 to 0.30 mg/l N, phosphates (Fig. 3) 0.01—0.35 mg/l PO_4.

http://rcin.org.pl

The increase in the amounts of bound phosphorus observed at many of the stations corresponds to increases in the amounts of iron. The slight increase in the water alkalinity along the course of the river corresponded to a gentle decline in the phosphates curve. There was no proof that tri-basic calcium phosphates were precipitated in the Niemen River as assumed by Gessner for the Danube, although conditions were favorable (lack of free CO_2), as the remaining amounts of phosphates were relatively high.

Organic matter

Color-fluctuated between 25 and 40 mg/l Pt (Fig. 6), oxydability — 6.3 to 15.5 mg/l O_2 (Fig. 6), organic nitrogen — (Fig 6) 0.455 to 1.030 mg/l N, albumin nitrogen (Fig. 6) — 0.265 to 0.590 mg/l N and bound phosphorus (Fig. 3) — 0.120 to 1.693 mg/l PO_4; ether extract (Table IV) O to 12 mg/l. Organic sulphur content at Station 1 was 2.27 mg/l SO_4.

10. The chemical composition of the water along the total stretch under observation was in general very similar. Certain differences occurred principally due to the influence of tributaries.

11. The water along the whole stretch under observation was warmed to a temperature above 19°C, was slightly turbid, of medium color and low or medium oxydability, slightly or distinctly alkaline, of medium hardness, low non-carbonate hardness, showing alkaline alkalinity at some points, in general totally deprived of free carbon dioxide, with a very low chloride content, small or medium amounts of iron, sulphates, ammonium, nitrites, and phosphates, medium amounts of manganese, nitrates, organic and albumin nitrogen, a medium total residue composed chiefly of mineral compounds, a small amount of suspensions and volatile compounds, and usually with small or medium amounts of bound phosphorus. The content of raw fat was usually around zero. Oxygen saturation was high at all points of observation exceeding 79%, but never reaching 100%.

12. In respect to chemical composition of the water, three zones were distinguished along the course of the river under observation, namely: a) Stołpce-Orle, in which the river is subject to greatest variations in respect to chemical composition, and which is under the influence of municipal sewage (Stołpce-Lida), as also of natural contamination from the forest and bog drainage area (Station 4 and 5), b) Mosty-Grodno, where the river is again exposed to impurities principally of industrial origin. These impurities are rapidly disposed of by the river so that the water does not lose its pure and well oxidized properties, c) Grodno-Druskienniki, where the river water does not show any natural changes, although sewages from Grodno and Druskienniki exert a distinct but minimum influence on the chemical composition.

13. From a chemical point of view the Niemen River is a clean river only slightly subject to the influence of impurities, the middle course (Orle-Grodno)

http://rcin.org.pl

represents a swiftly flowing, as if oligotrophic, clean river, while the stretch above Orle and below Grodno shows properties of a slow flowing, as if more eutrophic, river in the chemical sense of these expressions.

14. The number of bacterial colonies which grew on a gelatine medium was from 30 to 52 000/ml, on an agar plate — from 12 to 37 000/ml, Coli-titer was from 0.1 to 10.

15. The Niemen River was found to be bacteriologically contaminated at Stations 1 — 4 near Stołpce (95 km.), Grodno (Station 16—17.3 km.) and Druskienniki (Stations 19—20, around 3 km.). Smaller local contamination was found near Mosty, Niemen and Moryń.

16. The following stretches of the river were found to be bacteriologically free of contamination: Stations 5—9, 11—15 and 18—19, or in other words from Mikołajów to Orle (105 km), from Zaniemeńsk to Grodno (around 73 km) and below Grodno to the beach in Druskienniki (around 50 km). The most pure water in respect to bacteriological contamination was that near Orle (Station 9) and below Hornica (Station 15). This was in accordance with the results of chemical analyses.

17. No part of the river in the stretch under observation showed greater changes in chemical composition. Bacteriologically the river water near Stołpce, Grodno and Druskienniki did not conform to standards allowing for the use of this water for bathing or domestic purposes.

a) Contamination of the Niemen by Stołpce or other settlements and industrial plants located above this town, was insignificant, but distinct both chemically and bacteriologically. This contamination was completely liquidated together with natural impurities from the Berezyna region and from Lida after 6 1/2 days of flowing, around Orle (Station 9), 208 km below Stołpce. Bacteriological contamination was liquidated sooner, already near Mikołajów 95 km below Stołpce (around 3 1/2 days of flowing).

b) Contamination of the river by the fibre board plant in Mosty and the settlement Mosty was only slight and local, hence rapidly liquidated. Oxygen saturation exceeded 80% at all points tested. Bacteriologically the water was perfect. Just before Grodno (Station 15) the river again reached a maximum degree of purity.

c) Contamination by Grodno was found to be only bacteriological and was rapidly liquidated on a stretch of several kilometers below this town.

d) The further course of the river i. e. from Grodno to Druskienniki remained clean.

e) Druskienniki, the bathing beach and the river Rotniczanka contaminated the Niemen chemically only slightly; bacteriological contamination was distinct.

18. Inasmuch as the characteristic features of the Niemen river above related to one of the lowest summer levels, it can be assumed that the Niemen was not seriously exposed at the time to any inflow from the drainage area.

http://rcin.org.pl

19. As concerns river classification, the Niemen can be characterized as a river of the temperate zone, of medium size, medium swift current, sandy bottom, well warmed in summer, poor in submerged and emerged vegetation. The type of water from a hydrochemical aspect was mezotrophic, subject on some stretches to slight sidero- (Stations 4—8) or argilotrophic influence. The water was only slightly contaminated. From among fish species, *Chondrostoma nasus* L. and *Barbus fluviatilis* Agassiz are typical.

20. The content of chlorides and sulphates and the degree of alkalinity in the water of the Niemen is characteristic also for the most frequently found content of these elements in the waters of lakes located in the river drainage area.

Water of the Niemen river usually showed a higher content of iron and phosphorus than surface waters of neighboring deep lakes in summer, and than total waters of these lakes during autumn circulation. Pond waters in respect to color and oxidability, as also Fe, Mn, NH_3 and NO_2 content usually showed a higher content of these elements than the river waters.

21. Fertility of the river water was medium, and not taken advantage of for production. Especially nitrates and phosphates were not utilized by plants.

From the PO_4 content in the river waters it is possible to conclude if the drainage area is rich in soluble phosphates.

The content of organic matter was medium. It was not possible to decide whether these substances were produced in the river, or at least partially originated in the drainage area. Most of the organic matter was of humus origin from the peat and forest drainage area.

22. Probably allochtonous organic matter is more important for production of the Niemen river. Such heterotrophic production is of prime importance especially from a fishery point of view.

List of figures and photographs

Fig. 1. Watershead and stations of the investigated course of the Niemen-river.
Fig. 2. Temperature and oxygen-saturation in the water of the Niemen-river.
Fig. 3. Phosphates, bound phosphorus, alkalinity and iron in the water of the Niemen-river.
Fig. 4. Total residue, dissolved solids, suspensions and loss on ignition in the water of the Niemen-river.
Fig. 5. Nitrates, nitrites and ammonium in the water of the Niemen-river.
Fig. 6. Colour, oxydability, organic and albuminoid nitrogen in the water of the Niemen-river.
Fig. 7. Bacteriological composition of water in the river Niemen.

Phot. 1. The searching boat on its stay (on the water are visible the streaks made by pollens from the surrounding trees).
Phot. 2. More and more sandy banks of the Niemen river below Mikołajów.
Phot. 3. The elevated sandy-clayey bank of the Niemen river near the mouth of the river Dzitwa.

http://rcin.org.pl

Phot. 4. The elevated sandy bank of the Niemen river 2 km below Poniemuńce.
Phot. 5. Flat, sandy shores of the Niemen river at Bielica.
Phot. 6. The Niemen river some kilometers up the Grodno town (the clayey-gravel banks are often strewed with glacial stones).

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Alsterberg G., 1929 Über das aktuelle und absolute O_2—Defizit der Seen im Sommer. Botan. Notiser.
2. Behning A. 1928. Das Leben der Wolga. Die Binnegewässer, Bd. 5.
3. Berg K., 1943. Physiographical Studies on the River Susaa. Fol. Lim. Scand., No.1.
4. Berg K., 1948. Biological Studies on the River Susaa, Fol. Lim. Scand., No.4.
5. Borne-Dallmer-Benecke, 1886. Handbuch der Fischzucht.
6. Butcher R. W., 1932. Studies in the Ecology of Rivers II. The Macroflora of Rivers... Fun. Botan 46.
7. Butcher, Pentelow, Woodley, 1927, Diurnal Variation of Oxygen in River Water. Biochem. Journ. 21.
8. Butcher, Pentelow, Woodley, 1930. Variation in Composition of River Waters. Int. Rev. 24.
9. Clark E. W., 1924. The Composition of the River and Lake Waters of the United States. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 135.
10. Chandler D.C., 1937. The Fate of Typical Lake Plankton in Rivers and Streams. Thesis. Univ. Mich. Ecol. Monogr. 7.
11. Chapman R. N., 1931. Animal Ecology. New York.
12. Cilleuls J., 1928. Revue générale des études sur le plancton des grands fleuves ou rivières. Int. Rev. 20.
13. Cumming H. S. 1916. Investigation of the Pollution and Sanitary Conditions of the Potomac Watershed. Hyg. Labor. Bull. Nr 104.
14. Field G.W., 1935. Report on Charles River Dam.
15. Forbes-Richardson, 1913, Studies on the Biology of the Upper Illinois River. Bull. III. Lab. Nat. Hist. 9.
16. Forel F. A., 1895. Le Leman. Monographie Limnologique. Vol. II. Lausanne.
17. Galtstoff P. S., 1924. Limnological Observations in the Upper Mississipi, 1921. Bull. U. S. Bur. Fish. 39.
18. Gerasimow P.A., 1937. O wlijanii serno-kisloj medi na wodorosli grupy *Protococcales*. Mikrobiologie Bd. VI. Folge. 1.
19. Gessner Fr., 1939. Die Phosphorarmut der Gewässer und ihre Beziehungen zum Kalkgehalt. Int. Rev. Bd. 38. H. 3/4.
20. Gusjewa K. A., 1937. a) K gidro-i mikrobiologii wod kanała Moskwa-Wołga. II. Mikrobiologie, Bd. VI. Folge 4. b) Dejstwije margantza na razwitije wodoroslej. Mikrobiologie. Bd. VI. Folge 2.
21. Hoppówna I., 1925. Plankton Warty pod Poznaniem, Prac. Komisji Mat. Przyrodn. Poznań. Tow. Przyjaciół Nauk. Seria. B.T. III.
22. Hora, S. L., 1930. Ecology, Biochemics and Evolutions of the Torrential Fauna. Phil. Trans. R. Soc. London. 218.
23. Hoskins J. K., 1926. Quantitative Studies of Bacterial Pollution and Natural Purification in the Ohio and the Illinois Rivers. Publ. Health Rep. Nr 1063.
24. Houston A., 1926. The Results of the Chemical and Bacteriological Examination of the London Waters for the Twelve Months. Ended 31st. March 1926. Metrop. Water Board.

http://rcin.org.pl

25. Klugh A. B., 1923. A Common System of Classification in Plant and Animal Ecology. Ecology, 4.
26. Kofoid C. A., 1903/1908. The Plankton of the Illinois River, 1894—1899. I — II. Bull. of the III State Labor. of Nat. Hist. 6., 8.
27. Krieger W., 1927. Zur Biologie des Flussplanktons, Pflanzenforschung.
28. Kulmatycki Wł., 1936. Wyniki dotychczasowych badań zanieczyszczenia rzek w dorzeczu Warty na terenie województwa poznańskiego. Gaz i Woda. T. XVI.
29. Luer-Jeziorańska A., 1939. Materiały do flory planktonu rzeki Jeziorki. Planta Polonica Vol. VIII. 2. Warszawa.
30. Maucha, R., 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie, Binnengewässer 12.
31. Metropolitan Sewage Commission of New York, 1912. Present Sanitary Condition of New York Harbor and the Degree of Cleanness which is Necessary and Sufficient for the Water.
32. Minder L., 1927. Über den Bakteriengehalt des Zürichsees. Vierteljahrschr. d. Naturforsch. Ges. in Zürich, 72.
33. Mikulski J., Tarwid K., 1951. Prawdopodobny wpływ regulacji Wisły na niektóre żerowiska ryb związane z bentosem. Roczn. Nauk Roln. 57.
34. Muttkowski R. A., 1929. The Ecology of Trout Streams in Yellowstone National Park. Roosevelt Wild Life, Ann. 2.
35. Naumann E., 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. Binnengewässer 11.
36. Ohle W., 1938. Zur Vervollkommnung der hydrochemischen Analyse. III. Die Phosphorbestimmung. Ang. Chem. 51.
37. Państwowa Służba Hydrograficzna, 1937. Wyniki pomiarów objętości przepływu w dorzeczach Niemna i Dźwiny. Warszawa 1938. Charakterystyczne stany wody i objętości przepływu w ważniejszych profilach hydrometrycznych dorzecza Niemna i Dźwiny.
38. Państwowy Zakład Higieny, 1934. Ujednostajnione metody bakteriologicznego badania wody. Warszawa.
39. Passowicz K., 1938. Studien über die Ökologie des Wasserflohes *Simocephalus serrulatus* Koch. Arch. Hydrob. i Ryb. T. 11.
40. Pearse A. S., 1926. Animal Ecology, New York.
41. Phelps E. B., 1914. Studies on the Self—purification of Streams. Publ. Health Reports. Nr 214.
42. Pia J., 1933. Kalk und Kohlensäure, Die Binnengewässer. Bd. 13.
43. Przyłęcki H., 1929. Sprawozdanie z prac miejskiej Stacji Doświadczalnej Oczyszczania Ścieków na Kaskadzie w Warszawie za okres 1927/1928 roku. Warszawa.
44. Purdy W. C., 1916. Potomac Plankton, Hygienic Labor. Bull. Nr 104. 1923. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. Publ. Health Bull. Nr 131.
45. Reinhard E. G., 1931. The Plankton Ecology of the Upper Mississipi, Minneapolis to Winona. Ecol. Monogr. 1.
46. Richardson R. E., 1921. The Small Bottom and Shore Fauna of the Middle and Lower Illinois River and its Connecting lakes, Chillicothe to Grafton: its Valuation; its Sources of Food Suply and its Relation to the Fishery. State of III. Div. Nat. His. Surv. 13.
47. Ricker W. E., 1934. An Ecological Classification of Certain Ontario Streams. Univ. Toronto Studies. Biol. Ser. 37.
48. Schröder Th., 1941. Fischereibiologisch Untersuchungen im Wesergebiet. II. Hydrographie Biologie u. Fischerei d. Unteren u. Aussenweser. Zeit. f. Fisch., Bd. XXXIX. H. 4.
49. Schutt, Cytowane wg Galtstoffa, 1924.
50. Seeler Th., 1935. Über eine quantitative Untersuchung des Planktons der deutschen Ströme unter besonderer Berücksichtigung der Einwirkung von Abwässern und der Vorgänge der biologischen Selbstreinigung. Arch. f. Hydrob. Bd. 28.
51. Shelford V.E., 1913. Animal Communities in Temperate America, Chicago.

http://rcin.org.pl

52. Shelford-Eddy, 1929. Methods for the Study of Stream Communities. Ecology. 10.
53. Stangenberg K., 1951. Skład chemiczny wód rzecznych na Dolnym Śląsku, Kosmos T. 66. Zesz. 4.
54. Stangenberg M., 1936. Eisenverteilung in den Seen des Suwałki. Gebiets während des Sommers. Arch. Hydrob. i Ryb. T. X. Nr 1 — 2.
1936. Limnologische Charakteristik der Seen des Suwałki-Gebiets auf Grund der hydrochemischen Untersuchungen. Rozpr. i Sprawozd. Inst. Bad. L.P. w Warszawie. Seria A. Nr 19.
1937. Phosphate, Nitrate, Sulphate und Chloride der Wigry Seen während der Herbstzirkulation. Ibidem, nr 25.
1938. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. I. Chemische Zusammensetzung des Wassers der Teiche. Ibidem nr 34.
1939. Bilans tlenowy jako metoda w planowej walce z zanieczyszczeniem wód powierzchniowych. Zdrowie Publiczne. Nr 6. 1939.
1941. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. 3. Chemische Zusammensetzung des Oberflächenwassers der mit Superphospat gedüngten und ungedüngten Karpfenteiche während der Zuchtsaison. Arch. f. Hydrob.
1951. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wody rzek Wieprza i Pilicy. Studia Potamologiczne cz. I Wieprz. cz. II Pilica. Wiad. Służby Hydrol. i Meteorol. T. II. Zesz. 4 i 5.
55. Starmach K., 1938. Badania sestonu górnej Wisły i Białej Przemszy. Sprawozd. Kom. Fizjogr. Pol. Akad. Um. 73.
56. Streeter H. W., 1935. Measures of Natural Oxidation in Polluted Streams. I. The Oxygen Demand Factor. II. The Reaeration Factor and Oxygen Balance. Sew. Works Jour. 7.
1938. Natural Stream Purification as Applied to Practical Measures of Streams Pollution Control. Sew. Works Jur. 10. Nr. 4.
57. Szniolis-Just, 1933/34. Projekt ujednostajnionych metod fizycznego i chemicznego badania wody. Medyc. Dośw. i Społ. T. 17 i 18.
58. Taylor D. M. 1937. The Determination of Phosphates in Natural Waters. Journ. Amer. Water Works, Assoc. Vol. 29.
59. Uspenski E. E., 1927. Eisen als Faktor für die Verbreitung niederer Wasserpflanzen, Pflanzenforsch. 9.
60. Welch P. S., 1935. Limnology. New York-London.
61. Wisłouch St., 1925. Sanitarno-biologiczne badania Wisły i studzien w Pruszkowie. Pam. XII Zjazdu Lekarzy i Przyrodn. Polskich w Warszawie.
62. Yoshimura S., 1938. Dissolved Oxygen of the Lake Waters of Japan, Science Reports of the Tokyo Bunrika Daigaku, Seria C. Vol. 2. Nr. 8.

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

M. Gieysztor and Z. Odechowska

Observations on the Thermal and Chemical Properties of Mazurian Lakes in the Giżycko Region

Received 1 October 1955

In August 1950 material was collected on the thermal and chemical properties of 19 lakes in the Giżycko region. Forty nine observation points were set up on these lakes (Fig. 1), among which Lake Mamry and Niegocin should be considered as large ones. From amongst the lakes under discussion, nine have a depth exceeding 20 metres.

Single thermal observation, as also chemical data collected in August only, do not allow for an accurate picture of the thermal and chemical character of the lakes under study. The material was collected over a relatively short period of time in order to render possible comparison of results from separate lakes. Selected lakes were located at relatively short distances from each other, but differing notably in respect to morphological properties (Table 2); this also allowed foreseeing various other properties of these lakes.

As can be seen from pre-war literature on the Mazurian lakes, knowledge concerning them is extremely limited and for this reason collecting and elaborating the following material was undertaken.

It is also necessary to note that knowledge of the Mazurian lakes should be of interest for comparison with lakes located to the east of the Mazurian district, in the Suwałki-Augustów area. The latter have already been surveyed and described in respect to thermal and chemical properties by M. Stangenberg, as also by A. Lityński Z. Koźmiński, J. Wiszniewski and K. Passowicz. Many of these works can be found in the „Hydrobiological Archives".

In 1953 P. Olszewski published a carefully elaborated study on the chemical properties of Mazurian lakes. The following material can be added to the bibliographical references included in this work, as the author took into consideration also other properties of the lakes besides chemical:

http://rcin.org.pl

„Versuch einer wirtschaftlichen Naturgeschichte von dem Königreich-Ost — und West Preussen„"by S. M. Bock published in 1785 in five volumes should without doubt contain material concerning Mazurian lakes and rivers. General geographical data containing knowledge on lakes are to be found in the works of three different authors, namely Zweck (1900), Hess von Wichdorff (1915) and Gollub (1934) — each published under the identical short title "Masuren".

Data on rivers and lakes can be found in the work by Klebs (1895) entitled "Ueber das Vorkommen nutzbarer Gesteins und Erdarten in Gebiet des masurischen Schiffahrtskanal" and in "Aus der deutschen Ostmark. Wanderungen und Studien" by Hecht (1897).

Possibly the mentioned works have only a historical significance, being of but slight importance from a limnological point of view, and hence were not mentioned by Olszewski.

In the hereto attached list of bibliographical references, publications Nos. 23 — 27 were mentioned above all for purposes of bibliographical accuracy. These publications, similarly as the above mentioned, contain but little limnological material, and there is no need to correct the text of the general observations made by Olszewski on page 448. The author here states that 15 lakes of the Mazurian lake district were surveyed, whilst in respect to others only partial data is given. According to Olszewski, a general survey of a given lake includes rough bathymetric data, sometimes — vertical distribution of oxygen content and water temperatures, and occasionally total hardness of water. Only in some cases somewhat more data on chemical properties can be found, but always this data will be incomplete.

Brandt's interesting study on small water basins, dating 1935 — 1937, his other work entitled "Über Zelluloseabbau in Seen" (1944), as also Karcher's (1939) valuable study entitled "Untersuchungen über Stickstoffhaushalt in Ostpreussischen Waldseen" — deal with special problems, contributing but slighly to the knowlcdge on the regional character of Mazurian waters.

Data relating to five lakes included in our survey can be found in German literature. These works are listed under Nos. 3, 4, 22, 23, 24, 25, 26 and 27 of the included references. Following is some respective data.

Willer (1929) gives November water temperatures for Lake Mamry Północne. The same author (1923) records carbonate hardness for April 10, 1922, at 200 mg $CaCO_3$ per litre. Halfbass (1923) cites: CaO — 51, Cl — 7.9, MgO — 10. l, SO_3 — 22, traces of ammonia, lack of nitrites, dry matter — 165.5 and ash 135 mg/litre.

Water transparency for Lake Dargin is given by Willer (1924, 1924 b 1926) at 5.3 m (end of July). Carbonate hardness at 118 — 168 mg $CaCO_3$ per litre (with the lower figure referring to deeper water strata). Thermocline

http://rcin.org.pl

located at a considerable depth (15 — 20 metres), thereby corresponding to our observations.

Transparency for Lake Kisajno is given in Cohn's work as follows: 1.VIII. 1901 — 3 metres, 10. VIII. 1901 — 3.5 m, whereas Willer (1926) notes

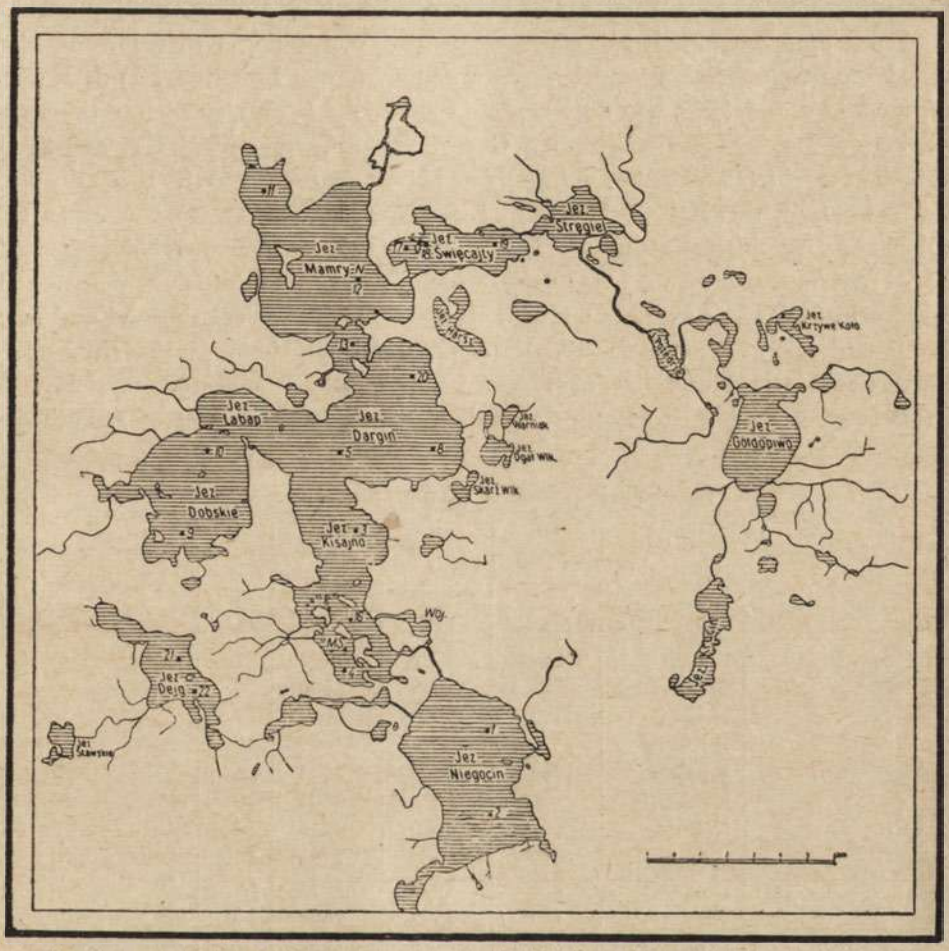


Fig. 1. Map showing the Mazurian Lakes surveyed by the authors. Lakes which have no names on the above map were not considered in this study. Numerals in circle indicate the respective observation points where samples of water for chemical analysis were collected and water temperatures recorded. Abbreviations: Dejg — Lake Dejguny; DM — Lake Dgał Mały; K — Lake Kirsajty; MP — Lake Mamry Południowe; P — Lake Pozezdrze; Str — Lake Stręgiel; Św — Lake Święcajty; W — Lake Warniak; WI — Lake Wilkus; Woj — Lake Wojsak.

5.5 m on 29. VII. 1923. These readings are not in accordance either with each other or with our data. Carbonate hardness was 143 mg $CaCO_3$ per litre.

Vertical oxygen distribution found by Wiese (1935) for Lake Gołdopiwo will be discussed later.

http://rcin.org.pl

Transparency for Lake Niegocin is given by Cohn (1903) as ranging from May to August between 6.5 and 3.0 metres. According to Willer (1923) surface carbonate hardness was 160 mg $CaCO_3$ per litre. Brandt (1944) emphasizes the low oxygen content, which was less than 1 mg/l already at depth of 6 metres, explained by the author as being due to a long lasting windless period.

From amongst Polish literature concerning morphology, thermal and chemical conditions of Mazurian lakes, the following can be listed : 1) J. Kondracki's and Richling Kondracka's (1950) study on the morphology of Lake Niegocin (Przegląd Geogr., 22 — Geographical Review) 2) B. Richling's (1922) statistical study on Mazurian Lakes, 3) J. Kondracki's work on thermal conditions of Lake Niegocin (1953). 4) the same author's morphological study on Lake Tajty (1953, „Roczniki Nauk Roln.", 67 — Agricultural Science Annuals), which is not taken into consideration in our work, 5) Olszewski's (1953) work in which vertical thermal and oxygen distribution are given for 10 lakes, as also data on their reaction (hydrogenion concentration) and hardness based on material collected in 1949, 6) P. Olszewski's study on thermal and chemical properties of Lake Tajty

Table I

Morphological features of the lakes surveyed

Name of lake	ha Surface	m Length	m Width	m Depth
Mamry N.	2663	9200	4600	40
Święcajty	789	5500	2400	24
Kirsajty	200	2000	1700	7
Sztynorckie	51.8	1050	680	5
Dargin	2773	7000	5600	29.5
Dobskie	1776	7700	4600	21
Kisajno	1980	8500	3000	24
Mamry S.		6000	3100	18
Niegocin	2669	8400	4520	40
Gołdopiwo	1070	5400	2700	36.5
Dejguny	836	7300	2300	41
Stręgiel	420	4800	1800	15
Pozezdrze	130	2190	800	5.5
Dgał Duży	100	1450	1350	18.1
Wilkus	92	2000	900	3.5
Wojsak	59.4	1300	750	1.9
Warniak	31.5	1000	550	2.5
Dgał Mały	20	800	250	15.1

(1953, Agricultural Science Annuals, 67), and lastly 7) the same author's work (1953 b) discussing the present status (morphological, thermal, chemical conditions) of limnological knowledge concerning the Mazurian lake district.

Rapid collection of the fairly abundant material from 19 lakes was possible due to the use of the motor boat „Sielawa", and above all due to the assistance

http://rcin.org.pl

in collecting samples rendered by the boat mechanic, the technician from the Biological Fisheries Institute in Giżycko, and the help of students from the Warsaw College of Agriculture interested in hydrobiology.

Our sincere thanks are also extended to Dr. Stanisław Bernatowicz, Head of the Biological Fisheries Station for his far reaching assistance given during our studies on the Mazurian lake district.

Water temperature conditions

Temperature measurements from various basins of Lake Mamry* — with the exception of the southern basin — were taken between August 4th and 10th 1950.

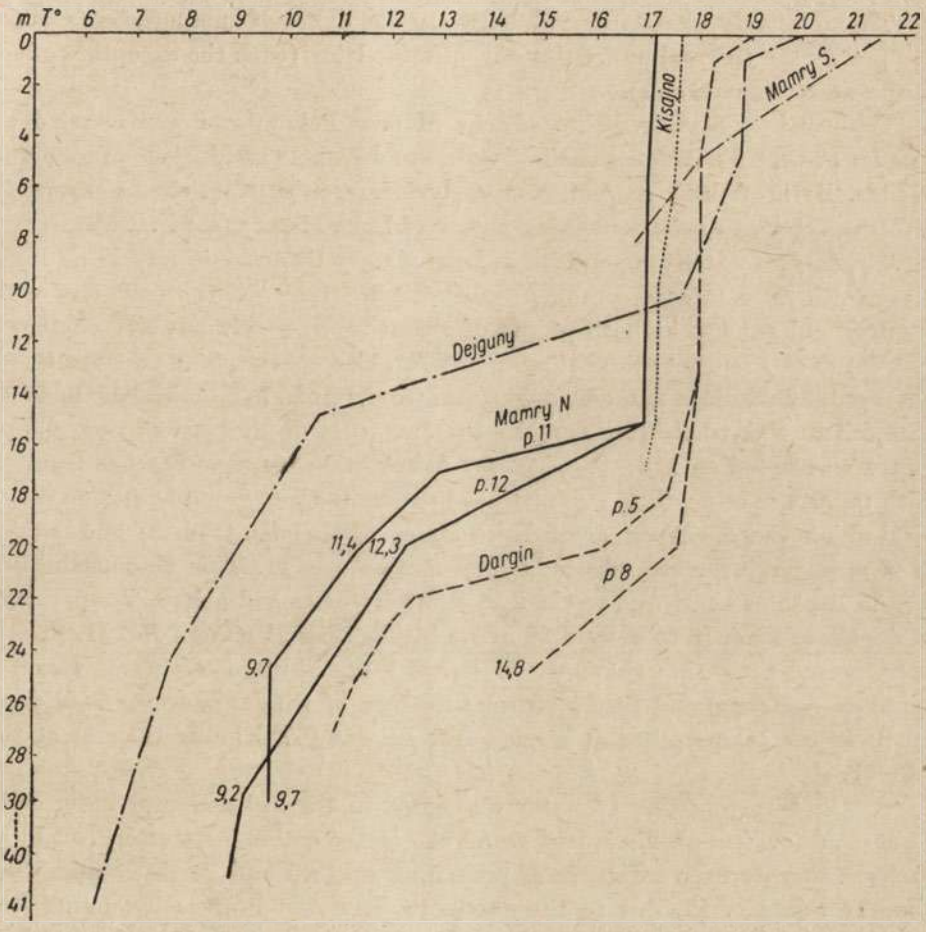


Fig. 2. Vertical distribution of water temperature in following Lakes: Dejguny — · —; stations nos 11 and 12 on Mamry Północne ————; Stations nos 5 and 8 on Dargin — — —; Kisajno ·····; Mamry S — · — ·

* These basins bear various names: Kisajno, Dargin and other.

http://rcin.org.pl

Meteorological data according to the Meteorologi

Date — August 1950	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Mean daily air temperature C°	16.5	19.3	15.3	16.5	17.7	12.6	15.4	14.0	14.8	18.1
Claudiness	1.3	3.7	10.0	7.7	9.0	10.0	9.0	10.0	9.0	0.3
Wind m/sc	0.7	0.3	1.0	1.0	6.3	8.3	0.7	1.0	0.3	0.0

The relatively short interval between the dates of measurements allows comparing the thermal properties of respective lakes (with the exception of surface water temperatures).

Temperature measurements of lake Mamry Południowe were carried out August 17-th. This lake has shallow waters and a whole archipelago of numerous islands. Both of these properties strongly influence thermal conditions, which differ in relation to the remaining basins of Lake Mamry (see Fig. 2).

The surface water temperature in Lake Mamry Północne is only 17°C (due — among others — to considerable cloudiness and strong winds on the day of the survey) and reaches at both points of observation — without any change — to a depth of 15 m. At observation point No. 11 a sharp thermic difference was observed, as within a two metre stratum, from 15 to 17 in depth, the temperature fall to 4°C, whereafter a gradual temperature decline of less than 0.5 per metre was noted to a depth of 25 m. A homothermic zone reaches from the 25th to 30th m in depth. A less distinct thermocline was found at station No. 12 located on the open waters of Lake Mamry Północne (Fig. 2) and subject to a stronger influence of winds than station No 11. This thermocline was 5 m in depth as compared to the 2 m stratum mentioned above. Temperatures at depths of from 15 to around 28 m are higher than at station No. 11, thereby corresponding to the character of vertical distribution of water temperatures on areas exposed to the strong influence of winds. However at a depth of 30 m the temperature at station No. 12 was 0.5°C lower than at station No. 11.

A still deeper mixing of water was noted in the Lake Mamry basin called Lake Dargin. Station No.5, and to a yet greater extent — station No. 8, are under a sharper even influence of prevailing western and north-western winds than station No. 12, due to the extensive open water areas extending from stations Nos. 5 and 8 (Fig. 1). Hence the four thermal profiles (2 from Lake Mamry Północne and 2 from Lake Dargin) presented in Fig. 2 show a unidirectional changeability. The temperatures at station No. 5 on Lake Dargin are still higher than on Lake Mamry Północne; this is caused, among others, by the

http://rcin.org.pl

Table II

cal Station at Giżycko, August 1—23, 1950

11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
18.8	19.8	17.1	17.6	16.9	17.4	20.1	21.4	17.8	16.6	15.2	17.0	18.6
1.0	4.3	8.3	7,3	3.3	2.3	0.3	3.3	6.3	5.0	3.0	0.7	0.7
0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	2.3	3.3	2.3	1.0	0.7

different configuration of the basin of Lake Dargin (extensive areas of shallow waters), and the thermocline is here forced down to the unusual depth of 20 metres. The thermocline in this case includes a two metre stratum of water from 20 to 22 m down. At this depth the temperature falls from 16.1° to 12.5°C giving a decline of 1.8°C per metre.

The temperatures at station No. 8 are still more uniform than at station No.5. The temperature falls only 1.8°C from the surface to a depth of 20 m. There is no typical stratum of sharp thermal decline, and assuming that the slight fall of temperature at a depth of 20 — 25 m — only a little more than 0.5°C per metre — represents a slight thermocline*, then we should consider this thermocline as extending to the lake bottom leaving no room for the hypolimnion.

Water temperatures in the basin of Lake Kisajno, and that part of Lake Mamry called Lake Dobskie, were high and uniform from the surface to the bottom. The temperature differences in Lake Kisajno are only 0.6°C from the surface to the bottom (17 m in depth) and 0.5° in Lake Dobskie (15 m in depth). In both cases the temperatures ranged between 17 and 18°C.

Lake Mamry Południowe, Kisajno and Dobskie can serve as examples of polymictic lakes (definition introduced by Wiszniewski 1953).

In the single though highly complex unit formed by the several basins of Lake Mamry, there are to be seen great diversities in the thermal conditions of the water (Fig. 2). This serves as an indication to what extent thermal conditions of separate parts of a given lake should be individually treated, without generalizing the thermal profile on the basis of one point, as is sometimes seen in hydrobiological literature.

Temperatures in Lake Swięcajty, which constitutes the north-eastern basin of Lake Mamry, were taken in August 10 during sunny and windless weather. High water temperature was found from the surface to a depth of 5 m (fig. 3)

* Similarly as many other authors, we do not confine the definition of a thermocline to a fall in temperature showing a decline of not less than 1°C per metre of depth.

http://rcin.org.pl

The temperature decline in this stratum is 2.2°C, whereas in the stratum fromm 5 to 15 m in depth, the temperature is uniform. The thermocline appears atat a depth of 15 m and reaches to the bottom.

Striking differences in the vertical distribution of the water temperaturere in Lake Dejguny (Figs. 2 and 3) as compared with the above discussed lakeses,

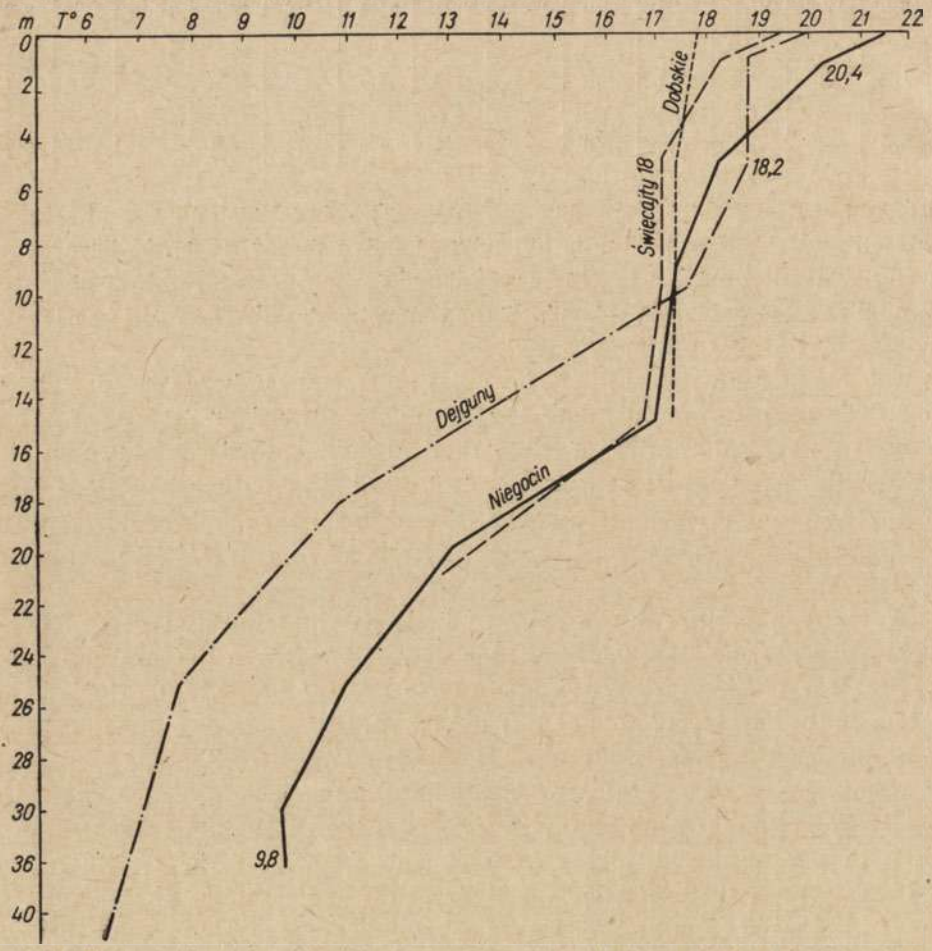


Fig. 3. Vertical distribution of water temperature 'n the following Lakes: Dejguny — · ——— Niegocin————; Święcajty — — —; Dobskie ·····

are in accordance with the morphological properties of this lake, the depthth of which is very great in comparison to its relatively small surface area. Thesese differences in the thermal conditions of Lake Dejguny are also due to its beingng sheltered against winds, as a result of the neighbouring relief.

The upper layer of the thermocline is found here already at a depth of 10 mm. The thermocline is sharply formed, showing a fall of 7°C in a stratum of 5 mm,

http://rcin.org.pl

extending from a depth of 10 to a depth of 15 m. Thus the water at a depth below 10 m has notably lower temperatures than the other lakes under discussion. An extensive hypolimnion forms in this lake, with temperatures that do not surpass 10.5°C.

During the period of investigations, a temperature of around 17°C dominated in the epilimnion of all of the larger lakes. It can be seen from Table III, which presents these relations, that fairly large differences exist in the temperatures of lakes subject to notable temperature fluctuations resulting from changeable meteorological conditions prevailing during the period August 4th to 22nd on lakes often at some distance from each other.

The lowest surface water temperature observed was 17°C, the highest — 24.2°C. Taking into consideration all the lakes, the range of temperatures was notable, reaching 7.2°C (the range of air temperatures for the same period according to daily averages was 8.8°C). The mean surface water temperature was 19.5°C (mean air temperature for this period 17.2°). It should be noted, however, that neither the above mentioned range of surface water temperatures, nor mean temperatures have the same value, as could be obtained on the basis of a series of temperature measurements made throughout the summer months.

The influence of variable meteorological conditions on the temperature of the water is still distinctly noticeable at the depth of 5 m. This can be seen from the almost identical temperatures, taken at short intervals at the mentioned depth on August 8,9,10 and 11 for Lake Mamry Północne, Kisajno, Święcajty and Gołdopiwo. The temperature at a depth of 5 m ranged in these lakes only from 17° to 17.5°C, while for all of the lakes under study this difference at a depth of 5 m was 2.2°C. Measurements on Lake Święcajty, and especially on Lake Niegocin, were made during slight cloudiness and light winds. In the case of Lake Niegocin a temperature of 17°C was found as far down as 15 m. Temperatures in all of the lakes were found to be extraordinarily uniform at a depth of 10 m, ranging from 17° to 18°C.

At a depth of 15 m the temperature depends upon whether this stratum falls within the epilimnion, or not.

Lakes, which maintain the thermocline throughout the summer at a not too great depth, are in general cooler than those in which the thermocline has dropped deeper, providing that the depths of respective lakes are more or less similar.

This obvious case is mentioned in order to call attention to the fact, that during the summer, lakes with a smaller area, and better protected against winds, at a not too small average depth, can maintain low temperatures of their water easier, than much deeper lakes having incomparably greater depths, but subject to stronger wind action. This can be distinctly observed in the case of Lake Dgał Mały, — only slightly affected by winds — which can

http://rcin.org.pl

maintain its thermocline and low minimum temperature — 10.2°C — at its relatively small depth of 10 m (Fig. 4), whereas in the large and deep Lake Dargin (Table III and Fig. 2), no thermocline was present at station No. 8 in accordance with the previous reference (if we do not recognize as a thermocline the small temperature drop of 2.8° in the 20—25 m stratum).

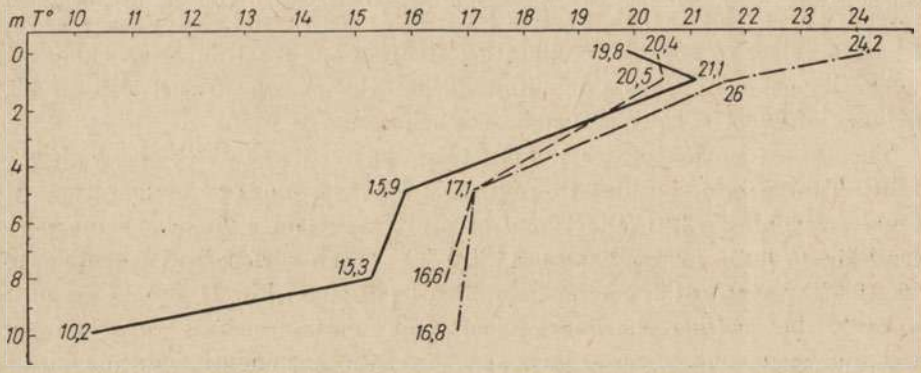


Fig. 4. Vertical distribution of water temperature in the following Lakes: Dgał Mały ———— Dgał Wielki — — —; Stręgiel — · — ·

Lake Dgał Mały, Gołdopiwo and Dejguny, known for their relatively small area show a thin epilimnion.

This interrelation between morphological properties of lakes and the position of their thermoclines was not, by any means, unknown. A number of papers relating to thermal problems and published in the form of tables and curves mention the above, but seldom is this problem discussed in the text of respective works. This interrelation was noticed, among others, by K o n d r a c k i (1953). The point of view presented herein is not sufficiently emphasized in hydrobiological literature, even in the case of text-books and monographs.

In order to illustrate the above mentioned thermal property of lakes with a relatively small area, the latter have been listed in Table III according to the increasing thickness of their epilimnion.

In Table III seven lakes are listed having fairly large areas (Lake Wojsak being the only one with an area of less than 10 hectares); notwithstanding their size, all of these lakes are heated to the bottom to temperatures of 16.6 to 20°C, and therefore form no thermoclines. Some of these lakes are of great size and show considerable maximum depths (Table I). It is therefore natural, that similar measurements conducted August 28th 1950 on the relatively shallow in relation to its size — Lake Śniardwy, showed temperatures revealing no thermocline, but almost uniform temperatures from surface to bottom; measurements in this case were conducted at several points of observation selected along the long axis of the lake, and showed surface temperatures of 19.4 to 20°C,

http://rcin.org.pl

Table III

Temperature records (August 1950). The thick and broken line indicates the approximate position of the thermocline in respective lakes. The group of lakes to the right of the thick vertical line did not reveal a thermocline in August 1950

Date	15. VIII	22. VIII	11. VIII	8. VIII	8. VIII	10. VIII	17. VIII	4. VIII	4. VIII	9. VIII	7. VIII	9. VIII	15. VIII	17. VIII	11. VIII	23. VIII
Depth in m \ Name of lake	Dgał Mały	Dejguny	Gołdopiwo	Mamry N. 11	Mamry N. 12	Święcajty 18	Niegocin 1	Dargin 5	Dargin 8	Kisajno	Dobskie	Mamry S. 16	Dgał Duży	Mamry S. 4	Stręgiel	Wojsak
0	19.8	20	21.6	17.1	17	19.4	21.5	18.8	18.8	17.6	17.8	18.4	20.4	21.4	24.2	21.6
1	21.2	18.8	19	17.1	17	18.4	20.4	18.2	18.2	17.6		17.6	20.5	20.8	21.8	20.4
5	15.9	18.8	17,5	17	17	17.1	18,2	18.2	18.1	17.5	17.4	17.4	17.1	18.9	17.1	
8	15.3											17.2	16.6	16.8		
10	10.2	17.6	17	17	17	17	17.2	18	17.9	17.2	17.4				16.8	
12		14.7										17				
15		10.5	13	16.9	17	16.9	17	17.8	17.8	17.2	17.3					
17			11	13				17.4		17						
20				11.4	12.3	12.8	13	16.1	17.6							
25		7.7		9.7			11	11.2	14.8							
30				9.7	9.2		9.8									
36							9.8									
40					9											
41		6,3														
Mean T°	16.6	11.3	16.3	17	13.2	16.8	15.5	18.8	17.7	17.3	17.4	17.5	18	19.5	19.9	21
Mean T° of epilimnion and hypolimnion	17.6 / 10.2	18.5 / 7.5	17.9 / 12	17 / 10.1	17 / 9.8	17.3 / 12.8	18 / 10.7	17.9 / 12.1	18 / 14.8							
Minimum T°	10.2	6,3	11	9.7	9	12.8	9.8	11.2	14.8	17	17.1	17.2	16.6	16.8	16.8	20.4

http://rcin.org.pl

Oxygen content in % of saturation Table IV

Depth m \ Name of lake	Niegocin 1	Dgal Mały	Gołdopiwo	Dargin 5	Dejguny 30	Dejguny 41	Święcajty 18	Mamry N. 12	Dargin 8	Dejguny 29,5	Mamry N. 11	Mamry S. 4	Dgal Duży	Niegocin 3	Strzegiel	Święcajty 19	Wilkus	Dargin 20	Pozezdrze	Mamry S. 16	Kisajno	Dobskie 9	Dobskie 10	Niegocin 2	Wojsak	Niegocin 4	Święcajty 17	Kirsajty	Warniak	Sztynorckie
1	115.4	159.4	108.5	94.9	96.5	99.1	106.3	89.3	85.3		82.5	115.8	123.5	94.5	177.0	96.3		111.7		88.1	88.2	89.7	90.4	89.1	90.6	91.1	122.5	85.6	120.9	195.6
3																			79.2			88.7								
4																	68.6											94.9		
5	98.5	16.1	103.1			92.8	81.6				83.0	95.1	69.3	98.0	84.9	80.3		97.8		86.5	88.6	90.8	92.2				87.4			
7				96.8																										
8												38.5	46.1							84.6		87.6								
10	77.1	1.1	83.6		83.7	74.4	87.1	90.2	74.3		86.8			71.6	60.2			89.7			82.9	85.9	91.5				93.3			
12																65.0														
13				79.4																85.2							92.9			
14																		78.2			86.8									
15	70.1		8.8		26.4	42.9	70.7	89.7	84.5	33.8	83.4												88.5							
17			2.3								44.5										85.3									
18				75.2										56.2				69.7												
20	3.8						14.9	51.9	80.2																					
23				7.6																										
25	1.2					41.1			22.1		37.8																			
26				4.7																										
28					6.6					32.4																				
30	0.0							28.8			32.8																			
36	0.0																													
40								15.6																						
41						8.8																								

http://rcin.org.pl

whilst water temperatures just above the bottom at depths of 6.5 to 15 metres were 18°C. This lake is the largest in Poland (10660 ha) and has a mean depth of only 7.3 m.

P. Olszewski also notes the lack of a thermocline in this lake („Wszechświat" 1951, page 158), and found a temperature of 18° even at a depth of 25 m.

Lakes possessing a large surface area and revealing no thermocline, and consequently no hypolimnion, have long been known, although knowledge of the thermal character of such lakes, especially in an annual cycle, is scant and seldom mentioned in limnological literature. Studies on such shallow lakes which have no thermocline are few as compared to the knowledge on thermal properties of deep lakes. Only Rossolimo in his recent publication (1953) calls attention to the difference in thermal conditions existing in shallow lakes with no thermocline. Rossolimo's work however is highly concise with no place for detailed discussion on limnological problems.

Let us here call attention to the study of a lake with no summer thermal stratification made by M. and K. Stangenberg. The properties of this lake, as described by the authors, induced them to list it within a newly introduced type of lakes called the pseudo-oligotrophic type. On September 4 th 1938 the lake under discussion (i.e. Lake Narocz with an area of 8009 ha, maximum depth of 24 m and a relative depth of only 0.0038) showed a surface temperature of 20.5°C, and 19.7 at a depth of 24 m. At this depth the oxygen content amounted to 73.4% O_2 of saturation. In Table III lake Narocz would be listed to the right of the heavy line, amongst lakes without an hypolimnion, whilst in Table IV — amongst lakes which show a high oxygen content due to frequent mixing of waters in summer.

A different category of lakes in respect to thermal conditions are those possessing a very small area only, as for instance Lake Wojsak and Warniak (see later reference). Their specific character could be revealed in full only upon obtaining a complete series of temperature measurements, permitting computation of mean temperatures as well as minimum and maximum ones. We therefore do not include herein sporadic measurements taken in these lakes. On the other hand, however, thermal pictures are presented of four shallow lakes the depth of which (at points of observation) reach around 10 m. Three of these lakes can be found in Fig. 4, the fourth is the above discussed southern basin of Lake Mamry.

On August 17th, during sunny and windless weather, a fairly high surface water temperature (21.4°C) was revealed in Lake Mamry Południowe, and a temperature decline to 16.8° at the bottom. The declination in the temperature curve (see Fig. 2), illustrating the surface water temperatures, is probably due both to the mentioned solification and windless weather, as also small surface area (extending between the main and island shore-lines), which is but slightly subject to wind action.

http://rcin.org.pl

Small and shallow Lake Stręgiel (Fig. 4) reveals a very high water temperature between the surface and a depth of 1 m. The temperature fall in this case is 2.4°C. The temperature fall in the layer of water between 1 and 5 m in depth is 4.7°, giving a temperature difference of 1.2° per 1 m. We have here, therefore, a distinct surface thermocline (see later reference) to a depth of 5 m with an average temperature decline of 1.4° per m. At a depth of 5 m, the temperature reaches a level typical (around 17°C) for the deeper epilimnion stratum found at the time of our survey of lakes (see above). This temperature is maintained to the bottom of the lake, as was proved by a temperature of 16.8°C at a depth of 10 m (immediately above the bottom).

Lake Dgał Wielki (Fig. 4) does not show any basic differences in thermal properties as compared to the previously discussed Lake Stręgiel, with the exception of the surface water to a depth of 1 m. The drop in temperature in the 2 to 5 metre stratum is not so sharp (0.85°/m), and the temperatures below 5 m are not as uniform as in Lake Stręgiel.

A striking difference in temperature relations is shown by Lake Dgał Mały. The thermal character of waters exposed but slightly to wind action is here distinctly evident. At a depth of 1 to 3 m there appeared, in this case, a secondary thermocline (see later reference) with a sharp temperature drop of 1.5°C per m. The stratum between 3 to 8 m in depth is almost homothermic (with a temperature decline of 0.2°/m); finally the stratum immediately above the bottom, at a depth of from 8 to 10 m, shows a violent, rarely met with, temperature fall of 5.1° per two metres.

Table III contains mean water temperatures for the lakes under survey. Separate mean temperature computations for the epilimnion and the hypolimnion seem to be essential for illustrating the thermal character of waters, as the temperatures for a given lake cannot be generalized especially in case of an irregular basin. On the other hand minimum temperatures constitute values closest to the actual state, as minimum temperatures recorded are in fact the highest or nearest to the highest minimum temperatures for the 1950 summer period.

Stangenberg (1934) carried out a temperature survey from the surface to the bottom waters of the following lakes located in the Suwałki region: Necko, Białe, Studziennicze (all three lakes are connected), further — Sajno, Sajno Pond and Sajenek (constituting a natural whole), and lastly Lake Serwy and Rospuda. Measurements were made at 8 observational points in August 1932.

None of these lakes was without a thermocline, and in all cases it appeared much nearer the surface than in the Mazurian lakes surveyed by the authors. Moreover the thermocline was much sharper reaching — in some cases — a decline exceeding 2° and reaching 3.1° per metre.

The general character of thermal properties in the Suwałki region lakes was very similar to that found in Lake Dejguny, and in comparison to the

http://rcin.org.pl

latter more intensely marked, revealing a shallow epilimnion, sharp thermocline and extensive hypolimnion.

Caution should be observed in comparing thermal properties of Mazurian and Suwałki region lakes, due to the space of years between observations. We are of the opinion, however, that the decisive factor, influencing the thermal character of a lake is its morphological character. In the instance of Suwałki region lakes it should be noted, that these lakes — although of large area — are extremely long and possess a highly developed shore-line in comparison to the Mazurian lakes under discussion. The mentioned properties of the Suwałki region lakes are not favourable for the influence of wind action on thermal conditions. With the exception of Lake Necko and Sajno, the shore-line of the remaining lakes is overgrown with forests. The two former lakes are protected from the west and are referred to as stormy (S t a n g e n b e r g, 1934). The protection afforded by the forest does not distinctly influence thermal conditions, as can be seen from the survey measurements; this fact still further emphasizes the importance of the morphological factor in relation to thermal conditions.

We are of the opinion that it would be of interest to compare our results with the thermal data on Mazurian lakes obtained by P. O l s z e w s k i (1953) during the summer of 1949.

In the case of Lake Gołdopiwo, a stronger influence of wind action on thermal conditions can be noticed in 1950 (present investigations) than in 1949 (O l s z e w s k i). In the former case, the thermocline is placed 2.5 m deeper. In 1949 the temperature at the depth of 10 m was lower by 1.3°C, at a depth of 15 m — by 1.4°C, and at a depth of 17 m — by 0.5°C. The general character of temperatures was, however, similar during both periods.

A similar common character of water temperatures can be noted in Lake Stręgiel for both 1949, as well as 1950. The temperatures from a depth of 5 m to the bottom were, however, more uniform, and 1°C higher, in 1950.

According to Olszewski the thermocline in Lake Święcajty was at a depth of 5 m on July 10, 1949, while according to our observations on August 10, 1950, it was 10 m deeper. The thickness of the thermocline as found by O l s z e w s k i was 5 m (from a depth of 5 to 10 m), and showed a difference in temperatures of from 15° to 11.3°C; at a depth of 17 m the thermal stratification had already lost this thermocline character.

The thermocline found by the authors in 1950 in Lake Święcajty (see Fig. 3) is a typical one (see later reference) formed as a result of lasting low temperatures from the previous winter, and summer heating of the surface water layers. A second termocline can be observed to form in this upper, heated layer of water (Fig. 3): such a thermocline is called a surface thermocline. It can be assumed that this type of thermocline is frequently formed in Polish lakes during the summer at periods of calm weather, and under the influence of

http://rcin.org.pl

sun rays and high air temperatures. So far little attention has been given to such formations, and only recently have they been differentieted as thermoclines.

The simultaneous presence of both thermoclines confirm the correctness of differentiations between these two types, as can be seen from Figs. 2, 3 and 4. The herein presented thermal curves show 6 cases of surface thermoclines. Further details concerning this phenomenon will not be here discussed.

Cooling of water in the evening, at night or in the morning — can lead not only to homothermous conditions and the dissappearance of the surface thermocline, but can also cause inverse thermal stratification.

Inverse thermal stratification was already observed by the authors during afternoon hours (18 h 30′) in Lake Dgał Wielki, during complete calm of the water surface, and a cloudless sky. The temperature of the surface waters was then 20.4°C, and at a depth of 1 m 20.5 °C. A far more striking instance of thermal stratification was obserwed on the same day on a small lake called Warniak. This lake showed a surface tamperature of 20°, while at a depth of 1 m the temperature reached 21.9°C (17h). Similarly on Lake Dgał, the afternoon temperature of the surface waters was 19.8°, while at a depth of 1 m it reached 21.1 °C (see Fig. 4).

Transparency, oxygen content, colour and chemical properties of lake waters

Transparency. Data on transparency (actual Secchi's disc limit of vision), colour and chemical properties — excepting oxygen content — are to be found in Table V. The first seven lakes in this Table constitute the Lake Mamry complex. Of this group Lake Mamry is the most oligotrophic. The least typical for the Mamry complex are Lake Swięcajty and Lake Kirsajty, the latter being actually a shallow strait between Lake Mamry Północne and Lake Dargin.

Further in Table V are listed lakes situated in the neighbourhood of Lake Mamry: Dgał Mały, Warniak, Dgał Wielki, Wojsak and Sztynorckie. Some of these, as for instance Lake Wojsak and Sztynorckie, are connected with Lake Mamry. This connection, however, is very slight and the mentioned lakes show a distinct individuality. Both Lake Sztynorckie and Wojsak are small and shallow, and show a strong eutrophisation.

Finally, a group of four lakes situated to the east of Lake Mamry is listed; these are: Stręgiel, Pozezdrze, Wilkus and Gołdopiwo. And lastly to the south of Lake Mamry are Lakes Niegocin and Dejguny.

If arranged successively from oligotrophy to eutrophy, Lake Dejguny would occupy one of the first positions. On the other hand Lake Niegocin would be one of the last to be listed, and would be found in a group of shallow,

http://rcin.org.pl

Records of the chemical features and transparency of water of all lakes surveyed Table Va

Name of lake	Mamry N. 11	Mamry N. 11	Mamry N. 12	Mamry N. 12	Dargin 20	Dargin 20	Dargin 8	Dargin 8	Dargin 5	Dargin 5	Dobskie 10	Dobskie 10	Dobskie 9	Dobskie 9	Kisajno 3	Kisajno 3
Depth m	Surface	30 m	Surface	40 m	Surface	18 m	Surface	25 m	Surface	27 m	Surface	15 m	Surface	10 m	Surface	17 m
Transparency cm	460		450		400		400		400		390		390		400	
Colour mg/lPt	10	10	20	10	15	25	10	15	10	10	15	20	15	15	18	15
Total hardness mg/l $CaCO_3$	140	160	140	150	180	180	135	150	135	150	140	140	135	140	125	135
Alkalinity mg/l $CaCO_3$	125	132	125	130	175	275	130	125	130	135	125	130	130	127	122	127.5
The permanent hardness mg/l $CaCO_3$	15	28	15	20	5	5	5	25	5	15	15	10	5	13	3	7.5
Fe mg/l	0	0.06	0.02	0.12	0.04	0.06	0.1	0.1	0.06	0.06	0.1	0.1	ślad	0.1	0	ślad
Cl mg/l	15	15	15	15	14	15	14	14	13	13	14	14	14	14	13	13
$N(NH_3)$ mg/l	0.01	0.01	0.004	0.01	0.01	0.07	0.01	0.012	0.01	0.016	0.01	0.01	0.04	0.04	0.01	0.01
$N(NO_3)$ mg/l	0.03	0.08	0.04	0.035	0.08	0.1	0.05	0.2	0.06	0.04	0.06	0.08	0.06	0.08	0.04	0.04
Oxydability mg/lO_2	5.2	5.4	5.1	5.4	4	3.2	4	5	4.4	5	5.2	4.4	5.8	5.8	5	4.2
PO_4 mg/l	0.14	0.3	0.06	0.18	0.06	0.3	0.08	0.4	0.08	0.64	0.09	0.1	0.08	0.12	0.06	0.06
Total Residue mg/l	264	174	190	220	208	214	220	236	200	240	190	198	168	192	194	150
Residue after ignition	150	140	138	150	186	184	138	150	140	160	148	150	152	154	140	140
Volatile matters mg/l	114	34	52	70	22	30	32	86	60	80	42	48	16	38	54	10
So_4 mg/l		34	34			27	25				28		21		21	22

http://rcin.org.pl

Table Vb

Name of lake	Mamry S. 16	Mamry S. 16	Mamry S. 4	Mamry S. 4	Święcajty 17	Święcajty 17	Święcajty 18	Święcajty 18	Święcajty 19	Święcajty 19	Kirsajty	Kirsajty	Dgal Maly	Dgal Maly	Warniak	Dgal Duży	Dgal Duży
Depth m	Surface	13 m	Surface	8 m	Surface	13 m	Surface	21 m	Surface	12 m	Surface	4m 20cm	Surface	10 m		Surface	8 m
Transparency cm	300		300		150		150		150				120		150		
Colour mg/lPt	15	15	10	15	10	25	10	30	15	25	10	20	30	80		15	20
Total hardness mg/l $CaCO_3$	135	140	135	140	165	170	170	170		200	130	130	110	150	160	145	195
Alkalinity mg/l $CaCO_3$	130	130	130	130	160	153	165	145		165	120	120	105	135		105	120
The permanent hardness mg/l $CaCO_3$	5	10	5	10	5	17	5	25		35	10	10	5	15		40	75
Fe mg/l	0	0.08	0	0.12	ślad	0.02	0.02	0.06	0.02	0.04	0	0.02	0.1	0.24		0.02	0.02
Cl mg/l	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	15	15	13	10		12	10
$N(NH_3)$ mg/l	0.01	0.01	0.012	0.016	0.01	0.02	0.01	0.04	0.1	0.01	0.012	0.016	0.01	0.02	0.03	0.01	0.01
$N(NO_3)$ mg/l	0.07	0.05	0.035	0.05	0.06	0.05	0.04	0.08	0.07	0.1	0.02	0.023	0.1	0.64		0.08	0.04
Oxydability mg/l O_2	5.4	5.2	6	5.6	4.4	5.2	4.4	5	4.8	5.2	6.6	6.6	5.2	4.6	5.8	4.6	8
PO_4 mg/l	0.08	0.12	0.06	0.16	0.16	0.56	0.12	0.8	0.12	0.4	0.08	0.4	0.3	1.36		0.24	0.26
Total residue mg/l	196	208	246	174	182	180	208	242	250	240	144	192	260	268		202	228
Residue after ignition	154	156	148	140	164	170	170	184	204	200	130	142	120	160		160	200
Volatile matters mg/l	42	52	98	34	18	10	38	58	46	40	14	50	140	108		42	28
SO_4 mg/l		23	26						37							23	

http://rcin.org.pl

Table Vc

Name of lake	Wojsak	Sztynorckie	Stregiel	Stregiel	Pozezdrze	Wilkus	Goldopiwo	Goldopiwo	Niegocin 1	Niegocin 1	Niegocin 2	Niegocin 2	Dejguny 21	Dejguny 21	Dejguny 22	Dejguny 22
Depth m			Surface	10 m			Surface	17 m	Surface	36 m	Surface	17 m	Surface	41 m	Surface	28 m
Transparency cm			110		100	120	290		320		320		600		600	
Colour mg/lPt	55	60	25	25	25	27	27	30	20	25	25	25	10	20	10	10
Total Hardness mg/l $CaCO_3$	165	190	165	165	170	165	185	190	165	170	170	170	140	160	130	160
Alkalinity mg/l $CaCO_3$	160	185	160	163	165	160	180	180	160	165	160	160	130	140	120	140
The permanent hardness mg/l $CaCO_3$	5	5	5	2	5	5	5	10	5	5	10	10	10	20	10	20
Fe mg/l	0.04	ślad	0	0.02	0.1	0.16	0.04	0.06	0.02	0.08	0.02	0.06	0.06	0.1	0.02	0.04
Cl mg/l	15	15	11	11	11	12	15	18	17	17	18	17	16	15	15	15
$N(NH_3)$ mg/l	0.16	0.04	0.02	0.05	0.06	0.01	0	0	0.02	0.036	0.016	0.016	0	0	0	0
$N(NO_3)$ mg/l	0.04	0.14	0.04	0.07	0.07	0.03	0.08	0.07	0.07	0.025	0.015	0.02	0.02	0.023	0.02	0.028
Oxydability mg/l O_2	16	13.2	5.2	6	8.6	6.4	3.6	4.8	9.6	8.6	9.1	8.8	7.2	6.4	7.6	7
PO_4 mg/l	0.28	0.14	0.2	0.24	0.1	0.12	0.34	0.72	0.26	1.16	0.32	0.7	0.08	0.34	0.1	0.3
Total residue mg/l	230	332	304	356	252	208	218	248	248	272		256		234	244	216
Residue after ignition	160	220	200	214	186	176	180	182	164	174		192		176	158	162
Volatile matters mg/l	70	112	104	142	66	32	38	66	84	98		64		58	86	54
So_4 mg/l	11			13	36		22		36	36			21			

http://rcin.org.pl

small and highly eutrophic lakes, as a result of municipal sewage emptying into its waters.

Chemical analyses of water, with the exception of oxygen content, were made by the hydrochemical laboratory of the Wrocław University Fisheries Institute under the supervision of Prof. Dr. M. Stangenberg.

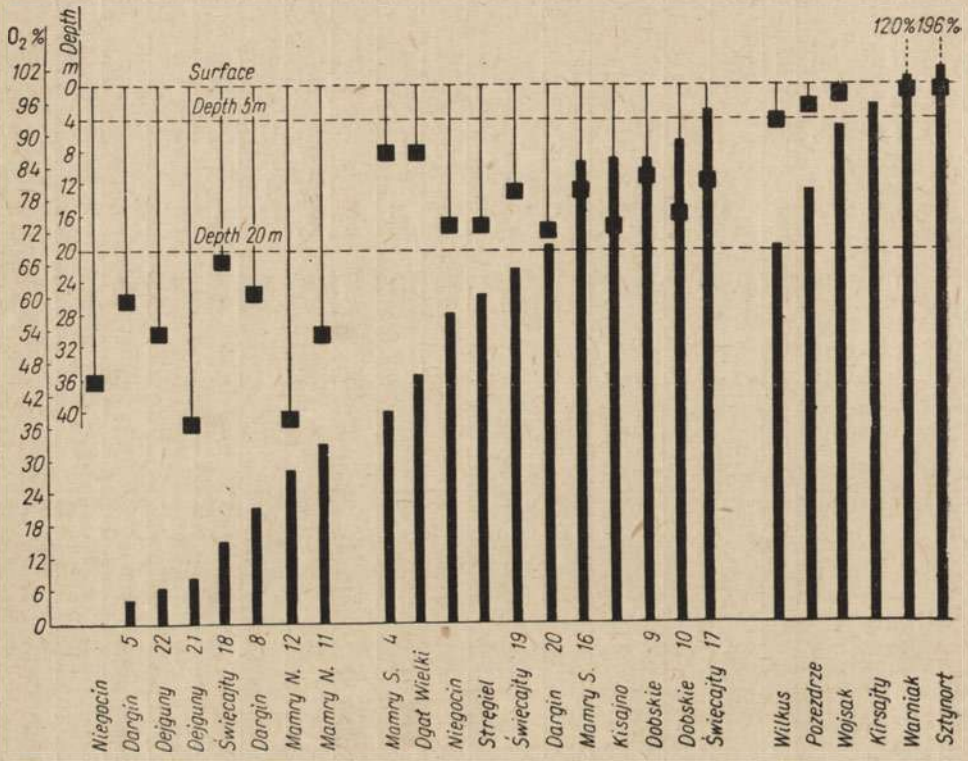


Fig. 5. Vertical distribution of dissolved oxygen, in percents of saturation. Respective depths are marked in fine lines ending in blackened squares. Vertical blackened blocks express O_2 content in %.

Oxygen content. None of the lakes under discussion possessing greater depths, and amongst them even such as do not form a distinct hypolimnion, show a greater oxygen content in the lowermost stratum of water than 50% of saturation (see table IV).

Assuming that an oligotrophic lake is such as retains at least 50% O_2 in the bottom layers of water during the period of summer stagnation, we come to the conclusion, that none of the lakes under study possess this oligotrophic property.

The oxygen content in the bottom water layer is obviously correlated with the depth of a lake. Fig. 5 illustrates these relations. All of the lakes with dep-

http://rcin.org.pl

ths exceeding 20 m show a maximum oxygen content in the bottom layer of only 32.78% of O_2 saturation. A still more striking picture is presented by the group of shallowest lakes, the depth of which does not exceed 5 metres. The lowest oxygen content of such lakes in the bottom layers is 68.6% O_2. The intermediate group of lakes is most difficult to characterise. It should be emphasized that only in two cases does the oxygen content at the bottom fall below 50%, and that but slightly. In the case of lakes with a depth of less than 20 m, but with large surface areas and highly circulating waters (see reference above), the fairly high oxygen content in the bottom layer can be explained as being due to supplying oxygen from surface waters, and not as a result of only slightly developed processes of oxygen utilization.

From amongst the centre group of lakes, Lake Dargin, Niegocin, Dobskie and Kisajno reach or exceed a depth of 15 m. These lakes have a large surface area and their respective thermal conditions are proof of thorough mixing of waters due to wind action (see reference above). On the other hand the previously mentioned lakes in which oxygen content falls below 50% O_2 saturation notwithstanding their shallowness, can serve as examples of weak circulation. These two lakes are: Lake Mamry Południowe with numerous islands (only 38.51% O_2 saturation at a depth of 8 m), and Dgał Wielki with an area of 100 hectares and 46.1% O_2 saturation also at a depth of 8 m.

Two lakes differ distinctly from the general picture presented in Fig. 5; these are — Lake Gołdopiwo, from which samples were taken at a depth of 17 m, and Lake Dgał Mały with a depth of 10 m. Both of these lakes show an acute oxygen deficit at the bottom, which is proof of very slight water circulation (see reference above concerning thermal conditions in these lakes).

Among the lakes surveyed, there are three different types in respect to the character of oxygen relations: 1) shallow lakes with a very weak circulation of waters, sharp oxycline and acute oxygen deficit at the bottom (Lake Dgał Mały and Gołdopiwo), 2) lakes with a high oxygen deficit at the bottom, possessing deeply reaching circulation as proved by the deeply placed oxycline (Lake Dargin 5 and Mamry Północne 12 — Fig. 6), and finally, 3) lakes with a high oxygen content from the surface to the bottom caused by intensive mixing of waters from the surface down (Lake Dobskie 10 — Fig. 6).

The above described high oxygen content in shallow lakes is of course related to the period when no ice cover is present. The variation of oxygen content throughout the year in such shallow, polymictic type of waters is still little known. The latter undoubtedly constitute a specific type of basins.

Fig. 5 should facilitate obtaining a general picture of the oxygen conditions existing in the lakes under survey.

At a depth of 1 m the oxygen content in all of the cases was high, the lowest amount being 82.5% of O_2 saturation. Average O_2 content at this depth was 94.5%.

http://rcin.org.pl

At a depth of 5 m an O_2 content of only 16.1% O_2 saturation was found in in the exceptional case of Lake Dgał Mały, which has a relatively small depth and weak circulation, whereas the next nearest O_2 content at this depth was as 81.6% — in Lake Święcajty. Assuming full oxygen saturation as being 100%, the average O_2 content at a depth of 5 m was 84.9%.

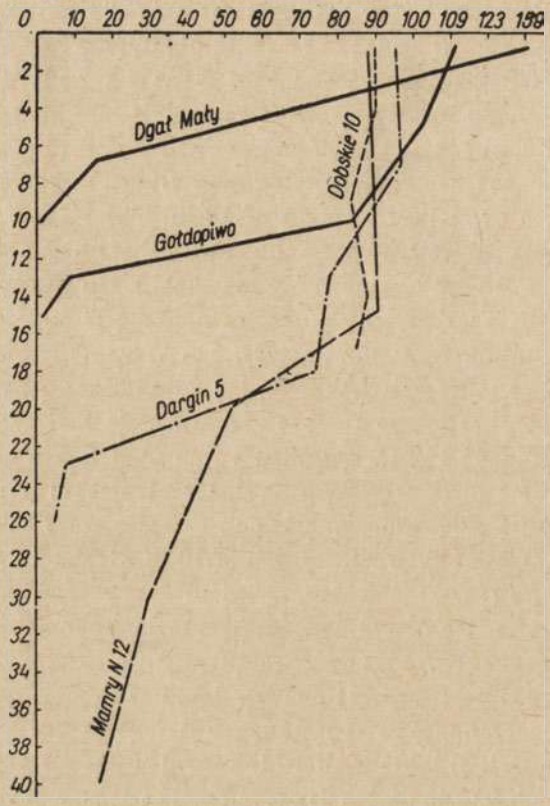


Fig. 6. Vertical distribution of dissolved oxygen in five Lakes, in % of saturation.

At a depth of 10 m the minimum oxygen content is close to 0 (Lake Dgał Mały in the bottom layer), the next nearest amount being 60.2% O_2, and the average reaching 77%.

At a depth of 15 m, the average oxygen content for the lakes under discussion falls to 64.4% O_2.

Our data moreover shows that iso-oxygenic lines in the lakes surveyed would not — in many cases — follow a regular horizontal course. For instance in Lake Dargin the oxygen content at two various stations was 74.3 and 87.1% O_2 for the same depth of 10 m; at a depth of 15 m the respective values were 84.5 and 64.5

http://rcin.org.pl

and 76.1% O_2. Still greater differences were observed in the bottom layer, as at one of the points of observation the oxygen content was 22.1% at a depth of 25 m, while at another point this value reached only 4.7% O_2 saturation at a depth of 26 m.

Cases of non uniform oxygen distribution were also observed in Lake Niegocin, Dargin (see Fig. 7), Dejguny, Święcajty and Mamry Północne.

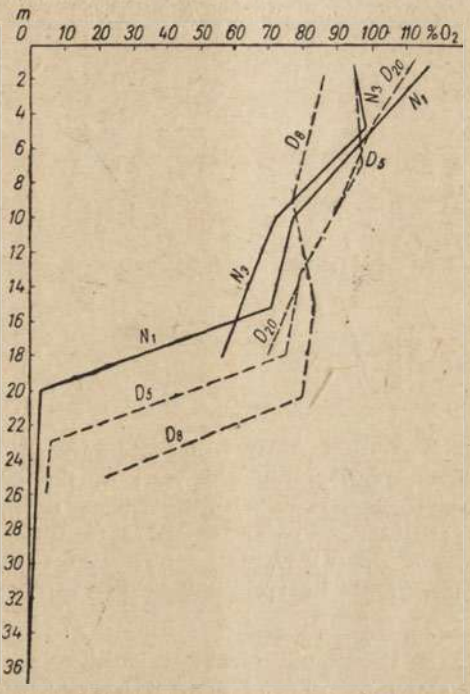


Fig. 7. Vertical distribution of dissolved oxygen at two stations on Lake Niegocin (N), and three stations on Lake Dargin (D), in % of saturation.

In consequence of the above it becomes obvious that a thorough knowledge of oxygen conditions existing in lakes possessing an irregularly shaped basin must be based on measurements made at several different stations. Furthermore attention should be paid in a lake characterisation of this type, to oxygen conditions prevailing in littoral and shallow zones, where — as a rule — the oxygen content is high.

The frequently met with phenomenon of maximum oxygen content occurring not at the surface, but at a certain depth, was observed in the following lakes: Dargin — station 5, Dejguny — 41, Dobskie — 9 and 10, Mamry Północne — 11 and 12, Mamry Południowe, Kisajno, Kirsajty, Niegocin — 3,

http://rcin.org.pl

and Święcajty — 17. Maximum oxygen content was found in layers of water at depths of from 4 to 10 m.

Thus the mentioned phenomenon occurred in various lakes and was observed during the second half of the summer stagnation period, showing no connection with acute temperature declines. On the contrary fairly strong and long lasting winds thoroughly mixed the waters during this period. In connec-

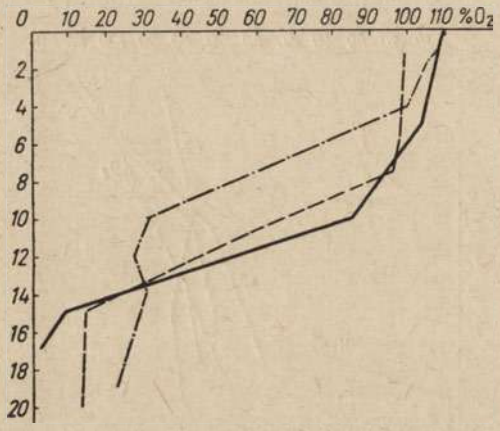


Fig. 8. Vertical distribution of oxygen in Lake Święcajty during different years of the survey, namely: — · — · according to Wiese's survey on 25.VIII.1932; — — — according to Olszewski's survey on 24.VII.1949; ———— according to present survey made by the authors on 11.VIII.1950.

tion with the above, the thermocline was displaced below the line of maximum oxygen content, or the lake showed typical homothermy. With the arrival of windless and sunny weather (see Table II), maximum oxygen content was found only at the surface of all of the lakes surveyed, only to move lower in Lake Niegocin during windy days.

By analysing the above discussed factors, it can be assumed that maximum oxygen content at a depth of 4 — 10 m is caused by photosynthesis of the phytoplankton driven by winds to deeper water strata.

The occurrence of only slight oxygen reductions in the strata of water fairly far above the bottom of the lake was found in Lake Święcajty, as also Lake Dargin and Kisajno. In none of these cases was this phenomenon connected with the presence of a thermocline. The temperature decline in Lake Święcajty was very gradual, and in the two remaining lakes were completely homothermic.

Alsterberg (1927) endeavoured to explain this phenomenon, which was observed in Poland by Stangenberg in the Suwałki region (1934).

A comparison is given further between data on oxygen distribution as obta-

http://rcin.org.pl

ined in our survey, and those obtained in 1949 by Olszewski (1953). This data concerns only four lakes: Dgał Wielki, Gołdopiwo, Stręgiel and Swięcajty.

According to Olszewski Lake Dgał Wielki showed a distinct reduction in oxygen content in 1949 in the water stratum lying at a depth of from 5 to 7.5 m (7.8 ml O_2 and 2.6 ml O_2 respectively), whereas in our case the oxygen content at a depth of 5 m was only 4.7 ml O_2. On the other hand, however, the oxygen content at a depth of 8 m was somewhat higher than in 1949, reaching 3.1 ml.

It is interesting to note the distribution of oxygen content in Lake Gołdopiwo as of 1932 (Wiese), 1949 (Olszewski) and 1950 (Fig. 7). The minimum oxygen content in the bottom strata during the summer stagnation period ranges from 2.34% O_2 saturation (August 11 1950, at a depth of 17 m), through 12.6% (July 24 1949, at a depth of 20 m) — to 22.7% (August 25 1932, at a depth of 19 m). In 1932 a sharp decline in oxygen content was noted from a depth of 6 m. In 1949 the oxygen content decline began from a depth of 8 m, in 1950 — from a depth of 10 m. It should be noted that the mentioned measurements were not made at the same points of observation.

Colour of water. The colour of water was relatively intense and ranged in the surface strata from 10 to 30 mg/l Pt, whereas in the bottom strata from 10 to 80 mg/l Pt. The colour of water was especially intense in small and very shallow lakes with an abundant vegetation as for instance in Lake Wojsak — 55 mg/l Pt and in Lake Sztynorckie 60 mg/l Pt and 40 mg/l Pt.

Lakes of medium depth and not directly connected with the waters of Lake Mamry have a surface water colour of 15 — 27 mg/l Pt and a bottom water colour of 20 — 30 mg/l Pt. These are the following: Lake Pozezdrze, Wilkus, Dgał Wielki, Stręgiel, Gołdopiwo and Niegocin. A separate group of lakes are those, which belong to the Mamry basin, and the colour of which does not exceed 20 mg/l Pt.

Lake Swięcajty, which differs in many respects from the remaining lakes of the Mamry complex, is also an exception in this case. The colour intensity of the bottom waters of this lake is the same as that of medium deep lakes; on the other hand, however, its surface waters possess a colour similar to that of the Mamry complex i.e. 10 — 15 mg/l Pt. Lake Swięcajty is connected not only with the Mamry complex, but also partly with lakes of the Stręgiel, Pozezdrze and other groups by means of a small river.

Lake Dejguny, situated separately is similar to the Mamry complex; the colour of the water of this lake at various observation points does not exceed 20 mg/l Pt.

From amongst the lakes under study, Lake Dgał Mały differs distinctly not only in respect to the intensity of colour of surface and bottom waters, but also in respect to the differences in colour. The colour intensity of surface

http://rcin.org.pl

waters is 30 mg/l Pt, of bottom waters — 80 mg/l Pt. This difference of 50 mg/l Pt is great considering that in the remaining lakes it reaches an average of 6 mg/l Pt.

In general bottom waters show a more intensive colour than surface waters with the exception of Lake Mamry Północne (surface 20 mg/l Pt, bottom 10 mg/l Pt) and Lake Kisajno (surface 18 mg/l Pt, bottom 15 mg/l Pt). Mass phytoplankton („water blooming") appeared in this last mentioned lake during the period of sampling.

C a l c i u m. Judging from the total hardness of water, the amount of calcium in the lakes under study ranges from 72.8 mg/l CaO (Lake Kirsajty) to 112.0 mg/l CaO at station 19 in Lake Święcajty (see Fig. 9).

According to Stangenberg's classification all of these lakes are present in the mesotype, whereas on the basis of Knoll's classification a small part of these lakes (containing more than 100 mg/l CaO) should be included in the polytype group. The remaining lakes which should be included in the mesotype, can be broken up into two groups. The first should include lakes with a relatively low calcium content — from 72.8 mg/l CaO to 89.6 mg/l CaO, belonging to the Mamry complex, and Lake Dejguny, Dgał Mały and Warniak, which do not belong to this complex. The second group includes lakes with a higher calcium content of 92,4 to 112 mg/l CaO. To this group belong the following: Lake Niegocin, Dgał Wielki, Stręgiel, Gołdopiwo, Pozezdrze and Wilkus, as also the highly eutrophised and shallow Lake Sztynorckie of the Mamry complex. Lake Wojsak, which is very weakly connected with the Mamry complex, also belongs to this latter group.

Lake Swięcajty also belongs to the second group, and although it is connected with Lake Mamry Północne by straits, it differs totally in respect to calcium conditions. This lake has a greater carbonate hardness at the surface than at the bottom. This fact points to the presence of non-calcium carbonates, or to alkalinity.

Similar cases were also found at Station 9 on Lake Dobskie (difference of 1.68 mg/l CaO), and station 8 on Lake Dargin (difference of 2.8 mg/l CaO).

In respect to decalcification the lakes under study show a certain similarity. On this background a distinct calcium stratification can be noticed in Lake Dgał Mały. The difference in carbonate hardness between surface and bottom strata is 16.8 mg/l CaO. Station 22 on Lake Dejguny shows a similar calcium decrease of 11.2 mg/l CaO, whereas Station 21 on the same lake showed only 1.6 mg/l CaO difference between these strata.

Lake Dgał Wielki differs in respect to its biological decalcification.(6.4 mg/l CaO), as also in respect to carbonate hardness (75 mg/l CaO at the bottom and 40 mg/l CaO in the surface stratum).

Permanent hardness of the remaining lakes ranges from 5 to 25 mg/l CaO. Certain, but not necessarily striking, exceptions were found in Lake Swię-

http://rcin.org.pl

cajty at station 19 (35 mg/l CaO at the bottom), and in Lake Mamry Północne at station 11 (28 mg/l CaO also at the bottom).

Tentative investigations directed towards determining the correlation between free CO_2 and Ca (in carbonate hardness) gave certain results only in relation to deeper lakes; it can be assumed that processes of assimilation and respiration dimmed this picture in shallow lakes.

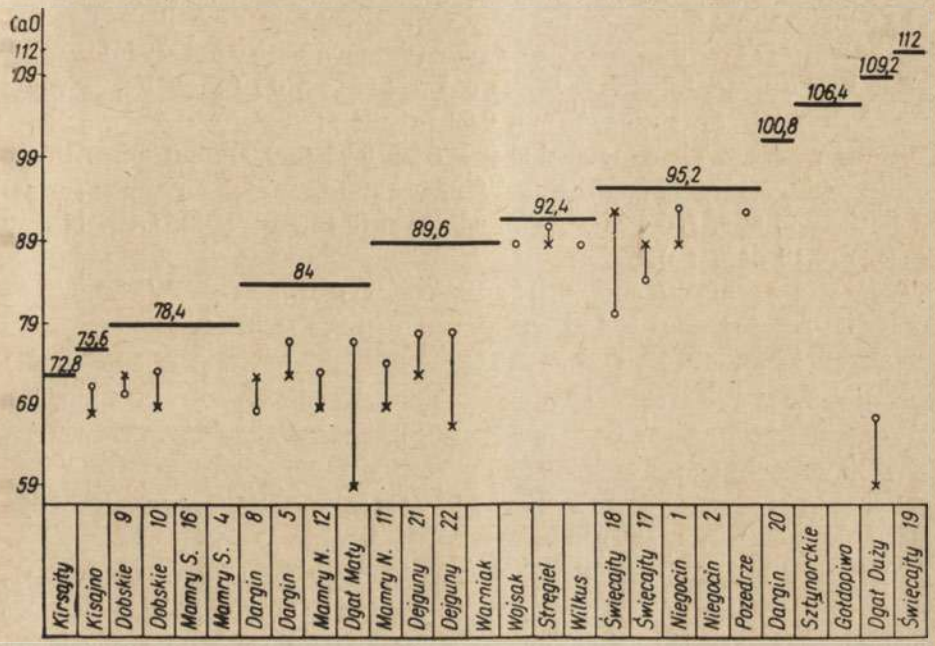


Fig. 9. Calcium. ———— Total hardness in bottom water; o — Carbonate hardness in bottom water; x — Carbonate hardness in surface water; x ———— o biological decalcification.

Lake Pozezdrze, Wilkus, Sztynorckie and Wojsak were not taken into consideration in analysing the correlation between the occurrence of inorganic phosphorus, and carbonate hardness and free CO_2, as only one sample was taken from these lakes and the stratification of $CaCO_3$, PO_4 and free CO_2 is not known.

Carbonate hardness stratification was found to take place in some of the lakes under study, whereas in others no carbonate hardness stratification was observed. In each case, however, it was found that the amounts of PO_4 increase as CO_2 increases. In view of the fact that free CO_2 also influences the solubility of calcium carbonate, therefore, the content of phosphates increases with the increase of calcium (in temporary hardness). This last mentioned convergence is not very distinct, as efforts to distinguish the correlation between

http://rcin.org.pl

the amount of free carbon dioxide and calcium did not give a clear picture. The presence of alkalinity in some of the lake waters also renders it difficult to prove biological decalcification.

Station 17 on Lake Swięcajty, as also Station 2 on Lake Kirsajty and Niegocin are at variance with the general rule relating to the correlation between free CO_2 and PO_4. Also in these cases, larger amounts of PO_4 correspond to higher contents of calcium.

Iron. The iron content in the lakes under discussion is small as compared with the waters of the Suwałki Region lakes (Stangenberg, 1936).

The iron content in surface layers did not exceed 0.10 mg/l Fe, whereas in the bottom strata it ranged from 0.02 to 0.24 mg/l Fe.

Stratification was in general slight — from 0.02 to 0.06 mg/l Fe, with the exception of Lake Dgał Mały with a difference of 0.14 mg/l Fe between surface and bottom waters, Lake Mamry Południowe, (0.12 and 0.08), Lake Mamry Północne (0.10 mg/l Fe).

There was a complete absence of stratification in Lake Dgał Wielki, at two stations on Lake Dargin, and at one station on Lake Dobskie.

No distinct connection was observed between the presence of oxygen and iron, although certain tendencies exist towards an inverse correlation. This is distinctly seen in Lake Sztynorckie, since at a very high oxygen content (196.57% O_2) only traces of iron were present. On the other hand Lake Dgał Mały showed the highest iron content (0.24 mg/l Fe) from amongst the lakes under study, at an oxygen content of 1.14% O_2.

Chlorides. The content of chlorides ranged from 10 to 19 mg/l Cl, and, with certain exceptions, no stratification was observed. The exceptions included: Lake Niegocin at station 2 with a difference of 1 mg/l Cl, Dargin at station 20 — also with a difference of 1 mg/l Cl, and Gołdopiwo with a difference of 3 mg/l Cl. Finally Lakes Dgał Mały and Dgał Wielki should be mentioned, where an inverse stratification was observed. Lake Dgał Wielki showed 2 mg/l Cl more in the surface waters than at the bottom, Lake Dgał Mały — 3 mg/l Cl.

Nitrogen in ammonia form was found in only slight amounts in the surface water layers (0.000 to 0.20 mg/l $N(NH_3)$. Station 9 in Lake Dobskie with 0.040 mg/l $N(NH_3)$ and Lake Swięcajty, station 19 with 0.100 mg/l $N(NH_3)$ were the only exceptions. On the other hand, bottom waters showed a nitrogen content of 0.000 to 0.160 mg/l $N(NH_3)$.

Stratification of nitrogen in ammonia form does not exceed 0.030 mg/l $N(NH_3)$; only in the case of Lake Dargin Station 2 was this amount more than twice greater.

Inverse stratification reaching 0.090 mg/l $N(NH_3)$ was noted in Lake Swięcajty, station 19.

http://rcin.org.pl

Nitrates were found in many of the lakes under study in small amounts of not more than 100 mg/m³ $N(NO_3)$. The following belong to such oligotrophic, in this respect, lakes: Dejguny, Mamry Północne, Mamry Południowe, Kisajno, Dobskie, Niegocin, Kirsajty, Gołdopiwo, Stręgiel, Dgał Wielki, Pozezdrze, Wilkus and Wojsak. From amongst the lakes forming the Mamry complex, larger amounts of nitrates in the bottom water layers were found in Lake Dargin (up to 200 mg/m³ $N(NO_3)$ and Swięcajty-up to 100 mg/m³ $N(NO_3)$. Apart from the two mentioned, notable amounts of nitrates were noted in Lake Sztynorckie (140 mg/m³ $N(NO_3)$, and especially in Lake Dgał Mały (up to 640 mg/m³ $N(NO_3)$. Tests for nitrites gave negative results in all of the cases.

Oxydability is strikingly low in the lakes under study. Oxydability in the Mamry complex, with the exception of Lake Kirsajty in which it reaches 6, does not exceed 5.8.

These figures stand on the border line of oligotrophy and mesotrophy. Oxydability in Lake Gołdopiwo, Dgał Mały, Stręgiel Wielki and Warniak lies within the same range.

Lake Wilkus (6.4), Dejguny (6.4 — 7.2), Dgał Wielki (8) and Pozezdrze (8.6) do not differ notably from the above mentioned figures.

The following were noted at various stations in Lake Niegocin: 8.8, 9.4 and 6. In this case, however, this is probably due to the influence of municipal sewage.

Only two small and shallow lakes — Sztynorckie and Wojsak — with an abundant vegetation, differ from the remaining in respect to oxydability (13.2 and 16 respectively).

Phosphates. The phosphates content of the lakes observed cannot serve as a basis for reaching conclusions characterising these lakes in this respect. The data obtained does not consider phosphorus circulation in an annual cycle, presenting only fragments of this highly changeable factor. Furthermore no material is available concerning organic phosphorus.

Phosphates were abundant in the lakes under observation. Efforts to compare data obtained on the content of phosphates with that presented by Stangenberg (1937) for various types of Suwałki Region lakes for autumn period circulation gave no distinct results. Incidentally, listing of lakes according to the amounts of phosphates and nitrates present did not lead Stangenberg to a clear picture of the typology of lakes.

The phosphate content in the upper water layers of various lake basins of the Mamry complex ranges between 40 and 160 mg PO_4/m³ in surface water layers, and between 60 and 800 mg PO_4/m³ in the bottom layers. Lake Śniardwy shows a high content of phosphates (400—800 mg PO_4/m³), in contrast to Lake Kisajno (60 PO_4/m³) and station 20 on Lake Dargin. The phosphorus content in Lake Dejguny also lies in the above mentioned range. Lake Niegocin presents a totally different picture with its exceptionally high phosphate content rea-

http://rcin.org.pl

ching 260 mg PO_4/m^3 in the surface waters, and 1160 mg at the bottom (see above on the influence of municipal sewage inflow).

The phosphate content in the surface water layers of the small and shallow lakes Dgał Wielki and Dgał Mały is still higher than in the lakes mentioned above, reaching 200 to 300 mg PO_4/m^3. The amount of phosphates in the bottom

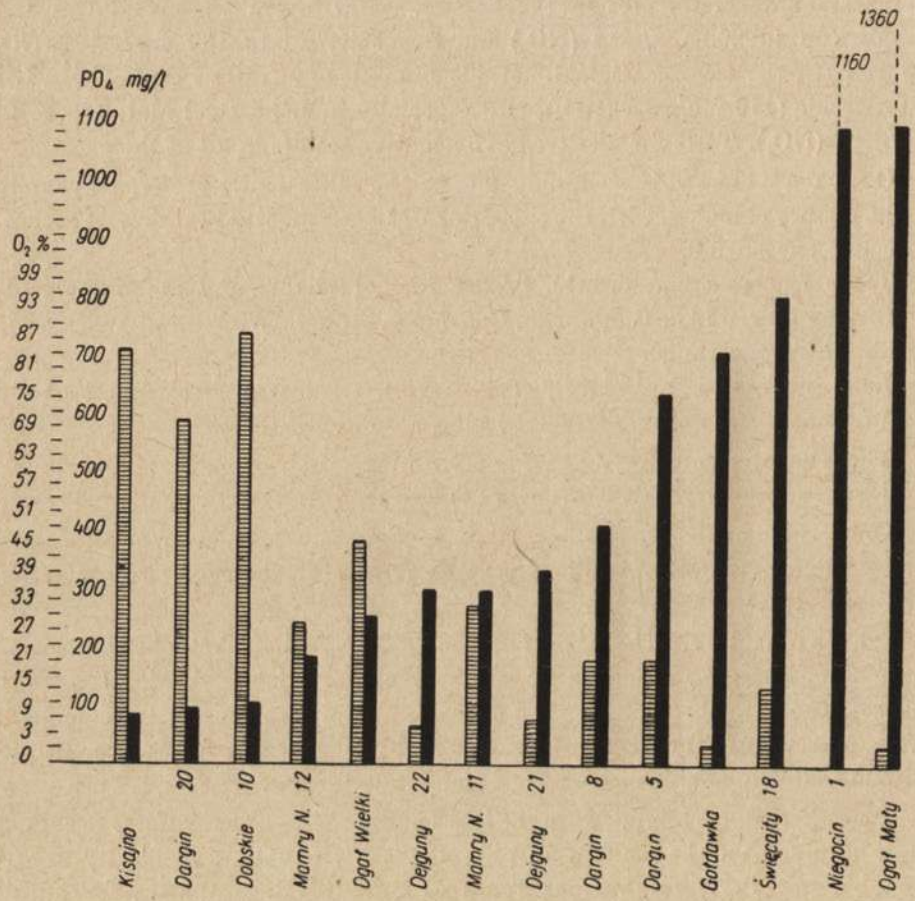


Fig. 10. Dissolved oxygen and phosphates content.

water strata of Lake Stręgiel and Dgał Wielki differs but little from the surfac layers. On the other hand great amounts of phosphates are amassed in Lake Dgał Mały, as they reach 1360 mg PO_4/m^3.

Lake Gołdopiwo, which cannot be included in either small or shallow lakes, shows individual properties as concerns phosphates content, which reaches 340 mg in the surface water layers and 720 mg PO_4/m^3 at the bottom.

The shallow, polymictic and heated throughout lakes, such as Pozezdrze, Wilkus and Sztynorckie do not show a very high phosphate content (100 to 140

http://rcin.org.pl

mg PO_4/m^3), only Lake Wojsak contains more PO_4 (280 mg/m^3). This is probably due to the high phosphates requirements of organisms inhabiting these waters.

As can be seen from the above data, the amounts of phosphates in the bottom water strata correlate with the amounts of free oxygen, namely — the more phosphates there are present, the smaller the oxygen content. This interrelation was known to M. Stangenberg and is shown in Fig. 10. The last mentioned Table includes lakes with a depth of not less than 15 m, in order to exclude oxygen conditions which depend distinctly upon the mixing of shallow waters; Lake Dgał Wielki and Dgał Mały are exceptional in this case, as their water circulation is very slight.

REFERENCES

1. Brandt A., 1944. Über den Zelluloseabbau in Seen. Arch. f. Hydrob. 40, 778 — 821.
2. Cohn L., 1903. Untersuchungen über das Plankton des Löwentin und einigen anderer Seen Masurens. Zeitschr. f. Fischerei, 10. 201 — 331.
3. Halbfass, 1923. Grundzüge einer vergleichenden Seekunde.
4. Kondracki J., 1953. Obserwacje nad termiką jeziora Niegocin na stacji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego w Giżycku (1949 — 1951). Observation on Thermal Conditions of the Lake Niegocin. Przegl. Geogr., 24, 49 — 71.
5. Olszewski P., 1953. Kilka przekrojów chemicznych z jezior Pojezierza Mazurskiego Certain Chemical Characteristics of Mazurian Lakes. Ekologia Polska, 1. 29 — 47.
6. Olszewski P., 1953 a. Obserwacje chemiczne z jeziora Tajty. Chemical Observations on Lake Tajty. Roczniki Nauk Rolniczych, 67. 23 — 65.
7. Olszewski P., 1953 b. Dotychczasowe wiadomości z zakresu chemizmu jezior na Mazurach. The Present State of Investigations in Lake Chemistry of the Mazury Lake District. Kosmos, seria A, 66, 411 — 459.
8. Richling B., 1952 Katalog jezior polskich. Cz. 3. Jeziora Mazurskie. Biul. Geogr. P.T.G., nr 7 — 8, 1 — 90.
9. Richling B., 1952. Katalog jezior polskich. Cz. 4. Jeziora Mazurskie (zestawienie ogólne). Biul. Geogr. P.T.G., nr 9,1 — 29.
10. Rossolimo Ł. Ł., 1953. Oczerki po geografii wnutriennich wod SSSR. Moskwa.
11. Stangenberg M., 1934. O letnim uwarstwieniu termicznym i tlenowym Jezior Augustowskich. Über die sommerliche Temperatur- und Sauerstoffschichtung der Seen in der Umgegend von Augustów. Arch. Hydr. i Ryb., 8. 38 — 47.
12. Stangenberg M., 1936. O występowaniu żelaza w jeziorach suwalskich w miesiącach letnich. Eisenverteilung in den Seen des Suwałki-Gebietes während des Sommers. Arch. Hydr. i Ryb., 10. 48 — 75.
13. Stangenberg M., 1936 b. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych Pojezierza Suwalskiego. Limnologische Charakteristik der Seen des Suwałki-Gebiets auf Grund der hydrochemischen Untersuchungen. Inst. de Rech. des Forêts. Dom. Trav. et c. r. Ser A. Nr 19, 1 — 85.
14. Stangenberg M., 1937. Fosforany, azotany, siarczany i chlorki Jezior Wigierskich w czasie cyrkulacji jesiennej. Phosphate, Nitrate, Sulphate und Chloridae der Wigry-Seen während der Herbstzirkulation. Rozpr. i Spr. Inst. Bad. Leśn. 25, Ser. A.

http://rcin.org.pl

15. Stangenberg M. i Stangenberg K., 1953. Jezioro oligotroficzne bez stratyfikacji termicznej w lecie. Oligotrophic Lake without Termic Stratification in Summer. „Kosmos", Seria A. 601 — 615.
16. Wiese A., 1935. Beitrag zur Lebensgeschichte der Grossen Maräne. Int. Rev. Hydr,. 32, 137 — 163.
17. Willer A., 1923. Die Carbonathärte einiger ostpreussischer Seen. Geolog. Arch. I. Königsberg.
18. Willer A., 1924. Die Carbonathärte einiger ostpreussischen Seen. II. Geolog. Arch III. Königsberg.
19. Willer A., 1924 b. Die kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) in Ostpreussen. Int. Rev. Hydr. 12. 248 — 265 et 313 — 332.
20. Willer A., 1926. Untersuchungen über Stint (*Osmerus eperlanus L.*) in Ostpreussen. Zeitschr. f. Fischerei., 24.
21. Willer A. 1929. Biologische Beobachtungen an der klenen Maräne (*Coregonus albula* L.). Fischerei Zeitung, 27.
22. Wiszniewski J., 1953. Uwagi o typologii jezior. Remarques sur la typologie des lacs polonais. P. Arch. Hydr. I(XIV). 11 — 23.

*

23. Brandt A., 1936. Lebensbedingungen in Pflanzengewässern. Schr. Phys. Ökonom Ges. zu Königsberg, 69, 128 — 129.
24. Fleischer, 1895. Der Nariensee. Schr. Phys. Ökonom. Ges. zu Königsberg, 35, p. 35. Pod ogólnym tytułem: Ber. über die 32 Jahresversammlung des Pr. Bot. Ver.
25. Karpiński P., 1930/32 Die Tiefenverhältnisse des Löwentinsees. Schr. Phys. Ökonom. Ges. zu Königsberg, 67, 52 — 62.
26. Scriba, 1892. Die Tiefenverhältnisse der masurischen Seen. Jahrb. d. geolog. Landesanst. f. 1889.
27. Willer A., und Heinemann E., 1937. Untersuchungen über Trübungs- und Sedimentationsvorgänge in Gewässern. Schr. Phys. Ökonom. Ges. zu Königsberg, 69, 37 — 92

http://rcin.org.pl

A. Szczepański

Die schwebende Fauna des Krutynia-Flüsses

Eingegangen 24.XI.1955

Einleitung

In der hydrobiologischen Literatur wurde schon vielfach das Befinden von Tieren in den Flussplanktonproben festgestellt, die nicht zum echten Plankton gehören, (Kofoid C. A. 1903, 1908, Behning A. 1924 u. a.). Vorwiegend ist man von ihnen zur Tagesordnung übergegangen,

Erst durch die Arbeiten der letzten Jahre (Tarwid 1950, Tarwid, Fabiszewska u. Szczepańska 1953, Berner L. M. 1951, Šramek-Hušek 1946), wurde bemerkt, dass die Anwesenheit dieser Formen im freien Wasser des Flusses kein Zufall ist, sondern wir haben mit einer sehr allgemeinen und für verschiedene Flüsse festgestellten biologischen Erscheinung zu tun. Einzelne Autoren gaben diesem Organismenkomplex sogar einen Namen, um ihn von dem Flussplankton zu unterscheiden d. h. von Planktonformen, welche mit dem Strom des Flusses getrieben werden.

Šramek-Hušek schlug den Namen „Rheoxenose" vor, zur Unterstreichung, dass es hier um die Organismen geht, die der Flussströmung fremd sind. Berner gebraucht den Namen „Syrton" und unterstreicht mit demselben, dass es sich um Organismen handelt, welche sich im Drifft befinden, d. h. passiv mit der Flussströmung getrieben sind. Der polnische Name „Fauna unoszona" („schwebende Fauna"), der von Tarwid und seinen Mitautoren proponiert wurde, braucht keinen Komentar.

Gleichzeitig muss festgestellt werden, dass sich die beobachteten Prozesse in einem grossen Massstab abspielen. Berner gibt z. B. an, dass am 18. 4. 1946 in der Zeit von 24 Stunden 64 Millionen Organismen mit der Strömung des Missouri-Flusses bei Boonville getrieben wurden, von einem Gewicht von ungefähr einer 0,5 t. Tarwid gibt für die Wisła bei Warszawa ungefähr 5 Exemplare auf 1 m^3 Wasser an, was bei der Umrechnung auf die Wasser-

http://rcin.org.pl

menge, welche in der Zeit von 24 Stunden durchfliesst, eine ansehende Zahl ergibt. Es mag noch erwähnt werden, dass solche Tiermengen, welche stromabwärts des Flusses getrieben sind, eine grosse Bedeutung für die Gestaltung der Fauna des Flussmilieu's sind. Genau so wurde die schwebende Fauna von Mikulski und Tarwid 1951, Szczepański 1953 betrachtet.

Die Regulierarbeiten und insbesondere der Bau der Talsperren ändern auf grundsätzliche Art die hydrobiologischen Bedingungen des regulierten Flusses. Die Verminderung der Geschwindigkeit des Stromes und die verminderte Transportfähigkeit der Flussströmung, rufen die Niedersetzung der schwebenden Fauna hervor.

Verschiedene Autoren, welche sich mit den Problemen beschäftigen, unterstreichen die Verminderung der Lebewesen unterhalb der Talsperre, welche durch diese hervorgerufen wurden. „Die querliegenden Sperren, die das hinter der Sperre liegende Milieu vom Zufluss des durch dasselbe ansetzende Material, welches stromaufwärts fliesst, abtrennen, vermindern das Auftreten der Lebewesen unter der Sperre" (Mikulski u. Tarwid 1951). Selbstverständlich braucht man diese Verminderung der Anzahl der Organismen nicht ausschliesslich mit den Talsperren zu verbinden. Jede Verminderung der Stromgeschwindigkeit ergibt genau dasselbe Resultat.

Diese Arbeit soll den Zweck haben, uns Aufklärung über den Einfluss der durchfliessenden Seen auf die schwebende Fauna geben und die Feststellung, wie sich die Zahlenverhältnisse in der schwebenden Fauna in verschiedenen Abschnitten des Flusses gestalten, Ausgeführt wurde diese Arbeit in der Hydrobiologischen Station in Mikołajki.

Terrain und Methodik

Die Untersuchungen wurden im Krutynia-Fluss und seinem Zufluss Babięcka Struga durchgeführt.

Der Krutynia-Fluss ist einer der grössten Flüsse des Masurischen Seengebietes. Seine Länge beträgt ungefähr 80 km, wenn man die Abschnitte der Seen mitzählt, durch welche er fliesst. Auf dem untersuchten Teil fliesst er durch 11 Seen verschiedener Grösse. Aus dem Grunde zeigt er nicht die Schwankungen des Wasserspiegels, die charakteristisch für die Mehrheit unserer Flüsse sind. Die jährliche Amplitude der Schwankungen für Iznota beträgt nicht viel mehr wie 0,5 m. Das Wassersteigen, welches das Verhältnisbild in der schwebenden Fauna sehr kompliziert, ist im Falle des Krutynia-Flusses bis zum Minimum reduziert. Dasselbe erlaubte auf eine gleichmässige Einteilung der Proben in der Zeit und befreit uns von einer ständigen Kontrollierung des Wasserstandes.

Der Charakter des Terrain's durch welches der Krutynia-Fluss fliesst, schliesst zum grössten Teil den direkten Einfluss der atmosphärischen Nieder-

http://rcin.org.pl

schläge aus. Der Krutynia-Fluss fliesst meistens mitten durch das Tal, welches von Gestalt sehr flach ist und nimmt den Charakter einer nassen Wiese an.

Die Niederschläge versorgen in der Mehrzahl den Krutynia-Fluss mit Grundwasser. Das Wegspülen der Tiere vom Ufer und seinen Pflanzenbeständen ist nur auf einen sehr schmalen Küstenstreifen begrenzt. Einen etwas grösseren Massstab nimmt das Wegspülen auf einem Abschnitt zwischen dem Krutynia-See und dem Dorfe Rozogi, wo der Fluss den Charakter eines am Fusse des Gebirges liegenden Baches hat, welcher über Steine fliesst, an. Jedoch im grossen Ganzen sind die Arten der Landfauna in dem Syrton sehr gering.

Von dem Orte Krutyński Piecek bis zu dem Garty-See (oberhalb desselben liegt Nowy Most), durchfliesst der Krutynia-Fluss keine Seen. Dieses ist sein längster Abschnitt. Darum auch treten in der schwebenden Fauna, welche bei Nowy Most gefangen wurde, viel mehr reofile Formen auf, die auf dem verhältnismässig langen Abschnitt ausgespült wurden, als in den Fängen bei Iznota. Oberhalb von Iznota durchfliesst der Krutynia-Fluss folgende Seen: Garty, Malinówko und Jerzewko; zwischen ihnen liegende Abschnitte des Flusses sind breit und zeigen kaum merkbaren Stromgeschwindigkeit. Aus diesen erweiterten Teil des Flüsses stammen die zahlreich in der schwebenden Fauna vorkommenden Hydren und Wassermilben, Mit dem Charakter des Flusses kann man den Unterschied im Vorkommen der *Simulium* auf beiden Standorten erklären; (auf 1 Exemplar in Iznota — 14 in Nowy Most). Im gleichen Verhältnis stehen die Larvenmengen der Köcherfliege *Oxyethira costalis Curt.* (1 : 12,5).

Die Proben wurden mit einem speziell modifizierten Planktonnetz*, welches in der Strömung des Flusses waagerecht aufgestellt wurde, gesammelt. Genau dasselbe Netz gebrauchte T a r w i d und seine Mitautoren auf der Wisła. Das Netz wurde für 5 bis 10 Minuten hereingelassen je nachdem Umstand. Gleichzeitig wurden mit Hilfe eines hydrometrischen Flügels nach der Konstruktion von Żestowski Typ-Ż-3 Stromgeschwindigkeitsmessungen durchgeführt.

Auf jeder Stelle wurde eine Reihe von Proben genommen, die nach der statistischen Bearbeitung als ein Fang desselben Standortes betrachtet wurde. Die kleinste Serie umfasste 5 Proben. Die einzelne Probe lieferte Material aus ungefähr 1 m^3 Wasser.

Die Proben wurden im lebenden Zustande nach der Arbeitsstätte geschafft, dort sofort bearbeitet und die Erfolge auf 1 m^3 Wasser umgerechnet.

Die Umrechnungen wurden auf speziell zu diesem Zweck konstruierten Nomogramm geführt.

* Schon während des Schreibens dieser Arbeit erschien die Arbeit von L i a c h o w und Ż i d k o w, in welcher die Beschreibung eines Aparates zum Fange der schwebenden Fauna angegeben ist, bestehend aus denselben Grundlagen, nur von einer anderen Konstruktionslösung.

http://rcin.org.pl

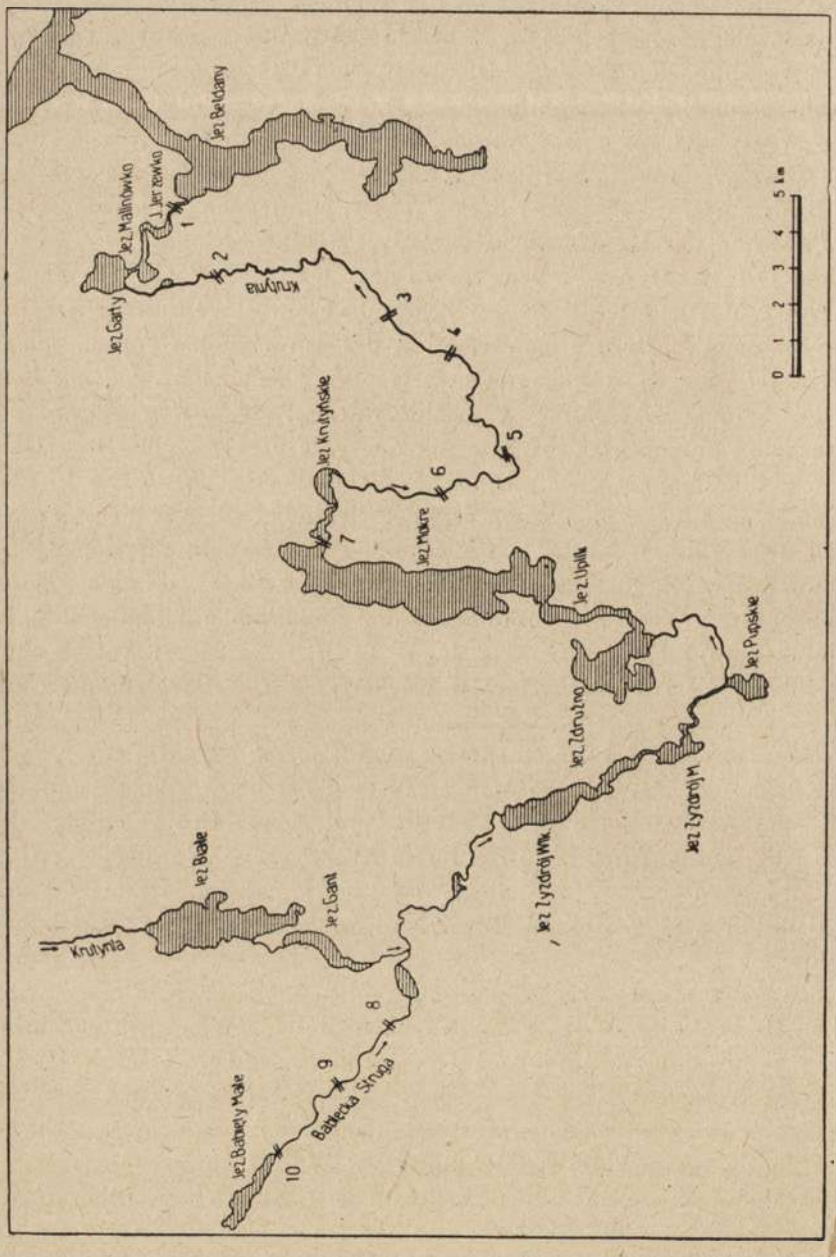


Abb. 1. Die Karte des Untersuchungsgebietes.

Standort 1 — Iznota, 2 — Nowy Most, 3 — Ukta, 4 — Wojnowo, 5 — Rozogi, 6 — Krutynski Pieceк, 7 — J. Mokre, 8 — Krawno, 9 — Gant, 10 — Kozłowo.

http://rcin.org.pl

Während der Probenentnahme wurden noch Stromgeschwindigkeits-, Sichttiefen-, Temperatur- und pH- messungen durchgeführt und wo es möglich war der Wasserstand abgelesen. Ausserdem wurde in verschiedenen Fällen die Messung der Triptonmenge durchgeführt.

Material

Als Grundlage zu dieser Arbeit dienten 386 Proben, welche in der Zeit vom 1. II. 52 bis zum 7. IX. 53 gesammelt wurden. Die Verteilung der Proben im Terrain illustriert die Karte (Abb. 1). Die Standorte von Iznota und Nowy Most wurden für die Saison im Winter jeden Monat und im Sommer noch öfter bearbeitet. Um die Verteilung der Organismen im Terrain zu erhalten, wurden am selben Tage Proben aus anderen 9 Standorten genommen.

In den Proben der schwebenden Fauna wurde die Anwesenheit der Wasserlebewesen, welche zu den folgenden systematischen Gruppen gehören, festgestellt: *Hydra* sp.; *Rhabdocoela*; *Nematoda*; *Oligochaeta*; *Hirudinea*; *Bryozoa*; *Isopoda*; *Hydracarina*; *Heteroptera*; *Culicidae*, Larven und Puppen; *Tendipedidae* Larven, Puppen und Imagines; *Simulidae*; *Heleidae*; *Ephemeroptera; Trichoptera*; *Pisces*, Larven. Von den Landtieren erwähen wir noch ein paar Exemplare: *Apterygota*, *Hymenoptera*, *Coleoptera* und Reste der Spinnen.

Beim Vergleichen dieses Verzeichnisses mit den Angaben von B e r n e r beachten wir die sehr kleine Menge von Landtieren, welche bei dem erwähnten Autor 11,3% aller Organismen, die durch ihn zum Syrton gerechnet wurden. ergaben. In unserem Falle zeigen sich die Verhältnisse ganz anders, (1866 Wassertiere gegen 8 Landorganismen). Dasselbe ergibt 0,4%, also 24 Mal weniger als im Missouri-Fluss. Dieser Umstand unterstreicht noch einmal die Feststellung, dass die Anwesenheit der Landtiere in der schwebenden Fauna von dem Charakter des Flusses abhängig ist.

Die im Verzeichnis erwähnten Tiergruppen lassen sich ökologisch auf 2 Komplexe teilen.

1. Die Fauna mit den Wasserpflanzen verbunden.
2. Die Fauna mit dem Boden des Flusses verbunden.

Eine besondere Gruppe bilden die reofilen Arten, welche auf harten Gegenständen leben und der Wirkung des Stromes ausgesetzt sind. Zu dem ersten Komplex zählt man die Hydren, verschiedene Turbellarien, von den Oligochaeten *Stylaria lacustris* (L.), *Nais obtusa* (Gervais), *Nais pseudoobtusa* Piguet, *Nais josinae* Vejd., *Nais simplex* Piguet, *Chaetogaster diaphanus* (Gruithuisen) *Chaetogaster longi* Bretscher, *Chaetogaster crystallinus* Vejd, jedoch verschiedene von ihnen halten sich auch auf dem Grund unter den Pflanzen auf. Zu dem Komplex gehört die Mehrheit der Arten Tendipediden und Ephemeroptera; von Trichopteren zählen wir hier *Oxyethira costalis* Curt., *Orthotrichia tetensii* Kolbe, *Cyrnus insolutus* Mc Lach. Mit den Pflanzen sind auch, wenn auch

http://rcin.org.pl

nicht so eng, Blutegel, *Heleidae*, *Hydracarina* verbunden, welche sich zwischen den Pflanzen aufhalten. In unserem Falle gehören zu dieser Gruppe auch die Culiciden-Larven (mit Ausnahme von *Chaoborus* sp.), die in ruhigen Stellen zwischen Pflanzen leben.

Zum zweiten Komplex zählen wir einen Teil von Tendipediden, Wasserasseln, von Oligochaeten: *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap., *Slavina appendiculata* (Udekem), *Paranais litoralis* (Müll.)

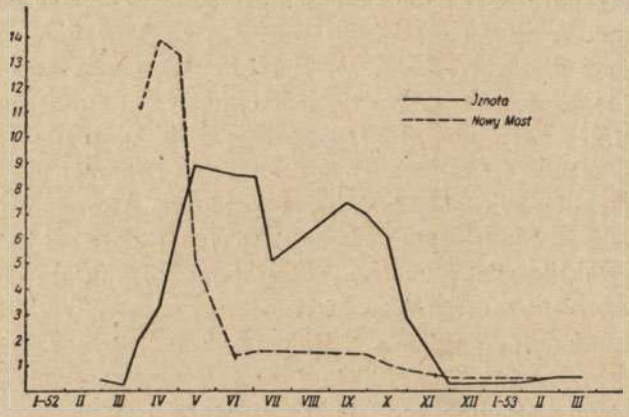


Abb. 2. Das Vorkommen der schwebenden Fauna bei Iznota und Nowy Most im Jahreszyklus.

Wir unterstreichen, dass im Vergleich mit dem Ersten, dieser Komplex viel weniger in der schwebenden Fauna des Krutynia-Flusses repräsentiert ist. Z. B. auf 76 Exemplare der Oligochaeten gehören 71 Exemplare zum ersten Komplex und nur 5 zum Zweiten.

Von den angesiedelten Arten auf hartem Boden erwähnen wir ausser Simuliden *Neureclipsis bimaculata* L.

Ganz verständlich ist, dass sich im Falle eines Bergflusses in der schwebenden Fauna, die Litoreobionten überwiegen. In einem grossen Talfluss verschiebt sich die Domination in Richtung der Bodenformen, wie es für den Missouri-Fluss festgestellt wurde. Der Krutynia-Fluss repräsentiert den Typus eines Flusses von der schwebenden Fauna, welche zum grössten Teil aus Phytofilen besteht. Die Analyse der gesammelten Proben in Iznota und Nowy Most zeigt die grossen Schwankungen im Vorkommen der Organismen, welche sich in verschiedenen Fällen mit den Veränderungen des Milieu verbinden lassen; hauptsächlich jedoch mit der Biologie der erwähnten Arten verbunden sind.

Das Maximum des Vorkommen fällt auf den Frühling. Die grösste Menge erscheint bei Nowy Most Mitte April und bei Iznota Anfang Juni, wobei die Häufigkeitskurve nicht so scharf ist wie die analogische Kurve für Nowy Most (Abb. 2).

http://rcin.org.pl

Die Hauptmengen der schwebenden Fauna bilden die Tendipediden. Bei Iznota dominieren die Tendipediden im Frühling, später treten sie die Domination den Hydren ab, wo die Menge derselben in der schwebenden Fauna erstaunlich ist. Im Herbst schliessen sich zu dem noch Wassermilben an, welche den Hydren gleichkommen.

Das Auftreten dieser Formen im freien Wasser ist die Ursache dass die Häufigkeitskurve nicht so schroff ist wie für Nowy Most. Die Massenerscheinung

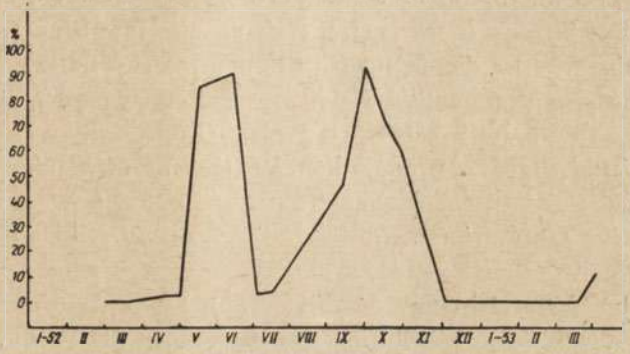


Abb. 3. Prozentuelle Anteil der Hydren in der schwebenden Fauna des Krutynia-Flusses bei Iznota.

der Tendipediden in der schwebenden Fauna bei Iznota fällt auf dieselbe Zeit wie bei Nowy Most, aber der Kulminationspunkt, welcher auf Mitte Juni fällt, ist durch die Erscheinung der Hydren hervorgerufen (91% der gesamten Anzahl der Tiere in derselben Zeit). Die Hydren, welche in grossen Mengen aufgefunden wurden (11,5 Exemplare auf 1 m^3 Wasser den 16.6.52) kommen 2 Mal in grossen Mengen vor (Abb. 3).

Alle Individuen, welche durch mich gefunden wurden, sahen gut aus; ernährten sich normal, verschiedene von ihnen vermehrten sich und besassen etliche Knospen.

Das Vorkommen der Hydren in der schwebenden Fauna im Herbst liess sich durch die Veränderungen der Lebensbedingungen im Fluss erklären. Fällt es doch gerade in die Zeit des Absterbens der grünen Teile von verschiedenen Wasserpflanzen, von denen daher grosse Mengen mit der Flussströmung treiben. Die Hydren, welche mit solchen Pflanzenresten in die Strömung gelangen, lösen sich von ihnen und sind mit dem Wasserstrom getrieben. Solch eine Erklärung ist im Falle eines Vorkommen im Frühling nicht möglich. Es wurden in der Zeit keine grösseren Mengen von Pflanzenresten, welche stromabwärts des Flusses schwammen, bemerkt. Die Ursache dieser Erscheinung muss man in den biologischen Eigenschaften der Hydren suchen.

http://rcin.org.pl

Zur Lösung dieses Problems sind noch spezielle Untersuchungen durchzuführen.

Es mag noch erwähnt werden, dass das Vorkommen der Hydren in der schwebenden Fauna bei Iznota keine abgesonderte Erscheinung ist. In der Serie vom 25.5.53 in Babięcka Struga bei Kozłowa fiel auf 1 m^3 Wasser — 15.9 Exemplare der Hydren. Der erwähnte Standort ist mit dem Charakter dem Standort bei Iznota ähnlich.

Von 11 Arten der Oligochaeten, welche in der schwebenden Fauna des Krutynia-Flusses hervortreten, sind nur 4 gemeinsam für Nowy Most und Iznota. Es sind: *Stylaria lacustris* (L.), *Nais pseudoobtusa* Piguet, *Nais simplex* Piguet und *Chaetogaster diaphanus* (Gruithuisen), welche alle zu den gewöhnlichsten Vertretern der Familie Naididen gehören. Von den übrigen Arten: *Nais josinae* Vejd., *Nais obtusa* (Gervais), *Chaetogaster crystallinus* Vejd., *Chaetogaster langi* Piguet, *Paranais litoralis* (Müll.) und *Slavina appendiculata* (Udekem) gehören zu derselben Familie die eng mit den Wasserpflanzen verbunden ist. Nur *Limnodrilus hoffmeisteri* Clap., der Vertreter der Tubificiden ist nicht mit ihnen verbunden. Jedoch besitzt er ein weites ökologisches Spektrum und tritt er im Transitschlamm des Flusses, im Litoral und oberen Profundal der Seen hervor. Weder die Häufigkeitsanalyse noch die Frequenzanalyse der Oligochaeten lassen keine Grundlagen zu allgemeinen Abschlüssen.

Nach dem Vergleich der Serien, welche denselben Tag in verschiedenen Stellen des Flusses entnommen wurden, kam man zu der Feststellung der Anwesenheit zweier Prozesse, von welchen der Charakter der schwebenden Fauna abhängt.

A. Das Vergrössern der Anzahl der Flussorganismen in der schwebenden Fauna mit der Entfernung vom See.

B. Die Verminderung der Anzahl der Organismen, welche aus dem See stammen, mit der Entfernung vom See (Abb. 4).

Aus dem Zusammenspiel dieser 2 Prozesse erhalten wir ein sehr verschiedenes Bild, welches von der Intensität der Anderungen in den Teilprozessen abhängig ist. Die Feststellung, dass der See die stromabwärts liegenden Abschnitte des Flusses enthüllt, lässt sich im Lichte dieser Angaben nicht im grossen Ganzen aufrecht erhalten. In verschiedenen Fällen (wie der Mokre-See, der Teich in Krutyński-Piecek) fehlt in den Ausflüssen aus dem See die schwebende Fauna. Jedoch habe ich dort sehr grosse Mengen von, aus dem See herausgeschwemmten Planktonorganismen festgestellt, sodass diese Menge die der schwebenden Fauna, selbst aus der besten Probe übertrifft. Aus anderen Seen (z. B.: Babięty Małe, Jerzewko) fliesst ausser dem Plankton noch eine grosse Anzahl Tiere, welche nicht zum Plankton gehören, also als schwebende Fauna angenommen sind.

Der Fluss, welcher aus dem See fliesst, ist sehr arm an Tripton, ob es sich um organisches oder mineralisches Tripton handelt, ist gleich; jedoch sehr

http://rcin.org.pl

schnell vergrössert sich ihre Menge Z.B. Babięcka Struga, welche aus dem See Babięty Małe fliesst, besitzt 4,7 ml Tripton 1 m^3 Wasser, (berechnet nach 24 stündiger Sedimentation); 2 km stromabwärts beträgt es auf 1 m^3 Wasser — 31,4 ml Tripton, also 6,7 Mal mehr. Auf dem erwähnten Abschnitt fliesst der Bach durch Wiesen, darum ist auch das ganze Tripton organischer Herkunft.

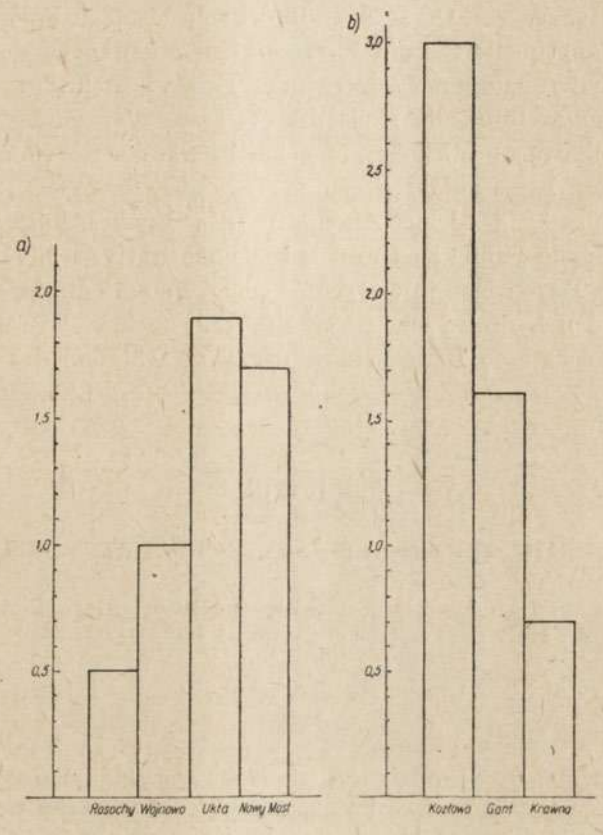


Abb. 4. Veränderung der Zahl der Organismen in der schwebenden Fauna: a) Flussformen; b) Seeformen

Zur Orientierung in den 24 stündigen Änderungen der schwebenden Fauna wurden am 7.9. 53 in der Zeit von 24 Stunden, jede 30 Minuten Proben gesammelt. Das gesammelte Material erlaubte die Feststellung, dass während 24 Stunden eine Zahlschwankung besteht. Maximum betrug um 2^{30} Uhr (15,8 Exemplare auf 1 m^3 Wasser), wobei hauptsächlich die Anzahl der Eintagsfliegen der Veränderung unterlag. Bei den Tendipediden ist die Schwankung geringer. Von einer Serie kann man keine allgemeinen Schlüsse ziehen, man muss jedoch hervorheben, dass die Zeit des Fanges nicht ganz ohne Bedeutung ist, welches man beim Planen der Arbeit im Terrain berücksichtigen muss.

http://rcin.org.pl

Zusammenfassung

1. Die schwebende Fauna ist eine ständige Komponente der Biozenose des Flusses und hat eine grosse Bedeutung in der Gestaltung der Gemeinschaften und eine besondere Bedeutung nimmt sie für die Rekonstruktion der vernichteten Gemeinschaften an.

2. Grosse Mengen von Organismen in der schwebenden Fauna ergeben eine wichtige Nahrungsquelle für die Fische in den Mündungen des Flusses zum See, wo die Niedersetzung der schwebenden Fauna besteht.

3. Nicht immer führt die Rolle des See's zur Verarmung des unterhalb gelegenen Abschnittes des Flusses. Manchmal kann der See grosse Mengen der Organismen dem Fluss zuführen.

4. Verhältnismässig kleine Abschnitte des Flusses können ausreichen, um die schwebende Fauna zu einem hohen quantitativen Niveau zu führen.

5. Über die Tiermengen in der schwebenden Fauna entscheiden im grossen Masse, ausser den hydrologischen Verhältnissen, auch biologische Eigenschaften (wie die wechselnde Beweglichkeit der Tiere während des Jahreszyklus).

6. Über die Artenzusammensetzung entscheidet der Charakter des Flusses oberhalb der Fangstelle.

SCHRIFTTUM

1. Behning A., 1942. K izuczeniju pridonnoj żizni reki Wołgi. Monogr. Biol. Wolga-Station. 1.
2. Berner L. M., 1951. Limnology of the lower Missouri River. Ecology 32. 1 — 12.
3. Kofoid C. A., 1903. The Plankton of the Illinois River 1894—1899 with Introductory. Notes upon the Hydrography of the Illinois River and its Basin. Part I. Quantitative Investigations and General Results. Bull. of the Illinois State Laboratory of Nat. Hist. 6. 95 — 628.
4. Kofoid C. A., 1908. The Plankton of the Illinois River 1894 — 1899, with Introductory Notes upon the Hydrography of the Illinois River and its Basin. Part. II. Organisms and their Seasonal Distribution. Bull. of the Illinois State Laboratory of Nat. Hist. 8. 1 — 360.
5. Liachow S, M. i Żidkow L. F., 1953. Donnaja łowuszka — pribor dlia izuczenija snosa donnych organizmow w recznom potokie. Zooł. Zurn. 32. 1020—1024.
6. Mikulski J., Tarwid K., 1951. Prawdopodobny wpływ regulacji Wisły na niektóre żerowiska ryb związane z bentosem. Rocznik Nauk Rolniczych 57. 179 — 204.
7. Szczepański A., 1954. Analiza dynamiki populacji skąposzczetów dna Wisły pod Warszawą. Pol. Arch. Hydr. I (XIV). 227 — 250.
8. Šramek-Hušek R., 1946. K jednotnemu trideni živočišnych a rostlinnych společenstev našich vod. Sbornik M. A. P. 20.
9. Tarwid K., 1949. O badaniach nad środowiskami żerowiskowymi ryb Wisły środkowej i dolnej. Przegląd Rybacki 16. Zesz. 3 — 4.
10. Tarwid, K., Fabiszewska, I., Szczepańska, W., 1954. Uwagi o makrofaunie unoszonej w Wiśle. Pol. Arch. Hydrob. I (XIV), 219— 226.

http://rcin.org.pl

S. Bernatowicz

Obserwacje nad rozwojem sielawy w małych zbiornikach wodnych

Maszynopis otrzymano 28.XII.1955

Wstęp

Zarówno sielawa (*Coregonus albula* L.), jak i jej formy pokrewne są gatunkami zimnolubnymi, stenotermicznymi, zamieszkującymi pelagial przeważnie wielkich i głębokich jezior o wysokich zawartościach tlenu w hypolimnionie. Na tej podstawie sielawę uważano za gatunek wybitnie zimno- i tlenolubny. Von dem Borne (1881) podaje, że sielawa może występować w jeziorach o głębokości ponad 15 m. Seligo (1908) uważa, że jeziora sielawowe nie mogą być płytsze niż 20 m, w których temperatura wody w okresie letniej stagnacji nie przekracza 15°C; przez większą jednak część lata nie może być wyższa niż 10°C. Według Järviego (1920) jeziora sielawowe w Finlandii są przeważnie głębsze niż 20 m, a z reguły nie mogą być płytsze niż 10 m. Potrzeby tlenowe sielawy Thienemann (za Willerem 1924) określa w ten sposób, że w jeziorach sielawowych podczas letniej stagnacji zawartość tlenu w przydennych warstwach wody nie może spaść poniżej 2 — 4 cm^3/l, nigdy też tam nie może się pojawiać siarkowodór. Natomiast według opinii Willera (1934) nie jest słuszny pogląd, że do hodowli sielawy nadają się tylko jeziora głębokie. Według tego autora nie nadają się jeziora o zbyt mętnej wodzie i z mulistym sublitoralem, a także jeziora, których zawartość tlenu w hypolimnionie spada poniżej 20% nasycenia.

Bliższe badania szeregu autorów wskazują, że sielawa występuje autochtonicznie w wielu wodach nie posiadających stratyfikacji termicznej i tlenowej w lecie (Schneider 1923, Bernatowicz 1953), a także w małych jeziorkach (Willer 1924, Bernatowicz 1953) i w jeziorach z okresowo pojawiającym się siarkowodorem w przydennych warstwach wody (Bernatowicz l.c. Börnert 1954, Bauch 1955). W miarę jednak postępującej trofizacji

http://rcin.org.pl

jezior pogarszające się warunki rozrodu sielawy przekreślają w końcu możliwość jej tam egzystencji, co szczególnie ostro zaznacza się w małych jeziorach. Często jednak w tych wodach, zarówno wielkich, jak i małych, baza pokarmowa w postaci planktonu skorupiakowego nie tylko utrzymuje się nadal, ale często przejściowo pod względem ilościowym staje się jeszcze bogatsza. Zbadanie więc możliwości wprowadzenia sielawy drogą sztucznego zarybiania na odrost do tych wód jest bardzo interesujące pod względem teoretycznym i może posiadać znaczenie praktyczne. W tym celu konieczne jest zbadanie zdolności przystosowawczych organizmu sielawy do środowiska o znacznie wyższej temperaturze i niższej zawartości tlenu, niż to ma miejsce w jej macierzystym jeziorze. Osiągnąć to można drogą eksperymentalnej hodowli, przy czym poznanie warunków i rezultatów hodowli w stawach sielawy i jej form pokrewnych dla celów praktycznych może rzucić sporo światła na to zagadnienie.

W ZSRR wrócono specjalnie uwagę na ripusa* ze względu na wysoką jego wartość gospodarczą, interesowano się także sielawą, ale już w mniejszym stopniu. S u c h o w i e r c h o w (1943) podjął próbę hodowli sielawy i ripusa, jako dodatkowej obsady w stawach karpiowych (pow. 5 — 150 ha) stosując obsady po 1000 sztuk wylęgu na 1 ha. Sielawa okazała się wytrzymała na wysokie ciepłoty wody dochodzącej latem do 26 — 28°C. Wymagała jednak wysokiej zawartości tlenu; ilości te wg S u c h o w i e r c h o w a (l.c.) nie mogą być niższe niż 35% nasycenia. Przeczą temu późniejsze badania W a l c z a k a (1953), który podaje, że sielawa w jeziorze może przebywać w warstwie wody o nasyceniu ca 10%.

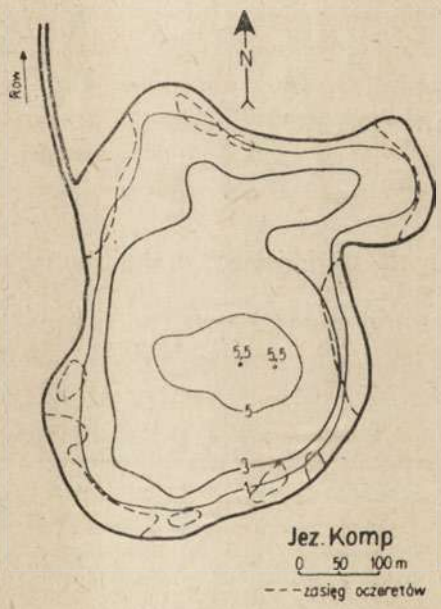
W stawie Nr 3 wielkoługskiego gospodarstwa rybnego sielawa w końcu lata osiągnęła ciężar średnio 54 g (wahania 49,5 — 95,0 g) i długość 16,5 cm (wahania 15 — 18 cm). Takie rozmiary osiąga szybko rosnąca sielawa w jeziorze Piestowo dopiero w drugim, a w Pierjasławskim w trzecim roku życia. W stawie Nr 4 gospodarstwa rybnego Ropsza pod Leningradem jednoletni narybek sielawy średnio ważył 30 g, tj, więcej niż dorosła sielawa w naturalnych warunkach (Jez. Pskowsko-Czudskie) w trzecim roku życia. Ponadto cytowany autor stwierdził wyraźną tendencję schodzenia sielawy z wodą. Z 1 ha stawu wyprodukowano 20 kg narybku sielawy. Straty w ciągu lata wyniosły 39,3%. Narybek ze stawu posiadał 2,7 razy więcej tłuszczu i jego wartość konsumpcyjna, z uwagi na stosunkowo wysoką ilość części jadalnych, była o 37% wyższa niż sielawy z jeziora. Spowodowane to było intensywnością odżywiania i małą ruchliwością w stawie, tj. odwrotnie niż w jeziorach, gdzie z powodu dużej dyspersji pokarmu sielawa jest stale w ruchu (S u c h o w i e r c h o w, l.c.).

Według tego autora ciężar narybku ripusa ze stawu w jesieni wahał się od 20 — 40 g. Ilość odłowionego narybku ze stawu zawierała się w granicach od 20—111 kg/ha. Straty w pierwszym roku wyniosły 47,7%. Podobnie Ł a p i c-

* Szybko rosnąca forma sielawy w ZSRR.

http://rcin.org.pl

kij, Wotinow i Łapickaja (1951) uzyskali pomyślne wyniki hodowli ripusa w pierwszym roku w stawach w obsadach mieszanych z narybkiem karpia. Uzyskano dodatkową produkcję ripusa w wysokości 2,2 — 14,0 kg/ha przy średnim ciężarze sztuki od 8,2 — 20,2 g. Jako materiału obsadowego użyto wylęgu ripusa ładożskiego* i uralskiego w wysokości 5000 i 1500 sztuk na 1 ha stawu. Doświadczenie wykazało pomyślne przebywanie ripusa w wysokich temperaturach wody (w czerwcu od 20 — 21°C) i szybki wzrost w tym czasie oraz brak konkurencji pokarmowej z narybkiem karpia. Ponadto stwierdzono wyjątkową odporność ripusa na silne zmętnienie i zmieszanie wody z mułem podczas jesiennych odłowów przy niskiej t° wody. Natomiast zarówno odłowy, jak i transport w t° powyżej 10°C powodowały szybki wzrost strat. Ogólnie biorąc, straty podczas hodowli wyniosły ca 28%, a podczas odłowu — 17,5%. Jewropiejcewa (1951) uzyskała pomyślne wyniki hodowli ripusa w stawach w drugim roku. Osiągnął on dojrzałość płciową o rok wcześniej niż w jeziorach, bez widocznego jednak zwiększenia tempa przyrastania.



Rys. 1. Jezioro Komp — granice brzegów

Wotinow (1954) podkreśla możliwość ucieczki ripusa z wodą. Z tego względu produkcja stawów przepływowych nieraz spadała do 0,6% narybku od ilości wpuszczonego wylęgu. Stopień odżywienia narybku o wadze 15 — 25 g według formuły Fultona wyniósł 1,10. Według tego autora niskie t° wody

* *Coregonus albula infraspecies ladogensis* Prawdin.

http://rcin.org.pl

i deficyty tlenu przy dnie w zimochowach nie wpływają ujemnie na zimowanie ripusa. Trzyma się on górnych warstw wody i przez całą zimę pobiera pożywienie. Narybek ripusa razem z narybkiem karpia i srebrzystego karasia (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)) bardzo pomyślnie spędził zimę w zimochowie. Jego straty podczas zimowania były znacznie mniejsze niż karpia i wahały się w granicach od 3,1 — 13,9%. Samice dwulatków ripusa osiągnęły dojrzałość płciową od 83,5 — 91,4%. W 1953 roku z produkcji stawowej uzyskano ponad 20 milionów ikry ripusa. Obserwacje Łapickiego (1954) potwierdzają intensywny przyrost ripusa w silnie przegrzewanych stawach latem (24 — 25°C), osiąganie w pierwszym roku od 50 — 70 g i w drugim od 200 — 250 g. Dojrzałość płciową w stawach ripus osiągnął w drugim roku (I+). Od dwuletniej samicy ripusa uzyskano 11 tysięcy ziarn ikry.

Przytoczone wyniki hodowli stawowej ripusa i sielawy są bardzo interesujące, gdyż wskazują na duże zdolności przystosowawcze tego gatunku do zmienionych warunków środowiska. Z uwagi jednak na to, że hodowla była prowadzona przede wszystkim dla celów gospodarczych, nie można na tej podstawie snuć daleko idących wniosków natury teoretycznej. Ponadto uzyskane wyniki w całości nie mogą mieć zastosowania do naszej sielawy, gdyż pochodzą z innego klimatu, a ripus posiada szereg swoistych cech biologicznych. Z tych względów autor w latach 1952 — 1954 przeprowadził obserwacje nad rozwojem sielawy w akwarium, a następnie w stawach i w małym jeziorze eutroficznym Komp (rys. 1).

Rozwój sielawy w akwarium

W akwarium o pojemności 55 l z wodą jeziorową hodowano od wylęgu 30 sztuk sielawy w okresie od 17.IV — 12.IX.1952 r. W czasie hodowli t° wody

Tabela I

Temperatura wody w akwarium

Miesiąc	Wahania t° wody
kwiecień	12,0 — 15,2
maj	10,5 — 15,0
czerwiec	13,6 — 16,8
lipiec	14,3 — 20,0
sierpień	16,2 — 20,5
wrzesień	13,0 — 16,1

w akwarium wahała się w granicach od 10,5 — 20,5°C (tab. I). Dla zabezpieczenia dostatecznej ilości tlenu hodowano tam moczarkę kanadyjską (*Elodea canadensis* Rich.). Sielawę żywiono początkowo żywym planktonem z jeziora, a potem z mlak i suszonym.

http://rcin.org.pl

Przez cały czas hodowli sielawa wykazywała wielką ruchliwość, nie reagowała na wahania t° wody, bardzo chętnie i szybko pobierała pożywienie nie tylko zawieszone w wodzie, ale także i z dna. Zazwyczaj przez noc potrafiła wyłowić większość żywego planktonu. W miarę podrastania potrzeby pokarmowe jej tak wzrosły, że trudno było nastarczyć pożywienia, co ujemnie odbiło się na jej przyrostach.

Tempo przyrastania było bardzo słabe. Dnia 7.VI. długość całkowita ciała (*longitudo totalis*) mierzyła zaledwie 3,7 cm wobec długości 5,6 cm sztuk rówieśnych w stawie. W chwili zakończenia hodowli akwariowej (12.IX.) mierzyła ona tylko 5,3 cm, a w stawie 11,5 cm, tj. przeszło dwukrotnie mniej. Zewnętrzny jej wygląd wskazywał wyraźnie na formę głodową — nieproporcjonalnie duże głowy w stosunku do małego i szczupłego tułowia. Mimo skąpego pożywienia i silnego wychudzenia żadnych śnięć sielawy w akwarium nie stwierdzono.

Rozwój sielawy w stawie

Jednocześnie z hodowlą akwariową w lecie 1952 r. hodowano także sielawę w małym stawie Nr XIV Ośrodka Zarybieniowego PGR w Borowie. Powierzchnia stawu wynosiła 0,14 ha, przeciętna głębokość 0,8 m, w rowie — 1,3 m, przy mnichu — 1,5 m. Wystawa południowa. Dno na całej powierzchni pokryte grubą warstwą osadów i zarośnięte ramienicą (*Chara foetida* Desw. i *C. fragilis* A. Br.). Płytszą partię stawu porastał skrzyp bagienny (*Equisetum limosum* L.) i trzcina pospolita (*Phragmites communis* Trin.), która zajmowała znaczne przestrzenie. Temperatura wody w stawie w okresie hodowli sielawy była wysoka, w lipcu wahała się w granicach 18,4 — 25,0°C ,a w ciągu trzech miesięcy (czerwiec — sierpień) przekraczała 22,0°C (tab. II).

Tabela II

Temperatura wody w stawie nr XIV

Miesiąc	Wahania t° wody
kwiecień	10,1 — 14,2
maj	11,8 — 17,0
czerwiec	18,1 — 22,1
lipiec	18,4 — 25,0
sierpień	18,2 — 23,0
wrzesień	10,4 — 17,3
październik	7,0 — 10,4

Staw obsadzono wylęgiem sielawy 17.IV. 1952 r. w ilości 14 284 szt/ha. Początkowo sielawa trzymała się górnych warstw wody wędrując niedużym stadkami wzdłuż brzegu, a po ogrzaniu się wody do 18°C (czerwiec) oddaliła się od brzegów i przebywała w głębszych partiach stawu, co pokrywa się z obserwacjami Łapickiego, Wotinowa i Łapickiej (l.c.) nad ripusem.

http://rcin.org.pl

Wiosną i jesienią głównymi komponentami pożywienia sielawy były *Copepoda*, a w lecie *Cladocera*. Mimo wysokiej temperatury wody dochodzącej w lipcu do 25°C pobierała ona bardzo intensywnie pokarm — podobnie jak w hodowli akwariowej — jest to zbieżne ze spostrzeżeniami Łapickiego (l.c.) i Suchowierchowa (l.c.).

W ciągu lata sielawa osiągnęła średnio 12,4 g ciężaru i 11,5 cm długości. Najintensywniejszy przyrost trwał stosunkowo krótko — od pierwszej połowy czerwca do połowy lipca (tab. III). Spadek tempa przyrastania zaznacza się znacznie szybciej odnośnie długości niż ciężaru, co znalazło swój wyraz w zewnętrznym jej wyglądzie (ciało krępe i walcowate).

Staw odłowiono 17 października przy temperaturze wody 7°C uzyskując 142 sztuki sielawy, co stanowi 7,0% od 2000 sztuk wpuszczonego wylęgu. Produkcja narybku sielawy w przeliczeniu na 1 ha stawu wyniosła 12,57 kg. Biorąc pod uwagę wypadki losowe w postaci dostania się do stawu 2 dużych pstrągów tęczowych (*Salmo irideus* Gib.) i ucieczki części sielawy z wodą burzową można przyjąć, że tylko drobna jej ilość zdołała się uchować do jesieni w ilości 7,0% obsady.

Tabela III

Tempo przyrastania sielawy w stawie (1952—1953)*

Data	n	Ciężar w g	Długość całkowita ciała w cm.
17.IV.52			0,8
9.VI.52	10	1,1 0,8 — 1,4	5,6 5,2 — 6,0
12.VII.52	10	9,5 8,5 — 10,5	10,2 9,6 — 10,8
4.VIII.52	10	12,7 11,0 — 14,3	11,6 11,1 — 12,2
17.X.52	10	12,4 6,5 — 18,3	11,5 9,7 — 13,4
5.V.53	8	36,2 24,3 — 45,0	15,8 14,2 — 17,5

Zarówno podczas lata, jak i przy odłowie nie stwierdzono żadnych śnięć sielawy. Nawet te sztuki, które podczas odłowu stawu nie zdążyły spłynąć z wodą i pozostały przez pewien czas wśród wodorostów i na mule, w sadzach szybko się odpiły i wróciły do normy.

* W liczniku podano wartości średnie, a w mianowniku zakres wahań.

http://rcin.org.pl

Na zimę sielawę w ilości 142 sztuki umieszczono w starym stawie młyńskim. Wiosną następnego roku (5.V.1953) odłowiono 8 sztuk sielawy. Duże straty podczas zimowania mogą być wynikiem jej ucieczki z wodą, gdyż zarówno późną jesienią, jak i wiosną nadmiar wody ze stawu był odprowadzany przewałem. Wielkość odłowionej sielawy wahała się w granicach 14,2 — 17,5 cm — średnio 15,8 cm i 24,3 — 50,0 g — średnio 36,2 g. W okresie więc zimy (17.X. 1952 — 5.V.1953), tj w ciągu 5,5 miesięcy, sielawa średnio przyrosła o 4,3 cm (zwiększyła długość o 37,39%) i o 24,2 g zwiększyła ciężar (195,16%) (tab. III). Wskaźnikiem szybszego przyrastania ciężaru niż długości może być także współczynnik odżywienia k obliczony wg wzoru Fultona*

$$k = \frac{100 \cdot g}{L^3}.$$

Współczynnik ten dla sielawy z zimochowu wynosi 2,12. Dla porównania stopień odżywienia sielawy w jeziorze Krzywa Kuta, charakteryzującego się dobrymi przyrostami tego gatunku, w pierwszym roku waha się w granicach od 0,58 — 0,62, a dla roczników starszych zawarty jest w granicach 1,44 — 1,58.

Z przytoczonych liczb wynika, że sielawa podczas zimy bardzo intensywnie przyrasta i że przyrost ciężaru jest znacznie szybszy niż w lecie, co znalazło swój wyraz w wyjątkowo wysokim stopniu odżywienia, przewyższającym prawie czterokrotnie stopień odżywienia równolatek sielawy w jeziorze Krzywa Kuta.

Fot. 1. Łuska sielawy ze stawu nr XIV. Dn. 17.X.1952 bez pierścienia rocznego — wiek 0^+

Analiza łusek wskazuje, że pierścień roczny został założony w okresie między 17 października a 6 maja. Wnioskując z wielkości promienia łuski można przypuszczać, że miało to miejsce późną jesienią lub na początku zimy (fot. 1 — 2).

* g — ciężar w g, L — długość ciała w cm (bez płetwy ogonowej).

http://rcin.org.pl

W 1953 roku powtórzono obserwacje nad rozwojem sielawy w tym samym stawie. Niespodziewanie jednak w tym roku warunki dla sielawy uległy znacznemu pogorszeniu wskutek silnego zarośnięcia stawu ramienicą, która w wielu miejscach osiągnęła poziom lustra wody. Tempo przyrastania sielawy zestawiono w tabeli IV. Jak z przytoczonych liczb wynika, szybkość przyrastania

Fot. 2. Łuska sielawy z zimochowu.
6.V.1953 z pierścieniem rocznym — wiek 1+

ciężaru i długości sielawy w lecie 1953 r. była słaba. W chwili odłowu (26.X) sielawa ważyła średnio 5,5 g i mierzyła średnio 9,2 cm. Było to uwarunkowane przypuszczalnie zbyt silnym zarośnięciem stawu ramienicą (silne ubytki tlenu w nocy i mniejsza ilość planktonu).

Tabela IV

Tempo przyrastania sielawy w stawie (1953—1954 r.)

Data	n	Ciężar w g	Długość całkowita ciała w cm	Współczynnik Fultona	Przyrost ciężaru na 1 cm
28.III.53			0,8		
26.VII.53	9	3,8 / 2,6—5,7	7,9 / 7,2—8,7	1,21	0,52
31.VIII.53	10	4,1 / 3,6—4,6	8,2 / 8,0—8,6	1,14	0,51
26.X.53	10	5,5 / 3,7—7,9	9,2 / 8,6—10,0	1,16	0,64
24.V.54	10	22,1 / 12,4—35,2	13,5 / 11,9—13,5	1,41	1,94

Poza tempem przyrastania interesujące jest także kształtowanie się kondycji sielawy. W tym celu posłużono się formułą Fultona i obliczono przyrost

http://rcin.org.pl

ciężaru przypadający na 1 cm długości ciała. Współczynnik Fultona waha się w granicach od 1,14 — 1,41, a przyrost ciężaru na 1 cm długości od 0,51 — 1,94. Oba więc współczynniki wyraźnie wskazują na poprawę kondycji sielawy z biegiem czasu, tzn. sztuki starsze są lepiej odżywione niż młode. Porównując ze sobą wymienione wskaźniki odżywienia należy stwierdzić, że przyrost

Fot. 3. Łuska sielawy ze stawu nr XIV. Dn. 26.X.1953 bez pierścienia rocznego — wiek 0+

Fot. 4. Łuska sielawy z zimochowu. Dn. 24.V.1954 z pierścieniem rocznym — wiek 1+

ciężaru przypadający na 1 cm długości ze względu na szerszy zakres wahań (0,51 — 1,94) jest znacznie czulszym wskaźnikiem niż współczynnik Fultona zawarty w węższych granicach (1,14 — 1,41).

Staw odłowiono 26.X.1953 r. przy pomocy samołówki za mnichem przy t° wody 5,5°C. Mimo iż ostatnia partia narybku schodziła z mętną wodą, żadnych śnięć sielawy podczas odłowu ani też podczas transportu nie stwierdzono. Uzyskano w ten sposób potwierdzenie wyników z ubiegłego roku odnośnie wytrzymałości sielawy na silne zmętnienie wody w niskich temperaturach. Sielawa więc okazała się mniej wrażliwa na odłowy i transport, niż to podaje Łapickij (l.c.) dla ripusa.

Ogółem ze stawu odłowiono 151 sztuk narybku sielawy, co stanowi 3,2% od ilości obsady. Uzyskana produkcja sielawy w przeliczeniu na 1 ha stawu wyniosła 5,92 kg. Wyniki te są zbliżone do efektu hodowli narybku ripusa w stawach z narybkiem karpia (Łapickij, Wotinow i Łapickaja, l.c.). Na słabą wydajność sielawy niewątpliwie miało wpływ nadmierne zarośnięcie stawu ramienicą, wskutek czego dużo narybku pozostało w niej przy spuszczaniu wody. Zimę sielawa spędziła w zimochowie w okresie od 26.X.53 do 24.V.54 r. Podczas przebywania w zimochowie przez 7 miesięcy przyrastała bardzo intensywnie. Zwiększyła ciężar ciała przeszło 3-krotnie (301,82%) i długość o 4,3 cm (46,73%). Współczynnik Fultona wyniósł 1,41, a na 1 cm

http://rcin.org.pl

długości wypadło aż 1,94 g (tab. IV). Na szczególną uwagę zasługują wysokie wskaźniki odżywienia po przezimowaniu zarówno w 1952/53 r. (tab. III), jak i w 1953/54 r. (tab. IV). Szybkie tempo przyrastania i dobra kondycja w zimie wskazują na pomyślne warunki zimowania nawet w bardzo zamulonym stawie młyńskim w zimie 1952/53. Podobnie Wotinow (l.c.) stwierdził, że ripus podczas zimowania nie reaguje na deficyty tlenowe w przydennych warstwach wody i że większe były straty narybku karpia niż ripusa w tym samym zimochowie.

Struktura łusek sielawy hodowanej w stawach jest bardzo regularna i przejrzysta, układ sklerytów prawidłowy, granice rocznych przyrostów dobrze zaznaczone. Wnioskując z rzeźby łuski sielawy przed wpuszczeniem do zimochodu i po odłowieniu z niego należy sądzić, że pierwszy pierścień roczny został założony późną jesienią lub na początku zimy, co potwierdza się ze spostrzeżeniami autora w ubiegłym roku.

Rozwój sielawy w jeziorze

W większości jezior eutroficznych z racji niepomyślnych dla sielawy warunków (gruba warstwa osadów dennych, duże ubytki tlenu w hypolimnionie) straciła ona już możność naturalnego rozrodu i ustąpiła, chociaż warunki pokarmowe w postaci planktonu skorupiakowego nieraz mogą jeszcze istnieć pomyślne.

Dla zbadania możliwości utrzymania się sielawy w tym typie jezior przeprowadzono eksperymentalną jej hodowlę od wylęgu w małym jeziorze eutroficznym o raczej niepomyślnych dla niej warunkach (mała głębokość, silne nagrzewanie się wody latem, mała przeźroczystość, znaczne ubytki tlenu w okresie stagnacji i uboga fauna skorupiakowa). Wychodzono przy tym z założenia, że o ile sielawa utrzyma się w takim środowisku przez lato i zimę, będzie to wskaźnikiem, że w jeziorach zasobnych w pokarm tym bardziej istnieją pomyślne warunki jej odrostu.

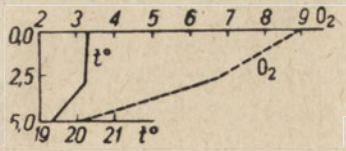
Doświadczenie założono w jeziorze Komp położonym pod Giżyckiem. Powierzchnia jeziora 19,93 ha (Willer 1933), maksymalna głębokość wg własnych sondowań 5,5 m. Dno o łagodnym spadku, na całej powierzchni pokryte grubą warstwą osadów dennych. Jedynie płytki litoral jest miejscami twardy i kamienisty (rys. 1).

Barwa wody żółtozielona, przeźroczystość mierzona krążkiem Secchiego 16.VIII.54 wyniosła zaledwie 0,6 m, temperatura warstw powierzchniowych wody 20,2°C, przydennych — 19,2°C, a zatem stratyfikacja termiczna była wyrażona zaledwie jednym stopniem. Zawartość tlenu w górnych warstwach wody wynosiła 8,6 mg/l, a przy dnie — mimo małej głębokości — tylko 2,8 mg/l (rys. 2). U szczytu stagnacji zimowej (1.III.53) temperatura górnych warstw wody wynosiła 0,8°C, a przy dnie — 3,4°C. Zawartość tlenu pod lodem

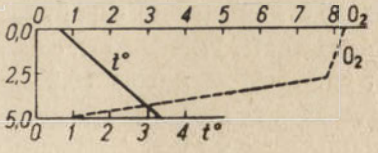
http://rcin.org.pl

wynosiła 8,2 mg/l, a przy dnie tylko 0,6 mg/l (rys. 3). Zarówno układ termiczny, jak i tlenowy z okresu stagnacji letniej wskazują na stawowy charakter jeziora Komp.

Rozmieszczenie skorupiaków pelagicznych w okresie stagnacji letniej i zimowej zestawiono w tabeli V. Jak z zestawienia wynika, w planktonie



Rys. 2. Profil tlenowy dn. 16.VIII.1954



Rys. 3. Profil tlenowy dn. 1.III.1954

skorupiakowym przeważa *Mesocyclops leuckarti* (Claus) w ilości 1400 sztuk w 20 l wody na głębokości 2,5 m, znaczna jest także ilość *Daphnia cucullata* Sars. — 570 sztuk na głębokości 5,0 m.

W sierpniu plankton najliczniej występował na głębokości 2,5 m w ilości 4727 sztuk w 20 l. Poza skorupiakami była znaczna ilość wrotków: *Keratella quadrata* (Müll.) i *K. cochlearis* (Gosse). Plankton roślinny na ogół był ubogi (*Melosira, Fragillaria, Pediastrum*).

Plankton zimowy jest uderzająco ubogi, gdyż poza formami juwenalnymi (w małej ilości) jest reprezentowany właściwie tylko przez *Cyclops kolensis* Lill. w ilości 13 szt/20 l wody i *C. vicinus* Uljan — 8 szt/20 l wody. Największe skupienie planktonu było przy dnie, w ilości jednak bardzo małej — 36 szt/20 l wody. Wrotki występowały w miernej ilości i były reprezentowane przez *Keratella quadrata* (Müll.) i *C. cochlearis* (Gosse). Fitoplankton złożony był przeważnie z *Melosira, Microcystis* i *Pediastrum*.

Tabela V

Ilość skorupiaków pelagicznych w 20 l wody jeziora Komp według Mądrowskiej

Gatunek	16.VIII.1954 r.			1.III.1954 r.		
	0,0 m	2,5 m	5,0 m	0,0 m	2,5 m	4,5 m
Mesocyclops leuckarti (Claus)	420	1,400	320	—	—	—
Cyclops kolensis Lill.	40	100	50	—	13	—
Cyclops vicinus Uljan	—	—	—	—	—	8
Cyclopidae cop.	420	1,380	270	—	—	23
Cyclopidae nauplii	530	540	3,120	—	—	—
Daphnia cucullata Sars.	160	460	570	—	—	—
Bosmina cor. thersites Poppe	10	25	—	—	—	—
Chydorus sphaericus O.F. Müller	330	560	—	—	—	—
Leptodora kindtii (Focke)	1	2	—	—	—	—
Cladocera iuv.	65	260	240	5	—	5
Razem	1,976	4,727	4,570	5	13	36

http://rcin.org.pl

Przytoczona charakterystyka planktonu z sierpnia i marca, a także analizy z innych miesięcy wskazują, że w różnych porach roku jest on wyjątkowo ubogi.

W okresie od 23III.53 — 7.IV.54 r. czterokrotnie dokonano obsady jeziora Komp wylęgiem sielawy w ilości 99 650 szt., tj. 5 000 szt/ha. W czasie zarybiania temperatura wody w jeziorze wahała się w granicach 5,2 — 7,5°C. Po upływie 5 miesięcy (1.IX.) ciężar sielawy wahał się w granicach 5,4 — 7,6 g (średnio 6,6 g) i długość całkowita ciała od 8,2 — 9,9 cm (średnio 9,1 cm). W końcu lata, tj. 17.X.1953 r., ciężar narybku wahał się od 4,4 — 7,7 g (średnio 6,7 g) i długość od 9,0 — 10,2 cm (średnio 9,7 cm) (tab. VI).

W czasie lata 1953 r. tempo przyrastania w jeziorze Komp było nieco szybsze niż w stawie Nr XIV tego samego roku (tab. IV i VI), jednak znacznie wolniejsze niż w tym samym stawie w 1952 r. (tab. III). W ciągu przeszło 5,5 miesięcy zimowych (17.X.53 — 6.V.54) sielawa w jeziorze przyrosła zaledwie o 1,0 g (zwiększyła ciężar o 14,92%) i 1,1 cm (zwiększyła długość o 11,33%) pozostając w ten sposób w tyle za przyrostami stawowymi w tej porze roku. Tak słabe przyrosty w zimie są niewątpliwie uwarunkowane brakiem dostatecznej ilości pokarmu, co potwierdza wygląd zewnętrzny sielawy — duże głowy i szczupły tułów.

Tabela VI

Tempo przyrastania sielawy w jeziorze Komp w latach 1953—1954

Data	n	Ciężar w g	Długość całkowita ciała w cm	Współczynnik Fultona	Przyrost ciężaru na 1 cm dług.
28.III.53			0,8		
1.IX.53	7	6,6 / 5,4 — 7,6	9,1 / 8,2 — 9,9	1,24	0,78
17.X.53	14	6,7 / 4,4 — 7,7	9,7 / 9,0 — 10,2	1,16	0,77
6.V.54	8	7,7 / 4,9 — 8,2	10,8 / 9,1 — 11,3	0,95	0,78
1.VI.54	10	13,0 / 9,7 — 15,5	11,6 / 10,8 — 12,5	1,30	1,21
16.VIII.54	10	15,0 / 11,7 — 17,9	12,7 / 12,2 — 13,4	1,22	1,30
4.XI.54	1	15,5	16,2	0,67	1,00

W drugim roku przyrostu sielawy nadal pozostały słabe. W początkach listopada ważyła ona zaledwie 15,5 g i mierzyła 16,2 cm (tab. VI). W stawie tę długość sielawa osiąga już po przezimowaniu pierwszej zimy (tab. IV), a odnośnie ciężaru różnice są jeszcze jaskrawsze na korzyść sielawy stawowej.

http://rcin.org.pl

Stopień odżywienia sielawy w jeziorze Komp podczas pierwszego lata wyniósł 1,24 i 0,78, nie odbiega więc od liczb uzyskanych w tym względzie w stawie (tab. IV). Natomiast po spędzeniu pierwszej zimy w jeziorze jest on znacznie niższy niż w stawie i wynosi zaledwie 0,95 i 0,78. Podczas drugiego lata kondycja sielawy ulega poprawie, ale w jesieni jest bardzo słaba — współczynnik Fultona spada do 0,67 i przyrost ciężaru na 1 cm długości do 1,00 (tab. VI). Silne wahania stopnia odżywienia sielawy w różnych porach roku i wyjątkowo słaba kondycja sztuk starszych nasuwają przypuszczenie o małych zasobach pokarmowych jeziora Komp dla tego gatunku, co potwierdzają analizy planktonu. Drobny narybek znajdował dla siebie jeszcze dostateczną ilość pokarmu, a sztuki starsze wobec zwiększonych potrzeb pokarmowych głodowały.

Mimo niepomyślnych warunków w jeziorze Komp (wysoka ciepłota wody w lecie, niepomyślne warunki tlenowe w okresie stagnacji i mała ilość planktonu) żadnych śnięć sielawy w jeziorze nie zaobserwowano. Przeciwnie, podczas połowów kontrolnych stale spotykamy duże ilości drobnej, chudej sielawy.

Z porównania tempa przyrastania sielawy w stawie i w jeziorze Komp z przyrostami w macierzystym zbiorniku wodnym (Jez. Łańskie) wynika, że w tym ostatnim przyrasta ona znacznie lepiej. W pierwszym roku sielawa w stawie rośnie wolniej o 0,9 cm i w jeziorze Komp o 2,7 cm niż w Jeziorze Łańskim. W drugim roku w jeziorze Komp przyrosty są również wolniejsze o 2,4 cm. W roku 1953 przyrosty w stawie były jeszcze wolniejsze, gdyż długość jej w jesieni wyniosła tylko 9,2 cm (tab. VII). Różnice te są faktycznie mniejsze, gdyż sielawa w stawie i w jeziorze Komp w chwili odłowu (październik) nie ma jeszcze założonego pierścienia rocznego, co następuje później.

Tabela VII

Porównanie szybkości przyrastania sielawy na długość (*long. totalis*)

Zbiornik wodny	Data odłowu	I	II	Uwagi
Staw XIV	17.X.52	11,5		Pomiary bezpośrednie
Staw XIV	26.X.53	9,2		„
Jezioro Komp	17.X.53	9,7	16,2	„
Jezioro Łańskie	25.VII.51	12,4	18,6	Odczyty wsteczne

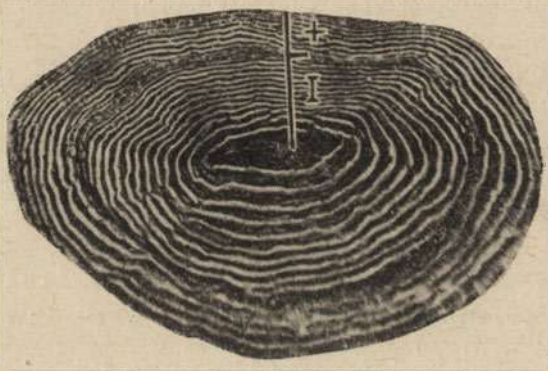
Układ sklerytów na łuskach sielawy z jeziora Komp w zupełności potwierdza wyniki uzyskane w stawach odnośnie zakładania pierścienia rocznego. U narybku sielawy w drugiej połowie października pierścień roczny jeszcze nie jest zaznaczony, a na początku czerwca następnego roku jest już wyraźnie widoczny.

http://rcin.org.pl

Przyrosty drugiego roku są tak znaczne, że nasuwają przypuszczenie o zakładaniu pierścienia późną jesienią lub na początku zimy (fot. 5 — 7).

Fot. 5. Łuska sielawy z jez. Komp. Dn. 17.X.1953 bez pierścienia rocznego — wiek 0+

Fot. 6. Łuska sielawy z jez. Komp. Dn. 1.VI.1954 z pierścieniem rocznym — wiek 1+



Fot. 7. Łuska sielawy z jez. Komp. Dn. 4.XI.1954 z pierścieniem rocznym — wiek 1+

Streszczenie

1. Rozwój sielawy w akwarium w okresie od 17.IV. — 12.IX.1952 r. odbywał się bez strat. Przyrosty jej jednak pozostały słabe z powodu trudności dostarczenia dostatecznej ilości pożywienia w postaci planktonu. Pobierała ona chętnie różny plankton zwierzęcy nie wyłączając suszonych rozwielitek.

2. Wysoka temperatura wody w stawie utrzymująca się ponad 18°C w ciągu 3 miesięcy, a w lipcu dochodząca do 25°C, nie wpływała ujemnie na pobieranie pokarmu i przyrost sielawy.

3. Główne pożywienie sielawy na początku i przy końcu lata stanowiły *Copepoda*, a w lecie *Cladocera* (*Bosmina*, *Daphnia* i częściowo *Chydorus*).

http://rcin.org.pl

4. Najintensywniejszy przyrost sielawy w stawie trwał od pierwszej połowy czerwca do połowy lipca. Zahamowanie tempa przyrastania w drugiej połowie lata zaznaczyło się znacznie wcześniej odnośnie długości niż ciężaru.

5. Odłów sielawy za mnichem w temperaturze wody 5,5 — 7,0°C przy silnym jej zmętnieniu odbywał się bez żadnych strat. Wielkość sielawy w jesieni wahała się w granicach 3,7 — 13,4 g i 8,6 — 13,4 cm.

6. Mimo wypadków losowych (przypadkowa obecność w stawie pstrągów i możliwość ucieczki z wodą) przeżywalność narybku sielawy w 1952 r. wyniosła 7,0%. Produkcja sielawy w przeliczeniu na 1 ha stawu wyniosła więc 12,57 kg. W 1953 r. z powodu silnego zarośnięcia stawu przeżywalność narybku spadła do 3,02% — produkcja w przeliczeniu 1 ha stawu wyniosła 5,92 kg.

7. Podczas pobytu w zimochowie sielawa bardzo intensywnie przyrastała. W okresie od 26.X.53 — 24.V.54 zwiększyła długość o 4,3 cm (46,73%) i ciężar o 16,6 g, tj. przeszło 3-krotnie (301,82%).

8. W płytkim i silnie zeutrofizowanym jeziorze Komp o ubogim planktonie przyrosty sielawy były znacznie wolniejsze niż w stawie, co szczególnie jaskrawo zaznaczyło się w okresie zimy. Mimo to podczas próbnych połowów stale stwierdzano duże ilości drobnej i chudej sielawy.

9. Utrzymanie się sielawy w ciepłych stawach i w bardzo niepomyślnych warunkach w jeziorze Komp wskazuje na dużą plastyczność tego gatunku, który w pewnych wypadkach zbliża się do form eurytermicznych. Stąd niezarośnięte stawy i szereg jezior eutroficznych zasobnych w plankton skorupiakowy może nadawać się do zarybiania sielawą w celach odrostowych.

С. Бернатович

Наблюдения над развитием ряпушки (*Coregonus albula* L.) в небольших водоемах

Резюме

Автор наблюдал за развитием ряпушки с момента ее выклева в: 1) небольшом аквариуме (55 л) в период с 17.IV по 12.IX. 1952, 2) в мелком прудке, поверхностью в 0,14 га с 17.IV по 17.X. 1952 г. и вторично в период с 28.III. по 26.X. 1953 г., 3) в зимовальных прудах в течение двух зим а также в мелководном, эвтрофном озере Комп с максимальной глубиной 5,5 м в период с 28.III. 1953 по 4.XI. 1954 г.

Температура воды аквариума во время выращивания ряпушки колебалась в пределах от 10,5 до 20,5°Ц. В начале ряпушка кормилась живым а потом высушенным планктоном. Ряпушка охотно принимала корм и развивалась без ущерба. Однако темпы ее линейного прироста были очень слабы, так как в конце периода выращивания (12.IX) ее длина равнялась толь-

http://rcin.org.pl

ко 5,3 см. (long. tot.) Длина находящихся в пруде экземпляров-однолетков в то время равнялась 11,5 см, т.е. была свыше в два раза больше. Внешний вид ряпушки из аквариума явно указывал на форму вызванную голодованием-чрезмерно большую голову в сравнении с неразвитым, малым туловищем-Несмотря на убожество корма и заметную исхудалость, случаев замора ряпушки в аквариуме не наблюдалось.

В пруде ряпушка успешно переносила высокие температуры воды, достигающие иногда 25°Ц. Летом основным кормом ряпушки были веслоногие *(Cladocera)*, а в начале и в конце летнего сезона — ветвистоусые *(Copepoda)* рачки. Самым интенсивным оказался прирост ряпушки в летние месяцы: с первой половины июня по половину июля. Осенью ряпушка вылавливалась без ущерба за водоспуском (монахом) в очень мутной воде с температурой 5,5—7,0°Ц. Величина этой ряпушки колебалась в пределах 8,6—13,4 см и 5,7—13,4 г. (табл. III и IV). Несмотря на непредвиденные обстоятельства (случайное наличие в пруде двух форелей и возможность уйти из него с течением воды), к концу первого года осталось в живых только 7% ряпушки В следующем году, вследствие зарастания пруда харовыми *(Chara foetida* Desw *i Ch. fragilis* A. Br.), этот процент понизился до 3,02%. Во время пребывания в зимовальниках, у ряпушки обнаружен был значительный прирост. В период с 26.X. 1953 по 24.V. 1955 г. ее длина увеличилась на 4,3 см (46,73%, а ее вес повысился почти трехкратно (301,82%).

Озеро Комп является небольшим и мелководным водоемом со слабо выраженной термической стратификацией и с явлениями большой убыли кислорода в придонном слое (рис. I и II). Летний и зимний озерный планктон оказался очень скудным (табл. V). Темпы прироста ряпушки в этом озере были незначительны. В течение первого лета прирост ряпушки равнялся в среднем: 9,7 см и 6,7 г. Зимой и в течение следующего затем лета приросты все время находились на низком уровне в сравнении с приростом одновозрастной ряпушки, живущей в пруду (Табл. VI). Из наблюдений следует, что не только прудовая, но и озерная ряпушка закладывают первое годовое кольцо на чешуе поздней осенью или в начале зимы.

Проведенные наблюдения указывают также на большую пластичность организма ряпушки, которая в некоторых случаях приближается к эвритермическим формам. Отсюда следует, что незаросшие водной растительностью пруды и ряд эвтрофных озер с планктоном богатым ракообразными могут служить выростными водоемами, весьма пригодными для посадки ряпушки.

Список рисунков

Рис. 1. Озеро Комп. Границы жесткой растительности

Рис. 2. Содержание кислорода в воде, 16.VIII.54.

Рис. 3. Содержание кислорода в воде, 1.III.54

http://rcin.org.pl

Список фотографий.

Фото. 1. Чешуя ряпушки из пруда Но. XIV, без годового кольца — возраст 0+

Фото. 2. Чешуя ряпушки из зимовала. 6.V.1953 с годовым кольцом — возраст 1+

Фото. 3. Чешуя ряпушки из пруда Но. XIV. 26.X.1953 еще без годового кольца — возраст 0+

Фото. 4. Чешуя ряпушки из зимовала. 26.V.1954 г. с годовым кольцом — возраст 1+

Фото. 5. Чешуя ряпушки из озера Комп. 17.X.1953 г. без годового кольца — возраст 0+

Фото. 6. Чешуя ряпушки из озера Комп. 1.VI.1954 г. с годовым кольцом — возраст 1+

Фото. 7. Чешуя ряпушки из озера Комп. 4.XI.1954 с годовым кольцом — возраст 1+.

S. Bernatowicz

Observations on the Development of Ablen (*Coregonus albula* L.) in Small Water Bodies

Summary

The author carried out observations on the development of ablen beginning with the period of hatching in the following types of small water bodies: 1) a small aquarium (55 litres), during the period April 17 th to September 12th 1952, 2) in a shallow pond with an area of 0.14 ha, from April 17 th to October 17th 1952, repeated during the period March 28 th to October 26 th 1953, 3) in wintering ponds and in a shallow eutrophic lake (Lake Komp maximum depth 5.5 m) through two winters from March 28 th 1953 to November 4th 1954.

During breeding the water temperature in the aquarium was kept between 10.5 and 20.5 °C. The fish were at first fed live lake plankton, then dried. The feed was consumed very rapidly and development of the fish proceeded without any losses. The rate of growth was however very slow, as at the end of the period of observation (Sept. 12th) the fish measured only 5.3 cm from the end of the mouth to the longest radius of the caudal fin. Fish of the same age bred in the pond already measured 11.5 cm i. e. more than twice the size of the former. The external appearance of ablen in the aqurium pointed distinctly to hunger conditions, the head being large and disproportionate to the small and thin body. Notwithstanding the small amount of feed and hunger symptoms no losses were noted in the aquarium.

Ablen in the pond withstood high water temperatures reaching 25°C very well. The principal feed of fish at the beginning and at the end of summer consisted of Copepoda, during the summer of Cladocera. The most intensive growth of ablen took place from the first half of June to the middle of July. In autumn the fish were caught behind the water-gate in very turbid water at a water temperature of 5.5 to 7.0°C without any losses. The size of the fish was from 8.6 to 13.4 cm, the weight from 3.7 to 13.4 g. (Table III and IV). Notwithstanding the accidental presence in the pond of two trout, and the possibility

http://rcin.org.pl

of escaping with the water, survival of the ablen during the first year was 7.0%. Due to overgrowing of the pond with *Chara foetida* Desw. and *Chara fragilis* A. Br, survival during the second year fell to 3.02%. During its keeping in wintering ponds, growth of the ablen was very intensive. Increase in lenght during the period from Oct. 26th 1953 to May 24 th 1954 was 4.3 cm (46.73%), and in weight almost threefold (301.82%).

Lake Komp is a small and shallow water body showing but slight thermal stratification and high oxygen losses at the bottom (Fig. 2 and 3). Summer and winter plankton is very meagre (Table V). The rate of growth of ablen in this lake was very small. During the first summer growth showed an average increase of 9.7 cm, weight — an increase of 6.7 g. During winter and the following summer, development remained at a low level as compared to fish of the same age in ponds (Table VI).

As could be seen from observations carried out on fish bred both in ponds and lakes, the first annual rings on scales were formed late in autumn or at the beginning of winter.

Observations point to the high plasticity of the organism of this species, which in some cases approaches eurythermic forms. Hence ponds which are not overgrown, and a number of eutrophic lakes rich in crustaceous plankton might be suitable for stocking with ablen for growth purposes.

List of figures

Fig. 1. Lake Komp. Reach of reeds.

Fig. 2. Oxygen profile Aug. 16 1954.

Fig. 3. Oxygen profile March 1 1954.

Photo 1. Scale of ablen from pond No XIV. Oct. 17 1952 without annual ring — age 0^+

Photo 2. Scale of ablen from wintering pond. May 5 1953 with annual ring — age 1^+

Photo 3. Scale of ablen from pond No XIV. Oct. 26 1953 without annual ring-age 0^+

Photo 4. Scale of ablen from wintering pond. May 24 1954 with annual ring-age 1^+.

Photo 5. Scale of ablen from Lake Komp. Oct. 17 1953 with out annual ring-age 0^+.

Photo 6. Scale of ablen from Lake Komp. Nov. 1 1954 with annual ring-age 1^+.

Photo 7. Scale of ablen from Lake Komp. Nov. 4 1954 with annual ring-age 1^+.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bauch G., 1955. Untersuchungen über das Wachstum der Kleinen Maräne (*Coregonus albula* L.) in den Gewässern Mitteleuropas. Abhandlungen aus der Fischerei und deren Hilfwissenschaften. Lif. 2.

2. Bernatowicz St., 1953. Aktualny stan występowania sielawy (*Coregonus albula* L.) na Pojezierzu Mazurskim i Suwalszczyźnie. Roczniki Nauk Roln. 67, Seria B. Zesz. 1.

http://rcin.org.pl

3. Bernatowicz St., 1953. Występowanie i przyrost sielawy jezior mazurskich na tle warunków środowiska. Roczniki Nauk. Roln. 67. Seria B. Zesz. 1.
4. Börnert B., 1954. Untersuchungen über die Eignung des Wąndlitzsees als Maränengewässer. Zeitschr. f. Fischerei u. deren Hilfwissenschaften. Bd. III. N.F.
5. Jewropiejcewa N. W., 1951. Połowoje sozrewanije ripusa w prudowych usłowijach. Rybnoje Choziajstwo.
6. Łapickij J. I., 1954. Opyt sozdanija matocznogo stada ripusa w celach zaryblenia ozier nowgorodskoj oblasti. Trudy sowieszczanija po problemie akklimatizacji ryb i kormowych biezpozwonocznych. Moskwa.
6a. Łapickij J. I., Wotinow N. P. i Łapickaja L. N., 1951. Sowmiestnoje wyraszczиwanije siegoletkow ripusa i sazana. Rybnoje Choziajstwo.
7. Schneider G., 1923. Zur Lebensweise der Zwergmaräne (*Coregonus albula* L.). Allg. Fisch. Zeit. Bd. 38.
8. Suchowierchow F. M., 1943. Opyt wyraszczиwanija ripusa i riapuszki w prudach. Zooł. Żurnał. XXII.
9. Walczak J., 1953. Przemieszczanie się stada sielawowego w jeziorze Charzykowo. Roczniki Nauk Roln. 67. Seria B. Zesz. 1.
10. Wotinow N. P., 1954. Matocznoje stado ripusa w prudowych choziajstwach Nowgorodskoj oblasti. Rybnoje Choziajstwo.
11. Willer A., 1924. Die kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) in Ostpreussen. Int. Revue der gesamten Hydrob u. Hydrographie. Bd. XII.
12. Willer A., 1931. Die stehenden Gewässer der Provinz Ostpreussen.

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

J. Kaj

Przebieg tarła ryb w dolnym odcinku rzeki Wełny

Maszynopis otrzymano 5.II.1956

W wysuniętym w 1954 roku projekcie utworzenia rezerwatu rybnego w dolnym odcinku rzeki Wełny*, prawobrzeżnym dopływie Warty w jej środkowym biegu, podane zostały powody natury przyrodniczej i rybackiej tej inicjatywy. W skrócie przedstawiają się one następująco: Odcinek o mozaice biotopów, o ogólnym charakterze wartkiej rzeki i znamionach rybackich, tzw. krainy brzany, jest miejscem rozrodu cennych gospodarczo gatunków, takich jak certa, brzana, kleń, świnka, przede wszystkim zaś szczytowym warciańskim tarliskiem wędrownych ryb łososiowatych — łososia i troci.

Z dwóch ostatnich gatunków notowany jest na tym odcinku regularniejszy pojaw troci, podczas gdy obecność tarliskowa łososia właściwego jest zjawiskiem raczej sporadycznym i dotyczy jedynie pojedynczych osobników, pochodzących z względnie jeszcze licznego pogłowia tej ryby biorącego udział w tarle w dopływach Noteci (Drawa, Głda) i w dolnej Warcie po rejon miasta Wronki. Omawiany odcinek jest według dotychczasowych mych obserwacji miejscem pobytu stałego lub okresowego 20 gatunków ryb, do których dołączają się zstępujące z góry rzeki gatunki wprowadzone ostatnio przez człowieka w akcjach zarybieniowych, mających podnieść atrakcyjność wędkarską rzeki Wełny, a więc pstrąg potokowy, pstrąg tęczowy i lipień. O charakterze rzeki świadczy między innymi obecność rzadkiego w dorzeczu Warty gatunku, jakim jest głowacz białopłetwy (*Cottus gobio*).

Postępujący zanik tarlisk naturalnych szeregu ryb w samej Warcie w wyniku nasilonej regulacji tej rzeki i zwiększających się zanieczyszczeń ściekami przemysłowymi zmusza do otoczenia specjalną opieką nielicznych już fragmentów dorzecza o stosunkowo mało zmienionych przez człowieka warunkach

* J. Kaj: Projekt rezerwatu dla ryb w dolnym odcinku rzeki Wełny. Chrońmy Przyodę Ojczystą. 1954. Zesz. 1.

http://rcin.org.pl

przyrodniczych. Groźny dla ichtiofauny stan pogarsza panujący już od szeregu lat niski poziom wody w rzece. Zmasowanie tarła kilku gatunków ryb na dolnej Wełnie czyni obiekt ten tym godniejszy ochrony. Wysunięcie ochrony rezerwatowej przyniosło, jak dotąd, efekt częściowy w postaci ustanowienia na omawianym odcinku obrębu ochronnego, a więc wprowadzenie ochrony czasowej w okresie ustawowych czasów ochronnych (wiosennych) dla ryb. Rozwiązanie takie trzeba uznać za połowiczne choćby z tego względu, że poza ochroną czasową ustaloną dla obrębu ochronnego znalazła się część gatunków ryb tarła wiosennego, wobec stwierdzenia odbywania przez nie tarła aż po drugą połowę czerwca włącznie, to jest poza obowiązujący okres ochronny ograniczony końcem maja.

Aby zdać sobie sprawę z wartości omawianego odcinka jako tarliska naturalnego, wartości mierzonej liczebnością biorącego udział w tarle pogłowia poszczególnych gatunków ryb oraz efektem tarła, dokonałem w okresie wiosennym szeregu obserwacji całodziennych, dobierając terminy tak, by uchwycić istnienie związku między warunkami hydrologicznymi i klimatycznymi a nasileniem tarła. Względy technicznej natury nie pozwoliły niestety na przeprowadzenie spostrzeżeń w sposób ciągły.

Próba liczbowego ujęcia ryb biorących udział w tarle nasuwała szczególnie duże trudności zważywszy ruchliwość stada rybnego, stosunkowo rozległe i jednocześnie rozproszone tarliska, jak i pojaw poszczególnych zespołów ryb na tym samym tarlisku w kilku nawrotach. Liczby podane niżej obarczone są więc błędem, w większości jednak wypadków są one raczej nieco niższe od rzeczywistych. Ze względów metodycznych obserwacje dokonywane były głównie na jednym tarlisku, poniżej jazu piętrzącego wodę na potrzeby młyna turbinowego. Czynnikami ułatwiającymi obserwacje była stosunkowa płytkość rzeki i przeźroczystość wody, widoczność do dna oraz względnie mała szerokość rzeki w granicach 8 — 14 m. Liczbę ryb na tarle uzyskiwano przez zsumowanie liczb ustalonych jednocześnie przez kilku współpracowników, obserwujących z obu brzegów poszczególne z góry wyznaczone sektory tarliska. Obserwacje nad przebiegiem tarła połączone były z pomiarem termiki powietrza i wody oraz poziomu wody zmieniającego się tak z powodu opadów, zresztą nieznacznych, jak głównie wskutek okresowego otwierania upustów w jazie regulującym poziom zbiornika retencyjnego powyżej spiętrzenia.

Czas obserwacji objął okres między 5 maja a 3 lipca 1955 r. z przerwami parodniowymi. Sygnałem rozpoczęcia spostrzeżeń było pierwsze wiosenne zwiększenie się ilości ryb na całym omawianym odcinku rzeki, przy czym ciąg tarliskowy rozpoczęła świnka (*Chondrostoma nasus*).

Niżej podany raptularz spostrzeżeń obejmuje najtypowsze dla omawianego okresu momenty.

1. 8.V. 1955. Temperatura powietrza 17°C; temperatura wody 13°C. Głębokość wody na tarlisku 50 cm. W ujściowej partii rzeki pojawiają się liczniej-

http://rcin.org.pl

sze kilkugatunkowe zespoły ryb, ciągnące z Warty w górę rzeki. Przeważa świnka. Kontrolny połów wykazuje IV stadium dojrzałości płciowej u tego gatunku. Tarło nie odbywa się.

2. 10.V. 1955. Temperatura powietrza 18°C. Temperatura wody 13,6°C, poziom wody 50 cm. Na tarlisku dojrzała świnka (*Chondrostoma nasus*). W odbywającym się tarle bierze udział około 300 sztuk tego gatunku. Pojawiły się nieliczne certy (*Vimba vimba*) i brzany (*Barbus barbus*).

3. 21.V. 1955. Temperatura powietrza 16°C. Temperatura wody 11,2°C. Poziom wody 50 cm. Całkowity brak ryb na tarlisku w związku z obniżką temperatury wody i powietrza, spływ ryb już w dniach poprzednich na głębsze wody rzeki w kierunku Warty.

4. 22.V. 1955. Temperatura powietrza 16°C. Temperatura wody 10,8°C. Poziom wody na tarlisku wzrósł do 60 cm w związku z otwarciem jednego upustu śluzy. Złowiono 1 brzanę w IV stadium dojrzałości płciowej, próbującą pokonać prąd przy upuście dla przebycia zapory.

5. 30.V. 1955. Temperatura powietrza 18°C. Temperatura wody 15°C. Spadek poziomu wody do 45 cm. W pobliżu spiętrzenia skaczące brzany. Pojaw pojedynczych okazów innych gatunków, głównie klenia (*Leuciscus cephalus*) i certy.

6. 4.VI. 1955. Temperatura powietrza 18°C. Temperatura wody 15,2°C. Dalszy spadek wody do poziomu 40 cm. Na tarliskach trące się klenie (około 100 sztuk) i małe grupki brzany. Odłowiono kilka brzan w stadium V dojrzałości płciowej i kilka w IV stadium według skali Maiera.

7. 7.VI. 1955. Temperatura powietrza 28°C, słonecznie. Temperatura wody 18,6°C. Poziom wody osiąga minimum wynoszące 30 cm. Tarło masowe klenia (około 300 sztuk) i certy (około 2500 sztuk). W peryferyjnych partiach tarliska i wokół wyspy bardzo dużo uklei dojrzałej nie odbywającej jednak jeszcze tarła.

8. 10.VI. 55. Temperatura powietrza 24°C, pogodnie z przejściowymi zachmurzeniami. Temperatura wody 14°C. Poziom wody utrzymuje się nadal na 30 cm. Tarło certy przerwane, ryba spływa w dół rzeki. Odbywa się jednak tarło uklei. Kamienie tarliska usiane ikrą certy. Próby pobrane wykazują brak niezapłodnionych ziaren.

9. 18.VI. 55. Temperatura powietrza po okresie ochłodzeń i deszczów spada do 11°C. Temperatura wody 13,6°C. Wzrost poziomu wody do 60 cm. Całkowity brak ryb na tarlisku.

10. 20.VI. 55. Gwałtowne ocieplenie. Temperatura powietrza 26°C. Temperatura wody podnosi się do 18,2°C. Ponowny spadek poziomu wody do 40 cm. Z Warty ciągną duże ilości certy. W tarle bierze udział około 1700 osobników tego gatunku.

11. 22.VI. 55. Temperatura powietrza wzrasta do 28°C. Temperatura wody osiąga 19,6°C. Wzrasta również poziom wody do 50 cm. Tarło certy w pełni.

http://rcin.org.pl

Szacunkowa ilość osobników tego gatunku 3000 — 3500 sztuk. Takie nasilenie tarła powoduje, że odbywa się ono mniejszymi grupkami również w innych partiach rzeki, szczególnie w rejonie mostu kołowego w obrębie miasta Oborniki. Prócz certy trze się ukleja i kleń. Próbne połowy uklei pozwalają na szacunkowe ustalenie liczby osobników tego gatunku w granicach 5 — 6000 sztuk. Liczba kleni około 200.

12. 24. VI. — 3. VII 55. Krótkotrwałe obserwacje w odstępach dwudniowych wykazują utrzymywanie się temperatury wody w granicach 19 — 20°C przy małych wahaniach temperatury powietrza w zakresie 28 — 29,5°C. Wahania poziomu wody w granicach 55 — 60 cm wywołane są zwiększeniem przepływu wody przez upusty jazu. Ilość ryb na tarlisku maleje gwałtownie, chociaż aż do 3. VII. następuje sporadyczne tarło małych grup certy. Jako element stały obserwuje się pojedyncze sztuki wytartych brzan.

Obserwacje przedstawione w skrócie powyżej pozwoliły na zgromadzenie danych dotyczących przebiegu tarła poszczególnych gatunków, wyboru przez nie pewnych specyficznych partii rozległego tarliska, pory dnia i przybliżonego stosunku płci w poszczególnych jednogatunkowych zgrupowaniach. Tak więc tarło certy i klenia odbywało się w pełnym świetle, w dobrze nasłonecznionych partiach tarliska, przy czym trące się certy gromadziły się z reguły wokół większych głazów, wywołujących swą obecnością w łożysku rzeki znaczne lokalne różnice nasilenia na krawędziach i w „cieniu" przeszkody. Akt tarła kleni wykazywał mniejsze powiązania z jakością dna, rozciągając się tak na partie żwirowe i piaszczyste, jak i na partie dna usiane głazami. Największe nasilenie tarła dwóch tych gatunków przypadało zawsze na godziny południowe, przeciągając się czasem do godziny 18. Tarło świnki rozciągało się na partie rzeki o dnie piaszczystym z kępkami roślinności. Obecność dużej ilości *Fontinalis antipyretica* na kamieniach dna sprzyjała wybitnie zlokalizowaniu ikry, dając dobre warunki przyczepu dla kleistych w pierwszym okresie ziaren ikry wymienionych gatunków.

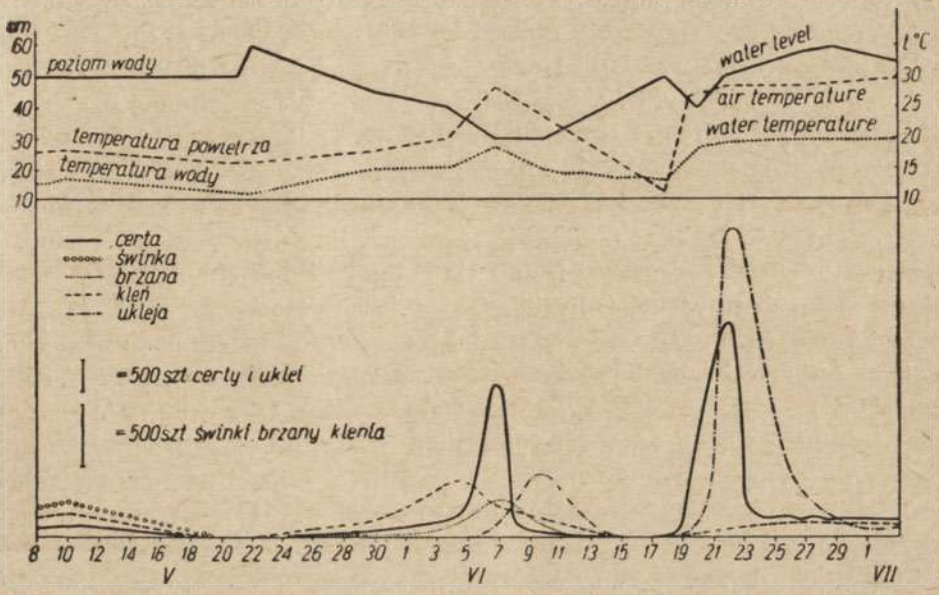
Miejscem masowego przyczepu ikry uklei były prawie wyłącznie drobne korzenie wierzb i olch w płytkiej wodzie przybrzeżnej. Ikra brzany zlokalizowana była najczęściej na małych kamieniach dna. Uderza zmasowanie certy w trące się grupy dochodzące do 30 sztuk, przy czym na jedną samicę przypadało siedem do dziesięciu samców. Obserwacje te ułatwiała wybitna i znana różnica w ubarwieniu obu płci tego gatunku. Tarło kleni odbywało się w małych grupkach po trzy do sześciu osobników.

Przebieg tarła wiosennego na dolnej Wełnie w roku 1955 i jego zależność od termiki i poziomu wody ujmuje graficznie rys. 1.

Wielokrotnie ponawiane pobieranie prób kontrolnych dna tarliska w końcu czerwca i w początkach lipca wykazało masową obecność ikry wszystkich wymienionych gatunków ryb. Niektóre z prób wykazywały ikrę o różnym stopniu rozwoju zarodka jako wynik kilkakrotnie powtarzanego tarła w tym

http://rcin.org.pl

samym miejscu. Uderzający był wysoki udział ikry zapłodnionej, z reguły przekraczający 80% ziaren na badanych kamieniach czy innych przedmiotach zanurzonych. Próbki włoczkiem narybkowym dokonywane w połowie lipca



Rys. 1. Przebieg wiosennego tarła ryb w dolnej części rzeki Wełny

wykazały obecność bardzo licznego wylęgu. Ilość jego z dnia na dzień malała, zapewne wskutek znoszenia wylęgu z prądem wody w dół rzeki. Trudno ustalić, w jakim stopniu do zmniejszania się ilości wylęgu przyczyniło się żerowanie ryb drapieżnych czy nawet niedrapieżnych. Obecność szczupaka na płytkiej wodzie tarliska była zjawiskiem wyjątkowym, wzrosły za to połowy zarówno drapieżnych, jak i niedrapieżnych ryb w Warcie w pobliżu ujścia do niej rzeki Wełny. Omawiany odcinek rzeki Wełny został w sierpniu całkowicie „spłukany" z drobnych ryb przez otwarcie jazu dla spuszczenia wody ze zbiornika powyżej młyna turbinowego. Dokonano tego dla oczyszczenia młynówki z kilkuletnich osadów dennych. Akcja ta, niezgodna z interesami rybactwa, spowodowała pokrycie nie tylko tarlisk, ale prawie całego odcinka aż po ujście grubą warstwą mułu i piasku. Potrzeba było dopiero kilku miesięcy, by znów normalny przepływ wody w rzece oczyścił koryto z naniesionych osadów i by w częściach rzeki z bujniejszą wegetacją roślin zanurzonych nastąpić mogła jej regeneracja. Wygląd w przybliżeniu normalny odzyskała rzeka dopiero w początkach października.

Z kolei należy zdać sobie sprawę z efektu naturalnego tarła wyrażonego liczbą złożonej ikry. Wydaje się to ważne szczególnie w odniesieniu do certy — z uwagi na specyfikę jej tarlisk i małą ilość miejsc jej naturalnego rozrodu w do-

http://rcin.org.pl

rzeczu Warty. Przyjmując raczej niekorzystny stosunek procentowy płci w populacjach biorących udział w tarle 1 : 3 na niekorzyść samic — w rozrodzie w roku 1955 brało udział na omawianym odcinku Wełny co najmniej 2000 ikrzyc tego gatunku. Połowy kontrolne wykazały obecność okazów 200 — 1000-gramowych z dominacją osobników 400 — 600-gramowych. Bez większego błędu przyjąć możemy płodność ryb tej wielkości na 80 000 ziaren ikry na osobnika żeńskiego. Efektem tarła było więc złożenie co najmniej 160 000 000 ziaren ikry. Jest to cyfra ogromna, zważywszy, że ikra ta złożona została na stumetrowym odcinku poniżej jazu oraz w rozproszonych skupiskach na 200 m odcinku powyżej i poniżej mostu drogowego na linii Oborniki — Czarnków. Jest możliwe, że liczbę w ten sposób obliczonej ikry należałoby nieco obniżyć z uwagi na udział w końcowej fazie tarła osobników małych, około 300-gramowych, zwanych tu „jakubówkami". Ocena ilości złożonej ikry klenia nasuwa więcej trudności, zważywszy większe jej rozproszenie. Biorąc pod uwagę obecność na tarle co najmniej 150 ikrzyc tego gatunku o średniej wadze osobniczej około 0,5 kg i płodności względnej 40 000 ziaren na 1 kg ciała ilość złożonej ikry była nie mniejsza niż 3 000 000 ziaren.

Na tle wysokich cyfr ikry certy i klenia ilość złożonej ikry brzany wydawała się dość niska. W przeciwieństwie np. do roku 1951, kiedy obserwowałem w dniu 18 maja jednorazowe tarło co najmniej 200 sztuk w jednym miejscu, jej pojaw tarliskowy w roku 1955 ograniczył się szacunkowo do około 150 sztuk we wszystkich dniach przeprowadzanych obserwacji. Możliwe, że stan ten jest odzwierciedleniem obserwowanego w latach powojennych zaniku brzany w dorzeczu Warty, co znajduje swój wyraz w zmniejszającym się udziale brzany w połowach przeprowadzanych przez rybactwo spółdzielcze w Poznaniu. Dodać tu należy, że w okresie tarła certy i klenia obserwowano na tarlisku pojedyncze okazy jelca (*Leuciscus leuciscus*). Czy odbywało się tarło tego gatunku, trudno ustalić, choć jest to prawdopodobne.

Z obserwacji z lat ubiegłych zdaje się wynikać, że dominacja jednego lub drugiego gatunku na tarliskach dolnej Wełny zależy od ilości toczonej przez rzekę wody. W latach o poziomie wyższym, a więc przy głębszej wodzie, słabsze jest nasilenie pogłowia certy przy jednoczesnym wzroście liczbowym dużej brzany i klenia. Jednocześnie wzrastają ilości okonia i szczupaka w zagłębieniu pod śluzą, w ujściowej zaś partii pojawia się leszcz i płoć.

Na tle efektów tarła ryb karpiowatych sprawa ryb wędrownych (łosoś, troć) przedstawia się słabo. Nie dysponując obserwacjami z roku bieżącego przytoczyć mogę jedynie dane oparte na posiadanym materiale z lat ubiegłych i informacjach rybaków. Z wypowiedzi miejscowego kierownika brygady rybackiej, pracującego na przyległych terenach warciańskich od 30 lat, regularny, choć niezbyt liczny połów łososia względnie troci odbywał się w okresie międzywojennym w czasie poprzedzającym ochronę tarliskową, w samej Warcie, w pobliżu ujścia Wełny. Ilość złowionych okazów (głównie troci) nie przekraczała z reguły

http://rcin.org.pl

10 sztuk na sezon. W okresie tarliskowym nieliczne okazy wpływały do Wełny, pojawiając się pod młynem Słonawy, poniżej ujścia wody z turbin. Do rąk mych doszły okazy troci z roku 1952, a mianowicie samica wagi 5 kilogramów, długości 84 cm, złowiona 16.VIII w ujściu Wełny, oraz złowiony 23.XII w niedalekim sąsiedztwie samiec wagi 3,8 kg i 77,5 cm długości. Szczególnie ważne wydaje się złowienie na Wełnie w dniu 20.V.1953 roku smolta troci o długości 28 cm.

Niepokojące zmniejszanie się ilości wędrownych ryb łososiowatych w środkowej Warcie ma swą przyczynę niewątpliwie w antysanitarnym stanie rzeki, wywołanym ściekami przemysłowymi. Barierą biologiczną dla łososia czy troci w dojściu tych ryb na tarliska w ujście Wełny jest przede wszystkim zanieczyszczenie rzeki Warty w rejonie Wronek, siedzibie dużych zakładów przemysłu ziemniaczanego. Znamienny jest fakt połowów w roku 1945, tuż po unieruchomieniu przemysłu szeregu miast nad środkową Wartą (również i przemysłu miasta Poznania) w następstwie działań wojennych, znacznych ilości łososi właściwych i troci na Warcie w obrębie Poznania, a pojedynczych sztuk nawet kilkadziesiąt kilometrów w górę rzeki po rejon Śremu. Uzdrowienie stosunków sanitarnych na Warcie poprzez unieszkodliwienie ścieków przemysłowych przed wlaniem się ich do rzeki jest sprawą palącą nie tylko ze względów rybackich. Ochrona pozostałych jeszcze tarlisk naturalnych traci sens, jeśli uniemożliwi się rybom dotarcie do tych miejsc rozrodu. Usunięcie bariery biologicznej pod Wronkami w decydującym stopniu przyczynić się powinno do restytuowania stanu z przełomu XIX i XX wieku, kiedy to ichtiolog niemiecki G r o t r i a n mówił o tarle ryb łososiowatych na Wełnie jako o zjawisku normalnym.

Przedstawione wyżej obserwacje z jednego wiosennego okresu tarliskowego posłużyć powinny jako rybacki materiał dowodowy w akcji utworzenia na omawianym odcinku ochrony rezerwatowej. Miarą zrozumienia ważności zagadnienia jest fakt, że sprawa pełnej ochrony posiada najgorętszych orędowników w użytkownikach rybackich tego odcinka, Spółdzielni Rybackiej i licznych rzeszach wędkarzy.

Streszczenie

Wysunięto projekt utworzenia rezerwatu rybnego w dorzeczu rzeki Warty na dolnym odcinku rzeki Wełny, znanym jako miejsce masowego tarła szeregu gatunków ryb karpiowatych oraz szczytowego, sporadycznego tarliska troci lub łososia. W roku 1955 przeprowadzone zostały obserwacje nad przebiegiem tarła wiosennego ryb dla ustalenia czasu jego trwania oraz zależności nasilenia tarła od czynników hydrologicznych i klimatycznych. Podjęto próbę ustalenia liczebności populacji poszczególnych gatunków biorących udział w tarle.

Z kolei przeprowadzona została szacunkowa ocena efektu naturalnego tarła, wyrażającego się ilością złożonej ikry i stopniem jej zapłodnienia. Obserwacje

http://rcin.org.pl

dotyczyły certy (*Vimba vimba* L.), klenia (*Leuciscus cephalus* L.), brzany (*Barbus barbus* L.), świnki (*Chondrostoma nasus* L.) i uklei (*Alburnus alburnus* L.).

Ilość ryb poszczególnych gatunków obecnych na tarlisku w okresie 5.V. — 3.VII.55 ustalono w przybliżeniu na 7000 sztuk certy, 600 sztuk klenia, 150 sztuk brzany, 300 sztuk świnki i ponad 6000 sztuk uklei.

Tarło certy nastąpiło przy temp. wody wynoszącej 15,2°C, ulegając przerwaniu przy spadku temperatury do 14°C. Największe nasilenie tarła tego gatunku zanotowano przy 19,6°C. Podobnie kształtowała się zależność przebiegu tarła od temperatury wody u brzany i klenia. Tarło świnki odbywało się jeszcze przy temp. 13,6°C, uklei zaś przy 14°C.

Stwierdzano z reguły wysoką skuteczność naturalnego zapłodnienia ikry — przekraczającą 80%. Pobrane próby złożonej ikry w zestawieniu z obszarem tarliska i liczebnością samic poszczególnych gatunków ryb były podstawą dla oceny liczebności złożonej ikry. Określono w przybliżeniu ilość złożonej ikry certy na 160 000 000 ziaren, klenia na 3 000 000. Konieczność utworzenia rezerwatu na oznaczonym odcinku rzeki nawet w świetle obserwacji jednego sezonu tarliskowego, przy niedoskonałości metod pracy — wydaje się w pełni uzasadniona.

И. Кай

Ход нереста рыб в низовиях реки Велны

Резюме

Проект образовать рыбный резерват в низовиях реки Велны, вызвал необходимость провести исследования этого массового нерестилища многих видов карповых рыб и одновременно спорадического нерестилища кумжи и лососей.

В 1955 году проводились наблюдения хода весеннего нереста рыб для того, чтобы определить продолжительность его сроков и степень его зависимости и интенсивности от гидрологических и климатических факторов. Были сделаны тоже попытки определить численность популяций отдельных видов, участвующих в нересте.

Затем была проведена оценка результатов естественного нереста, определяющихся по количеству отложенной икры и степени ее оплодотворения. Наблюдения касались сырти (*Vimba vimba* L.), голавля (*Leuciscus cephalus* L.); усача (*Barbus barbus* L.), подуста (*Chondrostroma nasus* L.) и уклейки (*Alburnus alburnus* L.).

Численность рыб, принадлежащих к отдельным видам и нерестующих в период с 5.V по 3.VII. 55 г., приблизительно определялась на 7000 штук

http://rcin.org.pl

сырти, 600 шт. голавля, 150 шт. усача, 300 шт. подуста и свыше 6000 уклейки.

Нерест сырти начинался при температуре воды — 15,2°Ц и приостанавливался при падении температуры до 14°Ц. Самый большой разгар нереста у этого вида наблюдался при 19,6°Ц. Подобным образом сложилась также зависимость хода нереста от температуры воды у усача и голавля. Подуст нерестовал еще при температуре 13,6°Ц, а уклейка при 14°Ц.

Обыкновенно подтверждалась высокая эффективность естественного оплодотворения икры — превышающая 80%. Отобранные пробы отложенной икры в сопоставлении с нерестной площадью и численностью самок отдельных видов рыбы послужили основанием оценки количества отложенной икры.

Количество отложенной сыртью икры определялось приблизительно на 160 000 000 икринок, икры отложенной голавлем — на три миллиона. Необходимость образовать в данном отрезке реки резерват (даже в свете односезонных наблюдений и при их недостаточном методе) кажется вполне узаконенной.

Список рисунков

Рис. 1. Ход и интенсивность весеннего нереста рыб в нижней части реки Вэлны.

J. Kaj

Spawning of Fish in the Lower Stretch of the Welna River

Summary

It is proposed to establish a fish reservation in the lower stretch of the Welna River (Warta river basin), known from mass spawning of a number of fish species belonging to the Cyprinidae family, and as a sporadic and peak spawning place of sea trout resp. salmon. Observations were conducted in 1955 on spring spawning of fish for the purpose of determining the time of its duration, and the correlation between spawning intensity, and hydrological and climatic factors. Efforts have been made to determine the number of different fish species taking part in spawning. Further the natural effect of spawning was estimated, expressed as the quantity of eggs layed and the degree of fertilization. These observations were conducted on the following fish species: *Vimba vimba* L., *Leuciscus cephalus* L., *Barbus barbus* L., *Chondrostoma nasus* L. and *Alburnus alburnus* L.

The number of fish ef each of the species present in the spawinng place during the period May 5-th to July 3,1955 was determined approximately at 7000 *Vimba vimba*, 600 *Leuciscus cephalus*, 150 *Barbus barbus*, 300 *Chondrostoma nasus* and 6000 *Alburnus alburnus*.

http://rcin.org.pl

Spawning of *Vimba vimba* took place at a water temperature of 15,2°C, stopping with a decline of the water temperature to 14°C. Greatest intensity of spawning was noted at 19.6°C. A similar interrelation between spawning intensity and water temperature was noted in the case of *Barbus barbus* and *Leuciscus cephalus*. Spawning of *Chondrostoma nasus* was still observed at a temperature of 13.6°C, of *Alburnus alburnus* — at 14°C.

As a rule the effect of natural spawning was high, exceeding 80%. Samples of spawn taken, and confronted with the area of the spawning place and number of females of different species, served as a basis for estimating the amount of spawn layed. This amount was estimated at 160 million eggs for *Vimba vimba*, 3 million for *Leuciscus cephalus*. The necessity of establishing a reservation in the mentioned stretch of river — even in the light of observations conducted over one season only and of the imperfect methods of study — seems to be obvious.

List of Figures

Fig. 1. The course and intensity of Spring spawning of fish in the lower stretch of Welna river in 1955

http://rcin.org.pl

J. Dziekońska

Badania nad wczesnymi stadiami rozwojowymi ryb. II. Wpływ niektórych warunków środowiska na rozwój embrionalny leszcza (*Abramis brama* L.) w Zalewie Wiślanym.

Instytut Zoologiczny UW — Dyrektor prof. dr Zdz. Raabe
Zakład Ichtiologii — Kierownik prof. dr Fr. Pliszka

Maszynopis otrzymano 25.I.1956

Literatura dotycząca badań nad rozrodem i rozwojem embrionalnym ryb w rzekach, jeziorach oraz zbiornikach słonawych w pewnym tylko zakresie uwzględniała wpływ poszczególnych warunków środowiska na rozwój zarodkowy leszcza. Najczęściej może zajmowano się wyjaśnieniem wpływu, jaki wywiera różne zasolenie i różna temperatura wody na rozwój zarodkowy i larwalny ryb, a między innymi i leszcza. W związku ze zmianami zasolenia powstającymi na skutek zmian w gospodarce wodnej w zbiornikach słonych ZSRR, w których żyją i rozradzają się gatunki ryb słodkowodnych, Iwlew (1940), Olifan (1940 i 1941), Bierwald (1949), Gostiejewa (1954) podejmowali badania nad wpływem różnego zasolenia wody na rozwój embrionalny ryb. Zagadnieniem działania różnego ciśnienia osmotycznego na komórki płciowe ryb oraz zagadnieniem przepuszczalności błony jajowej zajmowali się np. Bogucki (1930), Loeb (1912), Stroganow (1938), Thorner (1929), Zotin (1954). Wpływ warunków cieplnych na przebieg rozrodu i rozwoju embrionalnego leszcza opisywany był np. przez Syrowatską (1950), Nikiforowa i Trusowa (1950).

W badaniach nad przebiegiem rozrodu i rozwoju embrionalnego leszcza Zalewu Wiślanego w warunkach naturalnych (Dziekońska 1955) stwierdzono, że młode stadia rozwojowe ryb rozradzających się w Zalewie Wiślanym poddane są wpływom różnych, zmiennych warunków tego zbiornika.

W niniejszej pracy chodziło o zbadanie wpływu, jaki mogą wywierać na rozwój embrionalny leszcza Zalewu Wiślanego najbardziej ulegające zmianom

http://rcin.org.pl

w Zalewie czynniki, jak: zasolenie i temperatura. Ponadto ze względu na częste wahania poziomu wody w tym zbiorniku i związane z tym wynurzenie jaj leszcza przylepionych do roślin chodziło o stwierdzenie wpływu obsuszania jaj na rozwój zarodków.

Celem badań nad wpływem zasolenia na zapłodnienie i rozwój zarodkowy leszcza było przede wszystkim ustalenie górnej granicy zasolenia wody, przy którym możliwe jest zapłodnienie jaj leszcza oraz prześledzenie wpływu, jaki wywiera zwiększone zasolenie na rozwój embrionalny tego gatunku.

W badaniach nad wpływem temperatury starano się głównie wyznaczyć graniczne temperatury w różnych okresach rozwoju embrionalnego, które nie są zabójcze dla rozwijającego się zarodka leszcza.

Materiał i metoda

Badania przeprowadzono w roku 1955 w pracowni terenowej, w Krynicy Morskiej nad Zalewem Wiślanym. Celem wykluczenia wpływu różnego stopnia dojrzałości jaj na wyniki badań przeprowadzano doświadczenia na jajach pobranych od jednej samicy. Jaja sztucznie zapłodnione umieszczane były w szalkach Petriego, w których w okresie doświadczenia co 3-4 godziny zmieniano wodę. Ilość jaj w każdej szalce była mniej więcej jednakowa (około 150—200 jaj). Jaja były przylepione do dna szalki i możliwie równomiernie na nim rozsiane. Skupienia powstałe ze sklejenia się większej ilości jaj usuwano. Niektórzy autorzy, jak np. Olifan (1940), przeprowadzali doświadczenia na jajach odlepionych od podłoża. Wydaje mi się, że metoda ta, aczkolwiek ma swoje dobre strony, jest o tyle mniej właściwa, że jak wykazały poprzednie doświadczenia moje (Dziekońska 1955) oraz innych autorów, np. Emelianowa (1951), zabieg odlepiania jaj ryb od podłoża wpływa hamująco na proces wylęgania się zarodków. Doświadczenia przeprowadzane były w temperaturze 16,5 — 18,5° C.

Badania nad wpływem zasolenia na zapłodnienie i rozwój zarodkowy leszcza prowadzone były w wodzie morskiej o różnym stopniu rozcieńczenia. Pobrana ona była jednorazowo z Bałtyku w okolicy Krynicy Morskiej (S = 5,61‰). Dla uzyskania stężenia 11,22‰ wodę morską odparowywano. Poza tym używano wody z Zalewu Wiślanego o zasoleniu 2,77‰, w której leszcz zalewowy odbywa normalnie swój rozród. W tym miejscu składam podziękowanie Morskiemu Instytutowi Rybackiemu za oznaczenie zasolenia wody morskiej i zalewowej używanych do doświadczeń.

Dla zbadania wpływu temperatury na różne stadia rozwojowe leszcza poddawano je działaniu temperatur: 4°, 8°, 32°, 35°. Badane zarodki były w następujących stadiach rozwojowych: morula wielkokomórkowa, blastula tuż przed utworzeniem się gastruli, neurula i zarodek uformowany. Część jaj po zapłodnieniu umieszczono w temperaturze 9° i obserwowano ich rozwój.

http://rcin.org.pl

Celem prześledzenia wpływu obsuszania jaj leszcza na jego rozwój zarodkowy, zlewano wodę z płytki, na której rozwijały się embriony, po czym za pomocą bibuły dokładnie obsuszano jaja. Po tym zabiegu pozostawiano jaja na powietrzu na przeciąg: 5, 10, 20, 60 minut, po czym zalewano je znowu wodą. Powyższe doświadczenie wykonywane było na zarodkach w następujących stadiach: morula wielkokomórkowa, blastula tuż przed utworzeniem się gastruli, gastrula i zarodek uformowany. Doświadczenie prowadzono w temperaturze 17°.

Wpływ zasolenia na zapłodnienie i rozwój embrionalny leszcza

Aby odpowiedzieć na pytanie, czy hamujący wpływ zwiększonego zasolenia na zapłodnienie jaj leszcza przypisać należy zmianom w jajach, czy plemnikach, prześledzono wpływ różnego zasolenia wody na żywotność plemników. Doświadczenie przeprowadzono w temperaturze 17,5°.

Jak widać z danych w tabeli I, przy zasoleniu 5,61‰ plemniki zachowują dłużej zdolność poruszania się, a więc prawdopodobnie i zdolność zapłodnienia, niż w wodzie zalewowej o zasoleniu 2,77‰. Stężenie soli 11,22‰ wpływało hamująco na ruch plemników. Według I w l e w a (1940) plemniki leszcza Morza Kaspijskiego zachowują jeszcze ruch przy stężeniu soli 11‰.

T a b e l a I

Czas poruszania się plemników leszcza przy różnym zasoleniu wody w sek

Survival time of spermatozoa in different concentration of sea water in sec

Zasolenie w ‰ S‰	Czas ruchliwości większości plemn. (około 80 %) w sek Survival time of the majority (80%) of spermatozoa	Czas ruchliwości pojedynczych plemn. (w sek) Survival time of single spermatozoa
2,77	45	225
5,61	75	380
11,22	0	0

Jaja leszcza Zalewu Wiślanego były zapładniane w wodzie o zasoleniu: 1,4, 2,77, 2,8, 3,7 i 5,61‰. Zapłodnienie i normalny przebieg rozwoju zarodkowego uzyskano w wodzie o zasoleniu: 1,4, 2,77, 2,8‰. W wyższych zasoleniach o wartościach 3,7 i 5,61‰ zapłodnienie nie następowało. Przy zasoleniu 5,61‰ zaobserwowano nieco słabsze pęcznienie jaj, a co za tym idzie powstawanie mniejszej przestrzeni okołożółtkowej.

W następnym doświadczeniu zapłodniono jaja leszcza w wodzie o stężeniu soli 2,77‰ i po napęcznieniu ich, przed utworzeniem się dwóch blastomerów,

http://rcin.org.pl

tzn. około 40 minut od zapłodnienia, przeniesiono je do wody o stężeniu soli 5,61‰ i 11,22‰. Okazało się, że po przeniesieniu takich jaj do wody o zasoleniu 5,61‰ zarodki rozwijały się zupełnie normalnie, nie wykazywały opóźnienia ani nieprawidłowości w rozwoju i wylęgały się w 80% (kontrolne 82%). Natomiast jaja przeniesione do wody o zasoleniu 11,22‰ rozwijały się normalnie do stadium wczesnej blastuli. Po osiągnięciu tego stadium komórki ulegały szybko deformacji i obumierały.

Powyższe wyniki przemawiają za tym, że uniemożliwienie lub ograniczenie zapłodnienia jaj leszcza w wyższym zasoleniu wody należy odnieść nie do mniejszej aktywności plemników, lecz do zmian w komórce jajowej. Bowiem przy zasoleniu 3,7‰ zapłodnienie jaj nie następuje w ogóle, natomiast plemniki przy tym zasoleniu nie tylko zachowują dłużej swą żywotność, ale nawet są dłużej zdolne do zapłodnienia. To spostrzeżenie znajduje potwierdzenie w literaturze. Iwlew (1940) w swoich badaniach nad wpływem zasolenia na zapłodnienie i rozwój zarodkowy niektórych gatunków ryb Morza Kaspijskiego stwierdza, że u leszcza kaspijskiego przy stężeniu soli w wodzie powyżej 8‰ jaja nie są zdolne do zapłodnienia, natomiast plemniki wykazują żywotność jeszcze przy stężeniu 11‰. Badania tego autora nad innymi gatunkami ryb potwierdzają wniosek o uzależnieniu zapłodnienia w większych zasoleniach od aktywności plemników. U wobły Morza Kaspijskiego przy zasoleniu 12‰ zostaje zapłodnionych tylko 14,1‰ jaj, podczas gdy zdolność poruszania się plemników jest już bardzo ograniczona przy zasoleniu 9,5‰. Dla dzikiego karpia sazana stopień zasolenia ograniczający wyraźnie tak żywotność plemników, jak i żywotność jaj wynosi 9‰. Wynika z tego również, że stosunek granicznej wartości zasolenia letalnego dla spermy do granicznej wartości zasolenia uniemożliwiającego zapłodnienie jest różny dla różnych gatunków ryb.

Szczegółowszego omówienia wymaga fakt stosunkowo niskiej wartości granicznej zasolenia uniemożliwiającego zapłodnienie jaj leszcza Zalewu Wiślanego w porównaniu do o wiele wyższych granicznych wartości zasolenia dla leszcza innych zbiorników. U leszcza Morza Kaspijskiego zapłodnienie następuje jeszcze przy zasoleniu wody w granicach od 7‰ do 10‰ (Iwlew 1940, Olifan 1941), u leszcza Morza Aralskiego od 8,6 ‰ do 10‰ (Gostiejewa 1954, Bierwald 1949). U leszcza Morza Azowskiego zarodki leszcza rozwijają się przy stężeniu 10‰ (Olifan 1940). Jak wynika z powyższych danych, zdolność przystosowawcza leszcza Zalewu Wiślanego do zwiększonego zasolenia wody jest stosunkowo mała. Zjawisko to jest prawdopodobnie związane z tym, że leszcz Zalewu Wiślanego, w zachodniej i środkowej części zbiornika, rozradzający się stale przy zasoleniu nie przekraczającym 3‰, nie miał możności przystosowania się do wyższych zasoleń wody, do których przystosował się leszcz żyjący i rozradzający się stale w morzach: Kaspijskim, Aralskim czy Azowskim. Zdolność adaptacji zarodków do rozwoju w wodzie o wyższym zasoleniu wykazał Iwlew (1940) zwiększając stopniowo zasolenie wody

http://rcin.org.pl

w czasie rozwoju zarodkowego leszcza z Morza Kaspijskiego. W tych warunkach może odbyć się normalny rozwój tego gatunku w wodzie o koncentracji soli wyższej o 1,3‰ od tej, która jest już zabójcza dla jaj umieszczonych w niej od początku. Jaja nie poddawane zabiegowi powodującemu przystosowanie się ginęły przy zasoleniu 10,1‰, jaja zaś powoli przyzwyczajane do zwiększonej koncentracji ginęły przy zasoleniu 11,4‰. Przytoczone dane świadczą, że istnieją możliwości rozrodu leszcza i w wodach o większych zasoleniach dzięki przystosowywaniu się do nich jego młodych stadiów rozwojowych.

Wyniki uzyskane w niniejszej pracy potwierdzają poglądy niektórych autorów (np. I w l e w 1940) o istnieniu różnych ras leszcza, żyjących w zbiornikach o różnych koncentracjach soli. Rasy te przystosowane do panujących w tych zbiornikach zasoleń mogą rozradzać się przy stężeniach letalnych dla innych ras tego gatunku, żyjących i trących się w wodzie słodkiej.

Jak wynika z danych niniejszej pracy, zarodki leszcza rozwijają się normalnie począwszy od najmłodszych stadiów rozwojowych w wodzie o zasoleniu, przy którym zapłodnienie jaj jest już niemożliwe. Wydaje się również, że zwiększone zasolenie wpływa zabójczo na jaja leszcza nie tyle przez hamowanie procesu pęcznienia, ile przez wywieranie ujemnego wpływu na sam proces zapłodnienia. Przemawia za tym normalny rozwój embrionów leszcza przeniesionych po 40 minutach od zapłodnienia do roztworu 5,61‰ oraz, jak podaje I w l e w (1940), rozwój jaj leszcza kaspijskiego zapłodnionych w wodzie słodkiej i umieszczonych w 5 minut po zapłodnieniu w wodzie o koncentracji soli uniemożliwiających zapłodnienie tego gatunku. (Proces pęcznienia jaja leszcza w wodzie do pierwszego podziału komórkowego trwa około 1 godziny.)

Fakt, że plemniki przy zasoleniu 5,61‰ są ruchliwe, a więc zdolne do zapłodnienia, świadczy o tym, że w tym przypadku zasolenie 5,61‰, które uniemożliwia zapłodnienie, wpływa ujemnie na samo jajo względnie nie stwarza warunków dla wniknięcia plemnika do komórki jajowej.

Fakt, że jaja leszcza zapłodnione w wodzie 2,77‰ i po napęcznieniu umieszczone w roztworze 11,22‰ rozwijają się normalnie tylko do stadium wczesnej blastuli, po czym następuje gwałtowne, równoczesne rozpadnięcie się blastodysku na poszczególne komórki, nasuwa myśl, że w stadium tym błona jajowa staje się bardziej przepuszczalna tak dla roztworów solnych mogących wniknąć do jaja, jak i dla wody, która może być odciągana z wewnątrz jaja do bardziej stężonego roztworu środowiska. Możność przenikania soli ze środowiska zewnętrznego do wewnątrz jaja ryby była udowodniona przez szereg autorów (S u m v a l t 1929, L o e b 1912 i inni). W i e r n i d u b i L e j z e r o w i c z (1950), Z o t i n (1953) stwierdzają, że w jajach ryb w okresie ich rozwoju obserwuje się periodyczną wymianę wody, co związane jest z okresami wzrostu i różnicowania się zarodka.

Jak wynika z wyżej przytoczonych doświadczeń, gwałtowna nawet zmiana zasolenia w warunkach naturalnych w Zalewie Wiślanym, o ile nastąpi już po

http://rcin.org.pl

Tabela II

Procent wylęgających się zarodków leszcza poddawanych działaniu niskich i wysokich temperatur
Percent of hatching embryos in different temperatures

Temperatura	35°		32°		8°		4°	
Stadium	zmiana - change		zmiana - change		zmiana - change		zmiana - change	
	gwałt. rapt	powolna slow	gwałt. rapt	powolna slow	gwałt. rapt	powolna slow	gwałt. rapt	powolna slow
Morula wielkokom. Early morula	0	0	11	10	70	75	15	20
Blastula	0	0	8	10	68	75	15	25
Neurula	0	0	10	17	80	72	—	—
Zarodek uform. Formed embryo	0	0	—	—	68	70	30	30

(Jaja kontrolne — 82% wylęgu)

złożeniu przez leszcza produktów płciowych, nie może wpłynąć ujemnie na wyniki rozrodu tego gatunku, a w pewnych przypadkach może nawet zwiększyć ich odporność na tego rodzaju wahania zasolenia przez wyrobienie w nich przystosowania się do rozwoju przy wyższej koncentracji soli.

Wpływ niskich i wysokich temperatur na poszczególne stadia rozwojowe leszcza

Przebieg rozwoju embrionalnego leszcza Zalewu Wiślanego w temperaturze 15 — 16° oraz 18,5 — 19,5° był już opisany przez Dziekońską (1955). W niniejszych badaniach chodziło o ustalenie granicznych wartości temperatur niskich i wysokich, nie zabójczych dla zarodka w różnych jego stadiach rozwojowych. W tym celu poddawano zarodki leszcza działaniu temperatury: 4°, 8°, 32°, 35°. Zarodki poddawane doświadczeniom znajdowały się w stadiach wymienionych na początku pracy. Dla każdego z powyższych stadiów robiono poza próbą kontrolną dwa równoległe doświadczenia. W pierwszym wodę o temperaturze 17°, w której rozwijały się jaja leszcza kontrolne i poddawane doświadczeniu, zastępowano przez 5 minut wodą o temperaturze wyższej lub niższej zależnie od doświadczenia, po czym umieszczano z powrotem jaja w wodzie o temperaturze wyjściowej, to jest 17°. W drugim równoległym doświadczeniu wodę o temperaturze 17°, w której odbywał się rozwój jaj, powoli (około 15 minut) podgrzewano względnie oziębiano do odpowiedniej temperatury, po czym pozostawiano tę próbę obok próby kontrolnej, do czasu zrównania się temperatury wody tej próby do temperatury wody prób kontrolnych, tzn. 17°. Wyniki tych doświadczeń przedstawione są w tabeli II.

http://rcin.org.pl

Jak widać z tabeli II, podwyższenie temperatury do 35° zarówno powolne, jak i gwałtowne jest zabójcze dla zarodków leszcza w każdym zbadanym stadium ich rozwoju. Śmierć embrionów (deformacja i koagulacja) obserwowało się już w kilkanaście minut po poddaniu ich działaniu tej temperatury. Przy działaniu temperaturą 32° otrzymano bardzo niski procent wylęgających się zarodków, jednakowy w przypadku powolnej czy też gwałtownej jej zmiany. Śmierć zarodków następowała nie tylko bezpośrednio po zadziałaniu tej ciepłoty. Tylko część ich ginęła od razu, natomiast część wykazując nieprawidłowości rozwojowe ginęła po dojściu do stadium całkowicie uformowanego zarodka. Anomalie rozwojowe polegały przede wszystkim na nienormalnym skrzywieniu całego tułowia embriona, czasem jego przedniej lub tylnej części, a najczęściej w kształcie litery S. U części zarodków można też było zaobserwować nieproporcjonalnie dużą jamę okołosercową.

Oziębienie zarodków zarówno gwałtowne, jak i powolne do 8° w wyszczególnionych stadiach embrionalnych wydaje się nie mieć większego wpływu na przebieg dalszego rozwoju zarodkowego. Umieszczenie jaj leszcza w temperaturze 9° od momentu ich zapłodnienia spowodowało zaburzenia w rozwoju zarodków. Mianowicie w jajach tych zaobserwowano od samego początku nieprawidłowe bruzdkowanie polegające na tworzeniu się blastomerów niejednakowej wielkości i nieprawidłowych kształtów. Przy działaniu na poszczególne stadia rozwojowe leszcza temperaturą 4° obserwujemy znaczne obniżenie procentu wylęgu, jednak nie tak znaczne jak przy 32°. Stadium uformowanego zarodka wydaje się być bardziej odporne na działanie temperatury 4°, aniżeli młodsze stadia rozwojowe.

Rozważając wyniki przytoczonych doświadczeń dochodzimy do wniosku, że ujemny wpływ zwiększania lub obniżania temperatury na rozwijające się zarodki leszcza Zalewu Wiślanego nie jest zależny od tego, czy zmiana temperatury jest gwałtowna, czy też powolna. Widzimy też, że krótkotrwałe zmiany temperatury w przedziale 4 — 32° nie powodują śmierci wszystkich zarodków leszcza. Przyjmując temperaturę około 18° za optymalną dla rozwoju embrionalnego leszcza Zalewu Wiślanego (D z i e k o ń s k a 1955), możemy powiedzieć, że stadia zarodkowe tego gatunku mogą przeżyć krótkotrwałe zmiany cieplne środowiska dochodzące 14° poniżej i 14° powyżej temperatury optymalnej dla ich rozwoju. Procent przeżycia jest wyższy w temperaturze 4° i 8° aniżeli w temperaturze 32° i zależy w pewnym stopniu od stadium rozwojowego zarodka.

Wpływ obsuszania jaj na rozwój i wylęg zarodków leszcza

Obsuszanie jaj leszcza w stadiach: morula wielkokomórkowa, blastula tuż przed utworzeniem się gastruli, gastrula, zarodek uformowany dało następujące wyniki. Obsuszanie jaj w wyszczególnionych stadiach rozwojowych przez:

http://rcin.org.pl

5, 10, 20, 60 minut nie wpływało na proces rozwoju, natomiast wywierało ujemny wpływ na proces wylęgania zarodków. Okazało się, że na skutek obsuszania jaj błona ich twardnieje, staje się mniej elastyczna, a więc odporna na pękanie, co utrudnia wydobycie się z niej zarodka. Z jaj obsuszanych przez jedną godzinę wylęgło się 30% zarodków, przy czym część ich posiadała nienaturalnie przewężony woreczek żółtkowy, być może na skutek utrudnionego wydobywania się z błony jajowej. Reszta zarodków rozwijająca się w jaju normalnie nie mogąc się we właściwym czasie wydobyć z błony jajowej na skutek niemożności jej przerwania ginęła.

Biorąc pod uwagę powyższe wyniki oraz fakt częstego i gwałtownego wahania poziomu wody w Zalewie Wiślanym, przez co jaja leszcza przytwierdzone do łodyg sitowia pod powierzchnią wody często są obnażane, możemy twierdzić, że o ile zmiany te są krótkotrwałe, nie wpływają one zabójczo na wszystkie zarodki tego gatunku. Dłuższe obniżanie poziomu wody powoduje obumieranie zarodków, tym większe, im temperatura powietrza jest wyższa, im insolacja jest intensywniejsza, im mniejsze jest falowanie wody oraz wilgotność powietrza.

Streszczenie wyników

Niniejsze badania przeprowadzone na leszczu Zalewu Wiślanego dotyczą wpływu, jaki mogą wywierać na rozwój embrionalny tego gatunku najbardziej ulegające zmianom w Zalewie czynniki: zasolenie, temperatura oraz częste wahania poziomu wody powodujące obsuszanie wynurzanych jaj leszcza przylepionych do roślin blisko powierzchni wody.

Wyniki przeprowadzonych doświadczeń są następujące:

1. Przy zasoleniu 5,61‰ plemniki zachowują dłużej zdolność poruszania się niż w wodzie zalewowej (S = 2,77‰). Stężenie soli 11,22‰ wpływa hamująco na ruch plemników (tabl. I).

2. Przy zasoleniu 3,7 ‰ i 5,61‰ zapłodnienie jaj leszcza nie następowało. W wodzie o zasoleniu 5,61‰ zaobserwowano nieco słabsze pęcznienie jaj oraz powstawanie mniejszej przestrzeni okołożółtkowej.

3. Zwiększone zasolenie wody wpływa zabójczo na jaja leszcza nie tylko przez hamowanie procesu pęcznienia, ale i przez wywieranie ujemnego wpływu na sam proces zapłodnienia.

4. Po zapłodnieniu jaj w wodzie o zasoleniu 2,77 ‰ i przeniesieniu ich po napęcznieniu (przed pierwszym bruzdkowaniem) do wody o zasoleniu 5,61‰ zarodki rozwijały się normalnie i wylęgały się w 80% (kontrolne 82%). Natomiast przy przeniesieniu takich jaj do wody o zasoleniu 11,22‰ zarodki rozwijały się normalnie tylko do stadium wczesnej blastuli, po czym komórki ulegały szybko deformacji i obumierały.

http://rcin.org.pl

5. Zdolność przystosowawcza leszcza Zalewu Wiślanego do zwiększonego zasolenia środowiska w porównaniu do leszcza Morza Kaspijskiego jest stosunkowo mała.

6. Podwyższenie temperatury do 35° zarówno gwałtowne, jak i powolne jest zabójcze dla zarodków leszcza w każdym badanym stadium (tabl. II).

7. Przy działaniu temperaturą 32° otrzymano bardzo niski procent wylęgu. Część zarodków ginęła od razu, część zaś wykazując nieprawidłowości rozwojowe, polegające przede wszystkim na nienormalnym skrzywieniu tułowia, ginęła w stadium całkowicie uformowanego zarodka.

8. Oziębienie jaj zarówno gwałtowne, jak i powolne do 8° wydaje się nie mieć wpływu na przebieg rozwoju zarodkowego leszcza.

9. Przy działaniu na poszczególne stadia rozwojowe leszcza temp. 4° obserwujemy znaczne obniżenie procentu wylęgu, jednak nie tak znaczne, jak przy 32°. Stadium uformowanego zarodka wydaje się być bardziej odporne na działanie temp. 4° aniżeli młodsze stadia rozwojowe.

10. Część zarodków leszcza może przeżyć krótkotrwałe zmiany cieplne środowiska dochodzące do 14° powyżej i 14° poniżej temperatury optymalnej dla ich rozwoju (+ 18°C).

11. Obsuszanie jaj przez 5, 10, 20, 60 minut nie wpływało na sam proces rozwoju, natomiast wywierało ujemny wpływ na proces wylęgania się zarodków. Z jaj obsuszanych przez 60 minut wylęgło się 30% embrionów.

Я. Дзеконская

Исследования ранних стадии развития рыб. II. Влияние некоторых условий среды во время эмбрионального развития леща в Вислинском Заливе

Резюме

Настоящие исследования, проведенные на лещах Вислинского Залива, касались того влияния, какое способны вызывать наиболее изменчивые в Заливе факторы: соленость воды, температура и часто случающиеся колебания уровня воды, вызывающие обсыхание тех икринок леща, которые были отложены на растениях ближе под поверхностью воды.

Исследования влияния, вызванного соленостью воды на оплодотворение и зародышевое развитие леща, велись в морской воде с концентрациями соли: 11,22‰, 5,61‰, 3,7‰, а также в воде Вислинского Залива с соленостью 2,77‰. Для того, чтобы получить концентрацию 11,22‰ авторы выпаривали морскую воду, соленость которой равнялась 5,61‰. Чтобы изучить влияние температуры на эмбриональное развитие, авторы поочередно подвергали икру леща действию температур: 4°, 8°, 32°, 35°Ц. Заро-

http://rcin.org.pl

дыши, которые подвергались исследованиям, находились в следующих стадиях развития: крупноклетчатой морулы, бластулы, нейрулы и оформившегося эмбриона. Для того, чтобы проследить действие обсушки икринок леща на его зародышевое развитие, с пластинки, на которой развивались эмбрионы, сливалась вода, после чего, икринки обстоятельно высушивались промокательной бумагой. После этой процедуры икринки оставались на воздухе в течение 5, 10, 20 и 60 минут и затем, опять были залиты водой. Эти опыты проводились на зародышах, находящихся в стадиях: крупноклетчатой морулы, бластулы, гаструлы и оформившегося эмбриона. Опыты проводились в температуре 16,5—18,5°Ц.

Проведенные опыты дали следующие результаты:

1. При солености воды 5,61‰, сперматозоиды больше, чем в естественных условиях, сохраняют способность к движению и, что вероятно следует затем, способность к оплодотворению. Концентрация соли, доходящая до 11,22‰ влияет тормозящим способом на движение сперматозоидов (таблица I).

2. При солености 3,7‰ и 5,61‰ оплодотворение икринок леща не наступало. В воде, соленость которой равнялась 5,61‰, наблюдалось более слабое разбухание икринок, а следовательно и возникновение меньшего перивителина.

3. Повышение процента солености воды убийственно влияет на икринки леща, не только вследствие торможения процесса набухания, но также вследствие отрицательного влияния на самый процесс оплодотворения.

4. После оплодотворения икринок в воде с соленостью 3,77‰ и после перенесения их по набухании (перед первым дроблением) в воду с концентрацией 5,61‰, зародыши развивались нормально, не обнаруживали задержки и аномалий в развитии, выклевываясь в 80% (контрольные в 82%). При пересадке же таких икринок в воду с соленостью до 11,22‰, зародыши развивались в норме только до стадии ранней бластулы, после чего деформировались и мертвели. Это явление вероятно связано с тем, что в стадии ранней бластулы яичная пленка делается все более проницаемой так для соляных растворов, способных проникать внутрь икринки, как и для самой воды движущейся по направлению к высшей концентрации среды.

5. В сравнении с данными литературы приспособляемость леща Вислинского Залива к повышенной солености среды — относительно невелика. Это явление вероятно связано с тем, что лещ Залива, обыкновенно размножающийся при солености воды не превышающей 3‰, не имел возможности приспособиться к высшим концентрациям, к которым приспособился лещ, живущий и размножающийся в более соленых водоемах.

6. Повышение температуры до 35°Ц, так резкое, как и постепенное, убийственно для зародышей леща в каждой из исследуемых стадий (Таблица II).

http://rcin.org.pl

7. При температуре 32°Ц получался очень низкий процент выклева. Одна часть зародышей сразу погибала, другая, обнаруживая аномалии (иск-. кривления туловища), погибала в стадии вполне оформившегося эмбриона

8. Резкое, равно как постепенное охлаждение икринок до 8°Ц, кажется не имеет влияния на ход развития зародыша леща.

9. При температуре 4°Ц, действующей на поочередные стадии развития леща, наблюдается значительное понижение процента выклева; однако это понижение менее значительно понижения наблюдаемого при 32°Ц. Повидимому стадия оформившегося эмбриона является более устойчивой на действие температуры 4°Ц, чем младшие стадии развития.

10. Часть зародышей леща может выжить при кратковременных тепловых изменениях среды в пределах от 14°Ц свыше и до 14°Ц ниже температуры, оптимальной для их развития.

11. Обсушка икринок в течение 5, 10, 20, 60 минут не влияла на процесс развития, но оказывала отрицательное действие на процесс вылупливания зародышей. Вследствие обсушки пленка икринок отвердевает, делается менее эластичной и более устойчивой, что мешает зародышу высвободиться из яичной пленки. Зародыши икринок обсыхающих 60 минут дали только 30% выклева.

J. Dziekońska

Studies on Early Develoment Stages of Fish. II. The Influence of Some Environment Conditions on the Embryonic Development of Bream (*Abramis brama* L.) in the Vistula Delta

Summary

The following investigations, carried out on bream of the Vistula Delta, concern the influence which can be exerted on the embryonic development of this species by the most variable factors in the Delta: salinity, temperature and frequent variations in the water level, causing drying of emerging bream eggs attached to plants near the surface of the water.

The investigations on the influence of salinity on fertility, and embryonic development of bream spawn were carried out in sea water with a salinity of 11.22‰, 5.61‰, 3.7‰ and in Vistula Delta water with a salinity of 2.77‰. In order to obtain a solution of 11.22‰, sea water with a salinity of 5.61‰ was evaporeted. In order to investigate the influence of temperature on embryonic development, bream spawn was subjected to the following temperatures: 4°, 8°, 32°, 35°C. Embryos taken for experimentation were in the following stages of development: morula, blastula, neurula and formed embryo.

http://rcin.org.pl

In order to observe the influence of drying bream spawn on its embryonic development, water was removed from the plates on which embryos were developing, and the eggs thoroughly dried by means of blotting paper. After this measure the eggs were left in the surrounding atmosphere for periods of 5, 10, 20 and 50 minutes, and then again immersed in water. The above experiment was carried out on embryos in the following stages: morula, blastula, gastrula and formed embryo.

All of the experiments were carried out at a temperature of 16.5 to 18.5°.

As a result of the experiments, the following conclusions were reached:

1. At a salinity of 5.61‰ spermatozoa preserve their mobility longer than in Vistula Delta water, and in consequence probably fertilizing capability. A salinity of 11.22‰ checks mobility of spermatozoa.

2. At salinities of 3.7‰ and 5.61‰ fertilization of bream eggs did not take place. In water with a salinity of 5.61‰ slightly smaller swelling of eggs was observed, and in consequence formation of a smaller perivitelin.

3. Increasing water salinity is deadly for bream eggs by checking the swelling process and exerting a negative influence on the fertilizing process as such.

4. After fertilizing the eggs in water with a salinity of 2.77‰, and transferring them after swelling (before first cleavage) to water with a salinity of 5.61‰, the embryos developed normally, showed no retardation or development abnormalities, and hatched in 80% (control — 82%). However after transferring such eggs to water with a salinity of 11.22‰, the embryos developed normally to the early blastula stage, after which the cells rapidly became deformed and died. This is probably due to the fact that in the stage of early blastula, the egg membrane is highly permeable both for salt solutions which can penetrate into the egg, as also for water which moves towards the more concentrated solution.

5. As compared to data from literature, adaptive capabilities of bream in the Vistula Delta to increased salinity of the environment is relatively small. This is probably connected with the fact that Vistula Delta bream constantly multiplying at a salinity of less than 3‰, had no occasion to adapt itself to a higher water salinity, as was the case with bream living and multiplying in more saline basins.

6. Increasing the water temperature to 35°C, both rapt and slow, is deadly for bream embryos irrespective of the development stage under observation.

7. A very low hatching percentage was obtained at a water temperature of 32°C. Part of the embryos died immediately, part showed development abnormalities consisting before all in body deformities and later death during the period of full embryo formation.

8. Cooling of eggs, both rapt and slow, to a temperature of 8°C did not seem to show any negative influence on embryo development.

http://rcin.org.pl

9. In applying a temperature of 4°C during succesive stages of development, a notable decline in the percentage of eggs hatched could be observed. This decline however was not as marked, as in the case of a temperature of 32°C. The stage of total embryo formation seems to be more resistant to a temperature of 4°C, than earlier stages of development.

10. Part of the bream embryos can survive short lasting thermal variations of the environment reaching 14°C above and 14°C below the optimum temperature for their development (+ 18°C.).

11. Drying of eggs for 5, 10, 20, 60 minutes did not influence the development process as such, but did exert a negative influence on hatching of embryos. As a result of drying, the egg membrane hardens, becomes less elastic and more resistant thereby rendering hatching of the embryo difficult. Only 30% of the embryos hatched from eggs dried for 60 minutes.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bierwald E. A., 1949. Osnowy nierestowoj biołogii osnownych promysłowych ryb Aralskogo Moria. Zoołog. Żurn. T. XXVIII, wyp. 4.
2. Bogucki M., 1930. Recherches sur la perméabilité des membranes et sur la pression osmotique des oeufs des Salmonides. Protoplazma T. IX. Nr 3.
3. Dziekońska J., 1956. Badania nad rozwojem embrionalnym leszcza z Zalewu Wiślanego. Pol. Arch. Hydrob. III (XVI). 291.
4. Emelianow S., 1951. Wlijanie otmywania ikry osietra i siewrugi na wyklew. Dokł. Akad. Nauk SSSR. T. LXXVIII. Nr 2.
5. Gostiejewa M., 1954. Razwitie aralskogo leszcza w morskoj wodie. Rybnoje Chaziajstwo Nr 6.
6. Iwlew W., 1940. Wlijanie solenosti na opłodotworenie i razwitie ikry niekotorych kaspijskich połuprochodnych ryb. Zooł. Żurn. T. XIX, wyp. 3.
7. Konowałow P. i Konowałowa Z., 1952. Dopustimyje granicy osołonienia nierestiliszcza połuprochodnych ryb. Zooł. Żurn. T. XXXI, wyp. 1.
8. Loeb J., 1912. Science N. S. Nr 36.
9. Nikiforow N. i Trusow W., 1950. Wlijanie temperatury na embrionalnoje razwitie ryb. Dokł. Akad. Nauk. SSSR. T. LXXIII. Nr 1.
10. Olifan W., 1940. Eksperymentalnyje ekołogo-fizjołogiczeskije issledowania nad ikroj i liczinkami ryb. Zooł. Żurn. T. XIX, wyp. 1.
11. Olifan W., 1941. Wlijanie solenosti na ikru i liczinok kaspijskich sazana, wobły i leszcza. Trudy W.N.I.I.M. Ryb. Chaz. i Okean. T. XVI, wyp. 1.
12. Sumvalt M., 1929. Potential Differences across the Chorion of the Fundulus Egg. Biol. Bull. T. 56. Nr 3.
13. Straub, 1929. Rec. Trav. Chim. Nr 48.
14. Stroganow N., 1938. Wyżywajemost spiermy wołżskoj sieldi pri raznych wniesznich usłowiach. Zooł. Żurn. T. XVII, wyp. 2.

http://rcin.org.pl

15. Syrowatskaja N., 1950. O wlijanii niskich temperatur na razmnożenie donskogo leszcza. Dokł. Akad. Nauk. SSSR. T. LXXII, wyp. 2.

16. Thorner M., 1929. Recovery of the Heart Beat of Fundulus Embryos after Stoppage by Potasium Chloride. Biol. Bull. T. LVI. Nr 3.

7. Zotin A., 1953. Naczalnyje stadii procesa zatwierdiewania obołoczek jaic łososiewych ryb. Dokł. Akad. SSSR T. LXXXIX. Nr 3.

28. Zotin A., 1954. Mechanizm obrazowania periwitellinowogo prostranstwa u jaic łososiewych ryb. Dokł. Akad. Nauk SSSR. T. XCVI. Nr 2.

http://rcin.org.pl

S. Żarnecki

Pogłowie tarlaków pstrąga z Wisły Śląskiej z roku 1954

Maszynopis otrzymano 21.VI.1956

Zagadnienie

Zadaniem tej pracy było zbadanie wieku oraz tempa wzrostu osobników wchodzących w skład populacji pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario*), odbywającego tarło na terenach źródłowiskowych Wisły Śląskiej*.

Z obszaru tego, jak i w ogóle z podkarpackich dopływów Wisły, nie było do tej pory opracowania określającego wzrost pstrąga w warunkach naturalnych. Dotychczas nie było też wiadome, w jakich stosunkach ilościowych dochodzą do tarła w podkarpackich potokach i rzekach poszczególne roczniki tego gatunku. Teoretyczną więc stronę zagadnienia stanowiło oznaczenie klas wieku składających się na stado tarłowe pstrąga wiślanego. Praktyczny zaś aspekt zagadnienia polegał na stworzeniu podstawy do regulowania ochrony i eksploatacji tego gatunku w zależności od wielkości i wieku, w którym dochodzi on na tym obszarze do dojrzałości płciowej. W szczególności ze strony praktyki wysuwana była wątpliwość, czy zarybienie Wisły Śląskiej, prowadzone b. intensywnie przez Polski Związek Wędkarski, nie wywołało przerybienia w tej części Wisły i co za tym idzie, czy pstrąg osiąga tu właściwe przyrosty i czy normalnie dojrzewa.

Obok tych zagadnień zastosowana w badaniach metoda oznaczania wieku i tempa wzrostu na podstawie łusek miała na celu równoczesne uzyskanie pewnych korzyści metodycznych. Jak wiadomo mianowicie, odczytywanie łusek, zwłaszcza u troci, nastręcza znaczne trudności (Järvi i Menzies 1936). Studium łusek pstrąga może być pomocne przy oznaczaniu wieku i przyrostów smoltów troci w okresie ich życia w tych samych rzekach.

---

* Pod nazwą Wisły Śląskiej rozumie się Wisłę od źródeł do ujścia Białej w okolicach Czechowic w km 71. Kraina pstrąga obejmuje ok. 35 km głównego biegu Wisełki i Wisły aż do ujścia Bładnicy w Skoczowie (Żarnecki i Kołder 1956).

http://rcin.org.pl

Materiał i metoda

Badane pstrągi odłowione zostały w ciągu miesiąca października 1954 r. na obszarze źródłowiskowym Wisły Śląskiej*. Z odłowionych agregatem elektrycznym przez P.Z.W. Oddz. w Katowicach 1515 sztuk wybrano w sposób losowy 350 osobników. Zastosowanie zespołu prądotwórczego (220 volt 4,5 ampera) umożliwiło wyłowienie prawie całej populacji zebranej na tarle. Dzięki temu podane poniżej stosunki procentowe, dotyczące ilości osobników poszczególnych klas wieku, które uczestniczą w tarle, oparte są na podstawie pozwalającej właściwie określić rzeczywisty skład badanej populacji pstrąga.

Za współpracę w starannym zbieraniu łusek dziękujemy PP. A. Augustynowi i inż. J. Rissowi, za cenną pomoc przy ich analizie i opracowaniu surowego materiału mgr L. Dyszewskiej, mgr Bieniarzowi i mgr F. Markiewiczowi. Zgodnie z metodyką uzgodnioną przez Komisję Ekspertów Łososia i Troci Międzynarodowej Rady Badań Morza (1934) łuski do badań wieku i tempa wzrostu pobierano ze środkowej partii ciała ryby, poniżej płetwy grzbietowej, tuż nad linią naboczną. Z 350 osobników 78 szt., tj. 22,3%, posiadało wszystkie łuski „zregenerowane", a więc zupełnie nieprzydatne dla określenia wieku czy tempa wzrostu. Analizę oparto na pozostałej reszcie w ilości 272 sztuk, u których oznaczenie wieku na podstawie łusek było możliwe.

Przy oznaczaniu tempa wzrostu posługiwano się metodą Einar Lea, która po okresie wysuwanych w stosunku do niej wątpliwości jest obecnie uznana za praktycznie wystarczająco dokładną dla masowego badania łusek ryb łososiowatych. Nie uwzględniano poprawek na czas zakładania łuski, uzyskane wyniki są więc porównywalne z danymi, które zawiera obszerna literatura z tego zakresu.

Omówienie wyników

Wiek tarlaków

Oznaczony na podstawie łusek wiek osobników zestawiono w tabeli I.

Zestawienie wieku osobników badanego stada pozwala stwierdzić, co następuje:

1) dwuletnie pstrągi w minimalnym odsetku (ok. 1%) biorą udział w tarle.

2) niespełna 2/3 całego pogłowia zdolnego już do odbycia tarła ma wiek 3 lata, a w przybliżeniu 1/3 całego pogłowia odbywającego tarło ma wiek 4 lata.

3) ze szczegółowych danych wynika, że około 95% pstrągów dojrzałych do tarła składa się z 3 i 4-letnich osobników.

4) ok. 2,5% pogłowia tarlaków ma wiek 5 lat.

5) osobniki starsze niż 5 lat wyjątkowo tylko dochodzą do tarła.

* Rozsiedlenie pstrąga w Wiśle Śląskiej podają Żarnecki i Kołder (1956).

http://rcin.org.pl

Co do punktu pierwszego nasuwa się uwaga, że odsetek osobników dojrzałych już w wieku 2 lat może być w istocie nieco większy i że pod tym właśnie względem badana próba może nie była w pełni reprezentatywna, przy połowach bowiem tarlaków odrzucano najmniejsze osobniki (poniżej 20 cm). Wśród

Tabela I

Wiek zbadanych ryb

Wiek*	Ilość osobników	
	w sztukach	w %
2-letn.	4	1,10
3-letn.	171	63,23
4-letn.	88	32,36
5-letn.	7	2,57
6-letn.	1	0,37
7-letn.	—	— — —
8-letn.	1	0,37
razem osobników	272	100,00

* Według schematu pomiarów morfometrycznych Smitta (1884) i Berga (1949).

odrzuconych mogła się znajdować pewna niewielka ilość dojrzałych płciowo dwuletnich osobników. Z dotychczasowej praktyki wiadomo, że pstrągi poniżej 20 cm wyjątkowo tylko dochodzą do dojrzałości na terenie Wisły Śląskiej.

Wzrost w poszczególnych latach życia rzecznego

Pomiary bezpośrednie. Pomiary długości* osobników o oznaczonym wieku pozwoliły obliczyć średnią arytmetyczną tej cechy osobno dla każdej klasy wieku. Odnośne średnie zestawiono w tabeli II.

Tabela II

Średnie arytmetyczne z bezpośrednich pomiarów długości pstrągów poszczególnych roczników

Wiek	Ilość osobników	M długości całkowitej w cm	ó	m	v
2-letn.	4	20,38	± 2,63	± 1,31	12,91%
3 „	171	23,22	± 1,87	± 0,14	8,06%
4 „	88	27,45	± 3,48	± 0,37	12,70%
5 „	7	35,78	± 5,38	± 2,03	15,04%
6 „	1	34,0	—	—	—
7 „	—	—			
8 „	1	54,0	—	—	—

* Długość ryby mierzono — od górnej krawędzi pyska do końca środkowych promieni płetwy ogonowej — w oparciu o schemat Smitta (1884) przyjęty dla ryb łososiowatych również przez Berga (1949) i przez Komitet Ekspertów Międzynarodowej Rady Badań Morza (1934).

http://rcin.org.pl

Dla oceny średnio osiąganego wzrostu w populacji pstrąga wiślanego miarodajne są z powyższej tabeli dane dotyczące roczników trzy i czteroletnich jako oparte na analizie większej ilości osobników. Pomiary długości innych roczników obejmują zbyt małą ilość osobników i z tego względu wyniki ich mogą być przypadkowe.

Średni ciężar osiągnięty przez osobniki 2, 3, 4 i 5-letnie został zestawiony w tabeli IIa.

Tabela IIa

Średnie arytmetyczne ciężarów opartych na bezpośrednich pomiarach wagowych pstrągów 2 — 5-letnich

Wiek	M	δ	m	v
2-letn.	85,0	±37,85	±18,92	44,53%
3-letn.	117,5	±33,67	±2,58	28,65%
4-letn.	191,0	70,33	±7,50	36,82%
5-letn.	400,0	±229,20	±86,49	57,30%

Długości obliczone z łusek metodą wstecznych odczytów. W uzupełnieniu bezpośrednich pomiarów obliczono tempo wzrostu po 1, 2, 3, i 4 roku życia dla każdego rocznika oddzielnie, stosując wspomnianą metodę wstecznych odczytów wg Einar Lea. Wyniki podane są poniżej.

Tabela III

Długości osiągnięte po pierwszym roku życia

Rocznik	Ilość osobników n i ich wiek	M długości po pierwszym roku życia w cm	δ	m	v
1953	4 2-letnie	11,16	±0,89	±0,44	8,02%
1952	171 3-letnie	9,48	±1,52	±0,12	16,00%
1951	88 4-letnie	9,20	±1,58	±0,17	17,17%
1950	7 5-letnie	9,96	±3,92	±1,48	39,36%

Jak z powyższego wynika, odczyty wsteczne wykonano na 270 osobnikach z roczników 1950—1953, mających wiek od 2 — 5 lat. Pozwalają one stwierdzić, że pstrągi z badanego obszaru osiągają średnio po pierwszym roku życia w rzece długość zbliżoną do około 9,5 cm. Zaznaczyć jeszcze należy, że odczyty wsteczne z łusek 171 osobników 3-letnich oraz 88 osobników 4-letnich wykazują między sobą daleko idącą zbieżność, a mianowicie 9,48 cm i 9,20 cm

Powyższe ustalenia dają podstawę do sformułowania wniosku, że wzrost osiągnięty przez pstrągi w pierwszym roku ich życia na omawianym odcinku Wisły uznać można jako leżący w granicach normy i gospodarczo zupełnie zadowalający.

http://rcin.org.pl

Tabela IV

Długości osiągnięte po drugim roku życia

Rocznik	Ilość osobników i ich wiek	M średnia długość ciała po drugim roku życia w rzece w cm	δ	m	v
1952	171 3-letnich	17,35	±2,98	±0,23	17,13%
1951	88 4-letnich	16,98	±2,34	±0,25	13,76%
1950	8 5-letnich	17,90	±4,87	±1,84	27,21%

Z powyższego wynika, że pstrągi na badanym obszarze dochodzą po dwóch latach życia w rzece do długości wahającej się w granicach od ok. 17 do 18 cm. Nasuwa się tu podobny wniosek jak co do tempa wzrostu w pierwszym roku życia. Również i tu stwierdzić można daleko idącą zbieżność odczytów wstecznych na łuskach pomiędzy poszczególnymi rocznikami. Tymczasem 4 osobniki dwuletnie zmierzone bezpośrednio wykazały, jak podano w tabeli II, średnią długość 20,38 cm, a więc większą od obliczonej odczytem wstecznym. (Rozbieżność ta może być wytłumaczona tym, że 4 sztuki dwuletnich osobników mogły się znaleźć w badanej próbie jako wyjątkowo duże z powodu wspomnianego odrzucenia w odłowach osobników mniejszych od 20 cm). Stwierdzenie więc odczytami wstecznymi u większości pogłowia (266 osobników), że po dwóch latach pstrągi wiślane osiągnęły długość około 17—18 cm, uznać należy w danym wypadku za bardziej zbliżone do rzeczywistych aniżeli bezpośredni pomiar z 4 sztuk. Powyższe tempo wzrostu u pstrąga dwuletniego jest ze stanowiska gospodarki rybnej w zupełności zadowalające.

Tabela V

Długości osiągnięte po trzecim roku życia

Rocznik	Ilość osobników i ich wiek	M długości po trzecim roku życia w cm	δ	m	v
1951	88 4-letnich	23,00	±2,81	±0,30	12,22%
1950	7 5-letnich	25,01	±4,59	±1,73	18,35%

Na podstawie metody wstecznych odczytów można stwierdzić, że pstrąg po trzecim roku życia osiąga na badanym obszarze długość około 23 do 25 cm. Porównując teraz dane obliczone przy pomocy tej metody z bezpośrednimi pomiarami 171 osobników (które, jak podano w tabeli II, wykazały średnią długość 23,18 cm) dochodzi się do wniosku, że metoda wstecznych odczytów dała wynik nieznacznie wyższy od bezpośrednich pomiarów. Należy jednak wziąć pod uwagę, że pomiary rzeczywiste wykonano na osobnikach, które spędziły w rzece dwie zimy i trzy lata, podczas gdy obliczenia oparte na pomiarach łusek obejmują okres trzech zim i trzech lat, a więc jedną zimę więcej, co może stanowić o pewnej dodatkowej różnicy przyrostu. Z powyższych wy-

http://rcin.org.pl

wodów niewątpliwie wynika pełna zbieżność osiągniętych wyników, a również przydatność zastosowanej metody.

Długość pstrągów po pełnych czterech latach życia obliczyć można na podstawie zmierzenia łusek zaledwie z 7 osobników. Podajemy je tylko orientacyjnie, gdyż odnośna próba nie jest oparta na liczbowo wystarczającym materiale. Długość obliczona wynosi okrągło 31 cm (30, 97 cm), podczas gdy bezpośredni pomiar 88 osobników czteroletnich dał w wyniku średnią długość 27, 45 cm. Oczywiście w tym przypadku możemy się oprzeć tylko na tej cyfrze, aby stwierdzić, że wzrost na długość w czwartym roku życia pstrąga w źródłowiskowej partii Wisły waha się około 28 cm, co uznać można — podobnie jak w poprzednich trzech latach — za prawidłowe tempo wzrostu dla tego gatunku.

Określenie wzrostu pstrągów 5-letnich opiera się na bezpośrednim pomiarze 7 sztuk, których długość wyniosła średnio 35,78 cm (tab. II).

Ze starszych roczników napotkano jednego pstrąga 6-letniego o długości 34,00 cm i jednego pstrąga 8-letniego o długości 54,00 cm (tab. II).

Obliczone przy pomocy wstecznych odczytów długości poszczególnych roczników zestawiono globalnie w tab. VI.

Tabela VI

Globalne zestawienie średnich długości obliczonych metodą wstecznych odczytów

Wiek	Średnia długość w cm	Ilość łusek, z której obliczono średnią długość
1-letn.	9,42	270
2 „	17,25	267
3 „	23,16	95
4 „	30,97	7

W pracy niniejszej zwrócono uwagę na daleko idącą zbieżność pomiędzy wynikami uzyskanymi metodą wstecznych odczytów a bezpośrednimi pomiarami. Wypadki rozbieżności znajdowały pełne wytłumaczenie i nie zaprzeczały bynajmniej ścisłości wyników metody wstecznych odczytów. Wskutek tego dla ostatecznego określenia wzrostu linearnego populacji pstrąga z Wisły Śląskiej należy posłużyć się tymi pomiarami, które opierają się na największej ilości osobników bez względu na to, czy uzyskano je bezpośrednio mierzeniem, czy wstecznymi odczytami.

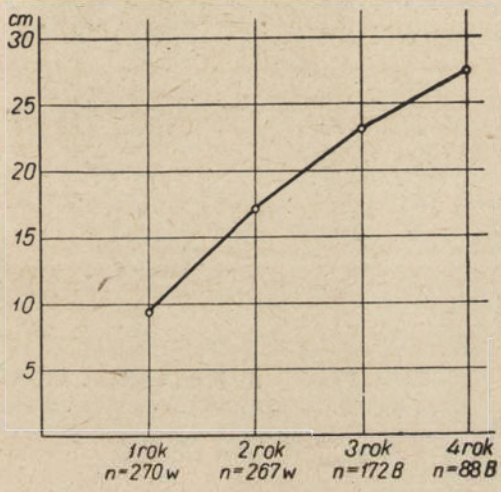
Wychodząc z tego założenia określano wzrost pstrąga po pierwszym i drugim roku, tak jak podano w tabeli VI, a więc na podstawie wstecznych odczytów. Dla oceny wzrostu po czwartym roku życia za miarodajne przyjęto znowu dane z tab. II, a więc bezpośrednie pomiary. Dane co do wzrostu po trzecim roku zestawione w tab. II. oraz w tab. VI odznaczają się prawie całkowitą zgodnością. W ten sposób powstaje następujący obraz wzrostu w poszczególnych klasach wieku w cyfrach zaokrąglonych (patrz powyższe zestawienie).

Wiek lat	Długość całkowita w cm	Przyrost roczny długości w cm
1-letnie	9,4	9,4
2-letnie	17,2	7,8
3-letnie	23,2	6,0
4-letnie	27,5	4,3

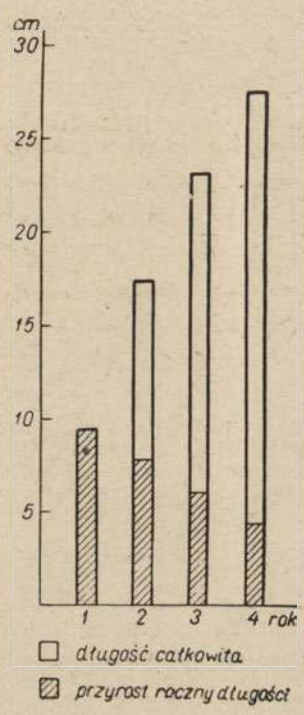
http://rcin.org.pl

Powyższe ustalenia pozwalają na wykreślenie krzywej wzrostu podanej na rys. 1 i 2.

Analizy tempa wzrostu pstrąga potokowego przeprowadzone ostatnio przez K. Müllera (1952, 1954) obejmujące populacje żyjące pod innymi szerokościami geograficznymi, mianowicie pochodzące z wód szwedzkich (z izolowanego jeziorka Oha Torpatjärn i małego potoku Rödingsjërn) oraz z potoków podgórskich z okolic Fuldy w Niemczech, wykazały zbliżone wartości średnich przyrostów u każdego rocznika. Wobec znacznych różnic w warunkach środowiskowych prawie analogiczne tempo wzrostu u tak odległych populacji jest faktem niezwykle uderzającym. Na tym tle podnieść należy, że analiza tempa wzrostu populacji wiślanej pstrąga podana w niniejszej pracy wykazuje wartości dość zbliżone do przyrostów populacji pstrągów z tak różnych geograficznie obszarów.



Rys. 1. Krzywa wzrostu populacji tarlaków pstrąga Wisły Śląskiej w październiku 1954 r. n — ilość osobników, b — bezpośrednie pomiary, w — odczyty wsteczne



Rys. 2. Długość ciała poszczególnych klas wieku (całe słupki) oraz roczne przyrosty w kolejnych latach (zakreskowana część słupków)

Oznaczenie tempa wzrostu populacji wiślanej pozwala równocześnie na wyciągnięcie jednego wniosku o aspekcie gospodarczym. Mianowicie stwierdzenie normalnego i zadowalającego tempa wzrostu w każdej klasie wieku badanej populacji świadczy o tym, że na omawianym obszarze Wisły pstrąg znajduje dobre warunki dla swego wzrostu, a prowadzone uprzednio akcje zarybieniowe nie wywołały nadmiernego zagęszczenia pogłowia pstrąga, czyli innymi słowy nie doprowadziły do przerybienia zarybianych wód.

http://rcin.org.pl

Pierścienie zimowe

Osobno wspomnieć należy, że badając łuski, które pochodziły od osobników złowionych wyłącznie w październiku, spostrzeżono w większości wypadków, że mają one na obwodzie łusek już uformowany jeden lub kilka pierścieni zimowych (fot. 1). W szczególności na ogólną ilość 272 łusek stwierdzono pierście-

Fot. 1. Łuska osobnika, który w ciągu 3 lat osiągnął tylko 22 cm długości. Początek zakładania pierścieni zimowych

Fot. 2. Łuska osobnika 2-letniego. Długość 25 cm. Obwodowe pierścienie o prawie równomiernych odstępach

nie zimowe u 243 szt, tj. 89, 34% i pierścienie na obwodzie szeroko rozstawione u 29 szt., tj. 10,66% (fot. 2). Te ostatnie spotkano wyłącznie u osobników trzyletnich (11 sztuk) i czteroletnich (18 sztuk). Tak wczesne zakładanie pierścieni zimowych u prawie 90% populacji wydaje się być zjawiskiem normalnym. Świadczy ono o zmniejszeniu się w tym okresie przyrostu na długość, co można odnieść do zmniejszonego żerowania oraz do zahamowania wzrostu spowodowanego przez działalność hormonalną dojrzewających gonad.

Zagadnienie osobników niedojrzałych

W praktyce odłowu tarlaków napotyka się pewien odsetek osobników nie dających produktów płciowych. Są one nazywane — często niesłusznie — okazami „dziewiczymi". Jako nieprzydatne w danym sezonie do tarła wpuszcza się je od razu z powrotem do rzeki. W badanym pogłowiu tarlaków z r. 1954

http://rcin.org.pl

na 272 sztuki natrafiono na 33 osobniki niedojrzałe, co stanowi 12,13% ogólnej ilości.

Występowanie tego rodzaju osobników zasługuje — jak się wydaje — na oddzielne omówienie. Niestety, nie rozporządzając sekcjami tych ryb należy się ograniczyć z konieczności do wskazania, że mogą to być:

1) osobniki dojrzewające później (w jesieni lub z początkiem zimy),

2) osobniki dojrzewające dopiero w jednym z następnych sezonów,

3) osobniki, które znajdują się w okresie metamorfozy (ze stadium parr na stadium smolta) i nie odbywszy tarła w rzece (zwłaszcza samice) znajdują się w okresie poprzedzającym spływ do morza.

Analiza łusek wspomnianych 33 sztuk pozwoliła stwierdzić, że 26 osobników ma 3 lata, a 7 osobników 4 lata wieku.

Średnia długość tych niedojrzałych osobników wynosi:

u 3-letnich 23,79 cm
u 4-letnich 28,07cm

Z porównania z danymi z tabeli II wynika, że średnie wymiary niedojrzałych pstrągów są zupełnie zbliżone do wymiarów osobników dojrzałych tego samego wieku (23,18 cm i 27,45 cm).

Brak zatem dojrzałości płciowej nie stoi tutaj w związku przyczynowym z uchwytnymi różnicami wzrostowymi, co czyni tym bardziej prawdopodobnym przypuszczenie, że chodzi tu o smolty, przy czym na specjalne podkreślenie zasługuje fakt zaobserwowania szaty srebrzystej lub jak gdyby pośredniego stadium u szeregu tych niedojrzałych osobników. Biorąc dalej pod uwagę, że na badane tereny górnej Wisły od szeregu lat troć nie dochodzi i że nie wpuszczano tam ikry ani narybku troci, wydaje się, że uchwycono w tym przypadku zjawisko przemiany pewnego odsetka osobników z populacji pstrąga na troć, podejmującą po przyjęciu szaty srebrzystej jako smolt spływ do morza. W ten sposób populacja pstrąga, spędzająca cały cykl życiowy w płynącej wodzie słodkiej i będąca formą jednośrodowiskową wskutek podejmowania przez część osobników wędrówki zstępnej, może zasilać populację troci, będącej formą anadromiczną, dwuśrodowiskową. Pokrywa się to z powszechnie już przyjętym mniemaniem, że pstrąg i troć stanowią jeden gatunek zróżnicowany na formę wędrowną i niewędrowną, przy czym każda z nich może przechodzić w drugą (Berg, Calderwood, Cligny, Dahl, Menzies, Nall, Neresheimer i in.). W dorzeczu Wisły zjawiska tego rodzaju obserwował już Żarnecki (1936) oraz Skrochowska (1954), która uzyskała konkretne dowody spływu znakowanych pstrągów do morza. Dla potwierdzenia przypuszczenia, że tego rodzaju zjawisko zachodzi na terenie Wisły Śląskiej, należy w przyszłości objąć badaniami również gonady pstrągów z tego obszaru.

http://rcin.org.pl

Streszczenie

1. Badany był wiek i tempo wzrostu populacji Salmo trutta m. fario, odbywającej w październiku 1954 tarło w krainie pstrąga Wiśle — w jej części śląskiej. Z odłowionych agregatem elektrycznym ilości 1515 tarlaków pobrano do badań próby łusek z 350 osobników. Z tej ilości 22,3% miało łuski „zregenerowane". Do oznaczenia przydatny był materiał z 272 osobników.

2. Wiek tarlaków. W tarle biorą udział dwuletnie pstrągi w ilości zaledwie ok. 1%. Były to wyjątkowo dobrze wyrośnięte okazy. Około 63% pstrągów miało wiek 3 lat, około 32% miało wiek 4 lat, ok. 2,5% miało 5 lat. Starsze roczniki spotkano pojedynczo. Najstarszy tarlak (samica) w badanej populacji miał 8 lat życia. Bliższe szczegóły zawiera tab. I.

3. Wzrost osiągany w poszczególnych latach życia w rzece charakteryzują pomiary bezpośrednie zestawione w tab. II. Ciężar średni poszczególnych klas wieku zawiera tab. IIa.

4. Nie mając wśród tarlaków osobników jednoletnich i bardzo mało osobników dwuletnich obliczono ich wzrost w poszczególnych latach metodą wstecznych odczytów E. Lea. Wyniki szczegółowe zestawiono w tabl. III, IV i V.

5. Dla kontroli ścisłości zastosowanej tu metody odczytów wstecznych porównano obliczony tą drogą wzrost na długość osobników zwłaszcza z pomiarami bezpośrednimi. Porównanie wykazało znakomitą zgodność rezultatów. Zestawienie danych co do długości poszczególnych roczników obliczonych metodą wstecznych odczytów zawiera tab. VI (porównać z tab. II).

6. Pomiary bezpośrednie oraz odczyty wsteczne pozwoliły ustalić, że pstrąg na terenie Wisły Śląskiej osiąga średnio:

po I roku — 9,4 cm
po II roku — 17,2 cm
po III roku — 23,2 cm
po IV roku — 27,5 cm

Graficznie przedstawiono średnie tempo wzrostu według klas wieku na wykresach (rys. 1 i 2.).

7. Wzrost ten uznać należy za normalny i gospodarczo zadowalający. Obawy co do karłowacenia pstrąga z powodu intensywnego zarybienia nie znalazły potwierdzenia w wynikach badań.

8. Osiągnięte w Wiśle przyrosty są zbliżone do przyrostów ustalonych ostatnio dla pstrąga z okolic Fuldy w Niemczech i z niektórych wód Szwecji (K. Müller).

9. Odłowiona w październiku populacja wykazała, że z 272 zbadanych sztuk 89,3% osobników miało już w tym czasie pierścienie zimowe.

10. W badanej populacji 12,13% odznaczało się niedojrzałymi gonadami.

http://rcin.org.pl

Niektóre z tych niedojrzałych sztuk posiadały szatę srebrzystą lub jej początki. Nasuwa to przypuszczenie, że część populacji pstrąga podlega metamorfozie smoltowej i może wywędrowywać jako troć do morza.

С. Жарнецкий

Популяция нерестующей форели в верхней Висле (Силезия)

Резюме

1. Исследовались возраст и темп роста популяции форели нерестующей в этой части Вислы (Силезия) в области форели. Из отловленного электрическим агрегатом количества 1515 рыб были взяты для опытов образцы чешуи из 350 индивидов. У 22,3% индивидов констатировано регенерацию чешуй.

2. Возраст нерестующих рыб. В нересте принимали участье 2-летние форели в количестве около 1%. Это были исключительно хорошо выросшие индивиды. Около 63% рыб было в возрасте 3 лет, около 32% — 4 лет, около 2,5% — 5 лет. Старшие рыбы встречались лиш поодиночно. Самый старший экземпляр (самка) был в возрасте 8 лет (таблица I).

3. Длина тела в поочередных годах жизни представлена в таблице II. Средний вес разных возрастных классов указан в таблице IIa.

4. Для определения длины тела однолетних и 2-летних рыб применялся метод обратных расчислений темпа роста Э. Леа. Подробные результаты составлены в таблицах III, IV и V. Полученные этим методом результаты были сходны с непосредственными измерениями (таблица VI).

5. По полученным данным форель исследованной части Вислы достигает:

в 1-вом году 9,4 см длины
„ 2 „ „ 17,2 „ „
„ 3 „ „ 23,2 „ „
„ 4 „ „ 27,5 „ „ (рис. 1 и 2)

Приросты форели в Висле очень близки к приростам форели в окрестности Фульды в Германии и в некоторых водах Швеции (К. Мюллер). Этот рост можно считать нормальным и экономически удовлетворительным.

6. Среди исследованных индивидов 89,3% имело уже в это время зимние кольца.

7. 12,13% индивидов отличалось незрелыми гонадами. Некоторые из этих несозрелых индивидов имели серебристый наряд. Это позволяет предполагать, что часть популяции форели подвергается смольтовой метаморфозе и мигрирует как кумжа в море.

http://rcin.org.pl

Список рисунков

Рис. 1. Кривая роста популяции нерестующей форели отловленной в октябре 1954 г. в р. Висле (Силезия)
n — количество индивидов
b — непосредственные измерения
w — обратные расчисления темпа роста.
Рис. 2. Длина тела возрастных классов (полные колонны) и годовые приросты длины в поочередных годах (штрихованная часть колонны).

Список фотографий

Фот. 1. Чешуя 3-летней форели. Длина 22 см. Начало образования зимних колец.
Фот. 2. Чешуя 2-летней форели. Длина 25 см. Периферические кольца не изменяют ширины.

S. Żarnecki

Population of Silesian Vistula Trout Spawners in 1954

Summary

1. Investigations were conducted on the age and rate of growth of the brown trout (Salmo trutta m. fario) population spawning in October 1954 in the trout region of the Silesian part of the Vistula River. From the 1515 spawners caught by means of an electric arrangement, samples of scales were taken from 350 individuals. Material from 272 individuals was found to be useful for the determinations.

2. Age of spawners. Two year trout participate in spawning in only around 1%. There were exceptionally well developped individuals. Around 63% of the trout were 3 years old, around 32% — 4 years old, around 2.5% — five years old. Older individuals were found singly. The oldest spawner (female) in the population under study was 8 years old (Table I).

3. Growth reached during subsequent years of life in the river is characterized by direct measurements listed in Table II. Average weight of specific weight classes is shown in Table IIa.

4. Due to the lack of one year old individuals among the spawners, and the very small number of two years old ones, their growth during specific years was computed by means of the E. Lea method of retrospective readings. Results are presented in Tables III, IV and V.

5. In order to control the method of retrospective readings, comparisons were made between the results reached by means of this method, and by direct measurement. These comparisons showed perfect conformance of results. Data relating to the length of specific age groups obtained by means of the method of retrospective readings are presented in Table VI (Compare with Table II).

http://rcin.org.pl

6. Direct measurements and retrospective readings show that the brown trout of the Silesian Vistula region reaches an average of: 9.4 cm after the I-st year, 17.2 cm after the II-nd year, 23.2 cm after the III-rd year, 27.5 cm after the IV-th year (Figs. 1—2).

7. This growth should be accepted as normal and economically satisfactory. Fear of dwarfing due to intensive stocking was not confirmed by the results obtained in these investigations.

8. Lengths increases obtained in the Vistula are very similar to those fixed recently for the brown trout of the Fulda region in Germany, and of certain Swedish waters (K. Müller).

9. The population caught in October showed that of the 272 individuals under study, 89,3% already had winter rings at this time. This can be explained by the retarded rate of growth due to limited feeding during the period of spawning, and to the action of sexual glands also inhibiting growth.

10. In the population under observation, 12.13% showed immature gonads. Some of these possessed a silver exterior or its beginnings. This leads to the assumption that part of the trout population is subject to smolt metamorphosis, and can migrate to the sea as sea trout. In this case the observed facts are insomuch of interest, that the area under observation has not been stocked for many years past with sea trout, and that no anadromous forms can reach it due to lower lying sewage barriers.

List of figures

Fig. 1. Curve of population growth of Silesian Vistula brown trout spawners caught in Octobe 1954: n — number of individuals, B — direct measurements, W — — retrospective readings.

Fig. 2. Growth in length for specific years (whole blocks) and growth increases for specific age groups (shaded part).

Phot. 1. Scale of individual which reached a length of 22 cm. over a period of 3 years. Beginning of wi: ter ring formation.

Phot. 2. Scale of 2 year old individual. Length 25 cm. Marginal rings of scales of almost uniform width.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Alm G., 1939 Investigation on Growth etc. by Different Forms of Trout.
2. Berg L.S., 1949 Ryby presnych wod. Moskwa.
3. Cligny A., 1907. Migrations marines de la truite commune. Compt. rendus de l'Acad. des Sciences. T. 145. Paris.
4. Dahl K., 1916. Salmon and Trout, a Handbook. London.
5. Menzies W.J.M., 1930 Life Story of Salmon. London.
6. Müller K., 1953. Die Schuppenmissbildungen bei Forelle, Salmo trutta. Inst. Freshwater Res. Nr 34. Drottningholm.

http://rcin.org.pl

7. Müller K., 1954. Produktionsbiol. Untersuchungen in Nordschwedischen Fliessgewässern. Rept. Inst. Freshwater Res. Nr 35. Drottningholm.
8. Nall G. H., 1930 The Life of the Sea Trout. London.
9. Poulsen E. M., 1935. Recent Investigations into the Stock of Salmon and Sea — Trout in the River Gudenaa. Rep. of the Danish Biological Station. Copenhagen.
10. Report of the Meeting of Salmon and Trout Experts in Poland. 1934. Cons. perm. p. l'expl. de la Mer. Copenhague. Vol. XCI.
11. Smitt F. A., 1884. Kritick Fürteckning öfver de i Riksmuseeum befindliga Salmonider. Kongl. Svenska Vetensk. Akad. Handlingar.
12. Żarnecki S., 1929. Z życia łososia. Przegląd Rybacki.
13. Żarnecki S., 1936. On the Migrations of Young Sea Trout of the River Dunajec from the Spawning Places to the Sea. Biul.P.A.U.
14. Żarnecki S., 1954. Odmienność metabolizmu u ras zimowych oraz letnich łososia i troci. Folia Biologica. T. II. Zesz. 3 — 4.
15. Żarnecki S. i Kołder W., 1956. Ichtiofauna Wisły Śląskiej. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN Nr 3.

http://rcin.org.pl

L. Musiał, L. Turoboyski, M. Chobot, Wł. Łabuz

Badania nad zanieczyszczeniem rzeki Soły i jej zdolnością samooczyszczania

Instytut Gospodarki Komunalnej. Zakład Badawczy Ochrony Wód przed Zanieczyszczeniem w Krakowie

Maszynopis otrzymano 7.VII.56

Wstęp

Badania rzeki Soły mające na celu ogólne sklasyfikowanie tej rzeki obejmowały pracę terenową i laboratoryjną, a w szczególności wykonanie analiz:

1) fizyczno — chemicznych,
2) hydrobiologicznych,
3) bakteriologicznych.

Badania powyższe przeprowadzono w okresie od 4.II. do 21.XII. 1955 r., w 20 wybranych punktach na rzece Sole, dwóch jej dopływach, tj. rzece Koszarawie i Żylicy, jak również jednorazowo na rzece Pisarzówce. Pozostałe dopływy stanowiące małe, czyste potoki górskie, ze względu na minimalną ilość niesionej wody i jako nie wywierające wyraźnego wpływu na rzekę Sołę w badaniach tych pominięto.

W czasie prac terenowych próby do analiz chemicznych pobierano w wybranych punktach, z tym że próbki na biochemiczne zapotrzebowanie tlenu oraz tlen rozpuszczony pobierano oddzielnie. Próbki na zawartość tlenu rozpuszczonego utrwalano na miejscu. Przy oznaczaniu procentu nasycenia tlenem uwzględniono temperaturę wody oraz ciśnienie atmosferyczne. Przy badaniach laboratoryjnych posiłkowano się metodyką podaną w pracach Przyłęckiego (1954), Justa i Hermanowicza (1955), Klut-Olszewskiego (1945), Haasego (1954) i Langa (1952).

W zakresie badań biologicznych pobierano w terenie na poszczególnych stanowiskach:

http://rcin.org.pl

1) makrobentos z kamieni i przedmiotów zanurzonych,
2) mikrobentos denny w miejscach pojawienia się zanieczyszczeń rzeki i
3) seston bieżącej wody.

Makrobentos i seston były konserwowane formaliną, mikrobentos zaś badano na żywo. W laboratorium oznaczano organizmy makro- i mikrobentosu w stopniach szacowania wg następującej skali: 1—oznaczało bardzo nielicznie, 2—nielicznie, 3—licznie, 4—bardzo licznie, 5—masowo. W sestonie żywe organizmy badano metodą procentowego oznaczania, martwe składniki zaś określano w stopniach szacowania. Prócz tego we wrześniu wykonano w terenie na miejscu analizy metodą J. Gabriela (Gaz, woda i technika sanitarna. Nr 12. 1955) w punktach najbardziej charakterystycznych, celem liczbowego „uchwycenia" i zilustrowania zdolności samooczyszczania się rzeki Soły na jej najważniejszych stanowiskach. Badania biologiczne wykonano w oparciu o system saprobów H. Liebmanna 1951.

Analizy bakteriologiczne zostały wykonane przez Dział Higieny Komunalnej Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Krakowie, a dane hydrologiczne zebrane przez inż. Kohlbergera udostępnione zostały przez Oddział Państwowego Instytutu Hydrologiczno-Meteorologicznego w Krakowie.

Fizjografia oraz dane hydrologiczne rzeki Soły i jej zlewni

Rzeka Soła będąca prawostronnym dopływem rzeki Wisły bierze swój początek z 2 potoków, spływających z Beskidu Żywieckiego w pobliżu granicy czechosłowackiej. Około 60% powierzchni opadowej rzeki Soły stanowią wzgórza i stoki leżące na wysokości 500 — 1557 m n. p. m.

Geologiczne pokłady tej części Karpat, przez którą przepływa Soła, nie wykazują cennych minerałów. Teren dorzecza rzeki Soły nie jest odpowiedni do rolniczego wykorzystania oraz budowy zakładów przemysłowych, sprzyja natomiast zalesieniu. Powyższe momenty, jak również niedostępność około 50% dorzecza rzeki Soły, decydują obecnie w dużej mierze o czystości wody tej rzeki. Dalej Soła przepływa przez Żywiec, będący ogniskiem największego jej zanieczyszczenia. Żywiec leży na rozwidleniu trzech linii kolejowych, łączących kotlinę rzeki Soły z Zagłębiem Górnośląskim, Wschodnim Podkarpaciem i z Czechosłowacją. Tu również Soła przyjmuje największy swój dopływ — rzekę Koszarawę. Zanieczyszczenia rzeki Soły ściekami przemysłowymi i miejskimi miasta Żywca sięgają do Tresnej, gdzie zaczyna się sztuczne jezioro zapory wodnej w Porąbce. W dalszym swym biegu Soła przepływa około Kęt, gdzie dolinę jej przecina lokalny szlak kolejowy, i płynie następnie terenem płaskim nizinnym, mija Oświęcim znajdując poniżej tego miasta ujście do Wisły.

Na samym początku w Ujsołach szerokość lustra wody rzeki Soły waha się w granicach od 5 do 20 m, zależnie od stanu wody, głębokość wynosi 20 — 50 cm. Mniej więcej w jednej trzeciej części biegu, tj. w Radziechowym Wieprzu,

http://rcin.org.pl

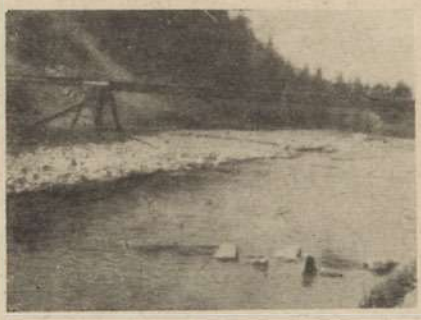
Tabela I

Charakterystyczne stany i przepływy wody rzeki Soły, Koszarawy i Żylicy

Lp	Wodowskaz	Rzeka	km	NNW		SRW		5.IX.55		6.IX.55		Abs. prawdopodobny NWW		Mx. abs. obserwowane			spadki 0/00
				H	Q	H	Q	H	Q	H	Q	H	Q	rok	H	Q	
1	Sól	Soła	77,0	158	0,20	181	1,40	180	1,3	180	1,3	410	320	1955	358	100	ponad 10
2	Rajcza	,,	72,6	254	0,70	281	4,3	233	2,0	231	1,8	550	460	1951	410	106	9,5
3	Milówka	,,	66,0	160	0,80	210	5,0	222	4,3	221	4,0	598	735	1925	460	410	6,4
4	Cięcina	,,	56,4	260	0,95	280	6,8	270	2,4	270	2,4	606	870	1925	488	430	5,5
5	Żywiec	,,	48,5	238	1,15	266	10,6	262	7,6	261	7,5	590	1130	1925	525	820	4,8
6	Tresna	,,	41,6	116	1,9	174	12,9	158	7,5	156	7,0	640	1300	1924	510	730	4,1
7	Porąbka	,,	31,5	22	1,22	63	13,8	40	6,8	40	6,8	520	1260	1931	431	810	woda piętrzona
8	Kęty	,,	22,6	60	1,26	124	14,6	92	4,4	94	4,6	520	1350	1951	400	610	3,1
9	Oświęcim	,,	3,6	174	1,3	230	16,6	206	5,8	202	4,7	650	1450	1931	578	980	2,4
10	Kiełbasów	Koszarawa	8,6	170	0,52	210	3,2	225	5,5	223	5,3	400	325	1913	376	210	6,2
11	Rybarzowice	Żylica	6,0	209	0,13	226	0,60	248	3,0	248	3,0	380	106	1939	318	35	6,7

http://rcin.org.pl

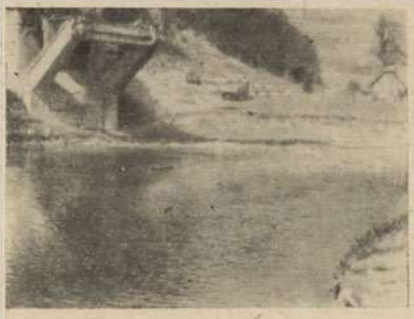
szerokość Soły wynosi 12 — 50 m, głębokość zaś 30 — 80 cm. Przy ujściu do Wisły szerokość waha się od 25 do 100 m, głębokość wynosi do 2 m i więcej. Należy więc Soła do rzek dużych. Posiada na całej swej długości dno kamie-



Fot. 1. Soła w Ujsołach

Fot. 2. Soła w Milówce

niste, przy czym miejscami znajduje się żwir. Nigdzie nie zauważono odcinków piaszczystych lub mulistych. Brzegi przeważnie płaskie, przy ujściu częściowo skośne i strome. Również w okolicy Żywca znajdują się skośne lub strome brzegi, lecz jednocześnie dość niskie. Nurt Soła posiada wartki, wodę bardzo czystą o typowo górskim charakterze, o niskiej stosunkowo temperaturze i specyficznym zielonkawym odcieniu wód płynących z gór. Wyjątek pod tym względem stanowi odcinek Soły w okolicy Żywca od browaru do sztucznego zbiornika i oczywiście sam zbiornik, gdzie stosunki ekologiczne pod wpływem gospodarki ludzkiej kształtują się odmiennie, zależnie od uprzemysłowienia i czynnika demograficznego danego terenu dorzecza.



Fot. 3. Soła w Treśnie

Fot. 4. Soła powyżej ujścia ścieków z papierni w Czańcu

Na odcinku między Ujsołami i Żywcem Soła posiada boczne dopływy, stanowiące małe potoki, przy czym niektóre z nich w okresach suszy całkowicie wysychają. Większym dopływem jest Leśnianka, w okresach nasilonej produkcji całkowicie zużywana przez browar w Żywcu.

http://rcin.org.pl

W Żywcu obok parku miejskiego do Soły na prawym brzegu dołącza się rzeka Koszarawa. Stanowi ona pokaźny dopływ wody bardzo czystej. Koszarawa ma również charakter górski, szerokość jej przy ujściu wynosi około 20 m, głębokość około 50 cm. Rzeka Żylica stanowi lewobrzeżny dopływ Soły o dość znacznej ilości wody. Posiada ona szerokość około 15 m, głębokość 20 — 30 cm, nurt wartki i charakter rzeki górskiej. Wpada ona do Soły między Żywcem a Tresną. W odległości około 1 km poniżej zbiornika w Porąbce wpada do rzeki Soły jako jej prawobrzeżny dopływ potok nazywany Wielką Puszczą, nad którym znajduje się ośrodek zarybieniowy. Co do czystości tego potoku nie może być wątpliwości. Na odcinku Soły poniżej Porąbki do Wisły zbadano jednorazowo rzeczkę Pisarzówkę o spornej troficzności wody. Z uwagi na bardzo nikłą masę wody nie może ona jednak wywierać żadnego wpływu na tak dużą rzekę jak Soła, dlatego dalszych badań nie kontynuowano.

Fot. 5. Soła przy ujściu do Wisły

Obserwacje wodostanów na rzece Sole w Milówce i Żywcu wykazują nieznaczne odchylenia w maksimum i minimum od wodostanu normalnego i średniego. Stan wody w rzece Sole w części poniżej zapory w Porąbce (Czaniec) uzależniony jest w dużym stopniu od wykorzystania wody przez zaporę do celów energetycznych. Punkt obserwacyjny w Oświęcimiu wykazuje już wpływ nizinnego, bezleśnego ukształtowania terenu na krzywą opadów oraz krzywą stanów wody wywołaną zaporą w Porąbce.

KRÓTKA CHARAKTERYSTYKA ZAKŁADÓW PRZEMYSŁOWYCH WYWIERAJĄCYCH WPŁYW NA ZANIECZYSZCZENIE RZEKI SOŁY

Fabryka Ligniny i Tektury w Milówce. Dobowe zużycie wody około 1000 m³. Ścieki po przejściu przez 2 osadniki wpuszczane są wprost do rzeki Soły. Ścieki powyższe wprowadzają do rzeki niewielkie ilości włókien celulozowych.

Odlewnia Żeliwa w Węgierskiej Górce. Zakład odprowadza ścieki za pośrednictwem Młynówki (ze Soły), nie oddziałując szkodliwie na rzekę Sołę.

Browar „Żywiec" w Żywcu. Dobowe zużycie wody około 2700 m³. Ścieki po przejściu przez doły biologiczne wpadają do rowu otwartego długości około 2 km, a z niego do rzeki. Ścieki te wprowadzają duże ilości substancji organicznych, zawieszonych i rozpuszczonych, ulegających procesom gnicia.

Fabryka Papieru w Żywcu. Dobowe zużycie wody około 20 000 m³. Zakład posiada oczyszczalnię ścieków, nie spełniającą jednak całkowicie swego zadania, gdyż część włókien celulozy przedostaje się do rzeki.

Zakłady Garbarskie w Żywcu. Dobowe zużycie wody około 700 m³. Ścieki po niezupełnym oczyszczeniu wprowadzane są kolektorem do rzeki, powodując na znacznym odcinku jej zanie-

http://rcin.org.pl

czyszczenie zawieszonymi i rozpuszczonymi substancjami, tak organicznymi, jak i nieorganicznymi.

Fabryka Futer w Żywcu. Dobowe zużycie wody około 80 m³. Ścieki odprowadzane są do rzeki w stanie prawie surowym rowem otwartym długości około 3 km powodując zanieczyszczenie jej zawieszonymi i rozpuszczonymi substancjami mineralnymi i organicznymi.

Fabryka Papieru i Tektury w Czańcu. Dobowe zużycie wody około 2400 m³. Zakład nie posiada oczyszczalni ścieków. Ścieki tego zakładu nie powodują wyraźnego zanieczyszczenia rzeki Soły.

Zakłady Garbarskie w Oświęcimiu. Dobowe zużycie wody około 150 m³. Zakład odprowadza częściowo oczyszczone ścieki kolektorem, powodując zanieczyszczenie rzeki Soły.

Poza wyżej wymienionymi zakładami przemysłowymi miast: Żywca i Oświęcimia, odprowadzają do rzeki Soły swoje ścieki bytowe osiedla nieskanalizowane, położone nad rzeką Sołą. Z większych zakładów przemysłowych leżących nad dopływami rzeki Soły należy wymienić:

Zakłady Garbarskie w Łodygowicach. Dobowe zużycie wody około 250 m³. Ścieki częściowo oczyszczone odprowadzane są rowem otwartym do rzeki Żylicy, będącej lewobrzeżnym dopływem rzeki Soły, powodując znaczne zanieczyszczenie rzeki Żylicy substancjami charakterystycznymi dla ścieków garbarskich.

Browar „Osiek" w Osieku. Dobowe zużycie wody około 20 m³. Zakład nie posiada oczyszczalni ścieków. Ścieki odprowadzane są rowem otwartym do rzeki Osieczanki stanowiącej dopływ rzeki Macochy, która jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Soły, nie wywierając wyraźnego wpływu na Osieczankę.

Podany powyżej wpływ zakładów przemysłowych na rzekę Sołę oparty został na badaniach chemicznych, terenowych i laboratoryjnych przeprowadzonych w latach 1953 i 1954.

Punkty poboru prób

Obrano następujące stanowiska:

Stanowisko 1 — Potok Cichy.

Stanowisko 2 — Potok Glinka.

Potoki te przebadano z uwagi na to, że po złączeniu się tworzą rzekę Ujsołę.

Stanowisko 3 — Ujsoła we wsi Ujsoły. Stanowisko to miało wykazać naturalny górski charakter dopływu Soły na samym jej początku.

Stanowisko 4 — Soła w Milówce powyżej ujścia ścieków z papierni — miało wykazać stan naturalny Soły, będącej już tutaj dużą rzeką po przyjęciu bocznych dopływów. Poza tym służy ono do porównania ewentualnych zmian mogących zajść w Sole pod wpływem ścieków z papierni.

Stanowisko 5 — Soła 100 m poniżej ujścia ścieków z papierni — miało określić ich wpływ na rzekę.

Stanowisko 6 — Soła w Węgierskiej Górce, powyżej Młynówki prowadzącej ścieki z Odlewni Żeliwa — służyło do celów porównawczych dla określenia ewentualnej szkodliwości tych ścieków.

http://rcin.org.pl

S t a n o w i s k o 7 — Młynówka (z rzeki Soły) w Węgierskiej Górce — zostało wybrane dla zbadania stopnia zanieczyszczenia Młynówki ściekami z Odlewni Żeliwa.

S t a n o w i s k o 8 — Soła w Węgierskiej Górce 100 m poniżej Młynówki — służyło do określenia wpływu ścieków Odlewni Żeliwa na Sołę.

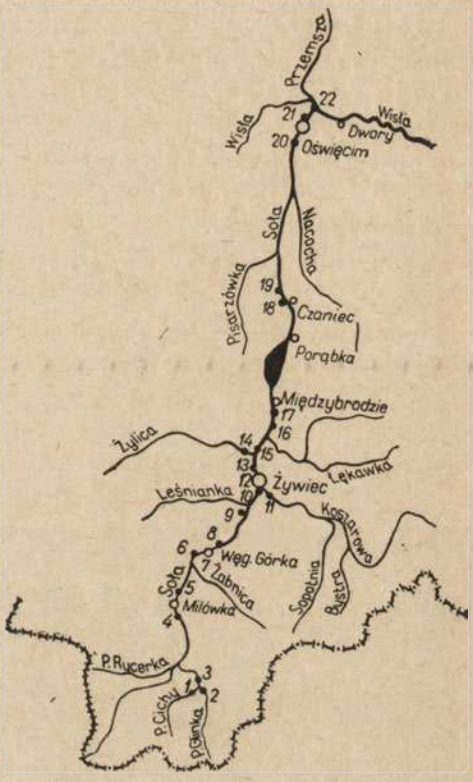
S t a n o w i s k o 9 — Soła w Radziechowym Wieprzu — służy do określenia naturalnego charakteru Soły powyżej miasta Żywca oraz do celów porównawczych przy rozpatrywaniu zmian zaszłych w jej biocenozie pod wpływem zanieczyszczeń z zakładów żywieckich.

S t a n o w i s k o 10 — Soła powyżej ujścia Młynówki, prowadzącej ścieki z papierni i ujścia ścieków z garbarni — określa wpływ ścieków browaru na Sołę.

S t a n o w i s k o 11 — ujście rzeki Koszarawy — ma za zadanie określenie stopnia czystości tej rzeki oraz wykazanie wpływu rozcieńczającego (oczyszczającego) rzeki Koszarawy na rzekę Sołę.

S t a n o w i s k o 12 — Soła powyżej ujścia ścieków z futrzarni — daje łączny obraz zanieczyszczenia Soły ściekami z papierni, garbarni oraz browaru w Żywcu.

S t a n o w i s k o 13 — Soła 500 m poniżej ujścia ścieków z futrzarni wykazuje wpływ wszystkich ścieków z Żywca na rzekę Sołę.



Rys. 1. Dorzecze Soły

S t a n o w i s k o 14 — rzeka Żylica przy ujściu do Soły — określa charakter tej rzeki.

S t a n o w i s k o 15 — Soła w Zarzeczu — określa wpływ wszystkich ścieków żywieckich oraz rzeki Żylicy na Sołę.

S t a n o w i s k o 16 — Soła w Tresnej — służy do określenia stopnia samooczyszczania się Soły ze ścieków żywieckich oraz zasięgu tych zanieczyszczeń.

S t a n o w i s k o 17 — zbiornik na Sole w Międzybrodziu (jezioro w Porąbce) w celu zbadania czystości wody w tym sztucznym jeziorze, gromadzącym na swym dnie zanieczyszczenia Żywca oraz prawdopodobnie w małej części z rzeki Żylicy.

http://rcin.org.pl

Stanowisko 18 — Soła w Czańcu powyżej ujścia ścieków z papierni — określa stan rzeki poniżej zbiornika w Porąbce, a przed ujściem ścieków z papierni.

Stanowisko 19 — Soła 300 m poniżej ścieków z papierni — określa ich wpływ na Sołę.

Stanowisko 20 — Soła koło przystanku PKS Oświęcim-Monopol — określa charakter Soły przed ujściem ścieków z Oświęcimia.

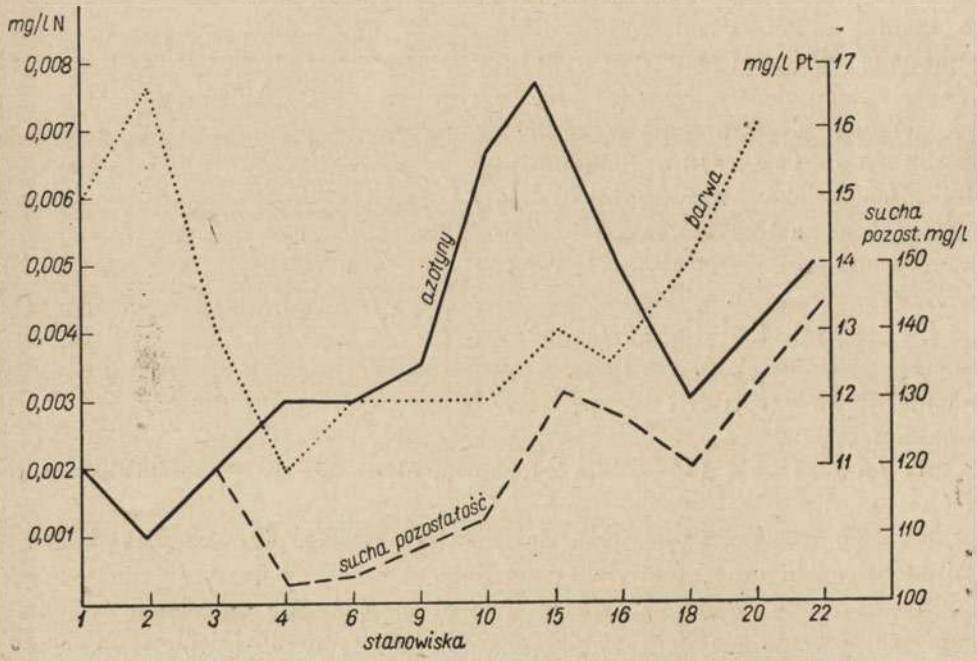
Stanowisko 21 — Soła poniżej ujścia ścieków z garbarni w Oświęcimiu — wykazuje wpływ jej ścieków na Sołę.

Stanowisko 22 — ujście Soły do Wisły — określa charakter wody tej rzeki zasilającej Wisłę.

Należy zaznaczyć, że wszystkie stanowiska powyżej ujścia poszczególnych ścieków służyły również do określenia ewentualnego zasięgu zanieczyszczeń ściekami poprzednimi.

Badania fizyczno-chemiczne

W okresie badań prowadzonych w miesiącach: luty, marzec, kwiecień, maj, czerwiec, wrzesień, listopad i grudzień 1955 roku, stan wód nie ulega

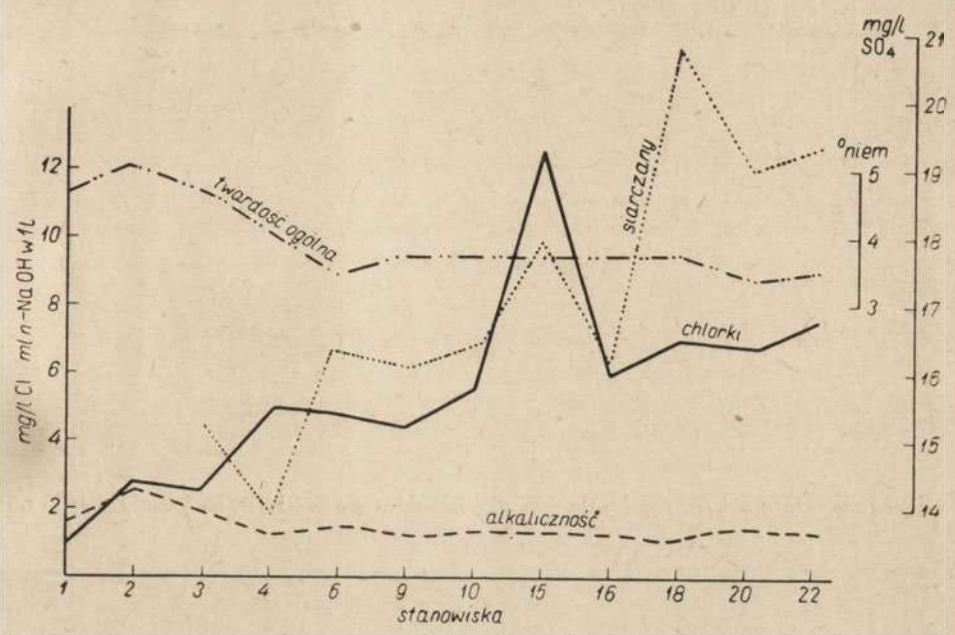


Rys. 2. Sucha pozostałość, azotyny, barwa wody rz. Soły — średnia w r. 1955

dużym odchyleniom. Najniższe stany wód przypadały na miesiące: luty i wrzesień 1955 r. Temperatura wody rzeki Soły wahała się w granicach od 0° do 21,2° C. temperatura powietrza zaś od — 8° do + 26° C. Woda na ogół była bez-

http://rcin.org.pl

barwna, poza rejonem Żywca, gdzie przybierała okresami silne zabarwienie czerwonobrązowe. Zapach wody w zasadzie niewyczuwalny, lecz na odcinku od Żywca do Zarzecza gnilny i charakterystyczny dla ścieków garbarskich. Ten sam zapach czasem dawał się wyczuć również w rzece Żylicy (przy ujściu).



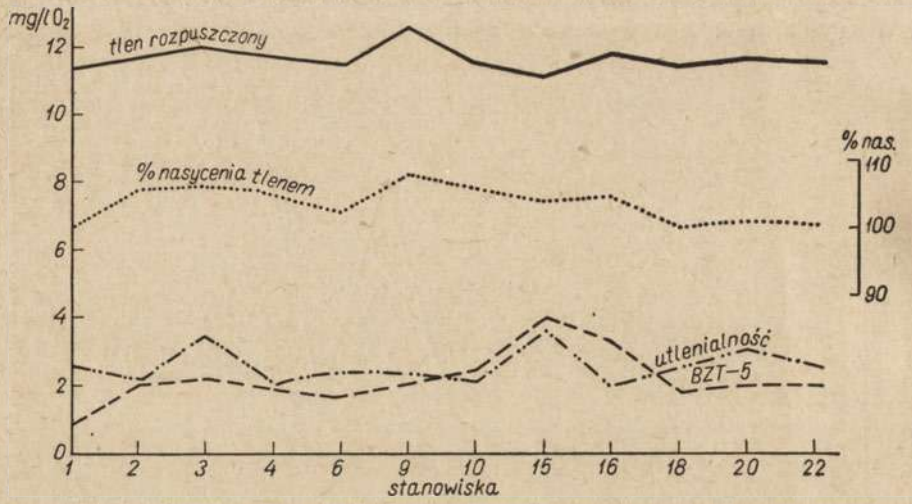
Rys. 3. Siarczany, chlorki, twardość og. alkaliczność wody rzeki Soły — średnia w 1955 r.

Mętność wody wykazywała duże odchylenia w granicach od 5 do 200 mg/l SiO_2. Również i odczyn wody odstępował od wartości średniej i wynosił od 6,90 do 7,85 *pH*. Woda rzeki Soły na całej jej długości nie wykazywała zdolności do zagniwania.

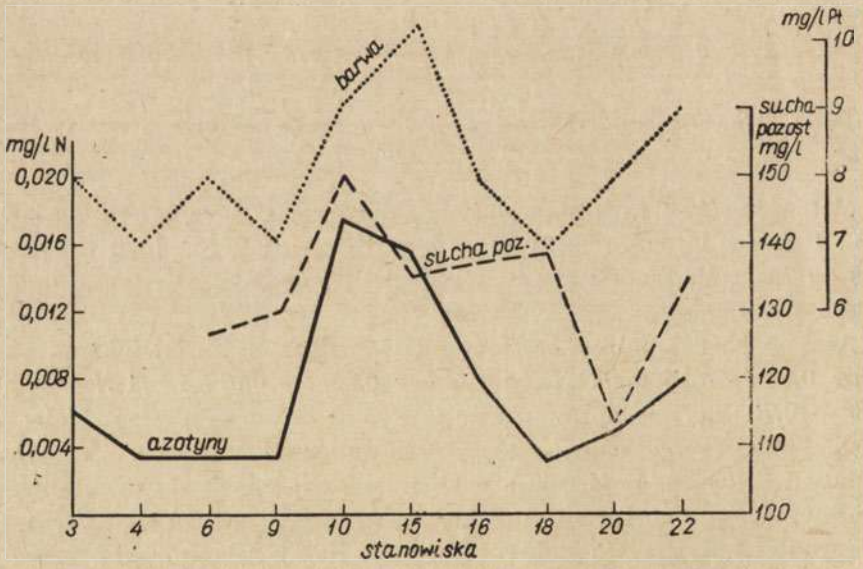
Azot w każdej postaci występował w małych ilościach, jak np. amoniakalny 0,00 — 0,16 mg/l N, azotynowy 0,001 — 0,017 mg/l N, azotanowy 0,00 — 0,70 mg/l N, przy czym najwyższe zawartości przypadają: azotu amoniakalnego na grudzień, azotynowego na kwiecień i listopad, azotanowego na luty i kwiecień. Ilość żelaza ogólnego ulegała znacznym odchyleniom tak w górnym, jak i dolnym biegu rzeki i wynosiła 0,00 — 0,60 mg/l Fe. Największe jego ilości przypadają na luty i kwiecień. Rzeka Soła prowadzi wodę o średniej twardości ogólnej wynoszącej 2,2 — 6,9° niem., bardzo małej twardości stałej, nie przemijającej, a niejednokrotnie zasadowości alkalicznej. Zawartość chlorków była na ogół mała, najwyższa w rejonie Żywca, i wynosiła od śladów do 17,0 mg/l Cl. Alkaliczność w granicach 0,85 — 2,60 ml n NaOH w litrze. Ilość wolnego dwutlenku węgla wahała się w granicach od 0,0 do 3,9 mg/l

http://rcin.org.pl

CO_2, przy czym najmniejsze ilości przypadają na maj i listopad, natomiast zawartość agresywnego dwutlenku węgla wynosiła 0,0 — 2,5 mg/l CO_2, z tym że występował on przeważnie dopiero w odcinku Soły od Żywca do ujścia.



Rys. 4. Tlen rozp., % nasycenia, BZT-5, utlenialność wody rzeki Soły — średnia w 1955 r.

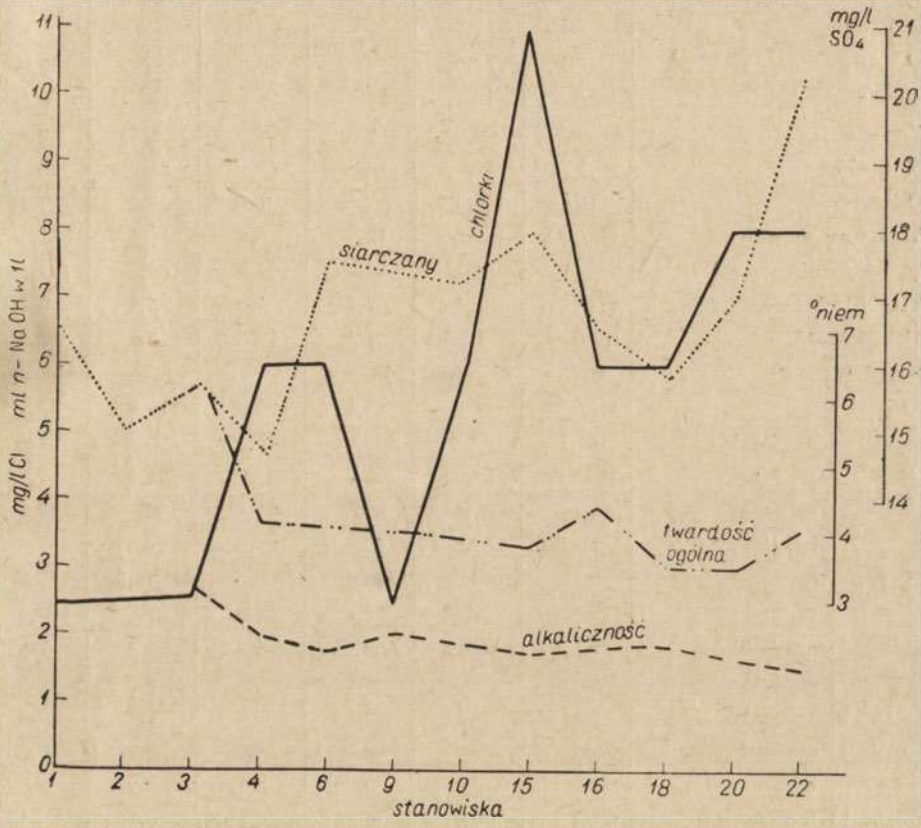


Rys. 5. Sucha pozostałość, azotyny, barwa rzeki Soły we wrześniu 1955 r.

Siarczanów w okresie badań było zasadniczo mało, od 11,4 — 30,0 mg/l SO_4, zaś utlenialność rzeki Soły była stosunkowo wysoka i wynosiła 0,44 — 9,40 mg/l O_2. Największa utlenialność występowała w kwietniu, maju i czerwcu. Spora-

http://rcin.org.pl

dyczne wyskoki utlenialności, jak również biochemicznego zapotrzebowania tlenu w czystych odcinkach rzeki spowodowane były prawdopodobnie spływającymi odciekami fekalnymi do rzeki z gospodarstw nieskanalizowanych. Rzeka Soła na całej swej długości z uwagi na swój górski charakter wykazuje bardzo duży procent nasycenia tlenem lub nawet przetlenienie. Procent ten wahał się od 91,8 do 127,5%, przy czym najwyższy procent nasycenia przypada na



Rys. 6. Siarczany, chlorki, tw. ogólna, alkaliczność wody rzeki Soły we wrześniu 1955 r.

wrzesień. Zawartość tlenu rozpuszczonego idąca w parze z procentem nasycenia była również dość duża i wynosiła od 8,4 do 17,3 mg/l O_2. Ilość suchej pozostałości wahała się w granicach od 81,6 do 208,8 mg/l w zależności od stanu wody, przy małej ilości zawiesiny. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wahało się w dość obszernych granicach od 0,11 do 7,00 mg/l O_2. Największe wartości średnie przypadają na stanowisku 15 i 16, na pozostałych zaś stanowiskach wartości średnie BZT_5 wynosiły nieco poniżej lub powyżej 2,0 mg/l O_2.

Dopływy rzeki Soły poza Koszarawą prowadzącą znaczne ilości wody czystej stanowią potoki o charakterze górskim niosące małe ilości wody czystej

http://rcin.org.pl

Tabela II

Własności fizyczno-chemiczne wody dopływów rzeki Soły

Oznaczenia / Stanowisko			11 – rzeka Koszarawa przy ujściu		14 – rzeka Żylica przy ujściu		Rzeka Pisarzówka przy ujściu 5. II. 55 r.
			w miesiącu IX.1955	średnia w r. 1955	w miesiącu IX.1955	średnia w r. 1955	
t° powietrza		°C	20,5	—	25,5	—	5,5
t° wody		°C	18,0	—	20,0	—	3,0
Barwa		mg/l Pt	10	13	9	14	15
Zapach			0	0	0	1 G	0
Mętność		mg/l SiO_2	20	18	20	21	15
Odczyn		*pH*	7,3	7,12	7,45	7,4	7,15
Tlen rozpuszczony		mg/l O_2	7,8	11,2	9,2	10,1	12,8
% nasycenia tlenem			86,2	98,0	105,3	100,1	102,2
Tlen biochemiczny (BZT_5)		mg/l O_2	1,0	1,4	1,9	5,3	2,2
Utlenialność		mg/l O_2	0,16	1,4	1,28	3,2	2,9
Zagniwalność		godz	nie zagn.	nie zagn.	nie zagn.	nie zagn.	nie zagn.
Siarczany		mg/l SO_4	14,5	14,1	20,6	19,9	33,1
Sucha pozostałość	og. ilość	mg/l	127,2	102,5	142,2	165,3	168,4
	cz. lotne	mg/l	64,8	42,8	71,0	73,0	59,8
	cz. stałe	mg/l	62,4	59,8	71,2	92,5	108,6
Części rozpuszczone	og. ilość	mg/l	127,2	99,9	136,8	161,0	165,6
	cz. lotne	mg/l	64,8	42,3	68,0	70,5	59,2
	cz. stałe	mg/l	62,4	57,8	68,8	91,5	106,4
Zawiesiny	og. ilość	mg/l	ślady	2,7	5,4	3,3	2,8
	cz. lotne	mg/l	„	0,3	3,0	2,3	0,6
	cz. stałe	mg/l	„	2,2	2,4	1,1	2,2
Azot	amoniakalny	mg/l N	0,0	ślady	0,02	0,21	0,02
	azotynowy	mg/l N	0,005	0,005	0,050	0,021	0,002
	azotanowy	mg/l N	0,04	0,21	0,08	0,15	0,42
Chlorki		mg/l Cl	4,3	3,0	17,7	34,1	12,4
Żelazo ogólne		mg/l Fe	0,05	0,20	n.w.	0,04	1,0
Twardość ogólna		°niem.	3,8	3,2	3,3	3,1	6,1
Twardość węglanowa		°niem.	4,5	3,5	4,2	3,3	4,5
Twardość niewęglanowa		°niem.	—	0,1	—	0,2	1,6
Dwutlenek węgla wolny		mg/l CO_2	n.w.	1,2	2,0	2,8	3,4
Dwutlenek węgla agresywny		mg/l CO_2	—	0,8	0,6	1,2	1,9
Alkaliczność ml n-NaOH w litrze			1,6	1,25	1,5	1,2	1,6

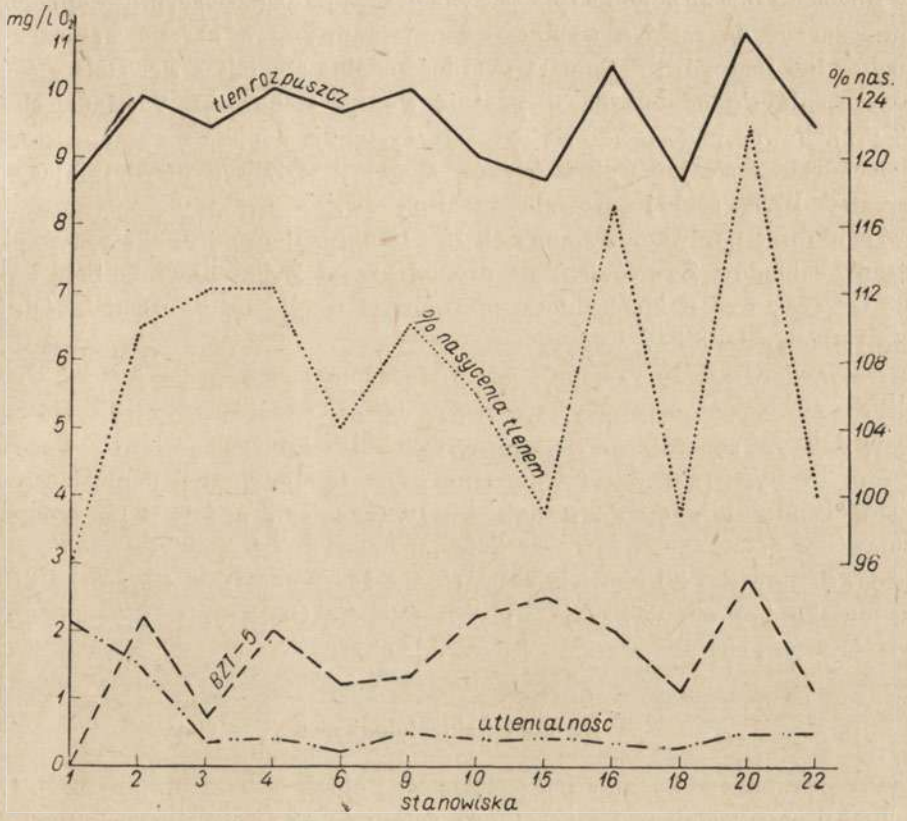
http://rcin.org.pl

Wykaz planktonu rzeki Soły we wrześniu 1955 r.

Nazwa i numer stanowiska	Soła w Ujsołach powyżej tartaku	Soła w Milówce powyżej ujścia ścieków z papierni	Soła w Milówce 100 m poniżej ujścia ścieków z papierni	Soła w Węgierskiej Górce powyżej ujścia ścieków z Zakł. Metalurg.	Młynówka w Węgierskiej Górce poniżej ścieków Zakł. Metalurg.	Soła w Węgierskiej Górce poniżej ujścia ścieków z Zakł. Met.	Soła w Radziechowym -- Wieprzu koło mostu	Soła powyżej ujścia Młynówki w Żywcu	Soła powyżej ujścia ścieków z futrzarni	Soła 500 m poniżej ujścia ścieków z futrzarni	Soła w Tresnej koło mostu	Zbiornik na Sole w Międzybrodziu	Soła w Czańcu powyżej ujścia ścieków z papierni	Soła w Czańcu 300 m poniżej ujścia ścieków z papierni	Soła koło przystanku P.K.S. Oświęcim -- Monopol	Soła w Oświęciniu poniżej ujścia ścieków z garbarni	Soła — ujście do Wisły
	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13	16	17	18	19	20	21	22
Bacteriaceae n. det. (nitk. żelaziste)					8												
Sphaerotilus natans	2	1			4	2		4	13	25	2	1			1	2	2
Zoogloea								1									
Bacteriaceae n. det. (nitkowate)								2									
Bacteriaceae n. det. (nitkowate, siarkowe)									3	2							
Merismopedia sp.																	1
Tetrachloris inconstans												1			1		
Oscillatoria limosa										1							
Oscillatoria sp.												1					
Phormidium sp.				1	1												
Dyctylococcopsis rhaphidioides								1									
Cyanophyceae n. det.						1											
,, n. det. (nitkowate)							2										
Synedra ulna	4	17	15	42	11	15	10	36	20	30	18	1	5	3	2	3	1
,, *acus*		1	1	1			1	1			1		1			2	
,, sp.							1										
Navicula viridula		1				1		1	1	1	1			1	1		1
,, *cryptocephala*		2															
,, *cuspidata*		1	2	2	5	10	3	4	3	5	8	6	5	8	13	11	9
,, *graćilis*				2	1									1			
,, *hungarica v. capitata*																1	
,, sp. div.	1	1	1				1		3		3		2	4		2	4
Nitzschia dissipata	3	6	6	1	4	6	4	2	9	3	8	1	3	1	8	6	7
,, *Kuetzingiana*	3	3	3	1	3	2	1	1	2		1		1	2	2	1	
,, *acicularis*	1		5	7	7	11	4	1	1	2	3	1	5	3	15	7	13
,, *stagnorum*		1				1						3		1	7	8	7
,, *palea*					1	1										2	2
,, *vermicularis*						1						1					
,, *gracilis*						1											
,, *sublinearis*						1											
,, *sigmoidea*												1					
,, *clausii*												1					
,, *holsatica*														1			
,, *linearis*																	2
,, sp. div.	2	2	1		2	2	1	1	3	2		3	6		5	9	11
Cymbella tumidula	12	9	4	2	2	2	3	6	4	4	3						1
,, *cesatii*	1																
,, *ventricosa*	5	7	11	4	9	11	3	6	9	4	15	1	9	2	8	9	6
,, *lanceolata*			1		1		1	1	1		1						
,, *naviculiformis*						1											
,, *prostrata*								1									
,, sp. div.	9	7	5	3	1	2	8	1	2		2		6	2	2	4	3
Gomphonema olivacum	12	5	7	1	2	5	4	2	1	3	5	1	7	1	6	3	7
,, *parvulum*	1	1															
,, *augustatum v. productum*				1		1							1				
,, *constrictum*									1								
Diatoma vulgare	23	20	22	26	19	13	34	19	14	12	20			6			
,, *hiemale v. mesodon*		2															
Ceratoneis arcus	1		2	1	1		1	1				1			2		
Achnanthes sp. div.	17	6	10	2	3	3	14	3	3	3	3	3	13	7	10	13	7
Cocconeis placentula		1	1		5	5					3			13	6	4	1
Surirella ovata											1						1
,, *biseriata*															1		
,, sp.		2															
Pinnularia sp.		2														1	
Caloneis sp.			1														
Neidium sp.						1							2		2		
Fragilaria crotonensis							3										
Amphora ovalis								1									
Meridion circulare													1				
Gomphonema sp.					1			1									
Gyrosigma acuminatum														1			
Gyrosigma scalproides															1		
Melosira varians																2	2
Diatomeae n. det. sp. div.	1												1				
Melosira italica					6												
Eudorina elegans																1	
Pandorina morum												1					1
Peridinium sp.												1	1	2			
Dinobryon divergens												58	10	15	2	2	1
Euglena spirogyra														1			
,, sp.												1	2	6	1		2
Trachelomonas sp.									1			1	4				
,, *hispida*												6	10	2	2		1
,, *volvocina*														11		2	1
Phacus longicauda														1			
,, sp.												1					
Phytoflagellatae n. det.	2	1					1		1				4				1
Spirogyra sp.									1		1						
Cosmarium Botrytis		1	1	1	1			1							1		
Closterium sp.				1													
Crucigenia rectangularis																2	
Ankistrodesmus falcatus									1								
Scenedesmus quadricauda									1			1		1	1		
,, *acuminatus*														1			
Ulothrix sp.																	1
Chantrasia chalybea														1			
Stigeoclonium sp.											1						1
Chlorophyceae n. det. (nitkowate)			1					1	1				1				
Infusoria n. det. sp. div.					2	1			1	1		2		2		1	2
Vorticella sp.										1							
Zooflagellatae n. det.										1							
Rotatoria n. det.				1												1	
Anuraea cochlearis												1				1	
Polyarthra platyptera																	1
Nematodes n. det.								1									

http://rcin.org.pl

i chemicznego wpływu na rzekę Sołę nie wywierają. Wyjątek stanowi tu rzeka Żylica, nad którą położone są Łodygowickie Zakłady Garbarskie. Zakłady te odprowadzające ścieki częściowo tylko oczyszczone, wpływają okresami w znacznym stopniu na zanieczyszczenie Żylicy. Woda rzeczna pod ich wpływem przybiera charakterystyczny zapach garbarski, jej biochemiczne zapotrzebowanie tlenu wahało się od 1,9 do 7,4 mg/l O_2, utlenialność zaś wynosiła 1,28 —



Rys. 7. Tlen rozp., % nasycenia tlenem, BZT-5, utlenialność wody rzeki Soły we wrześniu 1955 r.

4,31 mg/l O_2. Rzeka Żylica zatem z uwagi na swój skład chemiczny może stanowić dodatkowe źródło zanieczyszczenia rzeki Soły poniżej Żywca. Stanowiska 1 i 2 charakteryzują się małą zawartością azotu, śladami żelaza i chlorków, dużym procentem nasycenia tlenem, co wskazuje na wody czyste. Jednak biochemiczne zapotrzebowanie tlenu i utlenialność, co oczywiście uwidacznia się i na stanowisku 3, przyjmują duże wartości. Tłumaczyć to należy obecnością położonych w pobliżu osiedli, z których przedostają się do odbiorników ścieki bytowe. Największe wartości BZT_5 i utlenialności występują tu w okresach zimowych (luty, grudzień), gdy zdolność samooczyszczania się maleje

http://rcin.org.pl

(niska temperatura) oraz w czerwcu. Na stanowisku 4, a jeszcze wyraźniej na 6, wartości biochemicznego zapotrzebowania tlenu znacznie zmniejszają się. Świadczy to z jednej strony o dużej zdolności samooczyszczania się rzeki Soły, a z drugiej, że nie odczuwa się w zasadzie wpływu ścieków z papierni w Milówce. Bilans azotowy nie ulega prawie zmianie, a chlorki wzrastają do wartości średniej około 5 mg/l Cl.

Równocześnie na odcinku tym zaczyna pokazywać się żelazo, prawdopodobnie wprowadzane do rzeki z wypłuczynami terenowymi w okresie wzmożonych opadów lub roztopów, natomiast twardość ogólna zmniejsza się. Dalsze samooczyszczanie się odbiornika uwydatnia się na stanowisku 9 (Radziechowy Wieprz). Pewne pogorszenie się sytuacji występuje dopiero na stanowisku 10, gdzie odczuwa się już wpływ ścieków Browaru w Żywcu uwydatniający się wzrostem BZT_5, suchej pozostałości i azotynów.

Dwukrotne porównanie stanowisk 13 i 15 obrazujące z jednej strony wpływ ścieków zakładów Żywieckich, a z drugiej i rzeki Żylicy na rzekę Sołę wykazało wyraźny wzrost biochemicznego zapotrzebowania tlenu, utlenialności, jak i wszystkich składników wody.

Na stanowisku 16 (Tresna), gdzie wyraźnie odczuwa się jeszcze wpływ ścieków żywieckich, zauważyć już można znaczne samooczyszczenie się Soły.

W dalszym swym biegu Soła przepływa przez sztuczne jezioro w Porąbce. Jezioro to wywiera dodatni wpływ na czystość wody rzeki poniżej zapory. Skład chemiczny wody na stanowisku 18 (Czaniec), podobny do wody na stanowisku 4, wykazuje, że rzeka Soła „przetrawiła" już niesione zanieczyszczenia. Stanowisko 20 niewiele różni się od 18. Woda rzeki Soły przy ujściu (stanowisko 22) nie wykazuje wpływu ścieków Oświęcimia, nie odbiegając zbytnio swym charakterem od górnego odcinka rzeki.

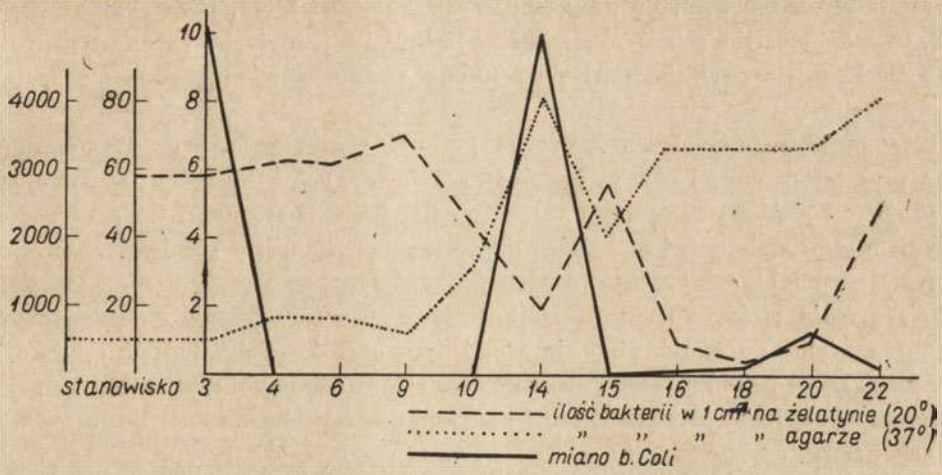
Badania bakteriologiczne

Przeprowadzone badania bakteriologiczne objęły oznaczenia miana b. Coli ogólnej liczby kolonii w 1 ml wody na żelatynie po 48 godzinach w temperaturze 20° C oraz ogólnej liczby kolonii w 1 ml wody na agarze po 24 godzinach w temperaturze 37° C. Miano b. Coli wzdłuż rzeki Soły wahało się w dość dużych granicach od 0,01 do 12. Najwyższe miano b. Coli było w górnym biegu Soły , najniższe w rejonie miasta Żywca. Największy dopływ Soły — rzeka Koszarawa wykazała miano b. Coli 0,1.

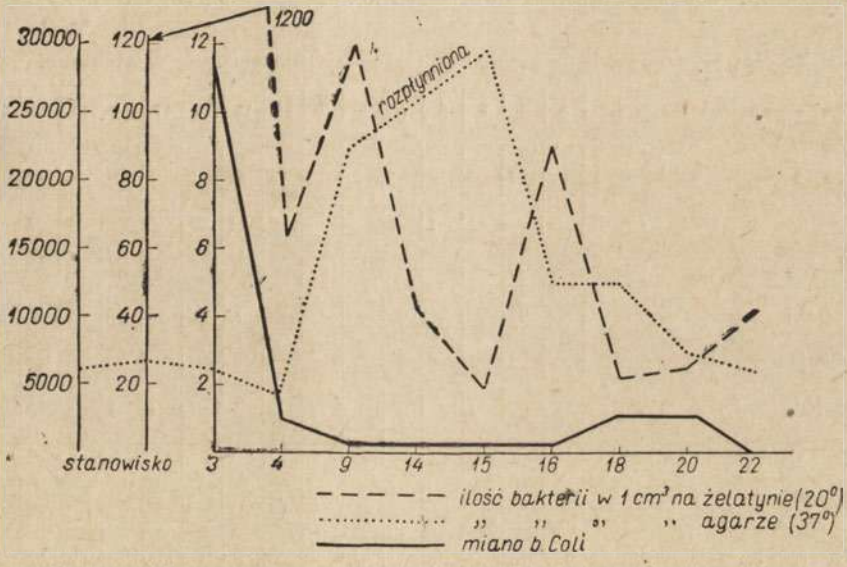
Badania ilości kolonii w 1 ml wody (na żelatynie 4 — 1200, na agarze 500 — 30 000) wykazały stosunkowo duże wahania.

Jak wynika z przytoczonych badań bakteriologicznych, rzeka Soła wykazuje na ogół duże wahania w stopniu zanieczyszczenia od wód bardzo czystych do silnie zanieczyszczonych. Największe zanieczyszczenie przypada na odcinek Soły od punktu 10 do 16.

http://rcin.org.pl



Rys. 8. Dane bakteriologiczne wg badań w listopadzie 1955 r.



Rys. 9. Dane bakteriologiczne wg badań w grudniu 1955 r.

Badania biologiczne Soły

Za podstawę badań przyjęto okres wrześniowy uwzględniając równocześnie jako uzupełnienie powyższych stosunków stosunki biologiczne Soły również w innych miesiącach. Tablice IV i VI ilustrują stosunki biocenotyczne panujące w Sole we wrześniu 1955 roku. I tak w planktonie Soły znaleziono wówczas 96 jednostek systematycznych żywych organizmów, z czego 5 form

http://rcin.org.pl

przypada na bakterie, 84 na rośliny oraz 7 na zwierzęta. Bezwzględną przewagę wśród roślin miały okrzemki w liczbie 54 jednostek systematycznych.

W bentosie znaleziono 21 form fauny makroskopowej z przewagą jętek w liczbie 12 form.

W planktonie Soły wyodrębniono gatunki charakterystyczne występujące na przestrzeni całego okresu badań lub w niektórych miesiącach, wykazujące jednak ciągłość występowania tak w czasie, jak i w stosunku do poszczególnych stanowisk badanej rzeki. Bezwzględną przewagę miały tu również okrzemki. Najbardziej typowymi były następujące gatunki:

Navicula viridula (Kütz.). Najliczniej wystąpiła w czerwcu, przy czym bardzo nielicznie znajdowano ją w górnym odcinku Soły (powyżej Żywca), poniżej Żywca zaś liczniej. Pozostaje to najprawdopodobniej w związku z jej wymaganiami ekologicznymi, nie występuje ona bowiem na ogół licznie w wodach bardzo czystych.

Navicula cuspidata (Kütz.). Znajdowana przez cały okres badań, najliczniej w lutym, wrześniu i listopadzie. Według L i e b m a n n a (1951) maksimum występowania tej okrzemki wypada w zimie.

T a b e l a IV

Procent występowania poszczególnych grup systematycznych w planktonie

Numer stanowiska	3	4	5	6	8	9	10	12	13	16	17	18	19	20	21	22
Bakterie	2	1			2		7	16	27	2	1			1	2	2
Sinice				1	1	2	1		1		2			1		1
Wiciowce roślinne	2	1				1		2			69	31	38	5	5	7
Okrzemki	96	97	98	96	96	97	89	77	69	96	24	68	57	91	88	85
Sprzężnice		1	1	2			1	1		1				1		
Zielenice			1				1	3		1	1	1	3	1	2	2
Wiciowce zwierzęce									1							
Wymoczki					1			1	2		2		2		1	2
Nicienie							1									
Wrotki				1							1				2	1
Bakterie	2	1			2		7	16	27	2	1			1	2	2
Glony	98	99	100	99	97	100	92	83	70	98	96	100	98	99	95	95
Zwierzęta				1	1		1	1	3		3		2		3	3

Nitzschia acicularis (W.Sm.). Najliczniej wystąpiła w czerwcu i wrześniu.

Gomphonema olivaceum (Kütz.). Liczna przez cały okres badań, nieraz bardzo liczna lub nawet występująca masowo. Największą jej ilość znaleziono

http://rcin.org.pl

w marcu i kwietniu. Według Liebmanna (1951) jest ona we wszystkich porach roku rozpowszechniona.

Diatoma vulgare (Bory). Znajdowana również licznie przez cały okres badań, często bardzo licznie i czasem masowo. Maksymalna jej ilość przypada na marzec i kwiecień. Według Liebmanna maksymalny jej rozwój odbywa się w środowisku przy *pH* około 7,8 i około 0,1 do 0,2 mg/l Fe_2O_3.

Meridion circulare (Ag.). Znajdowano dość licznie od lutego do maja, w czerwcu okrzemka ta stopniowo zanikała. We wrześniu i listopadzie stwierdzono prawie zupełny jej brak. Liebmann opisuje tę okrzemkę jako występującą we wszystkich porach roku, najliczniej zaś na wiosnę.

Synedra ulna (Ehr,). Znajdowana przez cały okres badań, najliczniej we wrześniu. Według Liebmanna jest ona rozpowszechniona we wszystkich porach roku.

Cymbella tumidula (Grun.). Liczna tylko we wrześniu.

Cymbella ventricosa (Kütz.). Występowała przez cały okres badań, najliczniej we wrześniu. Według Liebmanna rozpowszechniona we wszystkich porach roku.

Ceratoneis arcus (Kütz.). Typowa górska forma, znajdowana licznie lub bardzo licznie przez cały okres badań. Maksimum występowania przypadało w maju.

Inne typowo górskie okrzemki, jak np. *Cymbella Cesati* (Grun.) i *Diatoma hiemale* v. *mesodon* (Ehr.) znajdowano nielicznie i brak było ciągłości w ich występowaniu na poszczególnych stanowiskach jak i w czasie. Charakterystykę więc planktonu Soły jako rzeki o charakterze górskim należy oprzeć przede wszystkim na okrzemce *Ceratoneis arcus* (Kütz.), którą uważa się za typowy organizm wód górskich. Świadczy o tym również obumieranie i zanikanie jej np. w Wiśle po zmieszaniu się z nią wody Soły (Starmach 1938).

Cocconeis placentula (Ehr.). Znajdowana przez cały okres badań najliczniej we wrześniu.

Spośród charakterystycznych wiciowców roślinnych należy wymienić:

Trachelomonas volvocina (Ehr.) Gatunek ten wystąpił licznie w marcu i kwietniu. Rozwija się on intensywnie zwłaszcza w okresie wiosennym.

Trachelomonas hispida (Stein.). Wiciowiec ten wystąpił w Porąbce (w zbiorniku na Sole) i w Sole poniżej zbiornika, we wrześniu licznie, w listopadzie nielicznie. Powyżej zbiornika trafiał się pojedynczo i przypadkowo na innych stanowiskach.

Dinobryon divergens Imh. Wskaźnik czystej wody, organizm planktonowy, występował we wrześniu w zbiorniku w Porąbce w liczbie masowej oraz licznie i nielicznie w Sole poniżej tego zbiornika.

Spośród zielenic rzędu *Protococcales* znaleziono glon *Scenedesmus quadricauda* (Bréb.). Występował on bardzo nielicznie w różnych okresach w dolnym

http://rcin.org.pl

odcinku Soły. Obecność natomiast tego glonu w górnym odcinku od wsi Ujsoły do Żywca można uważać za przypadkową. Znaleziono go bowiem jednorazowo na stanowisku w Milówce.

Poza wyżej opisanymi glonami charakterystyczna była również bakteria *Sphaerotilus natans* Kütz. znajdowana przez cały okres badań w całej Sole, pojedynczo na jej czystych odcinkach, licznie zaś w miejscach zanieczyszczonych ściekami z Żywca.

Tabela V

Wykaz organizmów bentosu (wrzesień 1955 r.)

Numer stanowiska	3	4	5	6	8	9	10	12	13	16	18	19	20	22
Planaria gonocephala	4	1												
Hirudinea n. det.													1	
Ancylus fluviatilis					2					2				
Simulium sp.					2							4		
Chironomidae (larwy zielone)			1			1		1						
Anabolia sp.		3	3	3										
Agapetus sq.						2								
Trichoptera n. det.	4	5	5	5	3	4	3	1	1			1		2
Plecoptera n. det.			2			2				2				
Potamanthus luteus										2				
Heptagenia sp.												2		
Ecdyonurus insignis	2	3		2		3				2	2	2	2	3
„ *fluminum*	3	2								2	2			3
Oligoneuria rhenana			2											
Baetis carpatica	2													
„ *rhodani*	4	4	4	4	2	3	3				3		4	
„ sp.	2		2				2							
Choroterpes picteti													1	
Ephemerella ignita			2				2							
Caenis macrura							2					2		
Ephemeroptera n. det.							2			1	2	2	1	3

Cyfry na tablicy oznaczają ilości poszczególnych form bentosu w stopniach szacowania na odpowiednich stanowiskach: 1 — oznacza bardzo nielicznie, 2 — nielicznie, 3 — licznie, 4 — bardzo licznie, 5 — masowo.

http://rcin.org.pl

Zwierzęta stanowiły wszędzie nieliczną grupę organizmów. Stosunki te jednak nie są tutaj całkiem wyraźne, zwłaszcza w wodzie zanieczyszczonej ściekami, gdyż musiały zostać zniszczone pierwotniaki przez formalinę dodaną do próbek w celu ich zakonserwowania.

W bentosie w największej ilości i najczęściej znajdowano larwy chruścików oraz larwy jętek typowo reofilnych oligosaprobiontów, charakterystycznych dla wód górskich, jak:

Ecdyonurus fluminum (Pictet). Liebmann pisze o tym gatunku jako nadzwyczaj czułym na zanieczyszczenia wody oraz występującym w wodach szybko płynących. Gatunek ten jest ściśle związany z bardzo dużą ilością tlenu w wodzie. Najliczniej znajdowany w Sole od maja do września, zanikał w listopadzie, w lutym, marcu i kwietniu występował tylko przypadkowo. Larwa ta jest szeroko rozpowszechniona od lipca do września.

Ecdyonurus insignis (Etn.). Również forma górskich wód, znaleziona licznie tylko we wrześniu na całej długości Soły.

Ephemera ignita (Poda). Znaleziona licznie w czerwcu. Według Mikulskiego 1936 pojawia się od maja do sierpnia w rzekach i potokach górskich.

Baetis rhodani (Pictet). Licznie lub bardzo licznie znaleziona we wrześniu. Żyje w czystych potokach i rzekach. Pojawia się od maja do października (Mikulski 1936).

Należy również zwrócić uwagę na wirka *Planaria gonocephala* (Duges), przedstawiciela bardzo czystych wód górskich, którego znajdowano licznie lub bardzo licznie w Ujsołach. Znaleziono go również pojedynczo na stanowisku powyżej ujścia ścieków papierni w Milówce. *Planaria gonocephala* żyje w zimnych górskich potokach i w źródłach i jest reliktem epoki lodowcowej. Żyje tylko w bardzo czystej wodzie i unika nawet najmniejszych zanieczyszczeń.

Drugim bardzo charakterystycznym faktem było jednorazowe masowe pojawienie się złotowiciowca *Hydrurus foetidus* (Kirchner) w Sole, poniżej ujścia ścieków z papierni w Milówce na stanowisku 5 w miesiącu marcu. Organizm ten jest wskaźnikiem w zasadzie czystej i zimnej wody, występuje zatem masowo tylko w chłodnych porach roku.

Zanieczyszczenia Soły i zróżnicowanie jej biocenozy

Odcinek Soły od stanowiska 4 do stanowiska 9 w Radziechowym Wieprzu posiada bogatą faunę denną (tab. III), zwłaszcza w swej górnej partii do Węgierskiej Górki, składającą się z form wód czystych. Fauna ta stanowi zasadniczy pokarm ryb łososiowatych. Z uwagi na to, że makroskopowe formy denne są najlepszym wykładnikiem stałości czynników ekologicznych rzeki, skład żywych form na omawianym odcinku rzeki Soły wskazuje na niczym nie zakłóconą równowagę biologiczną. Podobne stosunki mamy i w planktonie.

http://rcin.org.pl

Minimalna ilość bakterii w świetle składu biocenozy rzecznej nie może mieć w tym wypadku żadnego znaczenia wskaźnikowego.

Na stanowisku 5 w Milówce, 100 m poniżej ujścia ścieków z papierni, znaleziono, jak już opisano — wiciowca *Hydrurus foetidus* w masowym rozwoju, będącego wskaźnikiem zimnej i dość czystej wody. Wiciowiec ten pokrywał dosłownie dno rzeki na dużej przestrzeni, co wskazywałoby na nieszkodliwość ścieków z papierni. W Młynówce prowadzącej ścieki z Zakładów Metalurgicznych w Węgierskiej Górce znaleziono w planktonie 8% bakterii żelazistych, co świadczyć może o pewnej zawartości żelaza w ściekach z tych zakładów. Woda Młynówki wykazywała prawie całkowitą mineralizację materii organicznej, nie może więc ona wywierać szkodliwego wpływu na rzekę Sołę, z uwagi zaś na małą ilość niesionej wody nie powinna powodować „zażelazienia" tej rzeki. W odległości ok. 20 m poniżej ujścia Młynówki do Soły wpada do niej bytowy ściek płynący wzdłuż jej prawego brzegu wąską ok. 1 m strugą, który miesza się stopniowo z wodą rzeki Soły. Stwierdzono kilkakrotnie w odległości 80 metrów poniżej ujścia tego ścieku zupełnie normalny stan fauny dennej w Sole, co świadczyłoby o tym, że zarówno ściek bytowy, jak i Młynówka nie wywierają szkodliwego wpływu na rzekę Sołę. Fauna denna po przejściu szkodliwej fali ściekowej pozostawia bowiem na długo po sobie ślady w postaci martwych osobników, jest wyraźnie przetrzebiona lub całkiem unicestwiona, a tego rodzaju objawów nigdy w omawianym punkcie nie zauważono.

Plankton całkowicie potwierdza wnioski wyciągnięte ze stanu bentosu. Idąc dalej w dół rzeki na stanowisku 10, tj. powyżej Młynówki w Żywcu, daje się zauważyć eutrofizacja rzeki. Wskazuje na to wzrost ilości organizmów wód zanieczyszczonych w liczbie 8 %, indeks Gabriela wynoszący w tym miejscu 3,33 — III oraz skład mikrobentosu, w którym znaleziono bakterie *Sphaerotilus natans* i występujące bardzo licznie zwierzęce wiciowce. Równocześnie jednak bardzo licznie lub masowo występują pewne gatunki okrzemek, co wskazuje na stosunkowo niezbyt duże zanieczyszczenie strefy przydennej rzeki. Bogaty skład makrofauny dennej świadczy o obecności dostatecznej ilości tlenu w wodzie oraz o braku toksyczności ścieków browaru, wpadających do Soły ok. 3 km powyżej miasta Żywca. Charakter Soły na stanowisku 10 można więc określić jako betamezosaprobowy. Szkodliwość ścieków browaru ma odmienny aspekt, dotyczy bowiem głównie papierni w Żywcu, która pobiera wodę z Soły do celów przemysłowych. Ścieki browaru wywołują bowiem rozwój organizmów ściekowych, które odrywane od podłoża prądem wody, płyną w postaci kłaczków i dostają się do urządzeń fabrycznych, powodując ich zanieczyszczanie. Tuż poniżej stanowiska 10 znajduje się Młynówka odprowadzająca na lewym brzegu Soły ścieki z papierni w Żywcu, u jej wylotu zaś wpadają również ścieki z garbarni, na prawym natomiast brzegu, jak uprzednio podano, znajduje się dopływ Koszarawy. Rzeka ta daje duży „zastrzyk" bardzo czystej wody, przy czym dopiero w odległości ok. 2 km poniżej sta-

http://rcin.org.pl

Tabela VI

Wskaźniki zanieczyszczenia w planktonie

Numer stanowiska	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	16	17	18	19	20	21	22
Poli i alfa — mezosaproby w %	2	1	0	0	6	3	0	8	2	17	30	4	2	3	0	2	1	3	4
Biologiczny indeks według metody Gabriela	12 II						10 III	3.33 III		1.33 III	0,95 III		5.20 III						
Stopień zanieczyszczenia według systemu saprobów	0	0	0	0	beta 0	0	0	beta	0	alfa beta	alfa	beta 0	0	0	0	0	0	beta	beta 0
Trypton: Cząstki mułu	3	3	3	3	3	3	3	4	3	4	4	4	4	3	3	4	4	5	4
Szczątki roślin	2	2	1	2	2	2	3	3	2	2	3	2	3	2	3	3	3	2	3
Włókna celulozy										3	2								
Cząstki z garbarni										5	5	3	1						
Piasek	1	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	2	1	1	2	2	2	2
Węgiel						2	2	3	1		3		2						
Trypton różny	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

W rubryce Stopień zanieczyszczenia wg systemu saprobów — O oznacza zanieczyszczenie w stopniu oligosaprobowym, Beta — 0 — w stopniu beta-mezo do oligosaprobowego. Beta — w stopniu beta-mezosaprobowym. Alfa-beta-alfa do beta mezosaprobowego. Alfa — w stopniu alfa-mezosaprobowym.

W rubryce Trypton cyfry oznaczają ilości składników tryptonu na poszczególnych stanowiskach w stopniach szacowania od 1 do 5, jak w tabeli V.

http://rcin.org.pl

nowiska 10, ściśle biorąc poniżej ujścia ścieków futrzarni, jest dokładnie wymieszana z Sołą. Do tego punktu prawym brzegiem Soły płynie czysta woda Koszarawy, jakby zwężającym się klinem, który stopniowo w miarę mieszania się wód obu rzek — zanika. Analizy prób pobieranych na stanowisku 11, tj. z ujścia Koszarawy, stwierdziły bardzo czystą wodę. Na stanowisku 12, tj. lewym brzegu Soły, powyżej ujścia ścieków z futrzarni w Żywcu, w odległości ok. 1,5 km poniżej ujścia Młynówki prowadzącej ścieki z papierni i poniżej ścieków garbarni, widać już poważne zmiany. Plankton wykazuje tu 17 % poli- i alfa-mezosaprobów (w tab. VI podano organizmy poli i alfa-mezosaprobowe razem w procentach występowania), indeks biologiczny Gabriela wyniósł 1,33 — III.

Stwierdzono również katastrofalny zanik oligosaprobnej fauny dennej, świadczący o kompletnym wytruciu i wyniszczeniu tych organizmów. W okresie badań zjawisko to miało charakter stały. Potwierdzają to wyniki badań również z innych miesięcy. Dno rzeki jest tu formalnie pokryte osadami zanieczyszczeń z garbarni, a więc cząstkami skóry, mięsa, włosami itp. W mikrobentosie zauważono bardzo dużą ilość martwych okrzemek. Interpretacja analiz ze stanowiska 12 wskazuje zatem na wybitnie szkodliwe działanie ścieków garbarni. Znajdowano również włókna celulozy pochodzące z papierni (tab. VI), nie tworzyły one jednak nigdzie na dnie rzeki lub przedmiotach wyraźnych osadów. Z komisyjnych badań przeprowadzonych w papierni w Żywcu przez Zakład Badawczy Ochrony Wód przed Zanieczyszczeniem w Krakowie wynika, że fabryka ta nie posiada w swoich ściekach żadnych związków toksycznych, a ilość włókien celulozy odprowadzanych do Soły nie jest również specjalnie szkodliwa.

Na podstawie przeprowadzonych badań hydrochemicznych oraz analizy procesów technologicznych opartych na użyciu roślinnych garbników można by przyjąć, że ścieki garbarni w Żywcu nie powinny zawierać trujących związków. Niskie, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu jednak — jak to wykazały badania hydrochemiczne — nie odpowiada stopniowi zanieczyszczenia alfa do betamezosaprobowego. Można przypuszczać, że ścieki garbarni wpływają hamująco na procesy gnicia w Sole, powodując przez rozpuszczenie w wodzie oraz osiadanie na dnie różnych substancji intoksykację w tej rzece, w planktonie wyraźną regresję organizmów wód czystych na korzyść wskaźników zanieczyszczenia oraz katastrofalny stan fauny dennej, co również jest dowodem wytrucia, wreszcie zmieniają w sposób wysoce niekorzystny konfigurację dna rzeki z punktu widzenia wartości biologicznej siedliska makrofauny dennej i obniżają stopień czystości wody o dalsze pół stopnia systemu saprobów w porównaniu ze stanowiskiem 10. Sama ocena makroskopowa tej strefy „wyniszczenia" może już być wystarczającym dowodem złego stanu rzeki. Często woda zmienia swą barwę na czerwonawą lub ciemnoczerwoną i niesie wielką ilość piany powstałej z koloidalnej zawiesiny ścieków garbarni. Ostry i typowy zapach ścieków garbarskich daje się odczuć już z pewnej odległości od rzeki

http://rcin.org.pl

i stan powyższy można zatem nazwać wybitnie antysanitarnym, zwłaszcza że stosunki te panują w samym środku miasta Żywca. Ścieki garbarni mogą być również niebezpieczne w pewnych wypadkach przez możliwość rozprzestrzenienia choroby zakaźnej wąglika wśród zwierząt trawożernych, jak i ludzi. W skórach mogą przypadkowo znajdować się zarodniki *Bacillus anthracis*, nadzwyczaj odporne tak na substancje garbujące, jak i na wszelkie zewnętrzne wpływy. Zarodniki te przenoszone z wodą i wypłukanym szlamem na łąki lub też wprost pobrane z wodą przez ludzi lub zwierzęta mogą wywoływać groźną chorobę. Wypadki tego rodzaju były w swoim czasie bardzo częste w Niemczech, jak to podaje Handbuch der Lebens-Mittel Chemie, 1939.

Na stanowisku 13—500 m poniżej ścieków futrzarni, następuje dalsze pogorszenie warunków biologicznych i higieniczno-sanitarnych. Pomimo wymieszania już w tym miejscu zanieczyszczonej Soły z czystą wodą Koszarawy nie tylko nie widać poprawy, lecz przeciwnie, dalsze pogorszenie. Obraz dna, makro i mikrobentosu jest podobny jak na stanowisku 12. W planktonie daje się zauważyć dalszy wzrost procentu organizmów saprofilnych do 30 % (tab. VI), indeks Gabriela zaś spada aż do 0,95 — III. Następuje wybitne zmniejszenie się ilości gatunków z przeszło 20 na poprzednich stanowiskach do 11 na stanowisku 13, co świadczy o bardzo znacznym zanieczyszczeniu rzeki (P r z y ł ę c k i 1955, Kryteria Dołgowa). W tryptonie znajdują się cząstki z garbarni w liczbie masowej (tab. VI). Na uwagę zasługuje również obecność w rzece Sole na stanowiskach począwszy od stanowiska 10, to jest od pierwszego punktu zanieczyszczenia Soły ściekami browaru, cząstek mułu w bardzo dużej ilości, podczas gdy do stanowiska 10, jak to widać z przytoczonej tablicy, cząstki mułu były mniej liczne. Na omawianym 13 stanowisku, podobnie jak na stanowisku 12, widać w sestonie masową ilość cząstek z garbarni. Makrofauna denna, podobnie jak na poprzednim stanowisku, jest w stanie prawie zupełnego zaniku. Wykrycie pojedynczych larw chruścików nie ma tu żadnego znaczenia. Mamy więc w dalszym ciągu azoiczną strefę denną w sensie części biocenozy rzecznej, obejmującej makrofaunę dna. Stopień zanieczyszczenia równa się strefie alfa-mezosaprobowej. Zachodzą tu burzliwe procesy redukcyjne i utleniające, następuje katastrofalna zmiana biocenozy rzecznej, zdolność samooczyszczania rzeki spada około dziesięciokrotnie w porównaniu z siłą samooczyszczania Soły w stanie naturalnym (indeks Gabriela, tab. VI). W tych warunkach można by się spodziewać, że stan „zapalny" rzeki rozciągnie się na znaczną odległość. Przyrodzone własności Soły, jak bystry nurt, duże natlenienie wody spowodowane bardzo nierównomierną powierzchnią dna rzeki, na skutek powstawania różnokierunkowych prądów tubulencyjnych, mających swe źródło w nierównej konfiguracji dna rzecznego, przychodzą tu jednak z pomocą. Czynniki te w swym sumarycznym działaniu w szybkim tempie unicestwiają zanieczyszczenia Soły. Rozdrobnienie na nierównej powierzchni dna grubszych części zawiesiny, rozciągnięcie tryptonu i rozpuszczonych części

http://rcin.org.pl

szybkim nurtem na większe przestrzenie rzeki oraz intensywne natlenienie prowadzą do prawie całkowitej mineralizacji. Rzeka Żylica, choć sama niesie pewną ilość zanieczyszczeń z garbarni w Łodygowicach, jednak na ogół ma wodę czystą i tylko w pewnych momentach stan jej czystości stanowi wyraźne odchylenie od strefy oligosaprobowej. Fauna denna rzeki Żylicy wskazuje na to, że nie występują w niej „uderzenia falowe" ścieków. Po przyjęciu wód Żylicy następuje intensywne samooczyszczanie Soły doprowadzające wody tej rzeki na stanowisku w Tresnej do stanu dobrego, jak to widać z tabel IV, V, VI. Indeks biologiczny Gabriela świadczy jednak o tym, że nie doszła ona jeszcze do swego stanu naturalnego, indeks ten bowiem jest jeszcze dwa razy „gorszy" od indeksu na stanowisku 9 powyżej Żywca.

Na uwagę zasługuje zupełny brak włókien celulozy pochodzących z papierni w Żywcu, podczas gdy cząstki z garbarni lub futrzarni znajdują się tu jeszcze pojedynczo. Należy podkreślić, że w omawianym punkcie stwierdzono duże wahania w stanie zanieczyszczenia rzeki, jak np. w czasie badania listopadowego, kiedy zanieczyszczenie w tym miejscu stanowiło stopień alfa do beta-mezosaprobowy lub w marcu i czerwcu beta-mezosaprobowy. Można przypuszczać, że składa się na to z jednej strony nierównomierność wypuszczania ścieków przez Zakłady Żywieckie, z drugiej zaś różne stany wody w Sole oraz jej temperatury, od których zależy szybkość samooczyszczania rzeki. Podobne wahania obserwujemy i na innych stanowiskach, zwłaszcza na 12 i 13 stanowisku. Co się tyczy stanowiska 16 w Tresnej, to obecność licznej oligosaprobowej fauny dennej nosząca charakter stały pozwala przypuszczać, że poważniejsze zanieczyszczenia mogą do tego miejsca docierać tylko wyjątkowo. Zbiornik na Sole w Międzybrodziu (w Porąbce) według badań wrześniowych (tab. IV, V i VI) posiada wodę oligo-saprobową. Jak wykazuje tab. IV, na tym stanowisku następuje już w porównaniu z poprzednimi stanowiskami wyraźna zmiana w planktonie. Pojawiają się wiciowce roślinne, w przeważnej części formy planktonowe wód stojących, będące wskaźnikami czystej wody, w dalszym jednak biegu rzeki poniżej zapory, w Czańcu, Oświęcimiu oraz przy ujściu Soły do Wisły na około trzydziestokilometrowym odcinku rzeki stopniowo zanikają, na skutek nieodpowiednich warunków ekologicznych. Z tabeli IV widać wyraźnie wielki wpływ jeziora na skład biocenozy Soły, przejawiający się w postaci wielkiego wzrostu ilości wiciowców w rzece Sole poniżej zbiornika.

Na stanowisku 18, 19 i 20 mamy wodę oligosaprobową. Nie widać tam nigdzie ujemnych oznak. Ścieki z papierni w Czańcu nie wywierają żadnego praktycznego wpływu na Sołę. Na stanowisku natomiast 21 poniżej ścieku garbarni w Oświęcimiu daje się już zauważyć pewne zanieczyszczenie w stopniu beta-mezosaprobowym. Czasem w okresach niskiego stanu wody widać w tym miejscu strugę ścieków z garbarni, odcinającą się swym brudnobrązowym kolorem od barwy wody Soły w sąsiedztwie lewego brzegu. Struga ta następnie w odległości

http://rcin.org.pl

ok. 1/2 km zanika na skutek zmieszania z wodą Soły. W razie krytycznie niskiego stanu wody garbarnia mogłaby wywierać szkodliwy wpływ na całej szerokości Soły, lecz na bardzo krótkim odcinku. Stan ten należałby niewątpliwie tylko do wyjątkowych wypadków. Ostatni odcinek rzeki Soły (stanowisko 22) charakteryzuje się dość bogatą fauną denną, świadczącą o stałości korzystnych stosunków ekologicznych.

Procent organizmów wód zanieczyszczonych w planktonie, równający się 4, nie może jeszcze świadczyć o wyraźnym zanieczyszczeniu. Ilość cząstek mułu wyrażająca się stopniem równym 4, jak i na stanowiskach 19 i 20, można tłumaczyć pewną zmianą konfiguracji dna, a więc niewielkim przybytkiem osadów w małych zastoiskach rzecznych. Na stanowisku tym widać jeszcze pewien zanikający już wpływ zbiornika w Porąbce w postaci obecności wiciowców w planktonie. Stopień zanieczyszczenia na tym stanowisku waha się w granicach od betamezo do oligosaprobowego. Należy zaznaczyć, że omówione stosunki hydrobiologiczne w związku z zanieczyszczeniami Soły znajdują swe potwierdzenie w całym okresie badań, z tym że w okresach wyższej temperatury wody zanieczyszczone odcinki rzeki są krótsze w związku z bardziej intensywną pracą „żywego aparatu oczyszczającego", w chłodniejszych zaś okresach dłuższe przez osłabienie tempa samooczyszczania.

Stosunki rybackie

Z punktu widzenia rybackiego rzekę Sołę można podzielić na odcinki pokrywające się z odpowiednimi krainami charakterystycznych gatunków ryb. Tak więc górna partia rzeki od jej początków do ujścia Koszarawy stanowi typową krainę pstrąga potokowego. Prócz tej ryby bardzo licznie bytuje tam strzebla, mniej licznie zaś głowacz i śliz. Podchodzą również do tej krainy brzanka, kleń i świnka. Od ujścia Koszarawy do jeziora w Porąbce znajduje się przejściowa kraina pomiędzy krainą pstrąga i brzanki. Przewodnimi formami są tam kleń i świnka, mniej licznie występuje jelec oraz sporadycznie pstrąg i brzana. Należy podkreślić, że zespół tych ryb jest charakterystyczny dla Soły w tej partii w stanie naturalnym. Ścieki żywieckich zakładów przemysłowych wywołują tu „zwichnięcie" zasadniczej równowagi biologicznej typowej ichtiofauny, zwłaszcza w miejscach bardziej zanieczyszczonych, przez utrudnienie migracji oraz zniszczenie tarlisk i żerowisk. Typowe gatunki mogą więc utrzymywać się tylko w strefie prawobrzeżnej Soły poniżej ujścia Koszarawy, na bardzo małej odległości, oraz dopiero gdzieś w okolicach Tresnej i zbiornika, gdzie jednak również do pewnego stopnia normalne stosunki rybackie są co pewien czas zakłócane. Sam zbiornik w Porąbce jako sztuczne jezioro posiada dość bogatą ichtiofaunę. Przewodnimi formami są: szczupak, karp, okoń, i świnka, które występują tu bardzo licznie. Mniej licznie zaś lin, płotka i leszcz. Poniżej zbiornika aż do ujścia Soły do Wisły znajduje się kraina brzany. Prze-

http://rcin.org.pl

wodnimi formami są: brzana, świnka i kleń. Nielicznie występują: płotka, leszcz, jelec i szczupak. Trafia się nielicznie również pstrąg duży, żyjący w dopływach Soły poniżej Porąbki. Zapora zbiornika w Porąbce nie posiada przepławek. Ryby przedostają się jedynie z nurtem rzeki przez turbiny. Odcinek Soły od Porąbki do ujścia stanowi naturalne tarlisko łososia Salmo salar, jedyne w Polsce poza przyujściowym odcinkiem Skawy. Tarliska tego gatunku znajdują się na Sole koło Bielan, Kęt i Porąbki. Również może on trzeć się i w potoku Puszczy Wielkiej, ale tylko przy wysokim stanie wody, gdyż przy ujściu potoku znajduje się szerokie szutrowisko, które powoduje wypłycenie rzeki, co nieraz uniemożliwia migrację łososia. Gatunek ten dawniej podchodził do Żywca, obecnie jest on bardzo nieliczny i liczy się już tylko na dziesiątki. Do Soły na tarło ciągnie również troć *Salmo trutta*. Do 1946 roku, po wojnie i przed wojną, prowadzono w Sole kampanię na przestrzeni 7 lat, co dało w efekcie tylko 55 tarlaków wagi 355 kg dla akcji uzyskania ikry. Od 1947 roku kampania została zaniechana. Dolny odcinek Soły, jak widać więc, ma wielkie znaczenie przyrodnicze, zwłaszcza jeśli chodzi o zanikający u nas gatunek *Salmo salar*. Niestety Wisła będąca arterią jego migracji jest zanieczyszczona do tego stopnia, że należy się liczyć z zupełnym wyniszczeniem i zanikiem tego cennego gatunku w naszym kraju.

(Przy opisie stosunków rybackich w rzece Sole oparto się na pracy W. K o ł d e r a pt. Zagadnienia łososiowe górnego dorzecza Wisły. Instytut Rybactwa Śródlądowego — Olsztyn.)

Wnioski

Badania rzeki Soły w jej górnej partii, to jest od wsi Rajczy do ujścia ścieków browaru w Żywcu, wykazały niczym nie zakłócony naturalny jej stan. Odcinek ten posiada wodę oligosaprobową i bez żadnych wątpliwości może być zaliczony do kategorii bardzo czystych wód powierzchniowych.

Soła w dolnym jej biegu, od zapory w Porąbce aż do ujścia, posiada wodę również czystą, natomiast odcinek od ujścia ścieków browaru do Tresnej i jeziora w Porąbce podlega miejscami poważnemu zanieczyszczeniu. Szkodliwe są tu głównie ścieki garbarni oraz futrzarni w Żywcu. Powodują one zanik fauny dennej, stanowiącej pokarm ryb, zniszczenie tarlisk i żerowisk na odcinku około 10-kilometrowym, jak również wzrost BZT_5 i ilości pozostałych składników wody w zależności od stanu i temperatury wody oraz zasilenia jej ściekami, których ilość ulega ciągłym wahaniom. Stosunki takie panują na odcinku rzeki Soły od ujścia Koszarawy, mniej więcej w lewej połowie Soły, następnie zasięg zanieczyszczeń w miarę mieszania się wody Soły z Koszarawą rozprzestrzenia się w kierunku horyzontalnym i poniżej ujścia ścieków futrzarni obejmuje już całą szerokość Soły. Należy podkreślić, że tak garbarnia, jak i futrzarnia w Żywcu wpuszczają swe ścieki w stanie tylko częściowo oczyszczonym. Wy-

http://rcin.org.pl

wołuje to prócz szkód natury rybackiej również stan wybitnie antysanitarny w samym mieście Żywcu przez możliwość stworzenia ogniska mogącego być przyczyną chorób.

Prócz ujemnych wpływów praktyczno gospodarskich ścieki wyż. wymienionych zakładów nadają wygląd i stan rzece Sole wprost odrażający przez wydzielanie cuchnącej woni oraz zmianę kolorytu rzeki. Co się tyczy ścieków browaru, to powodują one raczej zeutrofizowanie Soły. Ścieki te wywierają również działanie innej natury. Kłaczki organizmów ściekowych, głównie bakterii *Sphaerotilus natans*, płyną oderwane od podłoża z wodą i zamulają urządzenia fabryczne w fabryce papieru w Żywcu, co utrudnia normalną pracę w tym zakładzie.

Odnośnie samej fabryki papieru w Żywcu, to wpływ jej ścieków na Sołę wyraża się jedynie wprowadzeniem do tej rzeki pewnej ilości włókien celulozy, co nie ma tutaj praktycznego znaczenia. Sumaryczny wpływ wszystkich ścieków żywieckich najostrzej wyraża się w punkcie ok. 500 m poniżej ujścia ścieków futrzarni w Żywcu, dalej na skutek samooczyszczania się rzeki stopniowo zanika i w okolicy Tresnej woda na ogół jest już dobrze lub dość dobrze oczyszczona. Na omawianym odcinku Soły od ujścia ścieków browaru do jeziora w Porąbce w miejscach bardziej zanieczyszczonych następuje zwichnięcie równowagi biologicznej ichtiofauny. Celem określenia omawianej partii rzeki Soły w sensie czystości wody należy podzielić ją na poszczególne odcinki:

a) Odcinek od ujścia ścieków browaru do ujścia Koszarawy można zaliczyć do wód dość czystych.

b) Odcinek od ujścia Młynówki w Żywcu do około 500 m poniżej ujścia ścieków z futrzarni w Żywcu należy podzielić na dwie części, lewobrzeżną — silnie zanieczyszczoną, oraz prawobrzeżną, w której płyną czyste wody Koszarawy, znacznie mniej zanieczyszczoną.

c) Dalszy odcinek do jeziora w Porąbce zaliczyć można do wód względnie czystych.

Pozostaje jeszcze do omówienia jezioro w Porąbce jako odrębny „odcinek Soły", które według danych rybackich oraz badania hydrobiologicznego, jak również według badań chemicznych z 1954 roku, można zaliczyć do kategorii wód czystych. Jezioro to wywiera duży wpływ na Sołę poniżej zapory w Porąbce aż do Wisły w znaczeniu przyrodniczym przez wprowadzanie ze swymi wodami typowych form planktonowych roślinnych wód stojących do biocenozy charakterystycznej dla Soły. Formy te mogą niekiedy stanowić na dość długim odcinku Soły znaczną część jej planktonu.

Pod względem chemicznym jezioro to wpływa dodatnio na skutek samooczyszczania się wody w zbiorniku.

Wpływ ścieków zakładów przemysłowych położonych w dorzeczu rzeki Soły jest niewątpliwie bardzo duży, lecz również i łatwy do opanowania. Wpływ ścieków fekalnych miast i osiedli nieskanalizowanych jest trudny do określenia.

http://rcin.org.pl

Osiedli takich w dorzeczu Soły jest mało, a górski charakter rzeki ze wzmożonymi własnościami samooczyszczania się sprawia, że rzeka łatwo daje sobie radę z zanieczyszczeniami tego rodzaju pochodzenia ścieków.

Osiedla skanalizowane i lecznicze winny zostać wyposażone w odpowiednie oczyszczalnie ścieków. To samo odnosi się do zakładów przemysłowych.

Przy niedużym nakładzie środków sytuację można by opanować do tego stopnia, aby całą Sołę można było zaliczyć do bardzo czystych odbiorników wód powierzchniowych.

Л. Мусял, Л. Туробойски, М. Хобот, В. Лабуз

Исследования над загрязнением реки Солы и ее способностью к самоочищению

Резюме

Физико-химические, гидробиологические и бактериологические исследования реки Солы, проводимые в годовом цикле в лабораториях и на местах, имели целью определить классификацию этой реки, степень загрязнения ее вод и ее способность к самоочищению.

В работе авторы опирались на: физиографические и гидрологические данные, краткую характеристику промышленных заведений, расположенных в бассейне реки Солы, на результаты исследований на местах и в лабораториях, на физико-химические, гидробиологические и бактериологические исследования, представленные описательно в форме таблиц и диаграмм.

Было доказано влияние промышленно-заводских стоков на микро- и макроскопические водные организмы. Влияние выражалось в количественных и качественных изменениях биоценоза реки Солы.

На основании выше приведенных данных было определено влияние промышленных и бытово-хозяйственных стоков на воды Солы, причем было констатировано, что эта река на протяжении отрезка от своих источников вплоть до устья стоков пивоваренного завода в Живце, равно как и на отрезке от плотины в Поромбке до своего впадения в Вислу — катит совершенно чистые воды. Воды отрезка реки Солы, начиная стоком пивоваренного завода в Живце до Тресной обнаруживают различную степень загрязнения; наиболее загрязненным оказывается участок в районе города Живца, ниже выхода стоков изо всех живецких промышленных заведений.

Река Сола, благодаря своему природному характеру и усиленной способности к самоочищению — согласно исследованиям — быстро ликвидирует свои загрязнения, так что миновав плотину в Поромбке, воды реки опять приобретают ту чистоту, которой отличаются воды верхнего отрезка реки.

http://rcin.org.pl

Список рисунков

Рис. 1. Бассейн реки Солы. 1—22— обсервационные станции.
Рис. 2. Сухой остаток, азотистокислые соли и цвет воды реки Солы — средние за 1955 г.
Рис. 3. Сульфаты и хлориды, общая жесткость и щелочность воды реки Солы — средние за 1955 г.
Рис. 4. Содержание кислорода, % насыщения O_2, БПК-5, окисляемость вод р. Солы — средние за 1955 г.
Рис. 5. Сухой остаток, азотистокислые соли и цвет воды реки Солы в сентябре 1955 г.
Рис. 6. Сульфаты и хлориды, общая жесткость и щелочность воды реки Солы в сентябре 1955 г.
Рис. 7. Содержание кислорода, % насыщения O_2, БПК-5, окисляемость вод реки Солы в сентябре 1955 г.
Рис. 8. Бактериологические данные по исследованиям в ноябре 1955 г.
Рис. 9. Бактериологические данные по исследованиям в декабре 1955 г.

Список фотографий

Фото. 1. Река Уйсола в Уйсолах.
Фото. 2. Река Сола в Милювке.
Фото. 3. Река Сола в Тресне.
Фото. 4. Река Сола в Чанце.
Фото. 5. Река Сола — при устье в р. Вислу.

L. Musiał, L. Turoboyski M. Chobot, Wł. Łabuz

Investigations on Contamination of the Soła River and ist Self Purification Capabilities

Summary

Investigations on the Soła River, which included field and laboratory observations, physico-chemical, hydrobiological and bacteriological tests, were carried out in an annual cycle, and were aimed at classifying this river, determining its degree of contamination, and self purification capabilities. The authors based their work on: physiographic and hydrological data, a short characteristic of industrial plants located in the Soła river basin, on results of field and laboratory observations, physicochemical, hydrobiological and bacteriological tests presented descriptively in the form of graphs and tables.

The influence on micro-and macroscopic aquatic organisms of industrial sewage was proved, expressed as quantitative and qualitative biocenotic changes in the river.

On the basis of the above mentioned data, the influence of industrial and municipal sewage on the Soła River was determined, and it was proved that from its sources to the outlet of sewage from the brewery in Żywiec, as well

http://rcin.org.pl

as from the dam in Porąbka to its mouth, the river flows with very pure water. The sector between the outlet of sewage from the brewery in Żywiec to Tresna shows a variable degree of contamination; highest was noted in the vicinity of the town Żywiec below the sewage outlet from the Żywiec plants.

The Soła River, due to its natural character and high self purification capabilities, rapidly liquidates — as has been proved by investigations — all impurities, so that its waters below the dam in Porąbka resemble those of the pure upper course.

List of figures

Fig. 1. Soła river basin. 1—22—Observation stations.

Fig. 2. Dry matter, nitrites and color of Soła river water-average in 1955.

Fig. 3. Sulphides, chlorides, total hardness and alkalinity of Soła river water-averages in 1955.

Fig. 4. Dissolved oxygen, percentage of O_2 saturation, BOD-5, oxydability of Soła river waters — averages in 1955.

Fig. 5. Dry matter, nitrites and color of Soła river waters in September 1955.

Fig. 6. Sulphides, chlorides, total hardness and alkalinity of Soła river waters in September 1955.

Fig. 7. Dissolved oxygen, percentage of O_2 saturation, BOD-5, oxydability of Soła river waters in September 1955.

Fig. 8. Bacteriological data according to investigations conducted in November 1955.

Fig. 9. Bacteriological data according to investigations conducted in December 1955.

Photo 1. Ujsoła River in Ujsoły.

Photo 2. Soła River in Milówka.

Photo 3. Soła River in Tresna.

Photo 4. Soła River in Czaniec.

Photo 5. Soła River at its mouth to the Vistula.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Cabejszek I., Malanowski Z., 1955. Nowe kierunki w biologicznej analizie wody. Gaz, woda i techn-sanitarna. Nr. 12.
2. Haase L. W., 1954. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser. Abwasser und Schlamm Untersuchung.
3. Just, Hermanowicz, 1955. Fizyczne i chemiczne badanie wody do picia i potrzeb gospodarczych.
4. Klut-Olszewski, 1945. Untersuchung des Wassers an Ort u. Stelle.
5. Kołder W., 1955. Zagadnienie łososiowe górnego dorzecza Wisły.
6. Lange B., 1952. Kolorimetrische Analyse.
7. Liebmann H., 1951. Handbuch der Frischwasser und Abwässer Biologie, Bd. I.
8. Mikulski J., 1936. Fauna słodkowodna Polski Z. 15. Jętki Ephemeroptera.
9. Min. Gosp. Komun. 2.IX.1950 r. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Komunalnej.
10. Przyłęcki H., 1954/55. Badanie wody, ścieków, osadów i gazów w zakresie techniki sanitarnej. Cz. I i II.
11. Sierp. 1939. Handbuch der Lebensmittel — Chemie B. VIII. Wasser und Luft.
12. Starmach K., 1938. Badania sestonu górnej Wisły i Białej Przemszy.

http://rcin.org.pl

K. Stangenberg

Letni pokarm płoci (*Rutilus rutilus* L.) z jeziora a-mezotroficznego i dystroficznego

Otrzymano 1.VI.1956 r.

Wstęp i zagadnienie

Płoć stanowi bardzo poważną pozycję w połowach większości jezior Polski podobnie jak i w Niemczech, gdzie Walter (1913) pisze „...so ist er Exportartikel (płoć — przyp. aut.) namentlich für unsere Seenfischer ein Brotfisch ersten Ranges, der in allen Gewässern, die ihm irgend zusagende Bedingungen bieten, aufs eifrigste gepflegt werden sollte". Zatem zupełnie naturalną koniecznością wydaje się poznanie biologii tej ryby.

Wiemy, że płoć zamieszkuje przede wszystkim strefę litoralną jeziora, że wyzyskuje zarówno pokarm roślinny, jak i zwierzęcy (por. Walter, l.c.), jednak brak jeszcze wielu bliższych szczegółów z jej życia. Zapewne dlatego pojawiły się także w literaturze prace o wzroście płoci i jej biologii (Dierżawin 1915, Kułemin 1934, Schilde 1936, Neuhaus 1936, Geyer 1939, Pentelow 1937, Hartley 1947, Żełtienkowa 1949, Stangenberg 1953, Zawisza 1953) i ekologii (M. Stangenberg 1938), gdy uprzednio płoć była szczególnie częstym tematem wyłącznie biometrycznych opracowań badaczy rosyjskich (np. Pravdin, 1915, 1916, 1924, 1927, 1928, 1931, Jakovlew i inni).

W jeziorze z gospodarczego punktu widzenia do najważniejszych zadań należy racjonalne wyzyskanie wszystkich stref zbiornika (strefa pelagiczna, głębinowa i litoralna) oraz taki dobór gatunków ryb, aby pokarm jeziorowy był nie tylko maksymalnie wyzyskany, lecz także aby gatunki bardziej szlachetne były w nim możliwie najbardziej uprzywilejowane. Osiągnięcie tego optimum jest trudne i wymaga bardzo rozległych wiadomości o życiu ryb, a szczególnie o ich pokarmie. Z jednej strony muszą być poznane zmiany, jakie zachodzą w ich wymaganiach w związku ze wzrostem, a z drugiej w związku z różnymi typami zamieszkiwanych przez nie zbiorników.

http://rcin.org.pl

Ostatnio okazało się, co może dotąd nie było w rybactwie wystarczająco uwydatniane, że każde jezioro przedstawia inną indywidualność fizyko-chemiczną, a w związku z tym jest zamieszkane przez różne zespoły roślin i zwierząt, przedstawiając tym samym różne warunki dla życia ryb. Zatem poznanie biologii jakiegoś gatunku ryby dla jeziora typu oligotroficznego nie mówi jeszcze o biologii tej samej ryby w jeziorze eutroficznym czy dystroficznym. Badania biologii ryb wymagają więc rozległych materiałów porównawczych.

Podejmując badania nad pokarmem płoci uwzględniłam w myśl powyższego porównanie pokarmu tych ryb pochodzących z dwu różniących się środowisk, a-mezototroficznego jeziora Wigry i dystroficznego jeziora Suchar Wielki. W toku badań zwrócono uwagę na zagadnienie wybiórczości pokarmowej u płoci uwzględniając również różnice występujące w ich pokarmie w zależności od płci i wieku ryb. Nadto usiłowano ustalić na podstawie analizy pokarmu strefę żerowania płoci w jeziorze oraz omówiono wpływ jakości pokarmu na skład chemiczny ciała płoci.

W rozważaniach natury gospodarczej określono stosunek płoci jako konkurenta innych ryb w jeziorze.

Materiał i metodyka

Dla rozwiązania wyżej postawionych zagadnień materiał zebrano z terenu uprzednio szczególnie dobrze poznanego, gdyż nie podobna byłoby w jednej pracy samodzielnie zgromadzić i opracować dane do charakterystyki jezior, ich stref, ras płoci je zamieszkujących itp.

Jedyne możliwości w Polsce przedstawiało pod tym względem Pojezierze Augustowsko-Suwalskie, a szczególnie grupa jezior wigierskich z najlepiej poznanym w niej jeziorem Wigry. Główne materiały płoci pochodzą właśnie z tego jeziora. Do porównania dobrano materiał z jeziora Suchar Wielki o typie skrajnie różnym pod każdym względem.

Z jeziora Wigry zebrano 145 sztuk, a z jeziora Suchar Wielki — 61 sztuk, razem zatem zgromadzono 206 egzemplarzy płoci. W materiale wigierskim było 35 przewodów pustych, a w materiale Suchara Wielkiego 3, tak że w Wigrach rozważania oparto na treści 110 przewodów pokarmowych, a w Sucharze Wielkim —56, razem 168 pełnych przewodów pokarmowych.

Płoć zebrano z obu jezior równocześnie, przy pomocy sieci stawnych, w dniu 2—3. VI.1939 r. Najmłodsze egzemplarze z Wigier były złowione na wędkę. Połowu na jeziorze Wigry dokonano w strefie litoralnej w okolicy półwyspu Kościelnego, a na Sucharze Wielkim łowiono po całym jeziorze, gdyż jest ono płytkie i małe. Zebrany materiał płoci ważono, mierzono (*longitudo corporis*) i numerowano nad jeziorem zaraz po połowie, po czym zebrawszy łuski do oznaczenia wieku* formalinowano. Po przewiezieniu do pracowni wycinano

* Wiek oznaczano przy pomocy nasadki do mikroskopu typu Miflex.

http://rcin.org.pl

przewody pokarmowe i konserwowano w słoikach planktonowych, każdy przewód osobno w 2% formalinie.

Treść przewodów pokarmowych opracowano w zasadzie jakościowo, uwzględniając w pewnym stopniu stosunki ilościowe. Przy analizie jakościowej ograniczano się do określania tylko grup, rodzin, ewentualnie rodzajów, które dało się przeprowadzić z całą dokładnością. Do gatunków oznaczono jedynie zespoły okrzemek, aby na tej podstawie dokładniej określić miejsca, w których płoć głównie żerowała. Ilościowe badanie treści przewodów miało tylko względną wartość poznawczą, gdyż stopień wypełnienia przewodów był bardzo różny. (W zebranym materiale z Wigier około 24% przewodów było pustych).

Wyniki analizy przewodów pokarmowych oceniano biorąc pod uwagę masowość występowania poszczególnych organizmów w ich treści oraz procent przewodów, w których napotkano dany składnik pokarmowy.

Charakterystyka środowisk

Jezioro Wigry i jezioro Suchar Wielki, z których pochodził materiał badanych płoci, przedstawiają dwa skrajnie przeciwstawne środowiska. Obydwa jeziora były zbadane przez M. Stangenberga (1935, 1936). Opierając się na wynikach tych prac można podać szczegóły najbliżej wiążące się z odżywianiem się płoci.

Jezioro Wigry jest wielkim zbiornikiem wody o powierzchni 2166,18 ha i głębokości maksymalnej 73,0 m. Powierzchnia litoralu (liczona do 5 m głębokości) wynosi 533,53 ha, a łąk podwodnych 644,45 ha (Stangenberg, 1938), przy czym główne skupienia roślinne łąk podwodnych tworzą rodzaje *Chara*, *Elodea*, *Potamogeton* i *Fontinalis*. Linia brzegowa jeziora jest silnie rozwinięta i wyraźnie zróżnicowana. Niektóre zatoki są eutroficzne, a plosa oligotroficzne z pewnym odcieniem zeutrofizowania, tak że typ jeziora określono jako a-mezotroficzny.

Woda jeziora Wigry w pobliżu miejsca połowów płoci (ploso Północne) ma znaczną przeźroczystość, jest barwy zielonożółtej o odczynie lekko alkalicznym, bogata w tlen, uboga w dwutlenek węgla, żelazo i fosfor, o średniej zawartości wapnia.

Powyższej charakterystyce odpowiada skład planktonu jeziora Wigry opracowany przez Lityńskiego (1922 r.). Według Lityńskiego (1925) należy ono do I typu, a według klasyfikacji Bowkiewicza (1934) do jezior o kompleksie planktonowym złożonym z 8 gatunków.

Charakterystykę fauny brzeżnej tego jeziora znajdujemy w pracy Rzóski (1935), fauny dennej zaś u Tarwida (1939). M. Stangenberg (1938) podaje: „W jeziorze można spodziewać się istnienia dobrych warunków wzrostowych dla płoci, szczególnie w latach późniejszych".

Jezioro Suchar Wielki jest małym zbiornikiem o powierzchni 8,97 ha i głębokości maksymalnej 9,6 m. Powierzchnia litoralu wynosi 5,35 ha. Powierzchnia

http://rcin.org.pl

łąk podwodnych wynosi tylko 3,53 ha, a stanowią je prawie wyłącznie mchy z rodzaju *Drepanocladus*, gdzieniegdzie występuje pojedynczo *Nuphar luteum* i niewielka kępa trzcin *Phragmites communis*. Brzegu jezioro to we właściwym znaczeniu nie posiada, gdyż jest on przykryty warstwą kożucha *Sphagnum*, sięgającego nieraz kilkanaście metrów do środka jeziora.

Woda w Sucharze jest brązowożółta, mało przezroczysta, uboga w wapń, o odczynie (*pH*) kwaśnym. Fosforany i azotany znajdowano tam tylko w bardzo małych ilościach. Deficyt tlenowy przy dnie Sucharów w lecie bywał często bardzo znaczny. W planktonie roślinnym ogromną przewagę mają *Desmidiaceae*. Zauważono nieraz bardzo obfity rozwój planktonu zwierzęcego.

Na zasadzie składu zooplanktonu jezioro Suchar Wielki można zaliczyć do 3 typu wg klasyfikacji Lityńskiego (l.c.) i do jezior o kompleksie 3-jednostkowym wg Bowkiewicza (l.c.).

Płoć w jeziorze Suchar Wielki jest jedynym składnikiem fauny ryb. Reasumując M. Stangenberg pisze: „Z podanej charakterystyki sucharów można wnosić, że płoć ma w nich złe warunki tarliskowe. W pierwszych latach, dopóki żywi się planktonem, zapewne napotyka dobre warunki wzrostu—potem jednak ubóstwo fauny dennej musi ujemnie odbić się na jej przyrostach".

Płoć jeziora Wigry

Materiał obejmował 6 roczników płoci (1 + do 6 +), o długości ciała od 65 mm do 210 mm, jak to przedstawia tab. I.

Tabela I

Materiał płoci z jeziora Wigry
The Roach from the Wigry — Lake

Długość ciała, cm Body-length	Waga, g Weight	Wiek — Age						Razem Total
		1+	2+	3+	4+	5+	6+	
60— 69	4	1	—	—	—	—	—	1
70— 79	4,4	5	—	—	—	—	—	5
80— 89	8,0	7	—	—	—	—	—	7
90— 99	13,0	1	—	—	—	—	—	1
100—109	—	—	—	—	—	—	—	—
110—119	26,0	—	1	—	—	—	—	1
120—129	30,2	—	1	3	—	—	—	4
130—139	39,0	—	1	10	1	—	—	12
140—149	40,2	—	1	14	5	1	—	21
150—159	60,9	—	—	10	12	2	—	24
160—169	72,3	—	—	4	9	8	—	21
170—179	84,5	—	—	—	4	2	3	9
180—189	107,0	—	—	—	—	1	2	3
190—199	—	—	—	—	—	—	—	—
200—209	—	—	—	—	—	—	—	—
210—219	177,0	—	—	—	—	—	1	1
Razem Total		14	4	41	31	14	6	110

http://rcin.org.pl

Najliczniej były reprezentowane płocie 3 i 4-letnie, okazy dwuletnie były bardzo nieliczne (4 sztuki). Najczęściej występowały w materiale płocie o długości ciała 13—17 cm. W treści przewodu pokarmowego zebranych egzemplarzy napotkano formy roślinne i zwierzęce, jak zestawiono w tab. II. Z tablicy tej widzimy, że wyróżniono 56 pozycji różnego rzędu pod względem systematycznym, z uwzględnieniem częstości ich występowania.

Podkreślając formy, które w polu widzenia występowały masowo, widzimy, że 13 pozycji stanowiło istotę treści pokarmowej przewodów płoci, a mianowicie:

Rośliny	Zwierzęta
Melosira	*Gammaridae*
Meridion	*Insecta (Trichoptera?)*
Diatoma	*Trichoptera*
Synedra	*Mollusca*
Cocconeis	
Navicula	
Cymbella	
Glony nitkowate	
Chara	

Tabela II

Częstość występowania poszczególnych form roślinnych i zwierzęcych w przewodach pokarmowych płoci wigierskiej w % zbadanych ryb

Frequency occurrence of different organisms in the alimentary tracts of roach in the Wigry-Lake in % of examined fishes

Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish	Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish	Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish
Microcystis	3	*Cymatopleura*	4	*Bosmina*	5
Merismopedia	4	*Surirella*	7	*Chydoridae n. d.*	2
Anabaena	4	*Gleococcus*	1	*Alona*	1
Phacus	1	*Pediastrum*	14	*Polyphemus*	1
Closterium	1	*Scenedesmus*	2	*Copepoda* n. d.	4
Cosmarium	15	*Ulothrix*	3	*Copepoda*, jaja	2
Melosira	27	*Stigeoclonium*	1	*Cyclops*	6
Cyclotella	14	*Ulotrichales* n. d.	13	*Gammaridae* n. d.	23
Meridion	51	*Chara*	23	*Insecta* n. d.	14
Diatoma	65	*Elodea*	5	*Ephemerida*, im.	3
Synedra	98	*Protozoa*	1	*Trichioptera* lar.	11
Cocconeis	17	*Spongiae*	3	*Trichoptera*, im.	9
Achnanthes	3	*Rotatoria* (jaja)	1	*Trichoptera*, jaja	8
Navicula	52	*Anurea*	4	*Diptera*	3
Pinnularia	1	*Arthropoda* n. d.	3	*Coleoptera*	3
Amphora	13	*Phyllopoda* n. d.	2	*Mollusca*, jaja	32
Cymbella	90	*Daphnia*	5	*Mollusca*	28
Gomphonema	10	*Ceriodaphnia*	1	Płytki sosny	częste
Epithemia	17			Tkanki rośl.	częste

http://rcin.org.pl

Także te grupy pokarmowe napotykano w największej liczbie przewodów płoci.

Widać z tego, że w pokarmie płoci z jeziora Wigry w początkach czerwca główną rolę odgrywały z jednej strony okrzemki, glony nitkowate i *Chara*, a z drugiej zwierzęta z grup *Gammaridae*, *Trichoptera i Mollusca*.

Płoć jeziora Suchar Wielki

Płoć z jeziora Suchar Wielki składała się przede wszystkim z samic 3-letnich o długości ciała od 15 do 16 cm włącznie, kilku samic 3-letnich innej długości oraz samców w wieku od 2 do 6 lat. Skład pokarmu we wszystkich badanych płociach tego jeziora przedstawiał się podobnie. Nie znaleziono podstaw do przypuszczania, że nieco lepiej wyrośnięte samice płoci pobierały inny pokarm niż gorzej wyrośnięte tego samego wieku lub że pokarm samców różni się istotnie od pokarmu samic (por. niżej tab. VII)

Tabela III

Częstość występowania form roślinnych i zwierzęcych w przewodach pokarmowych płoci z jeziora Suchar Wielki

Frequency occurrence of different organisms in the alimentary tracts of roach in the Suchar Wielki-Lake in % of examined fish

Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish	Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish	Rodzaj pokarmu Kind of food	% ryb % of fish
Peridinium	1	*Scenedesmus*	3	*Chydorus*	12
Penium	1	*Ulotrichales*	9	*Leptodora*	1
Closterium	3	*Siphonales*	9	*Diaptomus*	1
Micrasterias	2	*Sphagnum*	**18**	*Cyclops*	13
Cosmarium	5	*Anurea*	1	*Insecta* n. d.	9
Eurastrum	1	*Sida*	2	*Sialis*	4
Staurastrum	2	*Daphnia*	**20**	*Trichoptera*	7
Desmidium	2	*Ceriodaphnia*	**54**	*Chironomidae*	**28**
Pediastrum	3	*Bosmina*	**48**		

W przewodach napotkano 26 form, wśród których wiele, podobnie jak w Wigrach, stanowiło formy przypadkowe lub towarzyszące. Jeśli zestawić je według masowego występowania i ilości przewodów, w których je napotykano, to widzimy (tab. III), że na większą uwagę zasługują jedynie *Sphagnum*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Bosmina*, *Trichoptera i Chironomidae*. Uwzględniając równocześnie masowość i częstość występowania w przewodach pokarmowych płoci widzimy, że głównym pokarmem płoci 3-letniej w Sucharze Wielkim jest *Ceriodaphnia i Chironomidae*. *Sphagnum Daphnia* i *Bosmina* są składnikami towarzyszącymi. Być może, że *Sphagnum* było zrywane przy poszukiwaniu *Chironomidae*, *Daphnia* i *Bosmina* zaś były chwytane przy połowie *Ceriodaphnia*. Podnieść możemy już tutaj, że w Sucharze Wielkim okrzemki ani też inne glony

http://rcin.org.pl

nie brały większego udziału w pokarmie trzyletniej płoci. W częstości występowania zaznaczała się pewna skłonność do poszukiwania glonów nitkowatych (*Ulotrichales* i *Siphonales*). Pewną rolę w pokarmie mogą odgrywać także larwy i owady doskonałe *Trichoptera*.

Czy płoć wybiera pokarm

Wybór pokarmu przez ryby był tematem niejednokrotnych studiów.

W literaturze polskiej napotykamy z tej dziedziny jako jedną z pierwszych pracę Lityńskiego (1922b) szczególnie omawiającą wybór pokarmu u ryb planktonożernych, a mianowicie uklei i stynki. Wynika z niej, że ukleja i stynka pokarm swój troskliwie wybierają z całej masy współwystępujących organizmów planktonowych.

Zagadnienie wybiórczości pokarmu przez płoć jest m. in. tematem pracy Jelinowskiego (1950).

Najnowsze prace Pliszki 1953 a i 1953 b oraz Pliszki i Dziekońskiej 1953, naświetlają szeroko prócz wybiórczości szereg innych zagadnień w żywieniu ryb, a także wśród nich płoci, np. zjawisko zmienności charakteru żywienia się związane z różnymi wymiarami ryb, warunkami środowiska, z różnymi rejonami zbiorników, z różnymi porami roku, jak też dynamikę stosunków pokarmowych w jeziorach. Jedna z prac zajmuje się charakterystyką stosunków pokarmowych narybku (również płoci) i przynosi szereg szczegółów z tej dziedziny. Stosunki pokarmowe płoci w jeziorze Gopło porusza praca M. Stangenberga i współpracowników (1956).

Z przedstawionego wyżej składu treści przewodu pokarmowego płoci jeziora Wigry wynika, że tylko kilka grup organizmów odgrywało w nim rolę. Pokarm był monotonny, gdyż reprezentowało go głównie 8 rodzajów okrzemek, 2 grupy glonów wyższych i 3 grupy zwierzęce, mimo że pokarm zapewne zmieniał się także i z wiekiem, a pochodził z jeziora o ogromnym bogactwie form, jak to widać już z pobieżnego spisu ważniejszych form roślin i zwierząt Jeziora Wigierskiego (Lityński, l.c.). Z ogromnej liczby rodzajów i gatunków, które mogły być dla płoci dostępne, w przewodzie pokarmowym wystąpiło tylko kilkanaście form, nie ulega zatem wątpliwości, że płoć wybiera swój pokarm.

Powstaje pytanie jednak, w jakim stopniu ten wybór zachodzi. Czy płoć wybiera poszczególne organizmy z masy różnorodnych obok siebie występujących osobników, czy też wybiera takie środowisko w jeziorze, w którym występują masowo właśnie tylko określone ich gatunki. Wunder (1936) dochodzi do wniosku, że raczej ryba specjalnie dobiera żerowiska, w których napotyka już odpowiednie formy, wyselekcjonowane na skutek działania czynników fizyko-chemicznych itp. „Fischen, die nur eine Art von Planktonorganismen im Darm enthalten lag auch nur im Wasser eine reine Ansammlung dieser Tiere vor." W myśl tego twierdzenia płoć w badanych przez nas przypadkach

http://rcin.org.pl

musiała napotykać w jeziorze także specyficzne środowiska. Jak zobaczymy z próby dokładniejszego określenia żerowisk płoci, istnienie takich wyselekcjonowanych zbiorowisk jest możliwe, jednak i udział samej ryby w tym doborze, wobec ogromnej jednolitości pobranego pokarmu, musi być niemały.

Zestawiając skład pokarmu płoci z Suchara Wielkiego ze składem flory i fauny tego jeziora, dochodzimy również do wniosku, że płoć wybiera pokarm. W pokarmie monotonnie dominowała *Ceriodaphnia quadrangula* i larwy oraz poczwarki *Chironomidae*, gdy plankton tego jeziora był bardzo bogaty w liczne *Desmidiaceae* (R y p o w a 1927) oraz posiadał różne rodzaje *Rotatoria*, *Phyllopoda* i *Copepoda* (obserwacje własne).

Pokarm samców i samic płoci

Można sobie wyobrazić, że w pewnych warunkach pokarm samców i samic płoci w jeziorze mógłby być różny. Aby to sprawdzić w badanych przez nas przypadkach, zestawiono tab. IV w ten sposób, że przedstawia ona procent przewodów samców i samic płoci równego wieku, w których napotkano główne składniki pokarmowe. Wynika z niej, że w Jeziorze Wigry nie ma istotnych różnic między składem pokarmu samców i samic płoci. Być może, że u samców między 3 i 6 rokiem życia istnieje pewna skłonność do większego wykorzystywania *Gammaridae* i *Trichoptera*, jednak spostrzeżenie to wymagałoby sprawdzenia na obfitszym materiale.

Tabela IV

Procentowy skład pokarmu samców i samic płoci różnego wieku w jeziorze Wigry

Composition of food (%) consumed by males and females of roach of different age in the Wigry-lake

Wiek Age	*Diatomeae*		Glony nitkowate Filament Algae		*Chara*		*Gammaridae*		*Trichoptera*		*Mollusca*	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂
1+	100	100	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0
2+	50	—	0	—	50	—	50	—	50	—	0	—
3+	31,5	60,0	5,2	40,0	15,7	0	10,5	40	5,2	20	63,1	0
4+	33,3	81,8	11,1	18,1	22,2	54	0	9	11,1	18,1	66,6	27
5+	50,0	12,5	25,0	0	25	25	0	25	0	12,5	75	75
6+	33,3	33,3	0	0	0	66	0	0	0	33,3	66,6	100

Porównując pokarm samców i samic płoci z Suchara Wielkiego (tab. VII) widzimy, że również nie ma i tam żadnych prawidłowości pod tym względem. Wobec tego przyjmujemy, że w jeziorze nie ma istotnych różnic w pokarmie samców i samic płoci.

Pod względem metodycznym pozwala to w dalszym ciągu pracy porównywać grupy zawierające razem samce i samice płoci.

http://rcin.org.pl

Zmiana pokarmu w związku z wzrostem

Zmiany pokarmu ryb w związku z wiekiem są powszechnie znane. Płoć została pod tym względem również dobrze poznana. Wiemy, że w starszych latach płoć przechodzi na pokarm denny, wyzyskując szczególnie dobrze mięczaki. Nasz materiał pozwolił oświetlić mniej znany fragment życia płoci, a mianowicie pokarm młodszych roczników, szczególnie rozpoczynających drugi rok życia. Znaczny materiał zebrano dla 4-6-letnich płoci, natomiast roczniki 3 i 7 były mniej licznie reprezentowane. Analiza ta odnosi się do jeziora a-mezotroficznego. O ile mi wiadomo, pod tym względem ten typ jeziora nie był badany.

Za najistotniejszą miarę wzrostu ryby przyjęto jej długość ciała i wiek. Jak wiemy, cechy te są tylko w pewnych granicach z sobą związane, gdyż bywają okazy stare o mniejszej długości ciała i młodsze lepiej rozwinięte (por. tab. I). Chcąc zatem prześledzić zmiany w pokarmie płoci w związku z jej wzrostem porównano je z jednej strony u poszczególnych klas długości ciała, a z drugiej u różnych klas wieku.

Tabela V

Procent przewodów pokarmowych płoci wigierskiej różnej długości, w których napotkano poszczególne składniki pokarmowe

The occurrence of different food components in alimentary tracts of roach of different body-length in the Wigry-Lake, in % of examined fishes

Długość ciała Body-length mm	*Melosira*	*Meridion*	*Diatoma*	*Synedra*	*Cocconeis*	*Naviculа*	*Cymbella*	*Epithemia*	Glony nitkowate Filam. algae	*Chara*	*Gammaridae*	*Insecta*	*Trichoptera*	*Mollusca*	*Mollusca* jaja
80—89	14,2	85,7	100	100	14	71	100	14	0	28	0	28	14	14	0
120—129	25	50	50	75	25	50	50	25	0	0	25	25	50	0	0
130—139	17	33	58	83	0	42	92	8	25	8	33	8	8	17	17
140—149	14	38	48	81	24	38	67	14	24	19	39	24	19	24	14
150—159	12	33	54	92	17	42	71	17	17	21	25	4	33	21	42
160—169	38	67	48	86	19	52	81	19	24	33	14	24	9	48	33
170—179	44	22	44	55	11	33	78	22	11	33	11	0	22	55	55
180—189	100	33	100	100	33	67	10	0	33	0	33	0	33	100	0

Pokarm płoci w klasach różnej długości ciała, zestawiony w procentach według częstości występowania jego poszczególnych składników, przedstawia tab. V. W ten sam sposób przedstawiony pokarm w poszczególnych klasach wieku zawiera tab. VI, w której uwzględniono również masowość jego występowania. Częstość występowania poszczególnych składników pokarmowych tylko w grubych zarysach wykazuje pewne prawidłowości w związku ze wzrostem.

http://rcin.org.pl

Tabela VI

Procent przewodów pokarmowych płoci wigierskiej różnego wieku, w których występowały główne grupy pokarmowe w większych ilościach

The occurrence of principal food organisms of alimentary tracts of roach of different age from the Wigry-lake in % of examined fishes

Wiek Age	*Diatomeae*		Glony nitkowate		*Chara*		*Gammaridae*		Trichoptera		Mollusca	
	W*	MW*	W	MW	W	MW	W	MW	W	MW	W	MW
1+	100	93	0	0	0	0	0	0	7	7	7	0
2+	100	25	0	0	25	25	25	25	50	25	50	0
3+	93	22	12	7	15	7	27	10	19	5	46	32
4+	84	39	26	10	26	26	26	3	16	10	42	29
5+	86	21	21	7	21	21	14	14	21	7	64	64
6+	83	33	17	0	33	33	17	0	33	17	83	83

Tabela VII

Procent przewodów pokarmowych płoci z jeziora Suchar Wielki, różnego wieku oraz różnej płci, w których występowały poszczególne grupy pokarmowe

The occurrence of different food components in alimentary tracts of roach of different age and sex in the Suchar Wielki-Lake in % of examined fishes

Wiek i płeć Age and sex	*Sphagnum*		*Daphnia*		*Ceriodaphnia*		*Bosmina*		*Trichoptera*		*Chironomidae*	
	W	MW	W	MW	W	MW	W	MW	W	MW	W	MW
♀ 3 150—160 mm	33	0	40	0	100	59	86	5	14	5	50	19
♀ 3 160—170 mm	42	0	14	0	86	28	42	0	28	14	42	28
♂ 2—6 140—160 mm	11	0	22	0	89	44	78	0	0	0	44	33

W* – występowanie – occurrence, MW* – występowanie masowe – mass occurrence

http://rcin.org.pl

Jeśli jednak rozpatrywać częstość masowego występowania ważniejszych grup pokarmowych, czyli inaczej porównywać główną treść pokarmu płoci (tab. VI), to uzyskujemy przejrzysty obraz zmian pokarmu płoci w związku z jej wzrostem (rys. 1). Jest on istotą analizowanych w tym rozdziale zmian i na nim opiera się ich omówienie.

Płoć wigierska na początku 2 roku życia żywi się prawie wyłącznie okrzemkami z zespołów poroślowych. *Mollusca* i *Gammaridae* oraz makrofity nie są przez nią wyzyskiwane, pewną rolę na wiosnę może odgrywać pokarm powietrzny w postaci *Trichoptera*. Na początku 3 roku płoć z Wigier korzysta mniej więcej w równej mierze ze wszystkich grup występujących w pokarmie z wyjątkiem mięczaków, których dotąd w większej ilości nie pobiera.

Rok 4 i 5 życia jest okresem, w którym płoć zaczyna masowo korzystać z fauny mięczaków. Glony poroślowe, *Chara*, *Gammaridae* i *Trichoptera* odgrywają w pokarmie ciągle dużą rolę, tak że w tym okresie płoć jest jakby wszystkożerna (oczywiście w zakresie w ogóle przez płoć pobieranych pokarmów). Glony nitkowate biorą tu też znaczny udział.

W latach 6 i 7 zachodzi dalsza specjalizacja w pokarmie płoci wigierskiej. *Mięczaki* stają się najczęstszym i najistotniejszym składnikiem pokarmowym; pewną rolę odgrywają jeszcze *Trichoptera*. Pokarm roślinny choć w mniejszych ilościach stale występuje. *Gammaridae* w roku 7 zupełnie z pokarmu ustępują.

Materiał z jeziora Suchar Wielki nie nadaje się do analizy zmian pokarmu w związku z wzrostem płoci, gdyż jest pod tym względem niekompletny. Z tab. VII wynikałoby, że płoć w okresie od 3 do 5 roku życia żywi się na wiosnę albo wioślarką *Ceriodaphnia*, albo larwami i poczwarkami *Chironomidae*. Być może, że w rocznikach młodszych lub gorzej wyrośniętych *Ceriodaphnia* występuje częściej.

Strefy wyzyskiwane przez płoć w jeziorze

Dla określenia żerowisk płoci w jeziorze przeprowadzono analizę ekologiczną znalezionych w przewodach ogranizmów. Z grup tam występujących wynika, że płoć wyzyskiwała głównie 4 grupy organizmów, a mianowicie: 1) Okrzemki, 2) Glony nitkowate-*Chara*, 3) *Gammaridae-Trichoptera*, 4) *Mollusca*.

1. Okrzemki. Oznaczenia systematyczne napotkanych w przewodach okrzemek wykazały, że okrzemki występujące w przewodach pokarmowych tworzyły dwa różne zespoły*. W jednych przewodach dominował zespół okrzemek z gatunkami rodzajów *Cymbella* i *Epithemia* w przeważającej masie (tab. VIII), w pozostałych zaś zespół okrzemek z rodzajem *Diatoma* i *Synedra*

* Pani doc. dr Irenie Cabejszek serdecznie dziękuję za wskazówki i sprawdzenie poniższych oznaczeń.

http://rcin.org.pl

na czele (tab. IX). Z podanej w literaturze ekologii tych okrzemek wynika że w obu przypadkach są to formy litoralne, epifityczne lub bentosowe. Zatem płoć przebywając w litoralu w pewnych okresach swego życia żeruje na perifytonie roślin litoralnych, czasem zaś w dnie litoralu.

Występowanie zauważonych dwu zespołów okrzemek wiąże się prawdopodobnie z tym, że płoć wigierska była zbierana wzdłuż litoralu koło Półwyspu Kościelnego, być może więc, że któraś z partii litoralu różniła się pod względem zespołów okrzemek poroślowych. Ma się wrażenie, jakby zespół *Diatoma-Synedra* był wskaźnikiem środowiska nieco bardziej zeutrofizowanego: częstsze pojawianie się zielenic i sprzężnic, wpływ zeutrofizowanych zatok Wigier (por. S t a n g e n b e r g 1935).

Nie możemy powstrzymać się od uwagi, że równoczesna analiza przewodów pokarmowych płoci i partii litoralu, w którym ją złowiono, powinna by pozwolić na zupełnie dokładne określenie miejsc względnie roślin, na których znajdowały się wyzyskiwane przez płoć zespoły poroślowe. Kryje się tu bardzo ciekawy temat pracy.

T a b e l a VIII

Gatunkowy skład zespołu Cymbella–Epithemia w przewodach pokarmowych płoci z Jeziora Wigry

Composition of species group *Cymbella - Epithemia* in the alimentary tracts of roach in the Wigry-Lake

Melosira varians C. A. Ag.
Melosira arenaria Moore
Tabellaria flocculosa (Roth.) Ktz.
Diatoma vulgare Bory var. *producta* Grun.
Diatoma vulgare var. *linearis* Grunow
Diatoma vulgare var. *grandis* (Smith) Grun.
Meridion circulare Agardh.
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow
Fragilaria virescens Ralfs var. *capitata* Kraske
Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.
Synedra capitata Ehr.
Synedra acus Kütz.
Cocconeis placentula var. *euglyphyta* (Ehr.) Cleve
Achnanthes spec.
Rhoicosphemia curvata (Kütz.) Grunow
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabh.
Diploneis elliptica (Kütz.) Cleve
Navicula cari Ehr.
Navicula radiosa Kühn
Navicula gastrum Ehr.
Pinnularia gibba Ehr.
Amphora ovalis Kütz.
Cymbella turgida (Gregory) Cleve
Cymbella ventricosa Kütz.
Cymbella cymbiformis (Agardh?, Kütz.)
Cymbella helvetica Kütz
Gomphonema acuminatum Ehr.
Gomphonema constrictum Ehr.
Epithemia zebra (Ehr.) Kütz
Epithemia zebra var. *saxonica* (Kütz.) Grunow
Epithemia turgida var. *granulata* (Ehr.) Grunow
Epithemia sorex Kütz.
Cymatopleura solea (Breb.) W. Smith
Cosmarium botrytis
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Breb.

Definicja: Dominują rodzaje *Cymbella* sp. div. i *Epithemia* sp. div. Zespół złożony z form litoralnych, epifitycznych, bentosowych oraz ubiquistycznych.

http://rcin.org.pl

Tabela IX

Gatunkowy skład zespołu Diatoma–Synedra w przewodach pokarmowych płoci z Jeziora Wigry

Composition of species group *Diatoma-synedra* in the alimentary tracts of roach in the Wigry-Lake

Melosira varians C. A. Ag.
Melosira arenaria Moore
Cyclotella comta (Ehr.) Kütz.
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.
Diatoma vulgare var. *linearis* Grunow
Diatoma vulgare var. *capitata* Grunow
Meridion circulare Agardh
Fragilaria virescens Ralfs var. *capitata* Kraske
Synedra ulna (Nitzsch) Ehr.
Synedra capitata Ehr.
Synedra affinis Kütz.
Cocconeis placentula Ehr.
Cocconeis placentula var. *euglyphyta* (Ehr.) Cleve
Achnanthes sp.
Navicula cari Ehr.
Navicula gastrum Ehr.
Navicula oblonga Kütz.
Amphora ovalis Kütz.
Cymbella ventricosa Kütz.
Cymbella helvetica Kütz.
Gomphonema acuminatum Ehr.
Gomphonema constictum Ehr.
Epithemia zebra (Ehr.) Kütz.
Cymatopleura solea (Breb.) W. Smith
Cymatopleura elliptica (Breb.) W. Smith
Cosmarium botrytis
Eudorina elegans
Pediastrum Boryanum
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Breb.

Definicja: Dominują *Diatoma* sp. div. oraz *Synedra* sp. div. Wymagania ekologiczne znalezionych gatunków — formy litoralne, epifityczne i bentosowe oraz ubiquisty.

2. Glony nitkowate-*Chara*. W wielu złowionych płociach napotykano przewody wypełnione kłębami glonów nitkowatych, które, jak wiadomo, są formami porośloworymi roślin podwodnych. Zatem i ten składnik flory wskazuje, że roślinność porośłowa odgrywa w pokarmie młodej płoci dużą rolę, podobnie jak to wskazywały wyżej okrzemki z zespołów porośłowych. Dość często i w masie napotykano również w przewodach szczątki *Chara*. Zachodzą tu dwie możliwości, a mianowicie albo płoć wybierała tę roślinę jako pokarm, albo też była ona pobierana przypadkowo w pogoni za pokarmem zwierzęcym. Ponieważ szczątki *Chara* występowały masowo, choć nie zawsze często, uważamy, że roślina ta była pobierana przez płoć jako pokarm. Podobnie podaje Kułemin (l.c.), że płoć jeziora Nero żywiła się makrofitami *Lemna trisulca*, *Scirpus lacustris* itp. Zatem w pewnych okolicznościach płoć przebywała w strefie łąk *Chara*.

3. *Trichoptera-Gammaridae*. *Trichoptera* występowały zarówno w postaci larw, jak i owadów doskonałych. Te ostatnie były chwytane jako pokarm powietrzny, co niejednokrotnie mogłam naocznie zaobserwować. Jak wynika z analizy rozprzestrzenienia fauny brzeżnej w Wigrach (Rzóska 1935), larwy *Trichoptera*, podobnie jak i znajdowane *Gammaridae*, występują na głębokości od 0 do ok. 8 m. Zatem w tej strefie zapewne płoć często przebywa w jeziorze.

4. *Mollusca*. Ponieważ zwłaszcza starsze egzemplarze płoci pobierały obficie i często liczne mięczaki, które wg Rzóski występują w Wigrach w strefie 0—22 m, nie jest wykluczone, że płoć starsza mogła wędrować nawet do tej mniej więcej głębokości.

http://rcin.org.pl

Charakterystyczne jest, że żadne roczniki płoci w badanym okresie czasu w Wigrach nie korzystały ani z litoralnych (por. R z ó s k a, l.c.), ani z głębinowych larw *Chironomidae*, mimo że jezioro wigierskie w nie obfituje (T a r w i d 1939).

Reasumując powyższą analizę i uwzględniając wyniki rozważań nad zmianą pokarmu płoci w związku z wiekiem, dochodzimy do wniosku, że płoć w początku drugiego roku życia (1 +) żeruje głównie na zespołach poroślowych roślin podwodnych. Już w roku 3 część egzemplarzy przenosi się w strefę łąk podwodnych *Chara* i zaczyna przeszukiwać dno litoralu. Ten sposób życia staje się typowy dla płoci w 4 i 5 roku życia, przy czym poroślowe glony nitkowate występują w przewodach niekiedy obficie. Płoć wyszukuje i korzysta w tym czasie zarówno z zespołów poroślowych, jak i niektórych składników fauny dennej, nie pomijając pokarmu powietrznego. W roku 6 i 7 zstępuje płoć do głębszej partii litoralu.

Zespół organizmów występujących w przewodach pokarmowych płoci w Sucharze Wielkim był bardzo charakterystyczny, jak już zaznaczano omawiając materiały. Mianowicie pokarm głównie stanowiły wioślarki *Ceriodaphnia quadrangula* z domieszką rodzaju *Daphnia* i *Bosmina* oraz larwy i poczwarki *Chironomidae*, wśród których często występowali przedstawiciele grupy — *Orthocladiinae**. Prócz różnych organizmów występujących przypadkowo, dość często, jakby stale towarzysząc, występowały szczątki *Sphagnum*, który, jak wiemy, tworzy bez wyjątku cały brzeg tego jeziora. Analizując współwystępowanie organizmów (tab. IV) widzimy, że napotykano je prawie zawsze w dwu odrębnych kombinacjach, a mianowicie w przewodach pokarmowych dominowały albo *Ceriodaphnia* albo też *Chironomidae-Orthocladiinae*. Prawie z reguły zwierzęta te nie współwystępowały w przewodach pokarmowych masowo obok siebie. Wnosimy stąd, że w Sucharze Wielkim w badanym czasie istniały dwa żerowiska płoci. Brak dokładnej znajomości ekologii *Ceriodaphnia quadrangula* i napotykanych *Chironomidae* nie pozwala ustalić dokładnie, gdzie te żerowiska były położone. Przypuszczamy, że chodzi tu o małe zatoczki, znajdujące się licznie w tworzących brzeg kożuchach *Sphagnum*. Płoć być może w tych miniaturowych zatoczkach znajdowała liczne zespoły *Ceriodaphnia quadrangula*, a buszując przy samych mchach wyławiała *Chironomidae*. Żerowiska te leżały tuż przy *Sphagnum*; wskazywałoby na to częste napotykanie szczątków tych mchów w badanych przewodach.

Typ jeziora a pokarm płoci

Ponieważ jeziora różnych typów różnią się często między sobą zespołami występujących w nich organizmów, można było spodziewać się, że pokarm płoci z jeziora a-mezotroficznego (Wigry) i dystroficznego (Suchar Wielki,

* Panu prof. dr. K. Tarwidowi dziękuję za sprawdzenie ich oznaczeń.

http://rcin.org.pl

ściślej typ acido-dystroficzny) będzie bardzo różny. Z porównania podawanych w literaturze (Schilde, l.c. Kułemin, l.c., Domraczew wg Kułemina, Neuhaus, l.c.) list pokarmu płoci z jezior przeważnie eutroficznych Zalewu Szczecińskiego nie można było tego rozstrzygnąć, jakkolwiek ogólne rozważania Wundera (l.c.) oraz spostrzeżenia Stangenberga (1938) pozwalały się tego spodziewać.

Tabela X

Podstawowy pokarm 3-letniej płoci w różnych typach jezior

The principal diet of 3 year old roach in different types of lakes

Składniki pokarmowe Food-components	Jeziora — Lakes				
	Harsz Duży (oligotrof.)	Wigry (a-mezotrof.)	Charzykowo (b-mezotrof.)	Gopło (eutrof.)	Suchar Wielki (dystrof.)
Phanerogames	(+)	(+)	(+)	(+)	—
Sphagnum	—	—	—	—	(+)
Phytoplankton	—	(+)	(+)	—	—
Zooplankton	+	—	+	—	(+)
Skorupiaki litor. Littoral crustaceans	+	+	+	—	—
Owady z wyj. *Chironomidae* Insects exc. *Chironomidae*	—	+	+	—	+
Chironomidae	—	—	+	—	(+)
Mollusca	(+)	(+)	(+)	(+)	—

* Znakiem (+) oznaczone są grupy roślin i zwierząt odgrywające główną rolę w pokarmie płoci.

W naszym przypadku mieliśmy do porównania z normalnie wykształconym jeziorem (Wigry) jezioro o bardzo specyficznych warunkach egzystencji płoci, jak to podkreślono przy opisie środowisk, z których płoć pochodziła. W Sucharze Wielkim płoć nie miała do dyspozycji normalnie wykształconej fauny dennej, gdyż brakowało w nim *Gammaridae* i *Mollusca*. Brak było także prócz *Drepanoclads* innych łąk roślinności podwodnej. W jeziorze tym istnieją specyficzne warunki rozwoju płoci; płoć była tam reprezentowana przez pewną formę zmienności ekologicznej, określoną jako var. *sucharensis* (M. Stangenberg 1938).

Zestawiając skład pokarmu 3-letniej płoci z obu tych jezior (tab. X) widzimy, jak wielkie różnice w nim zachodzą. Gdy w typie a-mezotroficznym istotę pokarmu stanowiły *Diatomeae*, *Gammaridae*, *Trichoptera* i *Mollusca*, a zooplankton i *Chironomidae* w ogóle żadnej roli nie odegrały, to w typie acido-dystroficznym główny pokarm stanowiły właśnie te grupy w postaci *Ceriodaphnia* i larw oraz poczwarek *Chironomidae* (*Orthocladiinae* i inne?). Zatem skład treści przewodów pokarmowych płoci z jezior obu typów wskazuje, że

http://rcin.org.pl

płoć w obu jeziorach żywiła się czym innym; wyżej cytowane przypuszczenia M. Stangenberga (l.c.) o roli pokarmu planktonowego i braku normalnej dla przeciętnie spotykanych jezior fauny dennej w Sucharze Wielkim znajdują potwierdzenie. Jeśli uwzględnić, że w normalnych warunkach (Wigry) płoć już od 3 roku życia korzysta w większym stopniu z fauny dennej, to zrozumiałe jest, że „W Sucharach płoć już bardzo wcześnie osiągała bardzo wysoką wagę (pokarm planktonowy lepiej wykorzystywany — przyp. aut.), a po 4, a może nawet 3 roku przyrastała stale bardzo nieznacznie (brak *Gammaridae* i *Mollusca* — przyp. aut.)" M. Stangenberg 1938. Jedynie *Trichoptera* i pewne grupy glonów nitkowatych były podobnie wyzyskiwane w obu jeziorach czasem w większych ilościach.

Wpływ pokarmu na skład chemiczny ciała płoci

Wykazane różnice w składzie pokarmowym płoci z obu jezior mają prawdopodobnie dalsze konsekwencje w ich składzie chemicznym. Mianowicie z analiz płoci o długości 8, 13, 17 i 22 cm wynika (M. Stangenberg, l. c.), że płoć 8 cm jest wyraźnie uboższa w suchą masę, białko i tłuszcz, a bogatsza w wapń od egzemplarzy pozostałych długości. Jeśli to zestawić z wynikiem naszej analizy pokarmu płoci tej samej długości (tab. V i VI), to znajdujemy, że prawie wyłącznym pokarmem płoci tej długości były okrzemki w przeciwstawieniu do grup pozostałych. Wygląda zatem, że wybitnie roślinny pokarm 8 cm płoci i brak pokarmu zwierzęcego w przewodzie, a więc pokarm najczęściej uboższy w azot i tłuszcze, a bogatszy w wapń warunkował skład chemiczny ciała. Nadmienię jednak, że skład ten, być może, jest w ogóle normalny dla ryb najmłodszych wiekiem, rosnących dziko i nie karmionych.

Porównując skład chemiczny płoci z Wigier i Sucharów M. Stangenberg (l. c.) twierdzi: „Najuboższa w azot była płoć z Suchara Wielkiego", a dalej przypuszcza, że płoć w Sucharach „odczuwała duży głód pokarmu azotowego". Zestawiając skład chemiczny pokarmu 3-letniej płoci wigierskiej ze składem chemicznym pokarmu z Suchara Wielkiego na podstawie tablic Genga (wg. Schäperclausa, l. c.) znajdujemy, że przeciętnie w Wigrach zjadane przez płoć zwierzęta zawierały następujące zawartości białka: *Trichoptera*— —13,57%, *Gammarus*—11,32%, *Bithynia-Physa* 5—8%, a tymczasem w Sucharze Wielkim: *Daphnia*—5,42%, i *Chironomus*—6,6—8,2%, czyli zawartość azotu w pokarmie wigierskim była przeważnie większa (rośliny pominięto, gdyż chodzi o starsze roczniki płoci). Jeśli zwrócić uwagę na łatwość zdobycia pokarmu w tych jeziorach, to fauna pobierana w Wigrach jest także rozmiarami znacznie większa i ilościowo obfitsza (por. Rzóska, l. c.). Zdaje się więc nie ulegać wątpliwości, że płoć z jeziora Suchar Wielki pobiera w swym życiu mniej białka niż płoć z jeziora Wigry.

http://rcin.org.pl

Zbieżność pokarmu płoci z pokarmem innych ryb w jeziorze

Przeglądając skład pokarmu najważniejszych ryb niedrapieżnych w jeziorze wigierskim znajdujemy (tab. XI), że płoć po pierwszym roku życia nie była konkurentem dla ryb planktonożernych, a mianowicie uklei, stynki i sielawy. Prawdopodobnie więcej cech wspólnych miał jej pokarm z pokarmem lina

Tabela XI

Podstawowy pokarm niektórych ryb niedrapieżnych
The principal diet of some non rapacious fishes

Gatunek Species	Pokarm – Food								Autor
	Phanerogames	Glony Algae	Zooplankton	*Gammaridae*	*Asellus aquaticus*	*Trichoptera*	*Chironomidae*	*Mollusca*	
Ukleja (*Alburnus alburnus H*	—	—	+	—	—	—	—	—	Lityński
Stynka (*Osmerus eperlanus* L.)	—	—	+	—	—	—	—	—	Lityński
Sielawa (*Coregonus albula* L.)	—	—	+	—	—	—	—	—	Patalas
Leszcz (*Abramis brama* L.)	—	—	+	—	+	—	+	—	Pliszka*
	+	+	+	+	+	+	+	+	Sakowicz i Kaszewski, Stangenberg i współpr.
Lin (*Tinca tinca* L.)	+	—	—	—	+	+	+	+	Pliszka*
Wzdręga (*Scardinius erythrophtalmus* L.)	+	—	—	—	—	—	—	—	Pliszka
	+	—	—	—	—	—	—	—	Stangenberg i współpr.

* Dane dotyczą jeziora Harsch

(patrz Pliszka i Dziekońska 1953). Natomiast przez analogię z pokarmem leszcza w innych jeziorach, gdzie był dokładniej badany (Pliszka i Dziekońska, l.c., Budzyńska-Romański-Romaniszyn, Rubisz, M. Stangenberg, W. Stangenberg 1956 — patrz cytowana tam literatura o pokarmie leszcza) możemy sądzić, że płoć wspólnie

http://rcin.org.pl

z leszczem wykorzystuje w starszym wieku *Trichoptera* oraz *Mollusca*, a czasem zapewne i *Chironomidae*. W pewnych przypadkach płoć może pobierać pokarm w postaci pokarmu zwierzęcego, jak np. w Sucharze Wielkim, a nie wiemy, czy nie korzysta z niego i w Wigrach w pierwszym roku życia lub w innych porach roku i innych miesiącach lata. W większym stopniu niż leszcz płoć korzysta z pokarmu roślinnego. Niejednokrotnie także u tych dwu rodzajów ryb jakościowo podobne wymagania pokarmowe są różne ilościowo. Nie stwierdzono w Wiggrach tak wyłącznego żywienia się płoci mięczakami (*Dreissensia polymorpha*), jak to miało np. miejsce w Zalewie Szczecińskim (N e u h a u s, l. c.) i w jez. Gopło (M. S t a n g e n b e r g ze współpracownikami, l. c.).

Streszczenie

Przeanalizowano na większym materiale skład pokarmu płoci, rozpatrując go na tle środowisk, w których ona występowała.

Do porównania wybrano płoć z a-mezotroficznego jeziora Wigry i płoć z jeziora Suchar Wielki typu dystroficznego (o odcieniu acido-dystroficznym). Z Wigier zebrano materiał 110 pełnych przewodów pokarmowych płoci w wieku 1 + do 6 + (tab. I), z Suchara Wielkiego zaś materiał 58 przewodów należących głównie do 3-letnich samic płoci.

Jakościowy skład treści przewodów pokarmowych płoci z Wigier, ich częstość i masowość występowania przedstawia tab. II, w Sucharze Wielkim zaś tab. III. Pod względem ilościowym rozróżniano tylko występowanie masowe i towarzyszące.

W pokarmie płoci z jeziora Wigry na początku czerwca główną rolę odegrały okrzemki, glony nitkowate i *Chara*, a spośród zwierząt *Gammaridae*, *Trichoptera* i *Mollusca*. W jeziorze Suchar Wielki (tab. III) głównym pokarmem płoci 3-letniej była *Ceriodaphnia* i larwy oraz poczwarki *Chironomidae*, w tym przeważnie *Orthocladiinae*. *Sphagnum*, *Daphnia* i *Bosmina* były składnikami towarzyszącymi. Okrzemki nie brały żadnego udziału w pokarmie płoci tego jeziora.

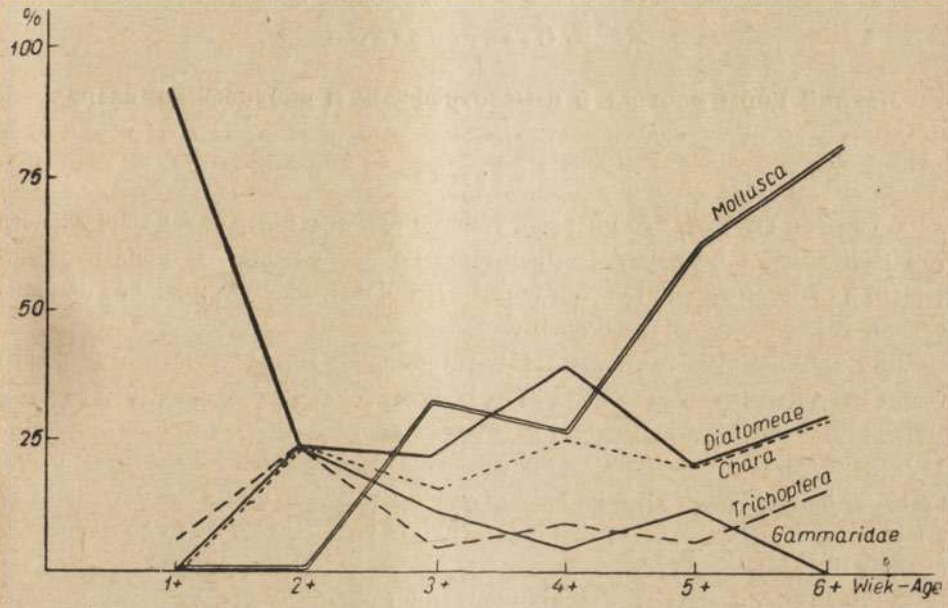
W pokarmie samców i samic obu jezior (tab. I V i tab. VII) nie stwierdzono żadnych istotnych różnic.

Pokarm płoci wigierskiej (tab. V, VI i rys. 1) ulega znacznym zmianom w związku ze wzrostem. Na początku 2 roku życia prawie wyłącznym pokarmem płoci są okrzemki z zespołów poroślowych. Pokarm płoci z Suchara Wielkiego (tab. VII) w trzecim roku życia stanowiła głównie *Ceriodaphnia* oraz larwy i poczwarki *Chironomidae - Orthocladiinae*.

Płoć wybiera swój pokarm dobierając przede wszystkim żerowiska, które są bardzo wyspecjalizowane i jednolite pod względem składu gatunkowego. W tym zakresie nie jest jeszcze wykluczony indywidualny dobór pokarmu przez płoć, która ma swobodę chwytania większych lub mniejszych organizmów występujących obok siebie.

http://rcin.org.pl

Strefą głównie wyzyskiwaną przez płoć jest w jeziorze litoral. Poszczególne jego partie są wyzyskiwane różnie przez różne roczniki płoci. Początkowo chodzi tu o porośłowe zespoły okrzemek, których wyróżniono dwa, a mianowicie typ *Cymbella-Epithemia* i typ *Diatoma-Synedra* (tab. VIII i IX). Już w trzecim roku część egzemplarzy przenosi się w strefę łąk podwodnych *Chara* i zaczyna przeszukiwać dno litoralu. Ten sposób życia staje się typowy w 4 i 5 roku życia,



Rys. 1. Krzywe pożywienia płoci w różnych grupach wieku

przy czym porośłowe glony nitkowate występują w przewodach niekiedy obficie. Płoć wyszukuje i korzysta w tym czasie zarówno z zespołów porośłowych, jak i niektórych składników fauny dennej, nie pomijając pokarmu powietrznego. W roku 6 i 7 płoć zstępuje do głębszej partii litoralu.

W pokarmie płoci z Suchara Wielkiego masowe występowanie *Ceriodaphnia* wykluczało się najczęściej z masowym występowaniem *Chironomidae-Orthocladiinae*. Oba te składniki pokarmowe występowały w towarzystwie szczątków mchów *Sphagnum*. Być może, że w Sucharze Wielkim płoć żerowała w maleńkich zatoczkach, utworzonych przez pływające kożuchy mchów *Sphagnum*.

Różnice w składzie pokarmu płoci z jeziora Wigry i Suchar Wielki zdają się wskazywać, że pokarm płoci w jeziorze a-mezotroficznym i acidotroficznym różni się zasadniczo, co zostało uwidocznione w tab. X.

Z porównania składu chemicznego i dostępności pokarmu płoci w Wigrach i Sucharze Wielkim wynika, że płoć w Wigrach w ciągu życia pobierała większe ilości azotu niż w Sucharze Wielkim.

http://rcin.org.pl

Wykazane różnice w pokarmie płoci na początku 2 roku życia (pokarm roślinny) i płoci starszej (pokarm zwierzęcy) pokrywają się z różnicami w składzie chemicznym płoci wigierskiej wykazanymi przez M. Stangenberga (1938).

Płoć w jeziorze Wigry wykazuje zbieżność pokarmową z leszczem i ewentualnie linem (tab. XI). Być może jednak, że płoć wyzyskuje płytsze i inne partie litoralu niż leszcz.

К. Станге нберг

Летний корм плотвы в а-мезотрофных и дистрофных озерах

Резюме

В связи с фактом, что плотва считается одним из самых важных элементов ихтиофауны польских озер, авторы подвергли анализу обильный материал иллюстрирующий состав корма этой рыбы, рассматривая его на фоне среды, в которой рыба выступала.

Для сравнительного изучения были отобраны: плотва а-мезотрофного озера Вигры и плотва озера Сухарь Вельки, дистрофного типа (с оттенком ацидодистрофным). На озере Вигры был собран материал, состоящий из 110 наполненных содержимым пищеварительных трактов плотвы в возрасте от 1^+ до 6^+ лет (табл. I), а на озере Сухарь Вельки — такой же материал 58 пищеварительных каналов, принадлежавших главным образом 3-годовалым самкам плотвы.

Качественный состав содержимого пищеварительных трактов плотвы озера Вигры, частоту его появления или его массовое выступление изображает табл. II, в то время как табл. III дает аналогичную картину озера Сухарь Вельки. Что касается количественного характера этих явлений, то учитывались только массовые и сопутствующие явления.

В пище плотвы озера Вигры главную роль в начале июня играли диатомеи, нитчатые и харовые водоросли, среди же животных *Gammaridae Trichoptera* и *Mollusca*. В озере Сухарь Вельки (табл. III) основным кормом 3-годовалой плотвы были *Ceriodaphnia*, личинки и куколки *Chironomidae* в том преимущественно *Orthocladiinae*, *Sphagnum*, *Daphnia* и *Bosmina* должны считаться сопутствующими элементами. Диатомеи совсем не входили в состав корма плотвы этого озера.

В пище самцов и самок обоих озер (Табл. IV и табл. VII) не было найдено существенных разниц.

Корм плотвы озера Вигры (табл. V, VI и график) сильно изменяется в связи с ее ростом. В начале второго года ее жизни почти исключительной пищей плотвы являются диатомеи из водорослевых комплексов. Пищей плотвы озера Сухарь Вельки на третьем году ее жизни являлась главным

http://rcin.org.pl

образом *Ceriodaphnia* а также личинки и куколки *Chironomidae-Orthocladiinae*.

Плотва выбирает свою пищу, отыскивая места нагула, специализированные и однородные в отношении их видового состава. В этих пределах нельзя также исключать индивидуальный отбор пищи плотвой, которая свободна выбирать и хватать большие или меньшие организмы выступающие совместно.

Излюбленной зоной плотвы в озере следует считать литораль. Ее определенные части используются разным образом и разными возрастными группами плотвы. В начале дело идет о эпифитических комплексах диатомей, среди которых следует различать два, а именно: тип *Cymbella-Epithemia* и тип *Diatomea-Synedra*. Однако на третьем году жизни часть особей перемещается в зону подводных харевых лугов и там начинает обтаривать дно литорали. Этот способ питания становится типическим на 4-ом и 5-ом году жизни рыбы, причем нитчатые водоросли иногда обильно выступают в их пищеводах. Плотва этого возраста отыскивает и пользуется так водорослевыми комплексами, как и некоторыми элементами донной фауны, не пренебрегая также воздушным кормом. На 6-ом и 7-ом году жизни плотва скатывается в более глубокие части литорали.

В пище плотвы оз. Сухарь Вельки массовое выступание *Ceriodaphnia* чаще всего исключало одновременное массовое появление *Chironomidae — Orthocladiinae*.

Оба эти пищевые элементы выступали вместе с осколками мха *Sphagnum*. Быть может, что в оз. Сухарь Вельки плотва наугливала по маленьким бухточкам, созданным плавающей тиной мхов *Sphagnum*.

Разницы в составе корма плотвы из озер Вигры и Сухарь Вельки, кажется, указывают на то, что в кормах плотвы из а-мезотрофного и ацидотрофного озер выступает принципиальная разница, что наглядно показано на табл. X.

Из сопоставления химического состава пищевых элементов и возможности добывания их плотвой в озерах Вигры и Сухарь Вельки — следует, что плотва водящаяся в Виграх получала за всю жизнь большее количество азота, нежели в озере Сухарь Вельки.

Отмеченные разницы в корме плотвы в начале второго года жизни (растительный корм) и старшей плотвы (животный корм) совпадают с разницами в химическом составе плотвы оз. Вигры, указанными М. Стангенбергом (1938).

Плотва в оз. Вигры обнаруживает кормовую схожесть с лещем и с линем (табл. XI). Возможно однако, что плотва использует более мелкие и другие части литорали, нежели лещ.

Список рисунков

Рис. 1. Состав корма плотвы у разных возрастных групп.

http://rcin.org.pl

K. Stangenberg

Summer Feed of Roach in a-mesotrophic and distrophic Lakes

Summary

Due to the fact that roach constitutes one of the most important components of fhe fish fauna in Poland, analyses were made on a greater number of individuals concerning the feed composition of this species on the background of the environment in which it lives.

For comparison roach was selected from the a-mesotrophic Lake Wigry, and from the distrophic Lake Suchar Wielki (showing an acidodistrophic character). The material collected from Lake Wigry consisted of 110 full alimentary tracts of roach 1+ to 6+ years old (Table I), while the material from Lake Suchar Wielki was made up of 58 alimentary tracts of 3 year old roach females.

The qualitative composition of feed in the alimentary tracts of roach from Lake Wigry, its frequency and mass occurence is presented in Table II; the same for Lake Suchar Wielki is shown in Table III. In respect to quantity, only mass and accompanying occurrence are taken into consideration.

The feed of roach from Lake Wigry at the beginning of June consisted principally of *Diatomeae*, filamental algae and *Chara*, and from amongst animals — of *Gammaridae*, *Trichoptera* and *Mollusca*. In Lake Suchar Wielki (Table III), the feed of three year old roach consists chiefly of *Ceriodaphnia*, as also *Chironomidae* larvae and pupae in which mostly *Orthocladiinae*,*Sphagnum*, *Daphnia* and *Bosmina* were accompanying components. *Diatomeae* did not take any part in the feed of roach in this lake.

No actual differences were noted in the feed composition of males and females in either of the lakes (Table I V and Table VII).

The feed of roach from Lake Wigry (Table V, VI and Fig. 1) differs notably depending upon the age of fish. At the beginning of the 2-nd year of life, roach feeds almost exclusively on *Diatomeae*. The feed of roach from Lake Suchar Wielki during the third year of life (Table VII) consists chiefly of *Ceriodaphnia*, and *Chironomidae-Orthocladiinae* larvae and pupae.

Roach selects its feed by taking advantage of feeding grounds which are highly specialized and uniform in respect to species composition. In this respect it is possible that the roach selects feed individually, as this species is free to choose larger or smaller organisms occurring simultaneously.

The lake zone which is chiefly taken advantage of by the roach is the littoral. Specific parts of this zone constitute the feeding grounds of various roach age groups. At first epiphytic *Diatomeae* complexes are taken advantage of from amongst which two types were distinguished, namely: *Cymbella-Epithemia* (Table VIII) and *Diatoma-Synedra* (Table IX). Already during the third year of

http://rcin.org.pl

life part of the individuals move to the underwater *Chara* meadow and begin to feed at the bottom of the littoral. This way of life is typical for the 4-th and 5-th year of life, and filamental algae are frequently found in abundance in the alimentary tract. During this period of life roach seeks and takes advantage of both epiphytic plant complexes and of certain bottom fauna components, as also of feed originating from the atmosphere. During the 6-th and 7-th years of life roach enters the deeper parts of the littoral.

Mass occurrence of *Ceriodaphnia* in the feed of roach from Lake Suchar Wielki usually did not coincide with mass occurence of *Chironomidae-Orthocladiinae*. Both of these components appeared in the company of Sphagnum remnants. It is probable that in Lake Suchar Wielki roach feed in small rifts formed by floating masses of Sphagnum mosses.

The differences in the feed composition of roach from Lake Wigry and Lake Suchar Wielki seem to indicate that the feed of roach from a-mesotrophic and acidotrophic lakes differs basically, as has been illustrated in Table X.

By comparing the chemical composition and availability of feed in Lake Wigry and Lake Suchar Wielki it can be observed that the intake of nitrogen by the roach in Lake Wigry is greater than that in Lake Suchar Wielki.

The differences indicated in the feed of the roach at the beginning of the second year of life (plant feed) and later (animal feed) are in accordance with the differences in the chemical composition of Lake Wigry roach as observed by M. Stangenberg (1938).

The feed of roach in Lake Wigry coincides with that of bream and eventually tench (Table XI). It is probable however, that roach takes advantage of shallower, and different parts of the littoral than bream.

List of figures

Fig. 1. Feed components in different age-groups of roach.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Alm G., 1919. Mörrumsans Lax och Laxöring. Medd. Kungl. Lantbruksstyr. Nr 216. Linkoping.
2. Auerbach M., Maerker W., Schmalz I., 1924. Hydrographisch-biologische Bodensee-Untersuchungen. Arch. f. Hydrob. Suppl. Bd. 3.
3. Bowkiewicz. J., 1934. Próba sukcesyjnej interpretacji pelagofauny Jezior Trockich. Rozpr. i Sprawozd. Zakł. Dośw. L.P. w Warszawie, Seria A. Nr 3.
4. Bokowa E. N., 1940. Potrieblenije i uswojenije korma wobłoj. Wobła siewiernogo Kaspia. Trudy WNIRO, T. XI., wyp. 5.
5. Dierżawin A., 1915. Pitanije leszcza. Trudy Astrachanoskoj Ichtiołogiczeskoj Laboratorii.
6. Dierżawin A., 1915. Pitanije wobły (*Rutilus rutilus caspicus* Jac.) Trudy Astrachanskoj Ichtiołogiczeskoj Labor. Vol. III.

http://rcin.org.pl

7. Geyer F.A., 1938. Älter und Wachstum der wichtigsten Cypriniden Ostholsteinischer Seen. Arch. f. Hydrobiol.,
8. Hartley P.H.T., 1940. The Food of Coarse fish. Freshw. Biol. Ass. Sci. Pub. No. 3. 1947. The Coarse Fishes of Britain. Freshw. Biol. Ass. Sci. No. 12.
9. Jelinowski B., 1950. Pokarm płoci (*Rutilus rutilus* L.) z jeziora Charzykowo. „Jezioro Charzykowo" IBL. Warszawa.
10. Kulemin A., 1934. Issledowanje rostowskogo ozera (Nero) w gidrobiołogiczeskom i rybochoziajstwiennom otnoszenii. Iwanowskoje otdelenje wsesojuznogo nauczno-issledowatelskogo instituta czerno-recznogo i rybnogo choziajstwa (Iwowniorch).
11. Lityński A., 1922 a. Jezioro Wigry jako zbiorowisko fauny planktonowej. Prace Stacji Hydrob. na Wigrach. T. I. Nr 1.
12. Lityński A., 1922. O wyborze pokarmu u ryb planktonożernych. Sprawozd. Stacji Hydrob. na Wigrach. T. 1. Nr 1. 1925. Próba klasyfikacji biologicznej jezior Suwalszczyzny na zasadzie składu zooplanktonu. Sprawozd. Stacji Hydrob. na Wigrach. T.I.
13. Neuhaus E., 1936. Studien über Stettiner Haff. IV. Untersuchungen über die Plötze. Zeit. f. Fisch. Bd. 34. H. 1.
14. Prawdin. I., 1915—1931. patrz spis literatury M. Stangenberg. 1938
15. Pliszka Fr., 1953a. Dynamika stosunków pokarmowych ryb jeziora Harsz. Polskie Arch. Hydrob. T. I.
16. Pliszka Fr., 1953b. Zmienność charakteru żywienia się ryb jako czynnik stabilizujący zespoły ichtiofauny. Polskie Arch. Hydrob. T. I.
17. Pliszka Fr., Dziekońska J., 1953. Analiza stosunków pokarmowych ryb w jeziorze Tajty jako podstawa do jego zagospodarowania. Roczn. Nauk Roln. 67. Seria. D.
18. Pliszka Fr., Dziekońska J., 1953. Próba charakterystyki stosunków i warunków pokarmowych narybku w jeziorze Tajty. Roczn. Nauk Roln. 67. Seria D.
19. Pentelow F.T.K., 1937. Report on the Growth of Bream and Roach in the Norfolk Broads. M. Agric. Fish. Res. Stat. Alresford, Hampshire.
20. Radforth I., 1940. The Food of the Grayling (*Thymallus thymallus*) Flounder (*Platichthya flesus*), Roach (*Rutilus rutilus*) and Gudgeon (*Gobio fluviatilis*) with Special Reference to the Tweed Watershed. J. Anim. Ecol. 9.
21. Rzóska J., 1935. Badania nad ekologią i rozmieszczeniem fauny brzeżnej dwu jezior polskich (Jezioro Kierskie i jezioro Wigierskie) Pozn. Tow. Przyj. Nauk. Ser. B.T. VII. zesz. 6.
22. Ryppowa H., 1927. Glony jeziorek torfowcowych tzw., „Sucharów" w okolicach Wigier. Arch. Hydrob. i Ryb. T. II. Nr 1—2.
23. Sakowicz i Kaszewski, 1928. Badania nad warunkami życia pogłowia leszcza (*Abramis brama* L.) w jeziorach z grupy Łęczyńsko-Włodawskiej na Podlasiu. Arch. Hydrob. i Ryb. T. III. Nr 1—2.
24. Schäperclaus W., 1933. Lehrbuch der Teichwirtschaft.
25. Schilde, W., 1936. Das Wachstum der Plötze (*Leuciscus rutilus* L.) in norddeutschen Seen. Zeit. f. Fisch. Bd. 34. H. 4.
26. Schiemenz P., 1924. Die Nahrung unserer Süsswasserfische. Naturwissenschaften. Vol. 26.
27. Smolian, 1914. Ein Beitrag zur Frage: Über die Verwertung der natürlichen Nahrung durch intensiv gefütterte Karpfen in Teichen. Zeit. f. Fisch. Bd. 14.
28. Stacja Hydrobiologiczna na Wigrach, 1928. Arch. Hydrob. i Ryb. T. III.
29. Stangenberg M., 1935. Chemische Untersuchungen am Wigry-See. Arch. Hydrob. i Ryb. T. IX. Nr 3—4.
1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza Suwalskiego. Rozp. i Sprawozd. Inst. Bad. L.P. w Warszawie. Seria A. Nr 19.

http://rcin.org.pl

1938. Zmienność ekologiczna płoci, Rozpr. i Spraw. Inst. Bad. L. P. w Warszawie. Seria A. Nr 39.

1953. Wzrost płoci. Polskie Arch. Hydrob. T. 1.

30. Steuer A., 1905. Die Ernahrung der Fische und die Bedeutung des Planktons. Fisch.— Kongr. Wien.
31. Tarwid K., 1939. Próba charakterystyki rozmieszczenia głębinowych larw Chironomidów jeziora Wigierskiego. Arch. Nauk Biol. Tow. Nauk. Warsz. T. VIII. zesz. 4.
32. Walter E., 1913. Einführung in die Fischkunde.
33. Willer A., Die Nahrungstiere der Fische. Handb. Binnefisch. Mitteleuropas. Demoll-Maier. Bd. I
34. Wunder W., 1936. Physiologie der Süsswasserfische. Mitteleuropas. Handb. d. Binnefisch Mitteleurop. Bd. II.
35. Wundsch H., 1919. Nahrungsuntersuchungen an Karpfen aus der Reichwirtschaftlichen Versuchsstation Sachsenhausen i M. Zeit. f. Fisch. Bd. XX.
36. Zawisza J., 1953. Wzrost ryb w jeziorze Tajty. Roczn. Nauk Roln. 67. Seria D.
37. Żełtienkowa M. W., 1938. Pitanije wobły (*Rutilus rutilus caspicus*) w siewiernoj czasti Kaspijskowo Moria. Trudy WNIRO. T. 10.
38. Żełtienkowa M. W., 1949. Sostaw piszczi i rost niekotorych predstawitielej wida *Rutilus rutilus* L. Zooł. Żurn. T. 28. wyp. 3.

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

M. Gąsowska

The morphology of hybrids and the ways of inheriting parental features by reciprocal hybrids: whitefish × small whitefish (*Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov × *C. albula* L.)

(Institute of Zoology of the Polish Academy of Sciences)

Received 20.VII.1956

Introduction

This publication is the continuation of a work that deals with reciprocal hybrids of *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov x *C. albula* L. obtained through artificial fertilization in 1951 and reared in ponds until 1954. The comparative analysis of such morphological features as: the structure and form of maxillare and supramaxillare and of the proportion between the length of gill rakers and the length of gill filaments, the position of the mouth, the number of scales along the lateral line of the parental species and of hybrids has enabled to state a certain regularity of inheritance and to put forward certain supposition as to the relationship of the parental species.

The growth, the fertility of hybrids, the unfailing fertilization of the eggs of the hybrids, the normal development of the fry, make of the hybrids a fully valuable breeding material.

Review of literature

Two contemporary ichthyologists N. I. Nikoljukin in the Soviet Union and C. L. Hubbs in the U.S.A. and their collaborators such as L. C. Hubbs and others are the leading scientists who devoted themselves to the research on the phenomenon of hybridization among fishes.

In the Soviet Union the method of hybridization is applied in order to obtain a valuable breeding material and, besides the practical purposes, this method solves many theoretical problems.

http://rcin.org.pl

From the point of view of phylogenesis S. G. Kryzanowskij confirms by means of the method of hybridization his division of fishes of the family *Cyprinidae* into four "subfamilies": *Barbini*, *Leuciscini*, *Gobionini* and *Danionini*; this division was formerly based on morphological and anatomical features.

N. J. Nikoljukin deals chiefly with the hybrids of the family *Cyprinidae* examining and comparing: 1. vitality, 2. rapidity of growth, 3. particular morphological structure, 4. development, 5. sterility and fertility. The author states that the analysis of these problems of the hybrids may be taken advantage of to enrich, by means of crossing, our ideas and knowledge of the phylogenesis of species. From the viewpoint of evolution N. I. Nikoljukin (1952) considers that the crossings between the individuals of the lowest taxonomic groups — such as genus and species — is the most advantageous economically because the hybrids thus obtained are in most cases fertile. Besides he thinks that in cases of retrograde crossings of hybrids with parental species a disturbance in the preservation of specific features may occur which in connection with an adequate influence of environment may cause advantageous changes in the offspring.

The publications of C. L. Hubbs and of his collaborators are of a rather theoretical value. Hubbs (1930, 1931, 1932) states the frequency of intergeneric crossing in natural conditions in the family *Centrarchidae* which results in offsprings that are fit to live but are sterile. He had noticed an outstanding heterosis in the growth of this kind of hybrids which in some cases reaches 100% in comparison with parental species.

The fact mentioned by Hubbs that this kind of hybrids inherit almost 50% of features from each of their parents should be stressed. The above mentioned affirmation may be true with regard to the investigated cases, but it can not be generalized as it is proved by the observations made by Nikoljukin (1952) on the hybrids of sturgeons and some cyprinid fishes and by my own on the hybrids of whitefish x small whitefish which will be discussed later on.

The interspecific hybrids of the genus *Coregonus* occur in Siberia as the offsprings of natural crossing. The recent publications deal with the artificial supply of hybrids for the purpose of investigation of the extent of the inheritance of parental features, for the investigation of heterosis and the establishing of the value of hybrids as breeding material.

The earlier particulars concerning the natural interspecific hybrids of the genus *Coregonus* summarized by Berg (1948) are as follows: A. I. Berezovskij (1924) describes the hybrids of *Coregonus autumnalis* (Pallas) x *C. muksun* (Pallas) and states that they grow better than the parental forms and are fertile. P. A. Drjagin (1936) described hybrids of *C. autumnalis* (Pallas) x *C. pidschian n. jucagiricus* Drjagin and interspecific hybrids of *C. autumnalis* (Pallas) x *C. sardinella* Valenciennes. Berg (1926) described interspe-

http://rcin.org.pl

cific hybrids of *C. nasus* (Pallas) x *C. pidschian* (Gmelin). *W. G. Calikov* obtained in 1925 through artificial spawning interspecific hybrids of *C. nasus* (Pallas) x *C. muksun* (Pallas) and investigated the development during the period of the incubation and the first period of the fry life.

The first observations on interspecific hybrids of *C. lavaretus maraenoides* Poljakov x *C. albula* L. were made by M. I. Tichij (1927). Both parental species which originated from the Tshudskoje Lake (Pejpus Lake) were introduced to the Tsheremenieckoje Lake in Ural. The author states that the hybrids have inherited the shape of body and scales and the rate of growth after the whitefish but the size of eggs after small whitefish. They reach sexual maturity in the 28 — 29th month of life that means a year earlier than small whitefish and 2—3 years earlier than whitefish in the maternal lake.

Much consideration has been given lately in the Soviet Union to the interspecific hybrids of whitefish from the Tshudskoje Lake and ripus from the Ladoga Lake (*C. l. maraenoides* Poljakov x *C. albula infraspec. ladogensis* Prawdin). Both species generally acclimatize perfectly. N. W. Nesterenko (1954) had investigated the reciprocal hybrids of these fishes and found that they differ from the parental forms mostly by the shape of the mouth which, in spite of its position at the end of the head, keeps a distinctly seen frontal plate (formed by the intermaxillare) which makes it more similar to the type of whitefish than to the type of ripus. Then he adds: „The hybrids differ from the parental species not only by the shape of the mouth but also by the structure of the gill rakers apparatus, the scale cover and the general shape of the body. With regard to these features and the position of the mouth the hybrids are really intermediate between whitefish and ripus. The gill rakers of most hybrids are as long as the gill filaments whereas those of whitefish are shorter and of ripus are longer". Nesterenko considers that, from the point of view of the investigated features, the hybrids are intermediate and therefore it is not possible to conclude from these features whether the hybrids originate from female whitefish × male ripus or vice versa. The heterosis of these hybrids has manifested itself in a more rapid growth, in vitality and in a smaller fastidiousness in selecting food than shown by parental forms.

The origin of material and the ways of investigation

This paper deals with the analysis of the anatomic and morphologic features of reciprocal hybrids of whitefish × small whitefish. The hybrids were obtained by means of artificial fertilization of whitefish and small whitefish from the Goldapiwo Lake in the Mazurian district (North Poland). The breeding has been carried in the ponds of the Pond Experimental Station of the Freshwater Fishery Institute at Zabieniec near Warsaw since 1952. Both kind of hybrids have proved to be fertile and therefore it was possible to obtain in 1954 by

http://rcin.org.pl

means of artificial spawn a generation F_2 which grows well in ponds. Morphological observations were concentrated mainly on two and three-years old hybrids.

External features

Concerning their external features the hybrids are intermediate in comparison with the parental species; yet, according to the observations made by Nesterenko on his hybrids, they are not entirely intermediate. The feature that constitutes the most outstanding difference between the shape of whitefish and that of small whitefish is the position of the mouth. The mouth of small whitefish is at the end of the head whereas that of whitefish is below the end of the head. With regard to this feature the hybrids originating from whitefish female have shown a great scale of variety; there were individuals with the mouth below the end of the head and a distinctly seen frontal plate like that of whitefish, and with a shortened lower jaw or with the mouth at the end of the head. The hybrids originating from small whitefish female have shown a smaller scale of variety their mouth being placed in most cases at the end of the head.

The matroclinic similarity is marked by the colour of the body and the fins of the adult individuals. The hybrids originating from small whitefish female were more silvery and their paired fins were almost transparent. The hybrids originating from whitefish female had a dark dorsal side and very darkened fins.

The meristic features such as the number of soft rays in the dorsal fin and the number of scales in the lateral line are given in the table I.

Table I

Species	Number of fishes examined	Soft rays in fins		Lateral line	
		D	A	Number of scales	Average
Whitefish	24	9—12	10—13	86—102	92.8
Small whitefish	25	8—10	10—12	76—92	83.5
♀ Whitefish × ♂ small whitefish	25	8—10	10—13	77—94	84.7
♀ Small whitefish × ♂ whitefish	18	9—10	10—13	77—94	82.2

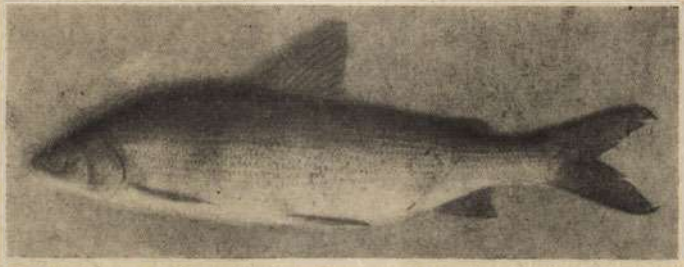
This comparison shows that the average numbers of scales and their lower and upper limit of variability for both kinds of hybrid are the same as for those of the small whitefish. The quantity of soft rays in the dorsal fin and in the anal fin show the same limits of variability as the parental species. The number of gill rakers on the first branchial arch indicates that both kinds of hybrids are intermediate with a certain deviation to the maternal type Tab. II.

http://rcin.org.pl

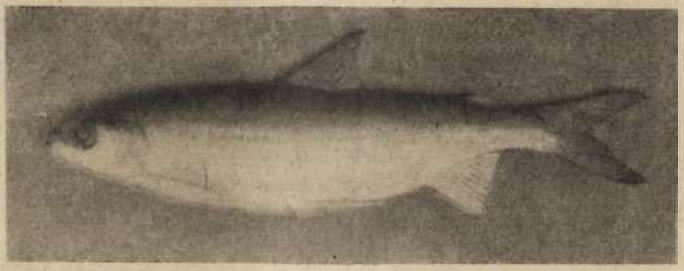
Table II

Species	Number of fishes examined	Number of gill rakers	Average number
Whitefish	30	36—43	39.0
Small whitefish	39	39—48	42.7
♀ Whitefish × ♂ small whitefish	34	35—45	38.8
♀ Small whitefish × ♂ whitefish	24	36—45	40.3

The intermediate nature of hybrids is also marked by the structure of scales. The scales of hybrids originating from small whitefish female are harder and are stronger fixed in the skin than the scales of small whitefish. With regard to this feature the matroclinic tendency of hybrids originating from whitefish female is very distinct, namely during the season of spawning the pearl organ was very distinctly seen on the scales along the sides of the body of the males as well as of the females (Fig. 1,2). This feature is the peculiarity of whitefish and does not occur in small whitefish. I had no chance to examine this feature of the hybrids originating from small whitefish female because the specimens I had at my disposal were not quite adult; the reproductive organs were of the V stage of maturity according to the scale of Maier. Fishes were examined on October 15 th whereas spawning was expected on November 20 th.



Phot 1. Female of the ripe Hybrid, ♀ *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov × ♂ C. *albula* L.



Phot 2. Female of the ripe Hybrid, ♀ *Coregonus albula* L. × ♂ *C. lavaretus maraenoides* Poljakov

http://rcin.org.pl

As to the structure of the gill apparatus the hybrids are intermediate in comparison with parental species (Fig. 3).

The proportion between the length of the gill rakers and the length of gill filaments (Fig. 4) as expressed by figures is as follows:

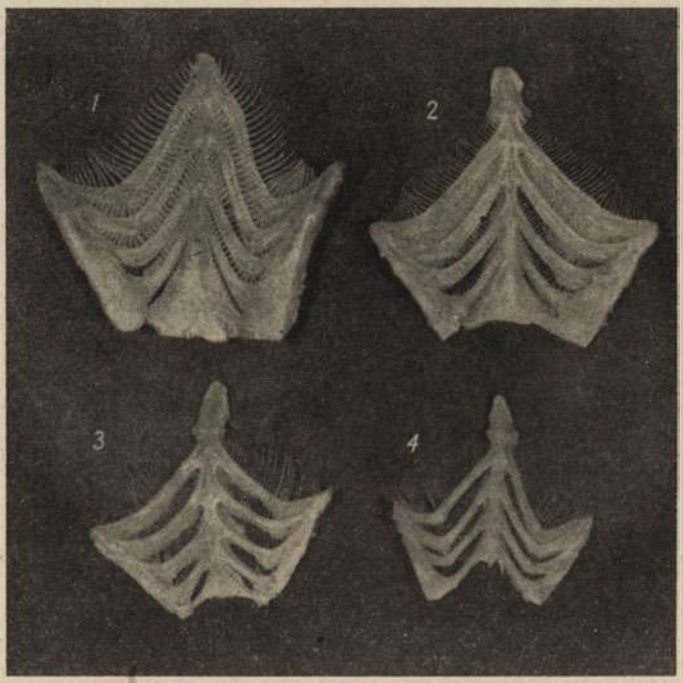
Whitefish — 1 : 1.4 ♀ Whitefish × ♂ small whitefish — 1 : 1.16
Small whitefish — 1 : 1 ♀ Small whitefish × ♂ whitefish — 1 : 1

In both kinds of hybrids the type of small whitefish is predominant.

The size of the eggs of hybrids originating from whitefish female is intermediate between the size of the eggs of whitefish and those of small whitefish.

The skull

Searching for the ways in which the heredity of parental features has manifest itself in the hybrids I have examined the structure of bones which com-

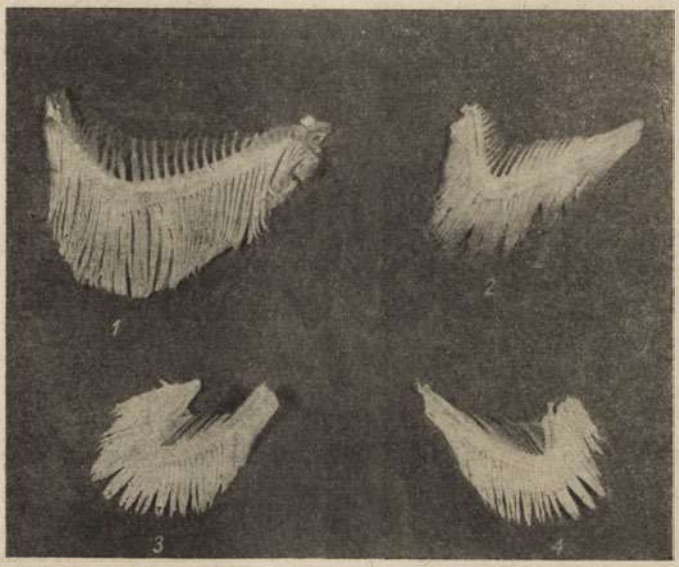


Phot 3. Gill rakers apparatus of: 1. *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov; 2. hybrid, ♀ *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov × ♂ *C. albula* L.; 3. *Coregonus albula* L.; 4. hybrid, ♀ *Coregonus albula* L. × ♂ *C. lavaretus maraenoides* Poljakov

pose the skull of hybrids and that of parental forms. The only difference between whitefish and small whitefish as to the structure of their skull lies in

http://rcin.org.pl

the structure of maxillare and supramaxillare; besides, all other bones have a very similar, if not identical, structure. There are two distinct parts in the maxillare: 1. the proximal part which is narrow and 2. the distal part which is broad. The proximal part of whitefish is long, that of small whitefish is short, whereas that of the hybrids is near in its proportions to the maternal type (Fig. 5).



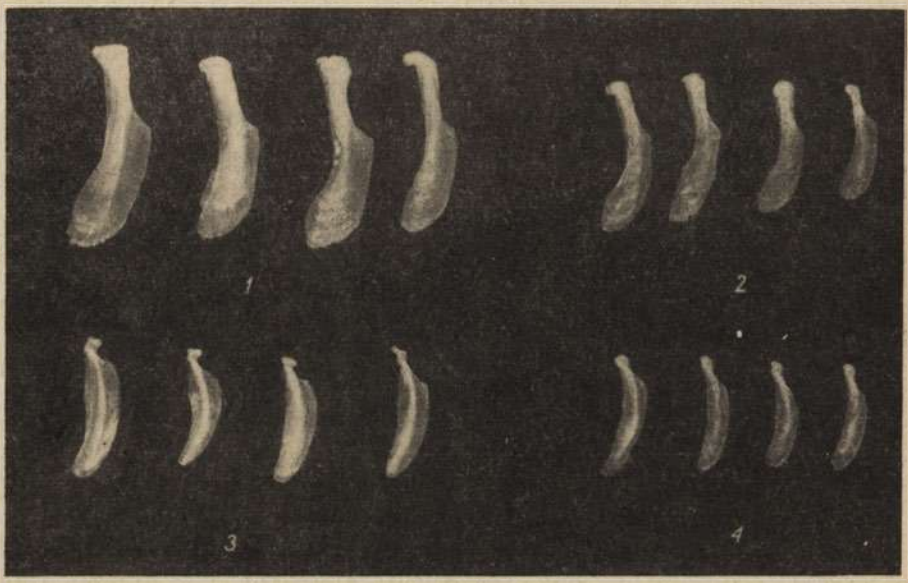
Phot 4. The first branchial arch of: 1. *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov; 2. hybrid, ♀ *C. l. maraenoides* Poljakov × ♂ *C. albula* L.; 3. *C. albula* L.; 4. hybrid, ♀ *C. albula* L. × ♂ *C. l. maraenoides* Poljakov

The morphologic differences in the structure of the maxillare of whitefish and that of small whitefish are very distinct in the distal part. The distal part of the maxillare of whitefish has the shape of a somewhat flat triangle (Fig. 5) slightly broadening at the end; its end is slightly carved at the edge. The distal part of the maxillare of small whitefish has a semilunar shape, its distal edge is rounded and not carved but a swelling, seen as a white oblong stripe on a transparent background, stretches through the middle of this part. These characteristic shapes and proportions are not so distinct in the hybrids which show a deviation towards the maternal type. This deviation is very distinctly seen in the carving at the edge of the maxillare of hybrids originating from whitefish female and the lack of it in the maxillare of the reverse hybrids.

The differences in the shape of supramaxillare of whitefish and that of small whitefish are well illustrated by the shape of these bones in the hybrid

http://rcin.org.pl

(Fig. 6). Here too we see an inclination towards the maternal type. I think that the differences in the structure of maxillare and supramaxillare of the hybrids may be very helpful in establishing the sex of the parents (female whitefish × male small whitefish or vice versa). As to the other details of the structure of the skull the existence of the basisphenoideum in both kinds of



Phot 5. Maxillare of: 1. *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov; 2. hybrid, ♀ *C. l. maraenoides* Poljakov × ♂ *C. albula* L.; 3. *Coregonus albula* L.; 4. hybrid, ♀ *C. albula* L. × ♂ *C. l. maraenoides* Poljakov

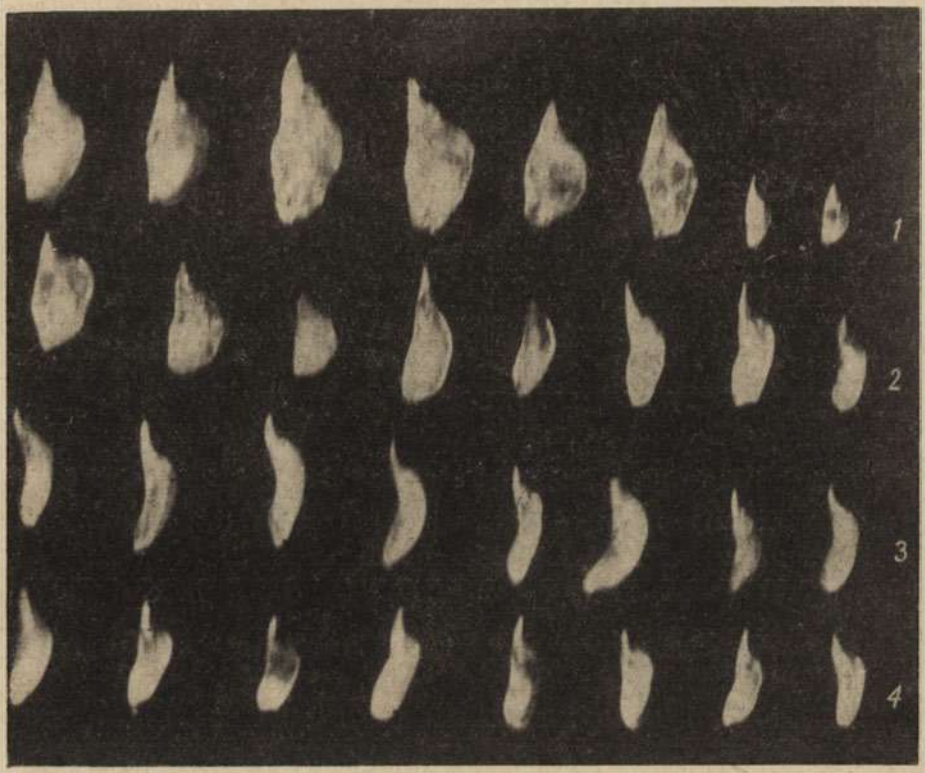
hybrids should be stressed. This bone lies in the back part of eye cavity at the beginning of back myodom, it is Y-shaped and is joined with the prooticum by means of forked arms; the unpaired arm is directed downwards to the parasphenoideum and grows into the membrana of septum interorbitale. It is a very small bone which gets easily lost at preparation and its existence has been established for *Coregonus lavaretus* L. but lately by Berg (1955).

Growth and fertility of hybrids

The hybrids are fully fertile. The reproductive organs of males of both kinds of hybrids show no trace of degeneration. The ovaries of hybrids originating from small whitefish female are normally developed (20 females under examination); in the hybrids originating from whitefish female in two cases out of fourteen there was a degeneration of one ovary. The first kind of hybrids produced in the average 12 644 eggs, this number being calculated on the

http://rcin.org.pl

ground of examination of 5 females 2 + year old varies within the limits of 9 928 — 16 040 eggs and depends on the weight of the female. With regard to this feature the above mentioned hybrids are intermediate between whitefish and small whitefish of the Goldapiwo Lake. The first one produced in average of 29 000 eggs the latter of 8 500 eggs.



Phot 6. Supramaxillare of: 1. *Coregonus lavaretus maraenoides* Poljakov; 2. hybrid, ♀ *C. l. maraenoides* Poljakov × ♂ *C. albula* L.; 3. *Coregonus albula* L.; 4. hybrid, ♀ *C albula* L. × ♂ *C. l. maraenoides* Poljakov

Male hybrids reach sexual maturity at the age of 1 + and so do partly the females originating from small whitefish mother. In their third year of life the hybrids originating from whitefish mother were artificially spawned and gave offsprings F^2 which being bred in pond from April 6th to Juli 15th reached the length of 11 cm and the weight of 9.94 g.

The increase of weight of both kinds of hybrids shows a great variety as compared with each other and in comparison with the weight of the parental species. The hybrids originating from whitefish mother at the age 2 + reach the average weight of 272.7 g whereas whitefish of the same age from the

http://rcin.org.pl

Gołdapiwo Lake weigh about 450 g. The other kind of hybrids at the age of 2 + reach the average weight of 220 g whereas full grown specimens of small whitefish from the same lake weigh about 200 g at the age of 3 +. The phenomenon of the heterosis of growth affects the hybrids originating from small whitefish female.

The economical value of one or the other kind of hybrids can not be established on the ground of the above mentioned experiments. The desired heterosis may manifest itself in different ways and depends on the environmental conditions. Further comparative investigations concerning lake and pond breeding are indispensable in order to examine and even to provoke the phenomenon of heterosis which might help to obtain the required properties.

Discussion

My investigations of the hybrids of whitefish x small whitefish confirm the fact stressed by the Soviet investigators that the hybrids are fully fertile. The phenomenon of heterosis affecting the rapid growth and consequently the increase of weight appeared in my experiments only with hybrids originating from small whitefish female, this fact may be interpreted as another proof of the intermediate features of hybrids because one of the parental species — small whitefish is lighter than the hybrids; the other -whitefish- is usually much heavier. The remark concerning the intermediate external appearance of hybrids stressed by N e s t e r e n k o and other authors does not completely agree with my own observations. Both kinds of hybrids when they are young have a similar appearance but when growing mature their appearance draws nearer the maternal type. It is not excluded that the scale of variety in the appearance of hybrids is very large and that besides the shapes which approach maternal types ther crae those that are intermediate. This fact should be tested on a rich material where comparisons could be made. Unfortunately, I did not have such material at my disposal while carrying investigations. One should not neglect either the framing influence of the environment on the plastic organism of the hybrid because this influence may to a certain extent modify the inborn hereditary inclinations.

The fact that in both kinds of hybrids the features of one parent only were noticeable in this case the features of small whitefish (the number of scales on the lateral line and the proportion between the length of gill rakers and the length of gill filaments) suggests their longlastingness and their conservatism. The censervatism and smaller plasticity of small whitefish than that of the whitefish are proved by the stability of such a feature as the density of gill rackers; this feature was stated at two forms of small whitefish that are living on the bottom of the lakes and feeding on bottom organisms, like *Mysis relicta* or larves of *Tanytarsus*. Those features could

http://rcin.org.pl

be common to the ancestral form from which by way of divergency developed: *Coregonus lavaretus* (Linne) sensu lato, *C. abula* L. and other species. This divergency might have originated at the time of the passing of Coregonus from sea life to fresh water life which occurred probably in the thertiary period. These forms are: 1. *C. albula lucinensis* Thienemann from the Breiter Lucin Lake and the neighbouring lakes North Germany and 2. *C. albula infraspecies kiletz* Michailowsky from the Onega Lake. The first form has 39-47 (43) gill rakers on the first branchial arch, the second 38-48 (43).

REFERENCES

1. Berg L. S. 1948. Ryby priesnych wod SSSR i sopriedielnych stran. Moskwa—Leningrad.
2. Berg L. S., 1955. Sistiema ryboobraznych i ryb, nynie żiwuszczich i iskopajemych. Trudy Zool. Inst. T. 20, wyp. 2.
3. Hubbs C. L. and Hubbs L. C., 1930. Increased Growth in Hybrid Sunfishes Pap. Mich. Acad. Sci., Arts and Letters. Vol. 13.
4. Hubbs C. L. and Hubss L. C., 1931. Experimental Verification of Natural Hybridization between Distinct Genera of Sunfishes. ibidem, Vol. 15.
5. Hubbs C. L. and Hubbs L. C., 1932. The Increased Growth, Predominant Maleness, and Apparent Infertility of Hybrid Sunfishes. ibidem, Vol. 17.
6. Kryżanowskij S. G., 1947. Sistiema siemiejstwa karpowych ryb (Cyprinidae). Zool. Żurn. T. 26, wyp. 1.
7. Nesterenko N. W., 1954. Opyt gibridizacji uralskogo ripusa s czudskim sigom. Dokł. Ak. Nauk. SSSR. T. 97, wyp. 6.
8. Nikoljukin N. I., 1952. Mieżwidowaja gibridizacja ryb.
9. Pomerancew G. P., 1951. Aklimatizacja ładożskogo ripusa w uralskich ozierach. Dokł. Akad. Nauk SSSR. T. 81.
10. Prawdin I. F., 1954. Sigi wodojomow Karelo-Finskoj SSR. Moskwa—Leningrad.
11. Thienemann A., 1933. *Coregonus albula lucinensis*, e ine Tiefenform Kleinen Maräne aus einem norddeutschen See. Zeitschr für Morph. u. Oekol. der Tiere. Bd. 27, H. 4.
12. Tichij M. I., 1927. Rybowodstwo w wodojomach obszczestwiennogo polzowanija SSSR. Sbornik w czest prof. N. M. Knipowicza.
13. Wotinow N. P., 1951. Ikromietanije ripusa i gibridow ripus x sig w prudowych usłowijach. Dokł. Akad. Nauk SSSR. T. 80, wyp. 3.

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

M. Stangenberg

Ogólny pogląd na skład chemiczny wód rzecznych Polski

Maszynopis otrzymano 1. III. 1956.

I. Wstęp

Przedstawienie ogólnego poglądu na skład chemiczny wód rzecznych Polski jest zagadnieniem skomplikowanym. Trudność polega między innymi na tym, że poglądy na chemizm wód powierzchniowych kuli ziemskiej są w trakcie formułowania. Brak uznanych syntez powoduje konieczność opierania się prawie wyłącznie na bieżącym doświadczeniu innych krajów i własnym.

Odnośna literatura zagraniczna jest stosunkowo trudno dostępna, materiały krajowe nie zawsze gromadzone dla celów syntetycznych. Wiele z nich posiada uki tak duże, że próba oparcia na nich uogólnień może budzić dość znaczne zastrzeżenia lub zmusić autora do pozostawienia szeregu zagadnień otwartymi. Stąd pewne nierówności w przedstawieniu materiału, trudne w obecnym stanie wiedzy do usunięcia i zmuszające niekiedy tylko do zasygnalizowania problemu, np. w postaci zamieszczenia istniejących materiałów analitycznych bez obszerniejszych komentarzy.

Materiał analityczny stanowiący podstawę niniejszego opracowania jest w ogromnej większości oryginalny, gromadzony przez autora przez 20 lat pracy na wodach Polski. Poza tym na szczególne uwzględnienie zasługują materiały udostępnione przez Dział Wodny Państwowego Zakładu Higieny w Warszawie i jego oddziały w terenie.

W gromadzeniu materiałów pomagali dr inż. Krystyna Stangenberg, mgr inż. Adam Solski i mgr inż. K. Żemoytel-Kolanko, pracownicy naukowi Zakładu Limnologii i Rybactwa Uniwersytetu i Politechniki we Wrocławiu, obecnie Zakładu Rybactwa WSR we Wrocławiu, gdzie wykonano znaczną część analiz.

http://rcin.org.pl

Poniższa próba syntetycznego scharakteryzowania składu chemicznego wód rzecznych Polski dotyczy 210 rzek rozmieszczonych po jej całym terenie, tak jak to wskazuje załączona mapa nr 1. Wiele rzek było charakteryzowanych tylko jedną lub kilkoma próbami wody, jednak sporo ich poznano także od źródeł do ujścia. Zmiany składu chemicznego wód rzeki Odry i Wisły zbadano w cyklu rocznym, kilku innych rzek w okresie wiosennym i letnim.

Szczegółowa analiza części zgromadzonych przez nas materiałów doprowadziła do szeregu publikowanych opracowań, które wyliczam w załączonym spisie literatury, jako mogące ułatwić bliższe poznanie zagadnienia składu chemicznego wód rzecznych Polski.

W poniższej pracy pomijana będzie w znacznym stopniu teoretyczna strona zagadnienia, którą musimy uznać za wiadomą.

II. Skład chemiczny wód rzecznych Polski

Montując ogólny pogląd na skład chemiczny naszych wód rzecznych będziemy omawiali w miarę możliwości skład wód niezanieczyszczonych. Obrazując naturalne własności chemiczne naszych wód rzecznych stworzymy tło do zrozumienia ich stanów zanieczyszczeniowych, omówionych — jak już wspomniałem wyżej — gdzie indziej. Oczywiście niejednokrotnie zagadnienia te będzie trudno rozdzielić, gdyż ścieki są wprowadzane ustawicznie do licznych rzek i często zmieniają skład ich wód przynajmniej w nieznacznym stopniu. Trzeba się więc liczyć, że uzyskany obraz nie zawsze będzie doskonały. Niemniej jednak, wobec zastosowania statystycznego opracowania materiałów, wiele momentów przypadkowych, spowodowanych zanieczyszczeniami, zostanie wyeliminowanych i pozwoli spodziewać się, że przedłożony tekst da pogląd na stosunki chemiczne istotnie panujące w wodach rzecznych Polski.

Wyniki opierają się na materiale z 210 rzek i rzeczek zestawionych alfabetycznie w załączonym katalogu chemicznego składu wód rzecznych Polski. Obejmuje on prawie wszystkie ważniejsze rzeki naszego kraju i większość ich dopływów (patrz mapa nr 1), obrazując dość obszernie przybliżony skład chemiczny ich wody.

W wodach wykonywano od 10 oznaczeń najbardziej podstawowych do 24. Katalog zawiera zatem około 3800 oznaczeń. Szczególnie ważne jest to, że obejmuje on ogromną większość rzek Polski, zatem materiał nie jest przypadkowy.

Podając w katalogu skład chemiczny jednej próby wody dla każdej rzeki, pomijano niejednokrotnie, ze względu na trudności techniczne, wyniki badań kilkunastu prób innych, zebranych wzdłuż całego biegu rzeki, które zamieszczono w większości poniżej w osobnych tablicach. Wybierano w takich razach wyniki dla rzeki najbardziej charakterystyczne, odzwierciedlające w miarę możności cechy stwierdzone w analizach całego jej biegu (z pominięciem o ile możności momentów zanieczyszczeniowych). W ten sposób katalog zawierając

http://rcin.org.pl

wyniki analiz charakterystycznych dla 210 rzek opiera się właściwie na posiadanych analizach około 600 prób wody rzecznej i 7000 pojedynczych oznaczeń.

Zmienność składu chemicznego wody w rzece

W charakterystyce składu chemicznego wód rzecznych istotne jest zdanie sobie sprawy z tego, w jakim stopniu bieg rzeki jest czymś jednolitym na całej swej długości i szerokości oraz jakim zmianom ulegają chemiczne własności

Tabela I

Temperatury wody (°C) w poprzecznych profilach Niemna w dniach 17—26.VI.1939 r.
Water temperatures (°C) in the transversal section of the river Niemen, 17—26. VI. 1939

Stanowisko Point	Środek Middle		Brzegi Banks	
	Powierzchnia Surface	Dno Bottom	Lewy Left	Prawy Right
1	23,6	23,6	23,8	24,2
2	22,8	22,8	22,8	22,8
3	23,8	—	—	24,0
4	23,8	23,8	23,9	23,8
5	22,5	22,5	22,5	22,5
6	23,7	23,7	23,7	23,5
7	22,1	22,1	22,0	23,9
8	21,0	21,0	20,5	21,3

wody rzecznej w ciągu dnia, tygodnia, miesiąca, roku i lat. Naświetlenie tego zagadnienia może także wskazać, w jakim stopniu analiza jednej próby wody pozwala wnioskować o całej rzece i o ile na takich wynikach można się opierać przy formułowaniu dalej idących wniosków. W ten sposób sprawa jest również istotna z metodycznego punktu widzenia.

Zróżnicowanie w poprzecznym przekroju koryta rzecznego. Zagadnienie to przedstawiono nieco bliżej na przykładzie rzek Wieprza, Niemna i Odry.

Biorąc próby z mostów na rzece Wieprz przekonano się, że skład chemiczny wody w profilu tej bardzo mało zanieczyszczonej rzeki nie wykazał istotnych różnic przy obu brzegach i na środku tuż pod powierzchnią wody, a także i przy dnie. Zróżnicowanie pod względem bakteriologicznym było istotne, jak to widać z tab. IV, str. 16 (Stangenberg 1951). Różnice ilości bakterii w wodzie przy poszczególnych brzegach dochodziły do kilku, kilkunastu, a nawet wyjątkowo w miejscach zanieczyszczonych do kilkudziesięciu tysięcy kolonii w 1 cm^3. Podobnie wykazano na podstawie prac Seelera wykonanych na rzece Łabie (Stangenberg 1939), że różnice w ilości planktonu roślinnego wody przy obu brzegach dużych rzek mogą być znaczne, od kilkuset do kilku tysięcy komórek

http://rcin.org.pl

na litr. Studia autora na Niemnie, wykonane w 1939 r., wykazały (tab. I), że temperatury wody w poprzecznym profilu rzeki niezanieczyszczonej różnią się w lecie nieznacznie, w najbardziej skrajnym przypadku (jednostronna insolacja przy piaszczystej plaży) o 1,9°C. Badane równocześnie w tych samych warunkach natlenienie wody (tab. II) wykazało istnienie różnic o 1,43 mg/l O_2 przy

Tabela II

Natlenienie wody w poprzecznych profilach Niemna w dniach 17—26.VI.1939 r.

Oxygen content in the transversal section of the river Niemen, 17—26. VI. 1939

Stanowisko Point km	Środek middle				Brzeg Banks			
	Powierzchnia Surface		Dno Bottom		Lewy Left		Prawy Right	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1—0 (Stołpce)	7,75	87,86	7,96	90,24	8,16	93,83	6,73	77,09
2—27	7,34	82,10	7,34	82,10	7,55	84,45	7,34	82,10
3—52	8,16	92,83	—	—	—	—	8,16	93,15
4—95	8,16	92,89	8,16	92,83	8,16	93,04	8,16	92,83
5—105	7,14	79,51	7,14	79,51	7,34	81,73	7,75	86,30
6—123	8,16	92,72	8,16	92,76	8,16	92,72	8,16	92,41
7—151	8,77	97,01	8,77	97,01	8,98	99,11	8,98	102,39
8—163	8,36	90,57	8,57	92,84	8,04	86,35	8,16	88,88

obu brzegach na stanowisku nieco zanieczyszczonym (Stołpce), a o około 15% nasycenia tlenem. Do tak znacznego zróżnicowania dochodziło jednak, jak widać z omawianej tablicy, stosunkowo rzadko.

Różnic temperatury wody powierzchniowej i przydennej w rzece Niemen o głębokości 1,5—2,5 m nie stwierdzono na badanym pod tym względem odcinku 200 km (tab. I i II), podobnie jak i w natlenieniu, gdzie w najbardziej skrajnych przypadkach wynosiły one nieco powyżej 2% natlenienia a kilkanaście setnych mg/l O_2.

W przypadku rzek silnie zanieczyszczanych stosunki mogą przedstawiać się inaczej. Na przykład w Odrze pod Opolem temperatura wody w październiku 1948 r. wynosiła przy prawym brzegu 16,8°C, a przy lewym 11,9°C, co znalazło oczywiście także wyraz w % nasycenia tlenem, jednak nie w jego absolutnych ilościach. Różnice w składzie chemicznym wody istniały, były jednak przeważnie nieistotne, jak to wskazuje zestawienie na s. 293.

W ten sposób można sądzić, że skład chemiczny jednej próby wody w naszych rzekach jest w wysokim stopniu charakterystyczny dla profilu i przeważnie wystarczający dla celów technicznych. Dla poznania panujących w rzece stosunków biologicznych zbadanie jednej próby często nie wystarcza.

Zmiany wzdłuż biegu rzeki. Danych na ten temat posiadamy dosyć dużo. Pierwsze, na dłuższym odcinku rzeki, zostały wykonane w Polsce

http://rcin.org.pl

przez Przyłęckiego badania składu chemicznego wody Wisły od Puław do ujścia (1931), a następnie przez M. Stangenberga w r. 1939 na 400 km biegu Niemna, od Stołpców do Druskiennik (1956). Kontynuowane przez ostatnio wymienionego, po raz pierwszy w Polsce od źródeł do ujścia, badania rzeki Wieprza (Stangenberg 1951) i rzeki Pilicy (Stangenberg

Rzeka Odra pod Opolem (18. X. 1948)

Charakterystyka wody	Brzeg	
	prawy	lewy
Temperatura, ° C	16,8	11,9
O_2, mg/l	9,6	9,8
O_2, %	100,0	90,7
BZT_5 — 20° C, mg/l O_2	6,6	3,8
CO_2, mg/l	6,0	6,0
Barwa, mg/l Pt	80	75
Twardość ogólna, mg/l $CaCO_3$	200	230
Zasadowość, $CaCO_3$	114	128
Twardość stała, mg/l $CaCO_3$	86	102
N (NH_3), mg/l	3,5	3,6
N (NO_2), mg/l	0,15	0,15
N (NO_3), mg/l	0,22	0,20
Chlorki, mg/l Cl	380	380
Żelazo ogólne, mg/l Fe	3,8	3,7
Fosforany, mg/l PO_4	0,06	0,055
Utlenialność, mg/l O_2	29,2	28,6
Sucha pozostałość, mg/l	1129	1094

1951) ostatecznie wykazały zdecydowaną wyższość tego rodzaju podejścia badawczego do rzeki w przeciwieństwie do tzw. badań zanieczyszczeniowych, ograniczających się do porównywania wyników analiz prób wody pobieranych z rzeki tylko powyżej i poniżej ujścia ścieków. W wyniku dalszej pracy M. Stangenberga i jego współpracowników zostały poznane biegi rzek: Radomki, Zagożdżonki, Nidy, Kamiennej, Białej Białostockiej i Supraśli wraz z wodą przyujściową ich ważniejszych dopływów (Stangenberg, M., w druku), Nisy Kłodzkiej, Oławy, Ślęzy, Bystrzycy, Kaczawy, Bobra, Baryczy, Widawy i Sztobrawy (K. Stangenberg 1953). Rzekę Odrę od granicy państwa do ujścia w zimie 1953/54 zbadali A. Solski, K. Stangenberg i M. Stangenberg (1957). Irena Cabejszek zbadała Kamienną (1951), Pilicę (1953) i Bzurę (1954) w ramach Państwowego Zakładu Higieny w Warszawie. Z częściowych badań różnych autorów daje się dzisiaj odtworzyć ponadto obraz składu chemicznego wody całego biegu rzeki Odry w lecie (M. Stangenberg 1957), Warty, Wierzycy i Dunajca. Także przybliżona charakterystyka składu chemicznego wody wzdłuż całego biegu rzeki Wisły jest możliwa.

Z wyżej wymienionych badań wynika pogląd ogólny, że skład chemiczny wody wzdłuż biegu rzek jest zmienny i w różnych rzekach przebiega w sposób bardzo

http://rcin.org.pl

Zakres zmian składu chemicznego wody

Variation of the chemical composition of water

	Odra 4—7. I. 54	Wisła (różne lata)	Wieprz 17-19. VII. 41	Pilica 3-22. IX. 41
Sucha pozostałość, mg/l-Total residue	390—1423	161—1057	290—624	210—358
Twardość og., mg/l $CaCO_3$—Total hardness	160—360	130—303	144—256	144—235
Twardość węglanowa, mg/l $CaCO_3$ — Carbonic hardness	38—200	65—185	155—265	80—220
Żelazo, mg/l Fe-Iron	0,56—9,6	0,1—4,1	0,30—6,0	0,20—0,60
Chlorki, mg/l Cl-Chlorides	66—486	10—172	śl. —17,7	2,3—10,2
Amoniak, mg/l $N(NH_3)$-Ammonium	0,64—6,4	0,03—2,4	0,00—7,78	0,004—0,26
Azotyny, mg/l $N(NO_2)$—Nitrites	0,024—0,84	0,00—0,4	śl. —0,50	śl.—0,014
Azotany, mg/l $N(NO_3)$—Nitrates	0,03—0,3	0,10—2,21	0,06—0,4	0,14—3,0
Fosforany, mg/l PO_4—Phosphates	0,14—0,80	—	0,26—0,62	0,10—0,39
Barwa, mg/l Pt-Colour	25—170	15—200	20—180	5—25
Utlenialność, mg/l O_2—Oxydability	16,2—77,4	5,1—67,0	7,3—25,8	1,4—10,6
Azot organiczny, mg/l N—Organic nitrogen	0,56—3,36	0,37—1,9	0,78—2,18	0,03—4,1

różnorodny. Trudno jest sformułować chociażby jedno twierdzenie, które charakteryzowałoby tę zmienność jednoznacznie w stosunku do wszystkich rzek, nie pozostawiając licznych wyjątków.

Wydaje się, że gdyby istniała rzeka niezanieczyszczona nie otrzymująca specyficznych dopływów ze zlewni na dłuższym odcinku swego biegu, to wtedy skład chemiczny jej wody zmieniałby się nieznacznie, szczególnie w biegu środkowym i dolnym. Byłby on wtedy niejako niezacieranym wyrazem zdolności ługowania danego typu zlewni przez przemywające ją wody i obrazem przemian tego składu zachodzących w samej rzece. Tak idealnych stosunków jednak nie napotkano. Zmienia się tak charakter przepływanej przez rzekę zlewni (geologiczny, glebowy, rolniczy i przemysłowy), jak i wielkość oraz rozkład opadu na zlewnię i spływu z niej. Zmiany składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzeki stają się tym większe, im większa różnorodność panuje w charakterze zlewni i w spływie. Na kanwie podstawowego składu chemicznego wody kształtują się w ten sposób niekiedy bardzo kontrastowe obrazy jego zmienności wzdłuż biegu rzeki.

Wyrazem dotychczasowych poglądów na przebieg zmian składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzek było posługiwanie się dla charakteryzowania ich poszczególnych odcinków klasyfikacją Frič a (1888) i M. von dem Borne — Benecke — Dallmer (1888), w myśl której zmiany charakteru środowiska rzecznego znajdują swój wyraz w gatunkach ryb przewodnich, na

http://rcin.org.pl

Tabela III

wzdłuż biegu kilkunastu rzek Polski

along the course of several rivers in Poland

Bystrzyca Dolnośląska	Nysa Kłodzka 20.VII.49	Widawa 18.VII.49	Oława 15.VII.49	Kamienna 15.VI.–6.VII.42	Nida 7-17.VIII.42	Supraśl 15-20.III.39
100—490	150—360	242—300	286—432	104—324	244—385	166—236
120—270	130—350	230—290	210—370	31—146	160—222	112—200
50—135	58—150	185—215	155—320	15—165	150—180	100—175
0,34—1,75	0,1—0,6	0,28—0,68	0,4—1,13	śl. —1,50	śl. —0,60	0,00—0,60
9—27	3,0—6,5	24—31	20—40	2,3—16,2	2,3—9,2	0,0—8,0
0,03—0,77	0,04—0,26	0,10—0,32	0,20—0,38	śl. —0,38	0,03—0,51	0,01—0,11
0,006—0,04	śl. —0,004	0,002—0,007	0,006—0,04	śl. —0,04	0,00—0,04	0,00—0,04
0,16—0,38	0,20—0,68	0,05—0,15	0,17—0,67	śl. —8,0	0,05—1,0	0,15—0,3
0,15—0,45	śl. —0,13	0,05—0,10	0,22—0,44	0,07—0,44	0,10—0,35	0,01—0,19
10—25	40—65	25—40	20—55	10—30	7—25	30—80
4,2—8,6	8,7—895,0	7,1—9,4	4,7—8,4	4,3—6,8	4,8—9,6	7,2—17,2
0,42—0,91	0,6—1,32	0,38—0,88	0,31—1,08	0,01—0,72	0,36—0,95	0,37—1,18

tych odcinkach głównie występujących, a mających znaczenie użytkowe: pstrąga, lipienia, brzany, leszcza i karasia. Milcząco zakładano przy tym, że wymagania biologiczne tych gatunków, przede wszystkim odnośnie temperatury wody, jej natlenienia i rozpuszczonego w niej dwutlenku węgla, zapewnione w optymalnym zakresie w strumieniach i rzeczkach o wielkich prędkościach przepływu, były czynnikami rozgraniczającymi występowanie tych gatunków ryb.

Stangenberg (1939) dał interpretację chemiczną tej klasyfikacji, którą przytaczamy w stanie nieco zmodyfikowanym.

Fizyko-chemiczne własności „krain" rybnych wzdłuż biegu rzeki (schematyzowane)

Charakter przepływu	Kraina rybna	Temperatura C	Nasycenie tlenem % O_2	Wolny CO_2 mg/l	Związki organiczne (utlenialność) mg/l O_2
Strumień górski	Pstrąg	2 — 10	90 — 100	± 1,5	± 0,5
Strumień górski wolniej płynący	Lipień	1 — 12	90 — 100	± 2	± 0,7
Rzeczka prędko płynąca	Brzana	0 — 18	70 — 90	0 — 2	1 — 5
Rzeka średniej prędkości przepływu	Leszcz	0 — 20	60 — 90	0 — 3	5 — 10
Rzeka bardzo wolno płynąca	Karaś	0 — 25	30 — 90	0 — 5	10 — 20

http://rcin.org.pl

Myślą przewodnią tego schematu jest wskazanie, że krainy pstrąga i lipienia różnią się od innych partii rzeki wodą nieco cieplejszą w zimie, a znacznie chłodniejszą w lecie, podlegającą stosunkowo małym wahaniom natlenienia w pobliżu granicy nasycenia, ale jej nie przekraczającym, nie wykazującą wyczerpania wolnego dwutlenku węgla (na skutek fotosyntezy), a wręcz przeciwnie zawsze posiadającą jego małe ilości, wodą zawierającą bardzo małe ilości związków organicznych.

Charakter krain środkowego i dolnego biegu rzek cechuje się w zasadzie coraz mniejszą prędkością przepływu, znacznym wychłodzeniem wody w zimie a wysoką temperaturą letnią, tym wyższą, im rzeka płynie wolniej i płycej się rozlewa. Towarzyszy temu stopniowo coraz większy wzrost zawartości związków organicznych w wodzie i znaczne natężenie procesów asymilacji w lecie, znajdujące wyraz w wyczerpywaniu wolnego i półzwiązanego dwutlenku węgla z wody. Do przetlenień dochodzi rzadko, gdyż zapotrzebowanie tlenu jest tak wielkie, że wszelki nadmiar tego gazu natychmiast zostaje z wody wyczerpany.

Poszczególne strefy (krainy rybne) nie zawsze istnieją w każdej rzece, a jeśli istnieją, to nie zawsze kolejno po sobie następują. Także kraina pstrąga nie występuje wyłącznie w terenie górskim; jest ona np. pospolita w nizinnych rzeczkach Zachodniego Pomorza, które mają niekiedy bardzo znaczną prędkość przepływu.

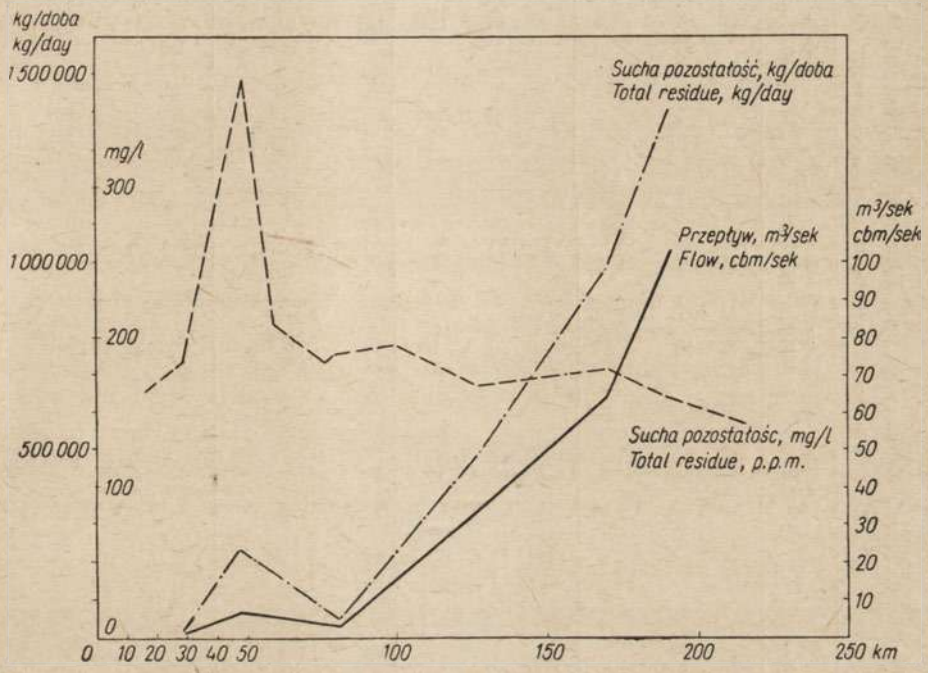
Jak dotąd nie przedstawiono żadnej zwartej koncepcji zmiany zawartości elektrolitów i związków organicznych w wodzie wzdłuż biegu rzeki. Dość powszechne, a priori wypowiadane sugestie, że rosną one wzdłuż biegu rzeki w miarę zwiększania się objętości, a zmniejszania prędkości przepływu, nie znajdują potwierdzenia w przestudiowanych warunkach rzek Polski (patrz wyżej l. c.). W istocie rośnie zawsze ilość elektrolitów i związków organicznych w przepływie wody rzecznej (M. Stangenberg 1952), ale niekoniecznie w jednostce jej objętości, jak to wynika z rysunku 1, wyżej cytowanych badań rzek będących w druku oraz opublikowanych danych dla Wieprza (Stangenberg l. c.) i Pilicy (Stangenberg, l. c.), Niemna (Stangenberg, 1958) i Odry (A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg 1957).

Obszerny zakres zmienności składu chemicznego wody wzdłuż biegu naszych rzek przedstawia tab. III, będąca niejako streszczeniem materiałów wyżej cytowanych. Obejmuje ona jedenaście dobranych dla przykładu rzek różnej wielkości, płynących w różnych stronach kraju, których wodę badano w różnych porach roku i które były w różnym stopniu zanieczyszczane. Zakres tą tablicą przedstawionych zmienności jest, jak widzimy, bez wątpienia ogromny, zarówno we wszystkich rzekach, jak i odnośnie wszystkich rozpatrywanych cech wody.

Przechodząc do szczegółowej charakterystyki zakresu omawianej tu zmienności, wypada zwrócić uwagę przede wszystkim na odrębność tego składu

http://rcin.org.pl

w przyźródłowej części rzeki w stosunku do jej niżej położonych odcinków. Wykonane w tym celu zestawienie dla 9 rzek znacznie między sobą się różniących wskazuje (tab. IV), że stosunki te mogą się przedstawiać bardzo różnie.



Rys. 1. Sucha pozostałość wody wzdłuż biegu rzeki Bóbr oraz wzrost tej pozostałości w przepływie dobowym na poszczególnych stanowiskach

Zasadowość wody nie różniła się np. w Nidzie zupełnie przy źródłach, w połowie rzeki i przy ujściu. Małe różnice wystąpiły na analogicznych stanowiskach w Pilicy. Natomiast w Wieprzu, Bystrzycy Dolnośląskiej, Nysie Kłodzkiej i Kamiennej istniały znaczne różnice pod tym względem. W Widawie i Supraśli zasadowość wody przy źródłach i ujściu była podobna, natomiast znacznie różniła się w biegu środkowym, zwłaszcza w Supraśli.

Prawie wszędzie ilość chlorków w wodzie niżej położonych biegów rzek była większa (patrz także niżej wykres 2, przedstawiający przebieg zmian zawartości chlorków wzdłuż biegu rzek Polski).

Przeprowadzone dalej porównanie tych stosunków odnośnie zawartości azotanów i fosforanów w wodzie (tab. IV), jako przykładu składników podlegających wydatnemu wyczerpywaniu przez rośliny, z których jeden jest także przedmiotem intensywnych przemian biochemicznych (azotany — denitryfikacja i nitryfikacja), a drugi takim przemianom nie podlega, natomiast w wodach powierzchniowych występuje z reguły w małych ilościach, wykazało, że

http://rcin.org.pl

Tabela IV

Zasadowość, azotany, utlenialność i chlorki (mg/l) wód źródlanych i środkowego oraz dolnego biegu kilku rzek Polski

Alkalinity, nitrates, oxydability and chlorides (mg/l) of spring water, of the middle course water and at mouth of several rivers in Poland

	Rzeka River	Wieprz 17-19.VII.41	Pilica 3-22.IX.41	Bystrzyca Dolnośl. 13.VII.49	NysaKłodzka 20.VII.49	Widawa 18.VII.49	Oława 15.VII.49	Kamienna 15.VI-6.VII. 42	Nida 7-17. VIII. 42	Supraśl 3.III.39
Zasadowość, $CaCO_3$ Alkalinity	Źródła Springs	155	155	60	95	185	285	15	18^0	100
	Bieg środkowy* Middle course	260	155	95	75	215	285	130	18^0	155
	Ujście Mouth	250	140	135	115	200	155	165	180	115
Azotany $N(NO_3)$ Nitrates	Źródła Springs	0,18	3,0	0,16	0,68	0,05	0,17	8,0	0,20	0,20
	Bieg środkowy Middle course	0,25	0,40	0,32	0,20	0,15	0,16	ślady	0,50	0,25
	Ujście Mouth	0,35	0,60	0,38	—	0,13	0,67	2,0	0,75	0,20
Utlenialność, O_2 Oxydability	Źródła Springs	25,8	1,4	6,4	9,2	7,1	4,7	5,1	9,6	17,2
	Bieg środkowy Middle course	9,1	10,6	7,6	18,2	9,4	7,8	6,2	6,6	7,2
	Ujście Mouth	9,8	8,8	8,6	—	8,6	8,4	5,6	6,0	9,2
Chlorki, Cl Chlorides	Źródła Springs	ślady	2,3	12	5,5	24	20	16,2	2,3	0
	Bieg środkowy Middle course	8,0	3,3	18	6,5	26	32	8,2	7,3	0,8
	Ujście Mouth	6,0	4,3	27	—	31	40	6,3	9,2	8,0

* Stanowisko wybrane mniej więcej w połowie biegu rzeki
Point chosen at a half of the river course

http://rcin.org.pl

wody przyźródłowych stref naszych rzek różnią się znacznie zawartością tych składników zarówno między sobą, jak i od odcinków niżej położonych. Duża zawartość azotanów w wodzie okazała się tu niekiedy szczególnie charakterystyczna (Kamienna — 8,0 mg/l $N(NO_3)$, Pilica — 3,0 mg/l $N(NO_3)$) i poniżej w zasadzie niespotykana, z wyjątkiem niektórych przypadków samooczyszczania się rzek. Niektóre wody przyźródłowe były jednak także ubogie w ten składnik (np. Widawa — 0,05 mg/l $N(NO_3)$, Oława — 0,17 mg/l $N(NO_3)$, Wieprz — 0,18 mg/l $N(NO_3)$. Z biegiem wody ilości azotanów w jednych rzekach rosły (Widawa, Bystrzyca, Wieprz, Oława), w innych pozostawały bez większych zmian (Supraśl) lub malały (Kamienna, Pilica).

Przebieg zmian zawartości fosforanów z biegiem wody miał różny charakter, rosła ona lub malała, jednak wszędzie w obrębie stosunkowo małego zakresu wahań, a zwłaszcza nigdzie nie dochodziło do pojawienia się większych ilości tego składnika. Odnosi się wrażenie, jakby w rzekach istniał jakiś czynnik regulujący ilość fosforanów w wodzie, sprowadzający ich zawartość do dość wyrównanego poziomu, w razie dużego braku dodający ich do wody, a w razie nadmiaru zabierający je z wody (sorbcja dna i kompleksów organicznych wody oraz uwalnianie fosforanów przez procesy biochemiczne?).

Z biegiem wody ilość związków organicznych mierzona utlenialnością okazywała się większa lub mniejsza w porównaniu do strefy przyźródłowej, zależnie przede wszystkim od momentu wyjściowego, jaki skład tej wody stworzył. Na przykład wysoka zawartość związków humusowych (25,8 mg/l O_2) w wypływającej spośród torfów wodzie przyźródłowej strefy rzeki Wieprza malała poniżej na skutek rozcieńczeń wodami spływającymi ze zlewni przeważnie gliniastej. Przeciwnie, minimalne ilości związków organicznych w wodzie przyźródłowego odcinka Pilicy (1,4 mg/l O_2) łatwo rosły z biegiem wody pod wpływem normalnych czynników kształtujących te stosunki w rzece. W innych jednak razach (np. w Kamiennej) różnice między wodą przyźródłową i strefy przyujściowej pod względem zawartości związków organicznych mierzonych utlenialnością, były minimalne (5,1 — 5,6 mg/l O_2).

Z powyższego wynika, że różnice w składzie chemicznym wody przyźródłowej, w połowie biegu lub przy ujściu rzeki były różnego rodzaju odnośnie poszczególnych składników. Zawartość tego samego składnika mogła w dolnym biegu w pewnych wypadkach być większa, w innych mniejsza. Istotnym momentem do porównania był tu początkowy skład wody źródlanej, w stosunku do którego te zmiany się kształtowały.

Wody przyźródłowe badanych rzek różniły się znacznie między sobą. Zawartość niektórych składników wahała się w nich w następujących granicach:

Zasadowość	15—285 mg/l $CaCO_3$	Fosforany	0,01—0,44 mg/l PO_4
Chlorki	0—24 mg/l Cl	Utlenialność	1,4—25,8 mg/l O_2
Azotany	0,05—8,0 mg/l N (NO_3)		

http://rcin.org.pl

Zakres tych wahań, jak widać, był znaczny. Początek naszym rzekom dają zatem wody źródlane o bardzo różnorodnym składzie chemicznym, zarówno miękkie, jak i twarde, niezwykle ubogie w chlorki, jak i średnio zasobne w ten składnik, prawie pozbawione azotanów, jak i w nie bogate, bardzo ubogie w fosforany lub niekiedy w nie obfitujące, tak o bardzo małej, jak i wielkiej zawartości związków organicznych. Tłumaczy się to oczywiście różnym typem źródeł zarówno różnie położonych, jak i o zlewniach różnej budowy geologicznej i glebowej (patrz niżej).

Jak widać, różny początkowy skład chemiczny wody najbardziej górnego biegu rzek ulega pod wpływem zlewni przemianom bardzo różnorodnym. W większości przypadków skład chemiczny wody w dolnym biegu rzeki jest odmienny od składu tejże wody w strefie przyźródłowej, przy czym różnice tego składu, np. w strefie przyujściowej odnośnie azotanów, zasadowości i utlenialności wody okazały się mniejsze, a odnośne zawartości chlorków i fosforanów większe.

Zasadowość	115—250 mg/l $CaCO_3$	Azotany	0,13—2,0 mg/l $N(NO_3)$
Chlorki	4,3—40 mg/l Cl	Fosforany	0,06—0,62 mg/l PO_4
Utlenialność	5,6—9,8 mg/l O_2		

Nie mamy podstaw twierdzić, że rząd wielkości stwierdzonych różnic odnośnie poszczególnych składników jest w innych rzekach taki sam. Trzeba by w tym celu posiadać jeszcze więcej danych i poczynić obszerniejsze spostrzeżenia. Warto może jednak dla pożytku przyszłych badań zrobić w związku z powyższym uwagę, że:

1. Wody spływające z powierzchni i najpłytszych warstw zlewni rzeki znacznie przeważają ilościowo nad wodami źródlanego pochodzenia, tak że wywierają decydujące piętno na skład wody rzecznej.

2. Prawdopodobnie istnieje w wąskich granicach wahający się współczynnik ługowania zlewni przez spływającą z niej wodę, który dla różnych składników waha się w różnych granicach.

3. Prawdopodobnie współczynniki ługowania wapnia lub zmywania związków organicznych ze zlewni nizinnych są do siebie podobne w różnych rzekach i dlatego wody ich pod względem zawartości wapnia i zawartości związków organicznych najmniej się różnią.

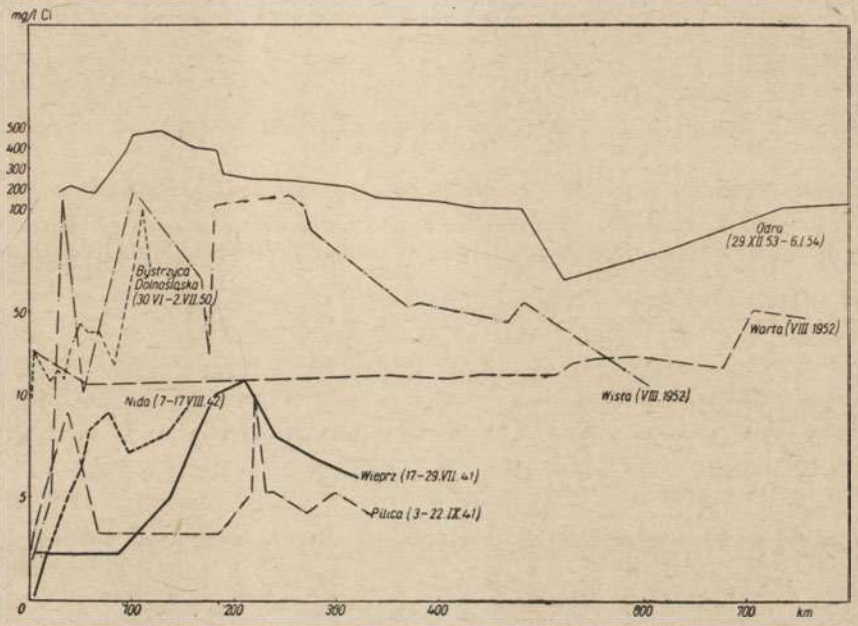
4. Dopływ chlorków ze zlewni jest bardzo różny ze względu na ich wybitnie zanieczyszczeniowe pochodzenie i powszechne występowanie, w wyniku czego rzeki bardzo się różnią po względem ich zawartości w wodzie.

5. Problem ługowania soli pokarmowych ze zlewni i procesów towarzyszących ich dopływowi do rzeki oraz przemian w niej jest bardzo skomplikowany, w wyniku czego różnice w zawartościach tych składników w wodzie różnych rzek wzdłuż ich biegu są niekiedy znaczne.

W sumie zatem przyźródłową strefę naszych rzek uważać należy za najbardziej odbiegającą składem swej wody od niżej położonych stref. Poszcze-

http://rcin.org.pl

gólne rzeki także bardzo znacznie różnią się między sobą składem chemicznym wód przyźródłowych. Różnorodność ta zostaje poniżej w wodach niezanieczyszczonych stonowana spływami o bardziej jednostajnym, wyrównanym składzie wody (patrz niżej o geologicznym wpływie zlewni i geograficznym zróżnicowaniu składu chemicznego wody naszych rzek).



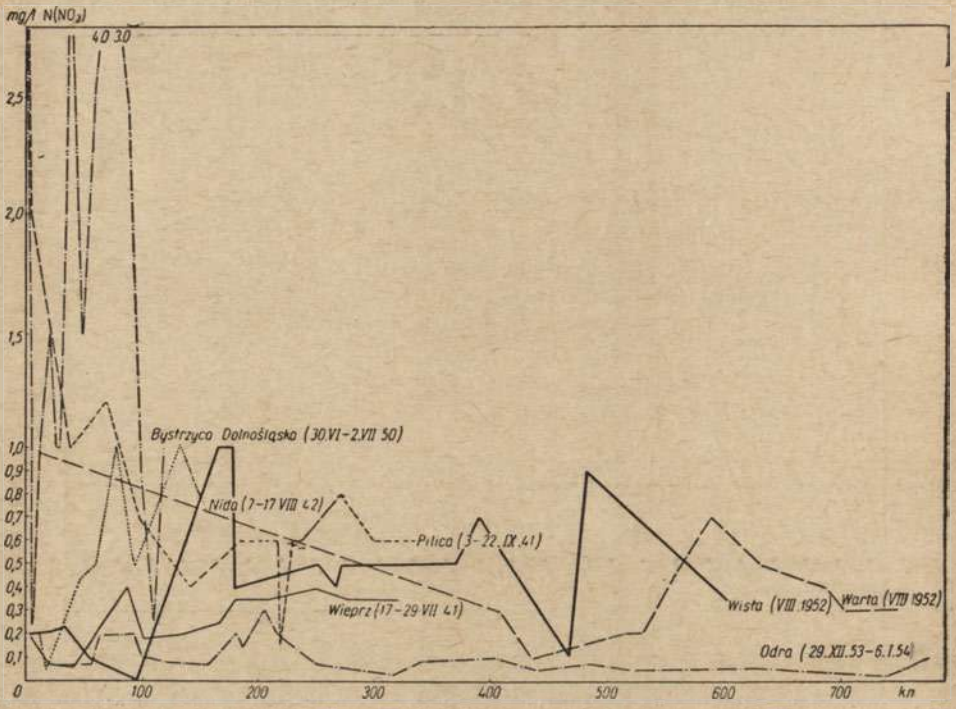
Rys. 2. Zmiany zawartości chlorków w wodzie wzdłuż biegu bardziej charakterystycznych rzek Polski

Przedstawiony wyżej cyfrowo zakres zmienności składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzek Polski (tab. III) i omówienie odrębnego charakteru składu chemicznego wody przyźródłowej rzek w porównaniu do składu wody pobranej w połowie biegu rzeki i przy jej ujściu (tab. IV) nie daje jeszcze obrazu przebiegu zmian zachodzących na całej długości rzeki. Aby zdać sobie z nich sprawę, zestawiono na trzech wykresach przebieg zmian kilku bardziej typowych cech wody, mianowicie chlorków (makroelementy), azotanów (sole pokarmowe) i utlenialności (związki organiczne), dobierając dla przykładu bardziej charakterystyczne rzeki, a mianowicie Wisłę, Odrę, Wartę, Wieprz, Pilicę, Nidę i Bystrzycę Dolnośląską.

Rysunek 2 wskazuje, że zawartość chlorków w wodzie zmieniała się z biegiem rzek bardzo znacznie, w zasadzie rosnąc w partiach niżej położonych zarówno w rzekach bogatych, jak średnio zasobnych lub ubogich w ten składnik. Charakter tych zmian był przeważnie „falowy". Pod wpływem ścieków, które w naszych rzekach są głównym źródłem chlorków, ilość ich w wodzie

http://rcin.org.pl

gwałtownie wzrastała (np. w Odrze wpływ Górnego Śląska, w Wiśle — Krakowa i fabryki sody, w Wieprzu — Lublina, w Pilicy — Piotrkowa i Tomaszowa, w Warcie — Poznania i fabryki sody w Mątwach przez Noteć), a następnie stopniowo wskutek rozcieńczenia wodami niezanieczyszczanymi malała i utrzymywała się na dość wyrównanym poziomie, chyba że ze ściekami dopływały



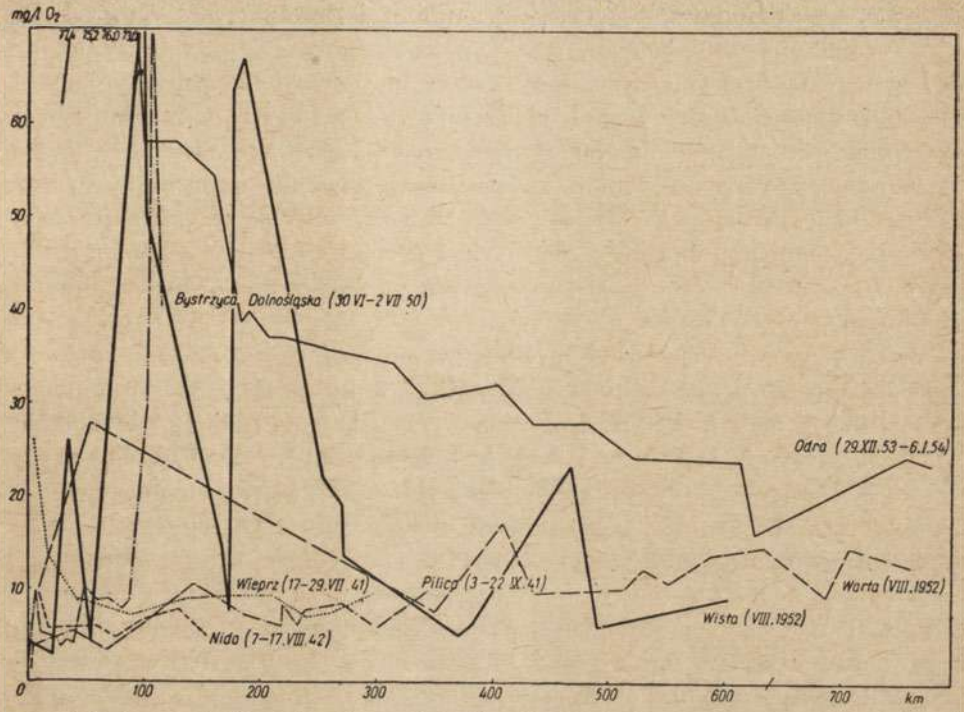
Rys. 3. Zmiany zawartości azotanów w wodzie wzdłuż biegu bardziej charakterystycznych rzek Polski

nowe ilości tego składnika. W części przyźródłowej często występowały w wodzie bardzo małe ilości chlorków i w zasadzie nigdzie poniżej do tych małych, wyjściowych wielkości więcej nie powracały. Przebieg zmian zawartości innych makroelementów w wodzie wzdłuż biegu rzek miał podobny charakter.

Zmiany zawartości azotanów wzdłuż biegu wody bardziej charakterystycznych rzek Polski przedstawia rysunek 3. Jak widać, poszczególne rzeki znacznie różniły się między sobą pod tym względem, niezależnie od zasadniczych ilości tego składnika znajdujących się w wodzie. Ilość azotanów na niektórych odcinkach rzek rosła bardzo gwałtownie (np. Wisła pod Krakowem). Niekiedy szybko malała prawie do zera (np. w Pilicy pod Tomaszowem Mazowieckim pod wpływem ścieków f-ki sztucznego jedwabiu), po czym znowu powracała do poprzedniego poziomu, a nawet rosła. Wielkie ilości azotanów, jak wykazano wyżej dla innych rzek, wystąpiły także w wodach źródlanych Bystrzycy Dolnośląs-

http://rcin.org.pl

kiej. W tej rzece zmalały one gwałtownie kilka kilometrów poniżej prawie do zera, pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych z Glinicy, po czym utrzymywały się przez długi czas na bardzo wysokim poziomie pod wpływem mineralizacji ścieków Wałbrzycha. Wykazaną olbrzymią rozmaitość stosunków należy uważać za wynik sumowania się różnych procesów, a przede wszystkim



Rys. 4. Zmiany utlenialności wody wzdłuż biegu bardziej charakterystycznych rzek Polski

geologicznych właściwości zlewni, źródeł, dopływu ścieków i samooczyszczania się rzek, dopływu wód ze stawów karpiowych oraz redukowania azotanów w środowisku bogatym w węglowodany. Trudno tutaj zajmować się szczegółową interpretacją każdej z zaobserwowanych zmian. Dla sformułowania ogólnego poglądu na skład chemiczny naszych wód rzecznych omówimy istotne z nich poniżej, przy analizie przyczyn wywołujących zmiany składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzeki.

Również utlenialność wody zmienia się z biegiem naszych rzek bardzo znacznie (rys. 4). Pewien stosunkowo wąski zakres wahań utlenialności wody, który w naszych rzekach byłby pospolity w wyniku naturalnych spływów ze zlewni (patrz niżej odnośna krzywa częstotliwości występowania określonych utlenialności wody w rzekach Polski), ulega w rozpatrywanych przykładach daleko idącym zmianom bądź to w górnym biegu rzeki w wyniku tam położonych ośrodków zanieczyszczeniowych (Odra-Górnośląski Okręg

http://rcin.org.pl

Przemysłowy, Wisła-Kraków i przyległy przemysł, Warta-Zawiercie i Częstochowa), bądź w dolnym — Bystrzyca Dolnośląska (Wrocław-Leśnica i jej przemysł), bądź też w środkowym (Warta po otrzymaniu ścieków z Łodzi przez rzeczkę Ner, Wisła pod Puławami). Także np. wody strefy przyźródłowej mogły odznaczać się dość wysoką utlenialnością (np. Wieprz) ze względu na bogactwo składników organicznych najbliższej zlewni.

Uważając wykazaną zmienność za wypadkową wpływu różnych czynników na zmianę składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzeki, możemy spróbować scharakteryzować działanie bardziej istotnych z nich, w przypadkach bardziej wyraźnych, niezatartych innymi czynnikami.

Jednym z istotnych czynników zmieniających skład chemiczny wody wzdłuż biegu rzeki jest gwałtowny spływ większych ilości wody ze zlewni, najczęściej w wyniku topnienia śniegów i ulewnych deszczów na jakimś odcinku rzeki, który daje początek fali niosącej różne namywy ze zlewni, co między innymi wpływa na mętność wody.

Po powodzi w wodzie Białego Dunajca powyżej Nowego Targu mętność wynosiła dn. 16. V. 51 aż 600 mg/l SiO_2, a 2 dni później na tym stanowisku tylko 7 mg/l SiO_2. Fala spływała w dół i kolejno poniżej zmieniał się skład chemiczny wody, a w jej miejsce ustanawiał się skład normalny dla zlewni. W Dunajcu powyżej Starego Sącza dn. 2. VII. 52 woda miała mętność 200 mg/l SiO_2, gdy poniżej wynosiła ona około 5 mg/l SiO_2, oczywiście tylko do chwili nadpłynięcia fali wody mętnej.

Korelację między mętnością wody i jej stanem w rzece zilustrowano rysunkiem 12 przy okazji omawiania przyczyn sezonowych zmian składu chemicznego wody w rzece. W sumie widać, że mętność wody może gwałtownie wzrosnąć na dowolnym odcinku biegu rzeki, o ile tylko zaistnieją do tego odpowiednie okoliczności, a szczególnie gwałtowny spływ wody zmywający do rzeki cząstki zlewni. Górny bieg rzeki o gwałtownych spadkach, zwłaszcza gliniastej zlewni, jest do tego szczególnie predestynowany. Ilość zawiesin mineralnych w wodzie Dunajca powyżej Nowego Targu wynosiła w omówionym wyżej przypadku 2210 mg/l.

Wpływ budowy geologicznej i glebowej zlewni rzeki na jej skład wody omówiono poniżej. Największe różnice był on w stanie spowodować w składzie wód źródlanych i przyźródłowej strefy rzeki, na co wskazano wyżej, odnośnie zawartości wapnia, azotanów, chlorków i związków organicznych. Wpływ rozległych torfowisk na wzrost związków humusowych w wodzie środkowego biegu rzeki podkreślił ostatnio S t a n g e n b e r g na przykładzie rzeki Berezyny i Niemna (1958). Ogromne braki ścisłych wiadomości na polu znajomości tych przyczyn zmienności należy szczególnie zaakcentować.

Najlepiej jest poznany wpływ ścieków na zmiany składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzeki. Jest on niezmiernie urozmaicony zależnie od charakteru ścieków i rozcieńczeń, jakim one ulegają w rzekach. Nie wchodząc w szczegóły

http://rcin.org.pl

tych zawiłych stosunków, których omówienie może być tematem osobnego opracowania, możemy stwierdzić, że pod wpływem ścieków zwiększała się znacznie sucha pozostałość wód rzecznych, tak odnośnie elektrolitów, jak związków organicznych i zawiesin (np. w górnym biegu Odry pod wpływem Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, patrz A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg, l.c.). Zależnie od jakości ścieków rosły w wodzie ilości chlorków, siarczanów, wapnia, magnezu, żelaza i wielu innych, jak to np. powyżej zilustrowano odnośnie zmian zawartości chlorków wzdłuż biegu rzek Polski (rys. 2).

Ścieki były także często źródłem ogromnych ilości związków organicznych. Dopływy ich intensywnie zwiększały zawartość azotu organicznego w rzece, np. w Bzurze w lipcu 1951, wg badań I. Cabejszek, gdzie zawartość azotu organicznego wzrastała nawet do 27 mg/l N na stanowisku 4.

Inny typ ścieków, np. z fabryki celulozy w Krapkowicach nad Odrą, nadawał wodzie już w górnym biegu bardzo wysoką utlenialność 76 mg/l O_2 (rys. 4), znacznie przewyższającą utlenialność wód jakiejkolwiek z naszych rzek niezanieczyszczonych ściekami tego typu. Utlenialność ta stopniowo malała z biegiem rzeki, ze wzrostem rozcieńczenia i w miarę postępu utleniania związków organicznych przy procesach mineralizacji.

Węglowodanowy charakter wprowadzanych przez tę fabrykę ścieków powodował, że zawartość azotanów w wodzie tej rzeki była wzdłuż całego biegu najniższa z branych pod uwagę rzek (rys. 3), co zapewne było związane z pomyślnymi warunkami do denitryfikacji. Także wzdłuż biegu Wisły i kilku innych rzek silnym wzrostom utlenialności wody odpowiadało zmniejszanie się zawartości azotanów.

Splotem ważnych czynników przekształcających skład chemiczny wody rzecznej w daleko idący sposób jest proces tzw. samooczyszczania się rzek. Będąc jego istotą, mineralizacja związków organicznych doprowadza między innymi do ubytku azotu i fosforu organicznego w wodzie, a do wzrostu wzdłuż jej biegu azotu mineralnego (amoniaku, azotynów, azotanów) oraz fosforanów. Dobrym przykładem tych stosunków odnośnie azotu i fosforu była rzeka Radomka (Stangenberg l.c.), otrzymująca przez rzeczkę Mleczną ścieki z miasta Radomia. Zawartość amoniaku w Radomce, wynosząca powyżej ujścia Mlecznej zaledwie 0,006 mg/l N(NH_3), rosła tuż poniżej jej ujścia do 6,99 mg/l N(NH_3), przy równoczesnym wzroście zawartości azotu organicznego z 0,24 mg/l N na 0,66 mg/l N, a azotu albuminowego z 0,11 mg/l N na 0,40 mg/l N. Azotany tymczasem wynosiły bez zmian 0,10 mg/l N($NO)_3$. W kilkanaście godzin później, kilkadziesiąt kilometrów poniżej (rzeczka Radomka jest krótka), przy ujściu w miejscowości Brzoza, stwierdzono, że zawartość amoniaku wynosiła już tylko 0,51 mg/l N(NH_3), azot organiczny 0,39 mg/l N, azot albuminowy 0,17 mg/l N, a natomiast azotany aż 1,0 mg/l N (NO_3), co we wrześniu, przy panujących zazwyczaj w takim czasie minimach azotanów w rzekach (patrz

http://rcin.org.pl

niżej), było zawartością bardzo wysoką. Również zawartość fosforanów wzrastała z 0,19 mg/l PO_4 powyżej ujścia Mlecznej do 0,36 mg/l PO_4 poniżej tego ujścia i do 0,56 mg/l PO_4 przy ujściu Radomki do Wisły.

Wzrost zawartości azotanów w wodzie będący rezultatem samooczyszczania się rzek znalazł także mocny wyraz w silnie zanieczyszczonej w górnym biegu ściekami Wałbrzycha i jego przemysłu małej rzeczce Bystrzycy Dolnośląskiej (rys. 3). Ilości azotanów, jak widać, dochodziły wzdłuż biegu tej rzeki kilkakrotnie do 4,0 mg/l N i 3,0 mg/l N, czyli były jedne z najwyższych ze znanych w rzekach (utrzymywały się w niej przy stosunkowo niskiej utlenialności wody).

Ostatnim czynnikiem, co do którego posiadamy materiały, a istotnie zmieniającym skład chemiczny wody wzdłuż biegu rzeki, jest dopływ wód stawowych do rzeki. Wody stawowe są, jak wiadomo, bogate w organizmy roślinne i zwierzęce, a procesy samooczyszczania się odbywają się w nich bardzo intensywnie. Zawartość azotanów w zanieczyszczonych ściekami Zakładu Obłąkanych w Tworkach stawach karpiowych nad rzeką Utratą wynosiła 15 mg/l N (NO_3), według naszych oznaczeń z 1936 r. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu w wodzie stawów karpiowych w Miliczu sięgało 14 mg/l O_2, czyli było rzędu wód silnie zanieczyszczonych. W rzece Nidzie, niezanieczyszczonej przez żaden większy ośrodek, a mającej wzdłuż swego górnego biegu rozsiane liczne gospodarstwa stawowe, zawartość azotanów (patrz rys. 3) wzrastała z 0,05 mg/l N(NO_3) na stanowisku 2 do 1,0 mg/l N(NO_3) na stanowiskach 5 i 7 położonych niżej stawów karpiowych. W Pilicy we wrześniu 1941 r. dopływy wody ze stawów w Maluszynie zwiększyły zawartość azotu organicznego z kilku dziesiątych mg/l N do 3,0 mg/l N, które poniżej zmalały do 0,55 mg/l N.

Ważnym procesem biologicznym, zmieniającym zawartości soli pokarmowych, azotanów, amoniaku i fosforanów wzdłuż biegu rzeki, jest — jak można przypuszczać — wyczerpywanie ich przez rośliny, które pobierają je jako pokarm. W żadnym z rozpatrywanych przypadków wpływ ten nie okazał się wyraźnie widoczny wzdłuż biegu zbadanych rzek, gdyż był maskowany przede wszystkim przez dopływy soli pokarmowych z mineralizujących się ścieków. Uwidocznił się on jednak bardzo wyraźnie w sezonowych badaniach na rzece Wiśle pod Puławami i w Odrze pod Wrocławiem.

W wyniku przeprowadzonych w tym rozdziale rozważań można stwierdzić, że skład chemiczny wody wzdłuż biegu rzeki zmienia się przede wszystkim w zależności od charakteru dopływów ze zlewni i biologicznych przekształceń w rzekach. Zmiany składu chemicznego wody wzdłuż biegu rzeki są wynikiem bilansowania się dopływu elektrolitów i zawiesiny ze zlewni, rozcieńczania wody rzecznej wodami o mniejszym stężeniu (np. wodami deszczowymi, śniegowymi z rzek górskich), zużywania mineralnych soli pokarmowych przez rośliny na produkcję masy organicznej, mineralizację obumarłej masy organicznej i ewentualnego powstawania na jej miejsce nowego życia, nowych ilości związków organicznych, tzw. zanieczyszczenia wtórnego. W związku z tym

http://rcin.org.pl

rzeki zanieczyszczane szczególnie wymagają śledzenia zmian składu chemicznego wody na całej ich długości.

Zmiany godzinowe. Ponieważ ścieki dopływają w różnych ilościach i w różnym stężeniu w ciągu dnia, skład chemiczny wody rzek zanieczyszczanych bardzo znacznie uzależniony jest od tego rytmu.

Tabela V

Godzinowe zmiany składu chemicznego wody rzeki Białej Białostockiej w dn. 23. II. 1939 w Białymstoku (mg/l)

Changes in the chemical composition of water in the river Biała Białostocka during the day 23.II.1939 at Białystok (p.p.m.)

23.II.39	godzina hour 6^{45}	9^{30}	12^{30}	15^{30}	18^{30}	21^{30}
Mętność, SiO_2 Turbidity	30	140	200	400	200	200
Twardość ogólna, $CaCO_3$ Total hardness	226	324	99	520	334	335
Zasadowość, $CaCO_3$ Alkalinity	220	270	330	405	300	290
Żelazo, Fe Iron	0,80	1,80	3,00	0,80	3,00	1,60
Chlorki, Cl Chlorides	44,6	46,0	79,0	125,0	66,0	66,0
Amoniak, N Ammonium	3,06	8,16	14,96	6,96	6,56	4,96
Azotany, N Nitrates	6,00	0,15	0,15	0,15	0,15	0,30
Utlenialność, O_2 Oxydability	51	45	75	80	59	64
Sucha pozostałość Total residue	397	113	851	954	678	718
Zawiesiny Suspension	6	70	159	120	78	44
Azot organiczny, N Organic nitrogen	3,14	11,04	10,44	23,54	8,94	8,54
Siarczany, SO_4 Sulphates	60	53	101	81	70	68

Przedstawiają to wykonane przez nas w r. 1939 badania rz. Białej w Białymstoku (tab. V.). Jak widać, zmiany składu chemicznego wody rzeki zanieczyszczanej mogą być w ciągu dnia bardzo znaczne. W przypadku zanieczyszczania ściekami miejskimi rzeka wykazuje najmniejsze zanieczyszczenia w godzinach rannych, gdyż stężenie wprowadzonych ścieków w ciągu nocy maleje na skutek zmniejszonej intensywności życia miasta; szczyt nasilenia zanieczyszczenia rośnie w godzinach popołudniowych i południowych tuż po najistotniejszych czynnościach gospodarczych miasta.

http://rcin.org.pl

Znany wniosek metodyczny wynika z powyższego w tym sensie, że często próby pobierania przez różnych badaczy i komisje mogą nie uchwycić istniejącego stanu rzeczy, gdyż nie trafiają na właściwy czas odpływu zanieczyszczeń. Czas przepływu porcji zanieczyszczeń do miejsca pobrania próby też powinien być uwzględniany, jeśli ograniczamy się do jednorazowej próby, a nie nastawiamy tzw. badań godzinowych.

Tabela VI

Zmiany temperatury i natlenienia powierzchniowej wody Niemna w Poniemuńcach (między st. 8 i 9) w ciągu doby z dn. 27/28. VI. 1939 r.

Changes in the temperature and oxygen content of superficial water in the river Niemen at Poniemuńce (between point 8 and 9) during the day 27/28. VI. 1939.

Godzina Hour	t°C	O_2 mg/l	%
11^{30}	20,1	8,16	87,08
13^{30}	20,3	8,98	96,14
15^{30}	20,3	8,67	92,82
17^{30}	20,5	8,98	96,45
19^{30}	19,9	8,67	92,13
21^{30}	19,4	8,16	85,98
23^{30}	18,9	8,16	85,17
1^{30}	18,7	8,16	84,91
3^{30}	18,4	8,16	84,38
5^{30}	18,1	8,16	83,95
7^{30}	18,1	8,67	89,19
9^{30}	18,6	8,85	91,90

Pogląd na fizyko-chemiczne warunki panujące w niezanieczyszczanej rzece w ciągu doby dają badania M. Stangenberga wykonane 27—28. VI. 1939 na Niemnie pod Poniemuńcami (tab. VI.). Widać z nich, że w lecie najcieplejsza woda była w rzece około godz 17^{30}, a najzimniejsza między 5^{30} — 7^{30} rano. Natlenienie wody w mg/l O_2 zmieniało się w ciągu doby na tym stanowisku bardzo nieznacznie w zakresie 8,16 mg/l O_2 w godz 21^{30} — 5^{30} i o godz 11^{30}, a wzrastało do 8,98 mg/l O_2 w godzinach popołudniowych 13^{30} — 17^{30}. Sytuacja miała pozornie paradoksalny przebieg, gdyż bezwzględne maksymalne natlenianie się wody przypadało na okres wody najcieplejszej, czyli mniej zdolnej do rozpuszczania większych ilości tlenu. Widocznie procesy fotosyntezy znacznie przewyższają w tym czasie oddechowe potrzeby życia w wodzie. W nocy mimo nieco niższej temperatury zawartość tlenu w wodzie malała, widocznie na skutek wyraźnej przewagi procesów oddechowych w rzece. W wartościach względnych przedstawiało się to znacznie wyraźniej, gdyż nasycenie wody tlenem spadało nad ranem w danym przypadku do około

http://rcin.org.pl

Tabela VII

Przeciętny miesięczny skład chemiczny wody rz. Wisły pod Warszawą w r. 1934 i 1947/48 (wg danych Wodociągów Warszawskich)

Average chemical composition of water in the river Wisła at Warszawa during the year 1934 and 1947/48 (acc. to data of the watersupply in Warszawa)

	Rok Year	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Średnia roczna
Zawiesiny Suspensions	1934	22,3	10,8	87,2	26,4	19,9	21,6	112,0	77,0	72,3	49,4	37,9	52,5	49,1
	1947/48	117,0	65,2	104,8	45,7	32,2	157,1	98,6	34,8	56,2	14,4	46,4	51,9	68,7
Chlorki, mg/l Cl Chlorides	1934	18,5	16,9	9,8	16,4	20,6	24,1	9,0	10,1	9,7	13,5	12,9	10,8	14,4
	1947/48	10,9	10,5	12,7	12,0	19,5	13,8	10,0	16,8	22,7	28,5	24,6	16,3	16,5
Twardość og., mg/l $CaCO_3$ Total hardness	1934	11,9	10,7	8,5	11,0	10,8	10,4	7,6	9,8	9,8	10,0	9,5	8,8	9,9
	1947/48	7,5	8,15	9,2	8,7	9,2	8,9	9,2	9,9	10,9	10,8	10,0	8,7	9,3
Żelazo og., mg/l Fe Total iron	1934	0,6	0,7	2,5	0,9	0,7	0,4	2,8	3,2	3,0	1,7	1,7	2,5	1,7
	1947/48	5,5	2,4	5,4	1,98	0,6	5,3	4,1	1,0	0,4	0,3	1,0	1,3	2,4
Nasycenie wody tlenem, % O_2 Oxygen saturation	1934	71,0	79,0	86,0	98,0	91,0	93,0	80,0	92,0	97,0	92,0	82,0	86,0	87,0
	1947/48	87,3	94,4	97,2	100,1	114,5	94,0	96,8	111,1	95,0	118,0	92,8	91,1	99,3

http://rcin.org.pl

84% O_2, a o 17^{30} wzrastało do około 96,5% O_2, a zatem różnice sięgały rzędu kilkunastu % nasycenia.

Zmiany dobowe. O ile autorowi wiadomo, istnieją w Polsce tylko jedne tego rodzaju badania (poza znanymi badaniami wodociągów warszawskich na Wiśle w 1937 r.), mianowicie wykonane przez niego codzienne badania na rzece Pilicy w okresie 8—13.IX.1941 (M. Stangenberg 1951) oraz prowadzone w ramach jego pracowni codzienne badania zmian składu chemicznego wody rz. Odry w ciągu roku 1945/46 (K. Stangenberg 1953). Wynika z tych prac, że w tygodniowym okresie czasu skład niezanieczyszczanej wody rzecznej na tym samym stanowisku ulega stosunkowo nieznacznym zmianom, w przeciwieństwie do rzek zanieczyszczanych, gdzie różnice mogą być znaczne na skutek przejścia tzw. fal zanieczyszczeniowych.

W okresach wielodobowych, sięgających zmian sezonowych, różnice te mogą być znacznie większe.

Zmiany sezonowe. Charakteryzują je na terenie Polski:

1. Średnie z codziennych oznaczeń 5 cech wody rzeki Wisły pod Warszawą z roku 1934 i roku 1947/48 (tab. VII).

2. Wyżej wspomniane codzienne badania składu chemicznego wody rz. Odry w r. 1945/46 (tab. VIII).

3. Ostatnie prace autora i jego pracowni wykonane na zlecenie Biura Projektów Wodno-Melioracyjnych w Warszawie w ciągu roku 1952 w odstępach 10—15-dniowych na rzekach Wiśle pod Puławami (tab. IX). Warcie pod Gorzowem, Baryczy pod Osetnem, Wieprzu pod Dęblinem, Tyśmiennicy pod Kockiem, Jegrzni pod jeziorem Dręstwo, Ełku pod Grajewem i na odpływach z jezior Świętajny i Waldpusz na Mazurach oraz z jeziora Tajno w rejonie Rajgrodu (patrz rysunki 5—10).

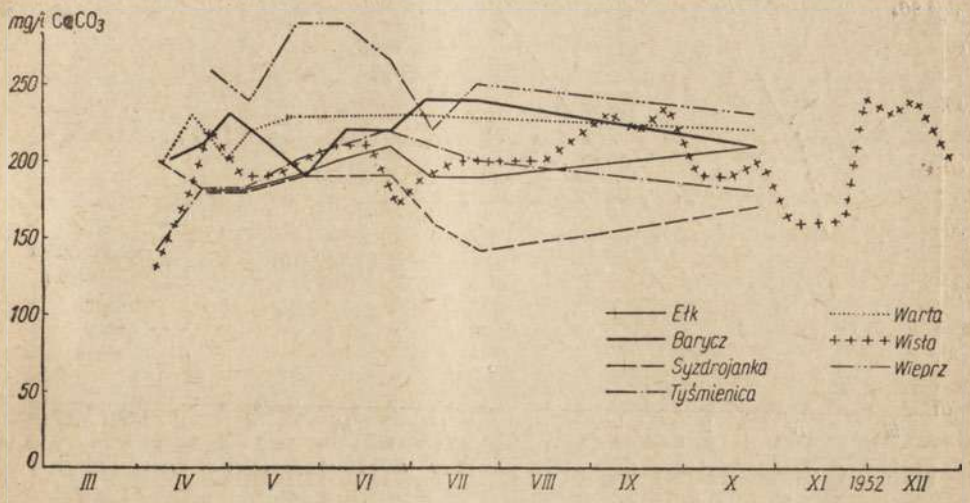
4. Ostatnio wraz ze współpracownikami opublikowana (1957) praca na temat zmian składu chemicznego wody rzeki Odry pod Wrocławiem w okresie dwuletnim 1953 i 1954 roku.

Powyższe materiały są zbyt skąpe, aby można na nich oprzeć bez zastrzeżeń ogólną charakterystykę przebiegu zmian składu chemicznego wody w ciągu roku w rzekach Polski. Poza tym w ogóle, jak zobaczymy niżej, wydaje się wątpliwa możliwość przeprowadzenia tego w szerszym zakresie, gdyż zależnie od samego składu chemicznego wody, przebieg jego zmian w ciągu roku może się różnie przedstawiać i nie nadawać się do uogólnienia. Decydujący wpływ na przebieg zmian składu wody ma rozcieńczenie wodami opadowymi, naturalne spływy ze zlewni, wymrażanie wody, procesy biologiczne i dopływ ścieków. Obraz roczny jest ich wypadkową (rys. 5—10).

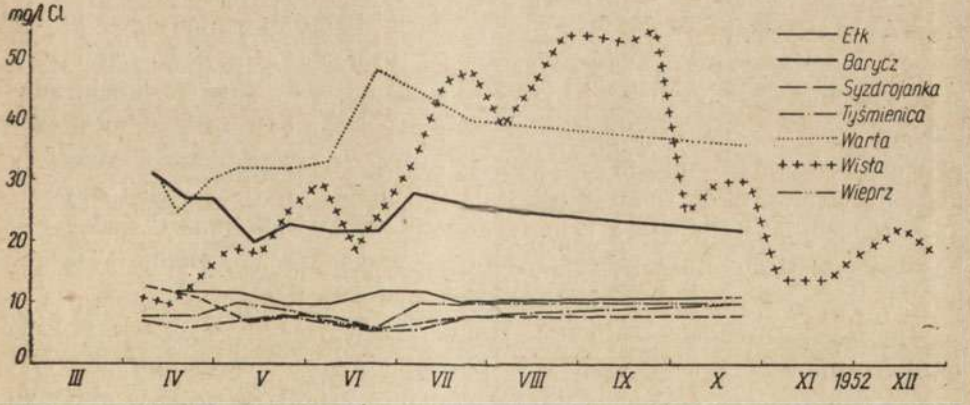
Trzeba wyraźnie podkreślić, że zmiany odnośnie każdej cechy fizyko-chemicznej wody, z wyjątkiem aktualnego odczynu — *pH*, są w rzece w ciągu roku bardzo znaczne i tylko niewiele zmian ma charakter ogólny, dający się generalizować.

http://rcin.org.pl

Na podstawie wyżej wymienionych materiałów można stwierdzić, że temperatura wody rzek Polski waha się w ciągu roku w granicach 0,0°C (Odra pod lodem w 1953 r.) do 27°C (płytkie rzeczki w lecie). Temperatura wody poniżej 4°C utrzymywała się np. w Odrze w r. 1945/46 od połowy listopada do połowy marca,



Rys. 5. Sezonowe zmiany twardości ogólnej wody niektórych rzek Polski

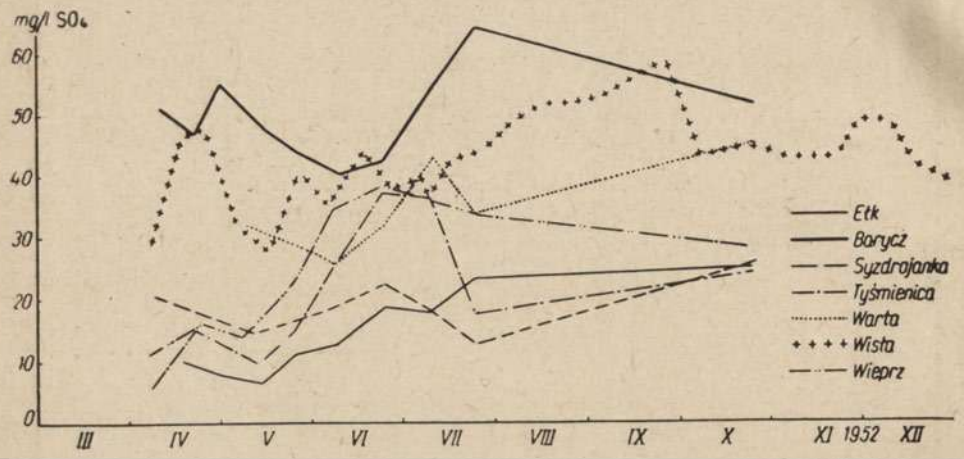


Rys. 6. Sezonowe zmiany zawartości chlorków w wodzie niektórych rzek Polski

czyli około 4 miesiące (patrz także Stangenberg 1957). Najwyższe temperatury wody w naszych rzekach przypadają na miesiące letnie, lipiec i sierpień, co wg Halbfassa (1914) jest właściwe dla rzek naszego klimatu. Od maja do września (włącznie) temperatury nizinnych rzek naszego kraju są wyższe od 15°C (M. Stangenberg, l.c.). W ciągu 5 miesięcy zatem

http://rcin.org.pl

z jednej strony istnieją w rzekach optymalne warunki dla intensywnego rozwoju życia i mineralizacji zmagazynowanych na dnie związków organicznych, z drugiej zaś w razie zaistnienia niskich stanów wód przy wysokich temperaturach może dojść do wystąpienia okresów krytycznych.



Rys. 7. Sezonowe zmiany zawartości siarczanów w wodzie niektórych rzek Polski

Natlenienie niezanieczyszczonych wód rzecznych w ciągu roku wynosi najczęściej około 90%, rzadko sięga 100% nasycenia. W wyjątkowych wypadkach w lecie dochodzi w wolno płynących rzekach do nieznacznych przetlenień na skutek procesów fotosyntezy i niekiedy gwałtownego ogrzania się wody, za którym nie nadąża uchodzenie tlenu do atmosfery. Najniższy stan natlenienia wody rzecznej bywał stwierdzony w dwu przypadkach, mianowicie w lecie, gdy przy wysokiej temperaturze wody rozkład związków organicznych w rzece był tak intensywny, że pochłanianie tlenu z atmosfery nie nadążało w wyrównywaniu powstających deficytów tlenowych i w zimie pod długo trwającą powłoką lodową, często przy niskich stanach wody, gdy pochłanianie tlenu z atmosfery było utrudnione przez lód. Dopływ ścieków organicznych zmieniał sytuację tlenową w tym sensie, że:

1. Zaostrzał rozmiary deficytów tlenowych. W wyniku tego tak w lecie jak i w zimie w okresach najmniej korzystnych dla życia rzeki, o których wyżej wspomniano, mogło dochodzić do katastrofalnych braków tlenu w okresach krytycznych.

2. W różnych porach roku zmieniał się reżim tlenowy rzeki w sposób nieoczekiwany i wtedy wyżej scharakteryzowany obraz stosunków tlenowych w rzece ulegał daleko idącym zmianom.

W ten sposób np. procent natlenienia wody rzeki Odry nie zmniejszał się w ciągu roku 1945/46 poniżej 74%, ale w zimie 1953/54 w końcu grudnia wynosił tylko około 60% pod lodem. Nierzadkie jednak były przypadki, gdy natle-

http://rcin.org.pl

Tabela VIII

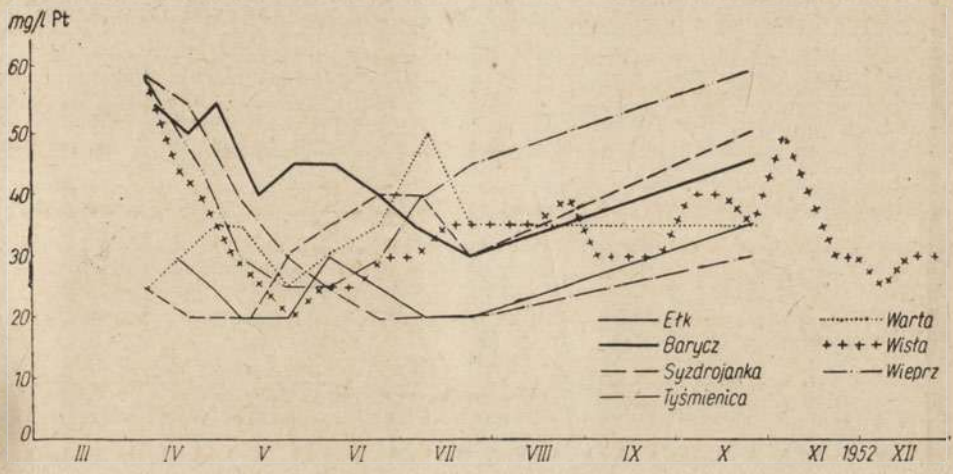
Średnie miesięczne składu chemicznego wody rzeki Odry w ciągu roku 1945/46 pod Wrocławiem (przeliczone na podstawie danych dr Krystyny Stangenberg), mg/l

Mean values of the chemical composition of water in the Odra-river at Wrocław in the single monthes of the year 1945/46 (calculated after the data of Dr. Krystyna Stangenberg, 1951)

Miesiąc Month	XII 1945	I 1946	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Temperatura, t°C Temperature	2,5	0,7	1,0	3,9	10,8	17,6	19,4	21,9	20,5	16,3	8,7	4,0
Tlen, O_2 — Oxygen	12,4	12,5	12,1	11,6	9,9	8,3	8,1	7,6	8,1	8,4	10,6	12,0
% nasyc. O_2 Oxygen saturation	—	88,2	85,8	87,9	89,3	87,6	88,1	87,0	89,8	86,6	89,9	78,0
Wolny CO_2 Free carbon dioxide	3,0	3,5	3,7	3,0	4,9	5,5	4,0	3,5	3,6	4,1	4,2	5,0
Mętność, SiO_2 Turbidity	73	37	195	60	31	27	20	42	42	37	39	57
Barwa, Pt — Colour	15	13	16	12	14	20	24	22	24	28	27	27
Odczyn, *pH* — Reaktion	7,3	7,3	7,2	7,3	7,4	7,5	7,5	7,5	7,5	7,4	7,5	7,5
Twardość og., $CaCO_3$ Total hardness	138	131	117	119	130	166	169	149	167	163	176	163
Twardość niewęgl., $CaCO_3$ Noncarbonic hardness	48	42	41	50	53	71	67	62	70	64	76	68
Twardość węglanowa $CaCO_3$ Carbonic hardness	90	90	76	69	77	95	102	87	97	99	100	95
Żelazo og., Fe — Iron	0,33	0,27	0,28	0,28	0,30	0,29	0,37	0,49	0,34	0,38	0,54	0,79
Fosforany, PO_4 Phosphates	0,08	0,09	0,11	0,09	0,08	0,04	0,04	0,07	0,07	0,05	0,05	0,05
Chlorki, Cl — Chlorides	110	97	64	56	74	107	130	95	130	108	126	105
Amoniak, $N(NH_3)$ Ammonium	0,62	0,56	0,72	0,46	0,44	0,14	0,06	ślad	0,12	0,23	0,23	0,59
Azotyny, $N(NO_2)$ Nitrites	0,007	0,006	0,006	0,006	0,010	0,02	0,008	0,007	0,003	0,006	0,019	0,022
Azotany, $N(NO_3)$ Nitrates	1,4	1,4	1,5	1,6	1,2	1,0	0,8	0,7	0,5	0,6	0,7	0,9
Utlenialność, O_2 Oxydability	7,6	6,6	8,5	7,2	8,1	10,4	10,3	9,5	6,3	8,6	8,4	11,3
Elektrolity — Electrolites	424	391	289	274	321	418	471	372	—	—	463	—

http://rcin.org.pl

nienie wody w zanieczyszczonej rzece wynosiło kilka lub kilkanaście procent, jak np. w Odrze pod Koźlem dn. 29.XII.1953 — 28,2% O_2, w Bzurze w lipcu 1951 wg I. Cabejszek — 20,9% O_2, Horodniczance — dn. 5.VII. 1939 — 8% O_2, potoku Szczawno-Zdrój w lipcu 1949 r. — 8,3% O_2.



Rys. 8. Sezonowe zmiany barwy wody niektórych rzek Polski

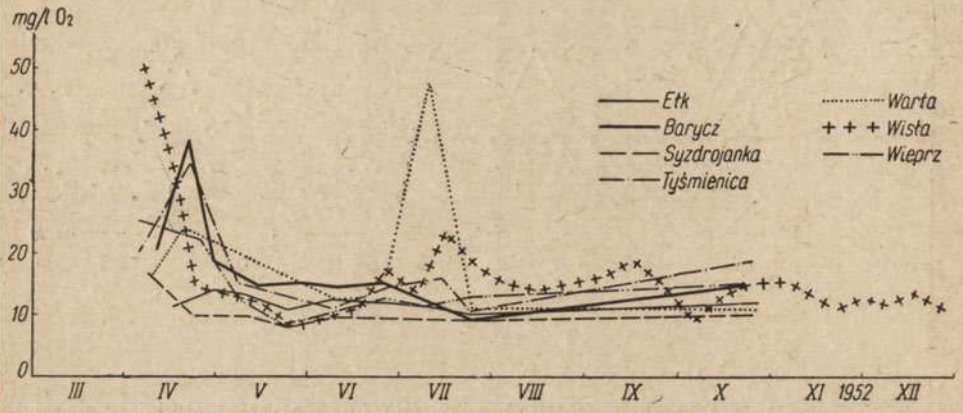
W zimie natlenienie wody przy ujściach dopływów Odry wynosiło w dniach 27—28.XII.53 i 2—5.I.54 od 19,8% O_2 (rzeka Ina) do 95,1% O_2 (Kłodnica), a najczęściej około 80—90% O_2 w wodach słabiej zanieczyszczonych i 30—50% w wodach silniej zanieczyszczonych. Rzadko kiedy w ciągu roku woda była w 100% natleniona. Prawie zawsze, nawet w najczystszych rzekach kilka procent tlenu do jej pełnego natlenienia brakowało.

Wolny dwutlenek węgla występował w wodzie niezanieczyszczonych rzek w ciągu roku najczęściej w ilościach około 2 mg/l CO_2. Ilości te ulegały znacznym zmianom w lecie, kiedy dwutlenek węgla był niekiedy z wody całkowicie wyczerpany pod wpływem procesów fotosyntezy, i w zimie pod lodem, kiedy w wodzie gromadziły się jego większe ilości na skutek oddychania i mineralizacji związków organicznych, a utrudnionej ewazji do atmosfery. Najwyższe znane ilości w niezanieczyszczonej ściekami rzece wynosiły wtedy 15 mg/l CO_2 (w rzece Smierdź na Polesiu), skutej przez długie miesiące lodami, do której wolno spływały liczne wody z torfowej zlewni. Pod wpływem dopływu ścieków organicznych ilości wolnego CO_2 w wodzie rosły niekiedy dość znacznie, osiągając np. w maju 1946 r. w Odrze 9,0 mg/l CO_2, nawet przy ówczesnym jej stosunkowo niewielkim zanieczyszczeniu.

Koncentracja jonów wodorowych, w ogromnej większości wód rzecznych Polski wyrażająca się w zasadzie odczynem lekko alkalicznym, osiągała swe minimum w lecie, gdy *pH* przekraczało 8,3 (fenolftaleina w wodzie barwiła

http://rcin.org.pl

się na kolor fiołkowy) na skutek wyczerpania wolnego dwutlenku węgla z wody i obecności w niej jonów CO_3 (w Wiśle w lecie pH — 8,6) i ewentualnie OH z hydrolizy węglanowych połączeń wapnia (pH pow. 9,0 np. w Łachach Wiślanych). Największe ilości jonów wodorowych występowały w ciągu roku w zimie, korelując pozytywnie przede wszystkim ze wzrostem zawartości wolnego CO_2 w wodzie, z przyczyn podanych wyżej. W tym czasie pH zbliżało się do 7,0,



Rys. 9. Sezonowe zmiany utlenialności wody niektórych rzek Polski

(w Odrze wynosiło w styczniu 1946 — 7,1). Rzadko kiedy odczyn wody rzecznej był kwaśny w ciągu roku, co zdarzało się tylko albo pod wpływem kwaśnych ścieków albo dopływu wielkich ilości kwasów organicznych ze zlewni, i to w przypadku gdy woda rzeczna zawierała bardzo małą rezerwę alkaliczną (małe rzeczki śródleśne i ze zlewni torfowych). W tym ostatnim przypadku barwa wody była zazwyczaj wysoka od kwasów humusowych i wtedy także prawie w ciągu całego roku zachowywał się odczyn kwaśny, wyjątkowo i na krótko przechodzący w zakres alkaliczny w okresie największej intensywności procesów fotosyntezy (czerwiec, lipiec i sierpień).

Mętność wód rzecznych zmieniała się w ciągu roku bardzo znacznie. Zazwyczaj największe wartości osiągała ona w wodach niezanieczyszczonych na wiosnę, w wyniku spływu zawiesin (przede wszystkim mineralnych)ze zlewni z wodami deszczowymi i śniegowymi i poruszenia mas osadów dennych wielkimi wodami wiosennymi. Wahania mętności korelują w zasadniczym przebiegu z wahaniami wskazań wodowskazu (patrz niżej rys. 12). Najniższe mętności obserwowano z okresu niskich stanów wód w rzekach i odwrotnie, oczywiście o ile wpływy uboczne tego nie zacierały (np. zakwity glonów, dopływ planktonu zwierzęcego z przepływanych przez rzekę stawów itp.). W wyniku ostatnio wymienionych czynników mętności wody w lecie mogły być dosyć znaczne. Także spływ zawiesin ze ściekami był czynnikiem wybitnie zwiększającym mętność wody rzecznej

http://rcin.org.pl

Tabela IX

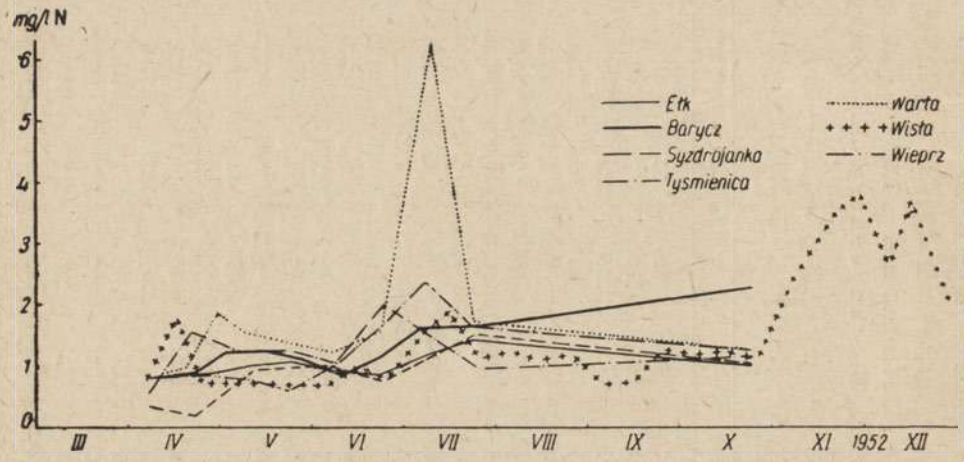
Średnie miesięczne składu chemicznego wody rzeki Wisły pod Puławami w ciągu 1952 r. w mg/l
(przeliczone na podstawie pracy A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg, K. Żemoytel, 1956)

Mean values of the chemical composition of water in the Wisła river at Puławy during the year 1952
(calculated after A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg, K. Żemoytel, 1956)

Miesiąc — month	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Barwa, Pt-Colour	48	25	27	32	37	30	38	37	28
Zasadowość, $CaCO_3$—Alkalinity	108	155	143	147	157	163	140	128	178
Twardość og., $CaCO_3$ — Total hardness	173	193	197	197	205	228	193	183	222
Twardość stała, $CaCO_3$ — Noncarbonic hardness	65	38	54	50	48	65	53	55	44
Azotyny, $N(NO_2)$, Nitrites	0,216	0,025	0,045	0,031	0,031	0,046	0,022	0,147	0,009
Azotany, $N(NO_3)$, Nitrates	0,28	0,33	0,13	0,10	0,10	0,02	0,03	0,43	0,57
Amoniak, $N(NH_3)$, Ammonium	0,43	0,17	0,14	0,07	0,10	0,09	0,09	0,10	0,14
Azot org., N-Organic nitrogen	1,12	0,80	0,83	1,50	1,19	0,92	1,19	3,20	2,80
Fosfor calk., PO_4 — Total phosphorus	0,23	0,89	0,45	0,32	0,45	0,41	0,36	0,49	0,41
Fosforany, PO_4 — Phosphates	0,09	0,07	0,06	0,05	0,03	0,03	0,15	0,13	0,19
Fosfor związany—PO_4 — Bound phosphorus	0,14	0,82	0,39	0,27	0,42	0,39	0,21	0,36	0,22
Potas, K—Kalium	4,4	4,6	4,1	5,0	6,0	6,4	5,7	4,4	5,3
Wapń, $CaCO_3$—Calcium	115	175	156	153	163	187	133	127	228
Magnez, Mg-Magnesium	4,8	4,8	4,9	5,3	5,6	7,1	7,8	4,7	—
Żelazo, Fe—Iron	1,22	0,39	0,40	0,31	0,21	0,46	0,53	0,47	0,59
Chlorki, Cl—Chlorides	12	21	27	42	46	54	28	14	20
Siarczany, SO_4—Sulphates	30,7	33,5	36,4	42,1	50,7	55,8	43,7	45,1	41,6
Utlenialność, O_2 — Oxydability	29,6	11,3	12,7	23,1	14,7	16,9	12,5	13,0	11,7
Sucha pozostałość—Total residue	397	305	300	338	349	395	291	347	321
Pozostałość po prażeniu—Total fixed residue	299	196	204	245	252	278	206	266	228
Ciała lotne—Loss on ignition	98	109	96	93	97	117	85	81	93
Sucha pozostałość sączona—Total residue filtred	177	238	253	265	314	313	246	208	292
Zawiesiny, Suspensions	220	67	47	73	35	82	45	139	29

http://rcin.org.pl

w ciągu roku i powodującym, że mogły one nieoczekiwanie osiągać wysokie wartości. Tak w najlepiej pod tym względem poznanej rzece Odrze (K. Stangenberg, l.c.) mętność wody osiągała 500 mg/l SiO_2 w lutym 1945/46 w czasie wysokiego stanu wody (przy stosunkowo bardzo niewielkim zanieczyszczeniu w ciągu całego roku), a średnia mętność z codziennych pomiarów



Rys. 10. Sezonowe zmiany w zawartości azotu organicznego w wodzie niektórych rzek Polski

tego miesiąca wynosiła 195 mg/l SiO_2, wahania zatem musiały być bardzo gwałtowne. Najniższa mętność w tej rzece w ciągu roku wynosiła 10 mg/l SiO_2. W miesiącach letnich od kwietnia do października mętność wody nie przekraczała 60 mg/l SiO_2, a średnie w poszczególnych miesiącach letnich (tab. VIII) wynosiły 20 mg/l SiO_2 (czerwiec) i 42 mg/l SiO_2 (lipiec i sierpień 1946). W badaniach (K. Stangenberg, 1. c.) na Odrze dała się też zauważyć znaczna zależność pomiędzy występowaniem żelaza a mętnością wody. Obraz ten zacierał się jedynie w okresie roztopów wiosennych i dopływu znacznych mas wody.

Sezonowe zmiany suchej pozostałości wód rzecznych Polski ilustrują stosunki z Wisły, gdzie według naszych badań całorocznych pod Puławami w 1952 r. waha się ona od 282 mg/l dn. 3.X.52 do 542 mg/l — 6.IV.52. (A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg, K. Żemoytel 1956). Według badań na Odrze pod Wrocławiem (l.c.) w ciągu roku 1953 zakres wahań wynosił 367—952 mg/l, a w roku 1954 — 329—980 mg/l, czyli w obu latach był do siebie bardzo zbliżony. Już te cyfry upoważniają do twierdzenia, że w ciągu roku sucha pozostałość wód rzecznych w Polsce waha się bardzo znacznie i może wzrastać 2,5 raza w stosunku do wartości najniższej (tab. X).

Przebieg zmian suchej pozostałości wody rzecznej może być niekiedy bardzo gwałtowny. Z wspomnianych badań na Wiśle wynika, że w ciągu 10 dni

http://rcin.org.pl

Tabela X

Zakres wahań składu chemicznego wody rzeki Odry i rzeki Wisły w ciągu różnych lat (mg/l)
Range of variation in the chemical composition of water of the rivers Odra and Wisła during different years (mg/l)

	Wisła 1952	Stosunek maks.: minim. Coefficient maxim.: min.	1945/46*	Odra	
				1953	1954
Barwa, Pt — Colour	20—60	3	10—40	40—110	50—150
Zasadowość, $CaCO_3$ Alkalinity	90—195	2	55—115	80—175	90—183
Twardość og., $CaCO_3$ Total hardness	130—240	1,9	85—230	125—270	130—300
Twardość stała, $CaCO_3$ Noncarbonic hardness	30—80	2,5	20—135	28—138	43—120
Azotyny, N (NO_2) Nitrites	0,000—0,360	360	śl.—0,056	0,032—1,00	0,15—0,92
Azotany, mg/l N(NO_3) Nitrates	0,02—0,50(2)	25	0,25—2,50	0,01—0,40	0,05—0,90
Amoniak, N (NH_3) Ammonium	0,04—0,68	17	śl.—1,50	0,06—3,90	0,16—9,60
Azot org., N Organic nitrogen	0,68—3,80	5,5	—	0,80—3,00	0,66—1,98
Fosfor ogólny, PO_4 Total phosphorus	0,17—1,58	8	—	0,32—0,96	0,28—1,04
Fosforany, PO_4 Phosphates	śl.—0,26	260	śl.—0,20	0,12—0,28	0,05—0,18
Fosfor związany, PO_4 Bound phosphorus	0,10—1,61	16	—	0,18—0,76	0,14—0,98
Potas, K — Kalium	3,5—6,7	2,9	—	4,3—16,8	6,4—16,7
Wapń, $CaCO_3$ — Calcium	101—253	2,5	—	115—215	115—225
Magnez, Mg Magnesium	3,6—8,9	2,5	—	6,8—15,8	7,1—13,4
Żelazo, Fe — Iron	0,14—2,1	8	0,1—1,50	1,16—3,90	1,20—5,20
Chlorki, Cl Chlorides	10—55	5,5	30,193	38—282	71—324
Siarczany, SO_4 Sulphates	28—58	2	—	38—132	—
Utlenialność, O_2 Oxydability	8,2—51	6,5	4,0—17,0	15—37,6	19,2—57,8
Sucha pozostałość Total residue	282—542	1,9	—	367—952	329—959
Pozostałość po praż., Total fixed residue	179—396	2,2	182—632 (zaw. elektrolitów)	279—701	199—785
Ciała lotne Loss on ignition	45—146	3,2	—	82—208	70—343
Sucha pozost. sącz. Total residue filtred	150—357	2,4	—	—	—
Zawiesiny—Suspensions	24—373	15	—	10—52**	—

* wg K. Stangenberg 1951 ** tylko z 7 oznaczeń 1953 r. — only from 7 estimations 1953.

http://rcin.org.pl

(od 25.IX do 5.X.52) sucha pozostałość wody może zmniejszyć się z 406 mg/l na 282 mg/l. Niekiedy może ona natomiast utrzymywać się dość długo na prawie tym samym poziomie (np. w Wiśle — 15.VIII.— 363 mg/l, 25.VIII — 364 mg/l, 5.IX. — 393 mg/l, 15.IX. — 385 mg/l).

Najwyższe suche pozostałości mogły pojawiać się w różnych rzekach w różnych porach roku i w ich różnych miesiącach. W Wiśle, jak widać z powyższego, maksimum (542 mg/l) przypadało na początek kwietnia, zaś w Odrze w r. 1953 w listopadzie, a w r. 1954 w listopadzie (2.XI.54 — 980 mg/l) i marcu (1.III. 1954 — 959 mg/l). Wartości najniższe wystąpiły w ciągu roku w Wiśle w jesieni (październik), w Odrze w r. 1953 — 29.VII. — 367 mg/l, a w r. 1954 — 25.V. — 329 mg/l. W czasie znacznego przyboru wody w lutym 1953 roku sucha pozostałość wody Odry zmalała 26.II.1953 r. na 381 mg/l. Rozcieńczenie (np. wodami wiosennymi) było jedną z ważniejszych przyczyn zmniejszenia się suchej pozostałości wody w ciągu roku, zaś parowanie i dopływ ścieków (np. cukrowniczych w jesieni) przyczynił się do jej znacznego zwiększenia. Takie czynniki, jak sedymentacja zawiesin i produkcja związków organicznych modulowały wielkość suchej pozostałości w znacznie mniejszym zakresie.

Wykazane zmiany w suchej pozostałości wód rzecznych w ciągu roku są wypadkową zmian w zawartościach elektrolitów oraz znajdujących się w wodzie zawiesin mineralnych i organicznych. Dyskutowanie zmian poszczególnych składników rozpuszczonych w wodzie jak też i wskaźników zawartości związków organicznych, rozpuszczonych i będących w zawiesinie itp. wkraczałoby w zakres szczegółowej charakterystyki stosunków tej czy innej rzeki w Polsce, co jest treścią prac i materiałów wyżej wymienionych. Wobec tego dla wyrobienia sobie ogólnego poglądu na charakter i przebieg tych zmian zacieśniam dyskusję całości posiadanych materiałów do odpowiedzi na pytania:

1. Jaki jest zakres zmian poszczególnych elementów suchej pozostałości wód rzecznych w ciągu roku?

2. W jakim czasie występują maksima zawartości poszczególnych składników w wodach rzecznych w ciągu roku, czy czas ten jest stały w tej samej rzece w ciągu lat i czy w różnych rzekach przypadał on na te same miesiące względnie pory roku?

3. W jakim czasie występują maksima poszczególnych cech składu chemicznego wody rzecznej w ciągu roku, czy powtarza się on w tej samej rzece w ciągu lat i czy w różnych rzekach przypada on na te same miesiące względnie pory roku?

4. Jak prędko zmiany składu chemicznego wody następują po sobie?

5. Czy zmiany składu chemicznego wody rzecznej powtarzają się w sposób cykliczny?

6. Jakie są przyczyny, że skład chemiczny wody zmienia się w rzece w ciągu roku bardzo znacznie?

http://rcin.org.pl

Zakres zmian składu chemicznego wody rzeki Wisły i rzeki Odry w ciągu roku przedstawia dla różnych lat tabela X, zarówno w wielkościach bezwzględnych jak i względnych, obliczonych dla Wisły. Wynika z niej, że w ciągu roku skład chemiczny wód rzecznych w Polsce zmienia się bardzo znacznie, niektóre cechy wzrastają nawet o kilkaset miligramów, a w wartościach względnych niekiedy kilkaset — kilkadziesiąt — kilkanaście lub kilkakrotnie w stosunku do najmniejszej wartości poszczególnej cechy (patrz stosunek maksimum do minimum obliczony na przykładzie rzeki Wisły).

Kilkasetkrotnie do kilkudziesięciokrotnie zmniejszają się w stosunku do wartości maksymalnej osiąganej w ciągu roku zawartości składników odgrywających przede wszystkim rolę pokarmową w stosunku do roślin lub będącą wynikiem intensywnych przemian biochemicznych, a więc w przypadku Wisły 1952 r.: azotyny około 360 razy, fosforany 260 razy, azotany 25 razy i amoniak 17 razy. Zawartości potasu wahały się nieznacznie, wzrastały tylko 1,9 krotnie; przypuszczamy, że pozostawało to w związku ze stosunkowo wielkimi ilościami potasu będącymi wciąż do dyspozycji roślin i dopływającymi w znacznych ilościach ze zlewni naturalnej, ze ściekami i wypieranymi do wody z kompleksów glinokrzemianowych przez wapń. W dużym zakresie wahała się też ilość zawiesin, których normalnie w wodzie rzecznej jest niewiele, a których ogromne ilości mogą do rzeki napłynąć i podnieść się z dna pod wpływem wielkich wód wiosennych (np. w kwietniu w Wiśle, patrz odnośna praca cytowana powyżej).

Drugie z kolei miejsce pod względem wielkości względnego zakresu wahań (patrz stosunek maksymalnej do minimalnej wielkości cechy) zajmują cechy charakteryzujące zawartość związków organicznych w wodzie, a więc przede wszystkim fosfor związany (16), azot organiczny (5,5), utlenialność (6,5), ciała lotne (3,8), barwa (3). Domieszały się do tej grupy takie cechy, jak zawartość żelaza ogólnego, które pochodzi w dużym stopniu z zawiesin i ze ścieków, oraz zawartości chlorków, które są wprawdzie biologicznie nieczynne, ale których różne a niekiedy bardzo wielkie ilości dopływają sporadycznie ze ściekami (np. w Wiśle wpływ fabryki sody).

W trzeciej grupie, którą cechuje stosunek maksimum do minimum cechy mniejszy od trzech, znalazły się: sucha pozostałość (1,9) pozostałość po prażeniu (2,2), siarczany (2), wapń (2,5), magnez (2,5), potas (1,9), twardość ogólna (1,9), twardość węglanowa (2), twardość niewęglanowa (2,5). Jak widać, należą tu przede wszystkim tzw. makroelementy, których połączenia występują w wodzie rzecznej w stosunkowo wielkich ilościach, a których względny dopływ ze ściekami (przy uwzględnieniu rozcieńczenia i w stosunku do ich dużych zawartości w wodzie) jest mały.

Podane wyżej cyfry graniczne rozdzielające wyróżnione grupy są oczywiście orientacyjne, takie jakie wynikły z analizy konkretnego materiału wiślanego. Dane z Odry są na ogół analogiczne i tego samego rzędu, jakkolwiek róż-

http://rcin.org.pl

nią się wielkością absolutną. Mimo pewnych zastrzeżeń, jakie przedstawiony podział może budzić, gdyż według podanych kryteriów wyróżnione trzy grupy nie dały się wyodrębnić bez reszty, widać wyraźnie, że w rzekach Polski skład chemiczny wody zmienia się w ciągu roku bardzo znacznie zarówno w wielko-

Tabela XI

Miesiące wystąpienia najwyższych* wartości poszczególnych cech składu chemicznego wody rzeki Wisły i rzeki Odry w ciągu różnych lat

Monthes in which maximal* values of different constituents in the chemical composition of water have been occurred in the river Wisła and river Odra during different years

	Wisła			Odra		
	1934**	1947/48**	1952	1945/46**	1953	1954
Sucha pozostałość Total residue	—	—	IV(IX)	VI(X)	XI(X)	XI(III)
Zawiesiny — Suspension	VII(III)	VI(I)	IV(IV)	—	—	—
Twardość ogólna, $CaCO_3$ Total hardnes	I(IV)	IX(X)	XI-XII	X(VI)	XII(X)	III(I)
Zasadowość, $CaCO_3$ Alkalinity	—	—	XII(XII)	VI(X)	XI(X)	III(XII)
Siarczany, SO_4 Sulphates	—	—	IX(VIII)	—	XII(XI)	—
Chlorki, Cl — Chlorides	VI(V)	X(XI)	IX(VIII)	VI-VIII	XI(XII)	III(I)
Żelazo, Fe — Iron	VIII(IX)	I(III)	IV(IV)	XI(X)	XI(XII)	I-II
Amoniak, N — Ammonium	—	—	IV(IV,V)	II(XII)	XI(XII)	III(I)
Azotyny, N — Nitrites	—	—	IV(IV)	XI(X)	IX(X)	IX(XI)
Azotany, N — Nitrates	—	—	V(IV)	III(II)	I(II)	VI(XI)
Fosforany, PO_4 Phosphates	—	—	X(XII)	II(I-III)	XII(VII, X)	III(IX)
Potas, K — Kalium	—	—	IX(IX)	—	XI(XII)	III(I)
Azot organiczny, N Organic nitrogen	—	—	XI(XII)	—	I(II)	III(I)
Barwa, Pt — Colour	—	—	IV(XI)	IX(X-XI)	XII(IX-XI)	III(IX)
Utlenialność, O_2 Oxydability	—	—	IV(VII)	XI(V)	XI(XII)	XI(III)

* W nawiasach podano drugą z kolei wartość największą
In brackets is given the greatest value after the maximal

** Wartości najwyższe średnich miesięcznych
Maximal values of the monthly averages

ściach absolutnych, jak i względnych. Absolutnie największe różnice w wahaniach składu chemicznego wody wykazują w pierwszym rzędzie makroelementy i cechy od nich w największym stopniu zależne, dalej cechy charakteryzujące zawartość związków organicznych w wodzie, a następnie sole pokarmowe roślin i ich przekształcenia biochemiczne. Wielkości wahań względnych, czyli mierzone nie wartością absolutną cechy i jej bezwzględnym przyrostem, ale stosunkiem największej wielkości cechy do wielkości najmniejszej, przedstawiają

http://rcin.org.pl

się w wodach rzecznych wręcz odwrotnie. Największym wahaniom względnym podlegają sole pokarmowe i ich fazy przejściowe, dalej cechy charakteryzujące zawartość związków organicznych w wodzie, a dopiero na ostatnim miejscu makroelementy i cechy przez nie w największym stopniu uwarunkowane. Dopływy ze zlewni w postaci zawiesin oraz ścieki mogą nieoczekiwanie zmienić i to bardzo znacznie zakres wahań niektórych cech, tak bezwzględny, jak i względny.

Celem ustalenia czasu występowania maksymalnych wartości cech składu chemicznego wody rzecznej w ciągu roku zestawiono w tabeli XI miesiące, w których wystąpiła wartość bezwzględnie największa oraz obok (w nawiasie) wartości drugie z kolei co do wielkości. Okazało się, że wartości maksymalne poszczególnych cech występują w rzece w ciągu roku dość nieregularnie i wymykają się z ustalonych pod tym względem prawideł przenoszonych na rzeki przez analogię do stosunków jeziorowych.

Tak np. największa średnia twardość ogólna wody występowała w Wiśle (tab. XI) w roku 1934 w styczniu i kwietniu, w roku 1947/48 we wrześniu i październiku, a w rzece Odrze w roku 1945/46 w październiku i czerwcu. Najwyższe pojedyncze oznaczenie tej twardości w Wiśle w r. 1952 notowano w listopadzie i grudniu, a w rzece Odrze w r. 1953 w grudniu i październiku, w roku 1954 zaś w marcu i styczniu. Widzimy zatem już z tego jednego przykładu, których tabela XI zawiera więcej, że zarówno maksymalne wartości średnich miesięcznych, jak i wybrane z całorocznej serii poszczególnych oznaczeń występują w rzekach w bardzo różnych porach i miesiącach roku, w sposób nieskoordynowany z poszczególnymi czynnikami życia rzeki i pojedynczymi czynnikami hydrologicznymi, lecz jako ich wypadkowa, rzadko kiedy z natężeniem pojedynczego czynnika korelująca.

W tabeli XI zwraca uwagę, że w rzece Odrze żadna z badanych cech nie osiągnęła wartości najwyższej w kwietniu, gdy zwykle spływają nią największe ilości wód wiosennych. W Wiśle maksima osiągnęły w kwietniu barwa wody, amoniak, azotyny, azotany, żelazo, zawiesiny i sucha pozostałość. Kwietniowy skład chemiczny wody rzeki Wisły tak niezwykle odbiega od ogólnie znanych stosunków wiosennych w rzekach, że uważamy go za nietypowy, najprawdopodobniej wywołany wprowadzeniem do Wisły wielkiej porcji ścieków przez któryś z zakładów przemysłowych, które zazwyczaj gromadzą je przez zimę i przy wysokim stanie wód usuwają do rzeki.

Przegląd czasu występowania najmniejszych ilości poszczególnych składników w wodzie rzecznej (tab. XII) wskazuje, że najczęściej minima tych cech napotykano w miesiącach późnej zimy i wczesnej wiosny, szczególnie w kwietniu, marcu i maju. Jednak i pod tym względem, podobnie jak i odnośnie wyżej omówionych maksimów, nie było w rzekach żadnych prawidłowości, gdyż np. najmniejsze średnie wartości chlorków zanotowano w Wiśle pod Warszawą w różnych latach raz w lutym i styczniu innym razem we wrześniu i marcu.

http://rcin.org.pl

Tabela XII

Miesiące, w których wystąpiły najniższe* wartości poszczególnych cech składu chemicznego wody rzeki Wisły i rzeki Odry w ciągu poszczególnych lat

Monthes in which minimal* values of different constituents in the chemical composition of water have been occurred in the rivers Wisła and Odra during different years

	Wisła			Odra		
	1934**	1947/48**	1952/53	1945/46**	1953	1954
Sucha pozostałość — Total residue	—	—	X(VI)	—	VII(II)	V(IV)
Zawiesiny — Suspension	II(IV)	X(V)	VIII(X)	—	—	—
Twardość ogólna, $CaCO_3$ Total hardness	VII(III)	I(II)	IV(IV)	II(III)	VII(IX)	IV(V—VIII)
Zasadowość, $CaCO_3$ — Alkalinity	—	—	IV(IV)	III(II)	III—IV	V(IV)
Siarczany, SO_4 — Sulphates	—	—	V(IV)	—	VII(IX)	—
Chlorki, Cl Chlorides	IX(III)	II(I)	IV(XI)	III(II)	II(IV)	IV(V)
Amoniak, N — Ammonium	—	—	V(VII)	VII(VI)	IX(VII)	IX(VIII)
Azotyny, N — Nitrites	—	—	VII(X)	VIII(IX, III)	I(II)	XII(III)
Azotany, N — Nitrates	—	—	IX(X)	VIII(IX)	VII—IX	III—IV
Fosforany, PO_4 — Phosphates	—	—	IX(VIII, VI)	V—VI	II—III	V(IV—VI)
Potas, K — Kalium	—	—	VI(IV)	—	IV(VI)	V(IV)
Azot organiczny, N — Organic nitrogen	—	—	V(VI)	—	IX(VII)	IX(VIII)
Barwa, Pt — Colour	—	—	V(VI, XII)	III(I)	III(I — II—IV)	IV—V
Utlenialność, O_2 — Oxydability	—	—	V(X)	VIII(I)	IV(III)	V(VI)
Żelazo, Fe — Iron	VI(I)	X(IX)	VIII (VII)	I(II—III)	II(III)	III(IX)

* W nawiasach podano drugą z kolei wartość najmniejszą. Jeśli dwa razy w roku wystąpiły identyczne wartości najmniejsze podano je obok siebie nie używając nawiasu.
In brackets is given the second smallest value after the minimal. The equal minimal values which occured twice in a year are given one after another without brackets.

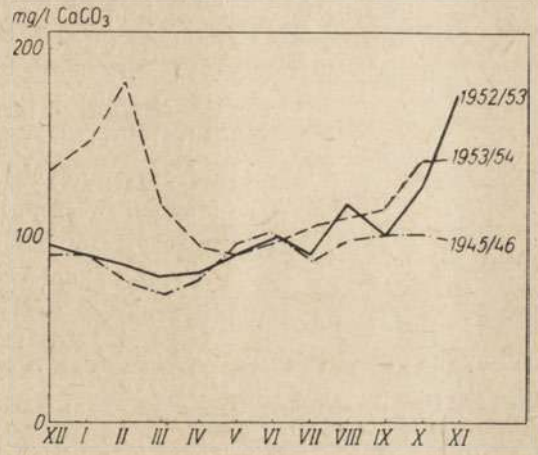
** Wartości najniższe średnich miesięcznych.
Minimal values of the monthly averages.

W Odrze pod Wrocławiem miało to znowu miejsce w lutym i marcu. Najmniejsze z posiadanych oznaczeń zawartości chlorków przypadały w Wiśle pod Puławami na kwiecień i listopad, w Odrze zaś pod Wrocławiem w 1953 r. na luty i kwiecień, zaś w r. 1954 na kwiecień i maj. Także minima innych cech składu chemicznego wody rzecznej pojawiały się w bardzo różnych miesiącach i porach roku, tak że o jakichś prawidłowościach, które można by ująć w formę praw, bezpośrednio mówić nie można. Tak poszczególne rzeki jak i lata w danej rze-

http://rcin.org.pl

ce i na tym samym stanowisku rzeki różnią się ogromnie pod względem czasu występowania najmniejszych wielkości cech charakteryzujących skład chemiczny ich wody. Miesiące wiosenne są na ogół tymi, w których najczęściej rozcieńczenie wody rzecznej jest największe i omawiane minima napotykano najczęściej.

Przebieg codziennych zmian składu chemicznego wód rzecznych w Polsce ilustrują jedynie badania Krystyny Stangenberg wykonane



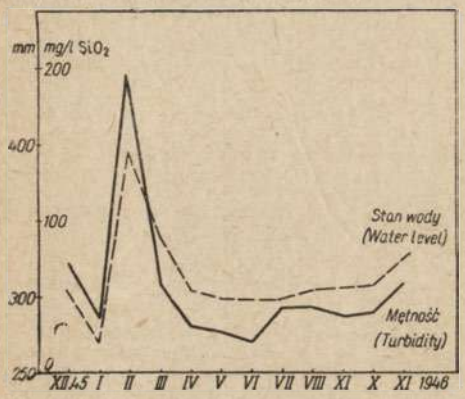
Rys. 11. Różnorodny przebieg zmian zasadowości wody w rzece w ciągu różnych lat, od siebie odległych i po sobie następujących (Odry pod Wrocławiem, 1945/46, 1953, 1954)

w 1945/46 r. na rzece Odrze pod Wrocławiem (l. c.) Wynika z nich, że jakkolwiek wielkość niektórych cech chemicznych wody może się nie zmieniać w ciągu szeregu następujących dni, np. zawartość fosforanów w wodzie, które często przez długi czas utrzymują się w wodzie rzecznej na poziomie około 0,1 mg/l PO_4, to jednak niektóre cechy mogły ulec gwałtownym zmianom, nieomal z dnia na dzień. Tak np. mętność wody w dn. 8.II. wynosząca około 30 mg/l SiO_2 wzrosła 10.II. 46 do 500 mg/l SiO_2. Równocześnie zawartość chlorków zmalała gwałtownie z 80 mg/l Cl na około 40 mg/l Cl, a następnie 12.II. 46 do około 26 mg/l Cl. Wykres 7 tej pracy wskazuje bliżej, jakiego rodzaju zmiany składu chemicznego wody mogą w rzece zachodzić. Można sądzić, że zmiany te zachodzą nieregularnie w zależności od sumowania się czynników wpływających na zmianę składu chemicznego wód rzecznych, które w przypadkach poszczególnych rzek przebiegają w różny sposób, dają różny efekt i dlatego zmiany składu chemicznego wody jako wypadkowa ich działania przebiegają w rzekach różnie.

Zmiany dekadowe w ciągu roku są w składzie chemicznym wód rzecznych podobne, niekiedy jeszcze ostrzejsze. Całoroczne badania na Wiśle pod Puła-

http://rcin.org.pl

wami wykonane w 1952 r. (A. Solski, K. Stangenberg, M. Stangenberg, K. Żemoytelówna, l. c.) wskazują, że np. w ciągu 10 dni listopada twardość ogólna wody zwiększyła się z 155 mg/l $CaCO_3$ na 240 mg/l $CaCO_3$. W lipcu z 0,076 mg/l $N(NO_2)$ zawartość azotynów zmalała do zera. Fosforany ze śladów w dniu 25.IX. 52 wzrosły w Wiśle do 0,12 mg/l PO_4 w dn. 5.X. 52. Te przykłady, jak i inne z tych badań wskazują, że skład wody w ciągu poszczególnych dekad może ulegać w ciągu roku bardzo znacznym zmianom (rys. 5 — 10).



Rys. 12. Zależność między średnim stanem wody a jej średnią mętnością w poszczególnych miesiącach roku (Odra pod Wrocławiem w r. 1945/46, przeliczono wg danych K. Stangenberg 1951)

Zmiany miesięczne na 7 różnych rzekach Polski, tak całkowicie wolnych od zanieczyszczeń lub lekko zanieczyszczonych (Pupy, Ełk, Tyśmienica, Wieprz, Barycz) jak i silnie zanieczyszczonych (Wisła, Warta) wykazały podobnie gwałtowne i na różne okresy przypadające zmiany, tak że możemy podsumowując ten ustęp stwierdzić, że przebieg zmian w składzie chemicznym może być bardzo gwałtowny i różnorodny, zarówno w skali dobowej, dekadowej jak i miesięcznej.

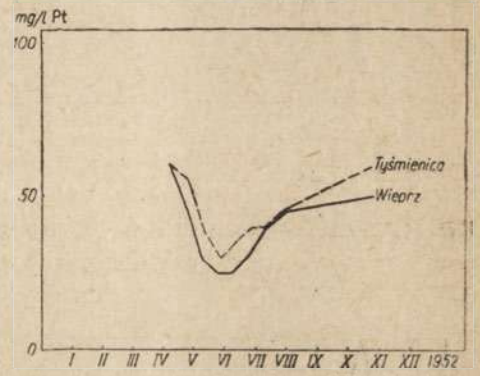
Porównanie charakteru przebiegu zmian składu chemicznego wody rzeki Odry obserwowanych w ciągu lat 1945/46 przez K. Stangenberg (l. c.) oraz 1953 i 1954 (A. Solski, K. Stangenberg i M. Stangenberg, l. c.) wskazuje (rys. 11), że w rzekach, a w każdym razie zanieczyszczonych, przeważnie zmiany składu chemicznego wody nie odbywają się cyklicznie. Na przebieg ten wpływa tyle czynników, że rzadko kiedy ma on podobny charakter. Rysunek 11 wskazuje dalej, że w okresie letnim zasadowość zmieniła się w sposób bardzo do siebie zbliżony, natomiast zarówno w latach odległych (1945/46 — 1953 i 1954), jak i po sobie następujących (1953, 1954) wystąpiły rozbieżności na wiosnę, w jesieni bądź w zimie, to jest wtedy, kiedy największym zmianom ulegają czynniki kształtujące podstawowy chemizm wody w rzece.

Stwierdzając znaczną różnorodność przebiegu zmian składu chemicznego wód rzecznych w ciągu roku oraz nawet tej samej rzeki w różnych latach, powodującą, że każda rzeka stanowi odrębną pod tym względem indywidualność wymagającą dla jej poznania odrębnych studiów, wypada zastanowić się, które z czynników wywierają na przebieg zmian tego składu decydujące piętno.

Najlepiej pod tym względem poznany jest związek między składem chemicznym wody a jej przepływem w korycie, mierzonym zazwyczaj jednym z jego

http://rcin.org.pl

parametrów, stanem wody na wodowskazie. Wielkie ilości wód śniegowych i deszczowych spływających u nas przede wszystkim w okresie wiosennym spłukują zlewnię powierzchownie w mniejszym stosunkowo stopniu ługując jej warstwy głębsze. W wyniku tego zawierają one stosunkowo mało elektrolitów, a wielkie ilości zawiesin. Dobitnym tego obrazem są stosunki stwierdzone w rzece Odrze (rys. 12), gdzie średnia miesięczna mętności obliczona z codziennych oznaczeń K. Stangenberg w r. 1945/46, bardzo ściśle korelowały ze średnimi miesięcznymi codziennych notowań wodowskazu pod Wrocławiem. Wielka woda w lutym 1946 r. znalazła kapitalny odpowiednik w gwałtownym przyroście mętności, sięgającym średnio prawie 200 mg/l SiO_2, a w kilku oznaczeniach tego miesiąca do 500 mg/l SiO_2. Także i w innych miesiącach roku mętność wody w wysokim stopniu nadążała za stanem wody w korycie. Inne skutki wywołały wielkie wody spływające wiosną w rzekach o zlewni w zasadzie wybitnie gliniastej, ale z torfowymi partiami w części przyźródłowej i w dawnej pradolinie. Jak widać z rys. 13, w kwietniu przy ujściu rzeki Wieprza i jej dopływu rzeki Tyśmienicy płynęła woda intensywnie zabarwiona od związków humusowych (60 mg/l Pt), w ciągu maja zaś i w początkach czerwca woda tylko lekko zabarwiona (25 mg/l Pt w Wieprzu i 30 mg/l Pt w Tyśmienicy), której barwa w następnych miesiącach wzrastała systematycznie aż do początkowo stwierdzonego stanu.

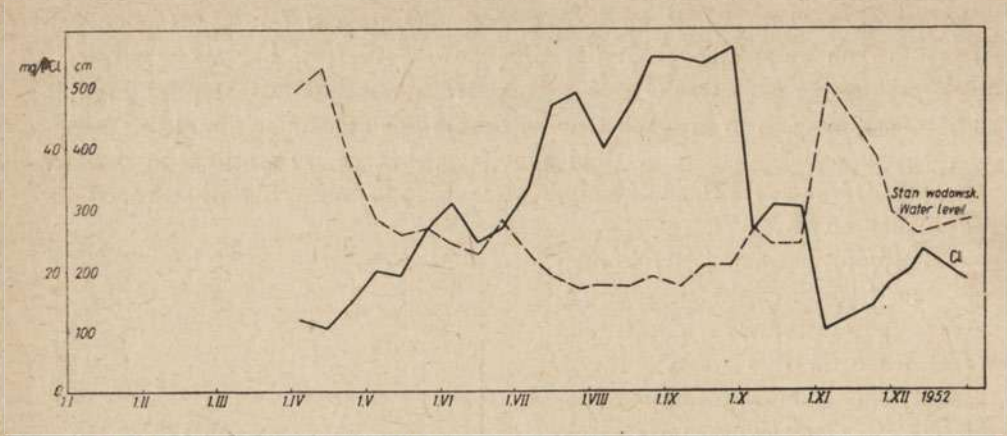


Rys. 13. Wiosenne minimum barwy wody przy ujściu rzeki Wieprz i jej dopływu Tyśmienicy, związane ze spływem wielkich wód wiosennych (1952 r.)

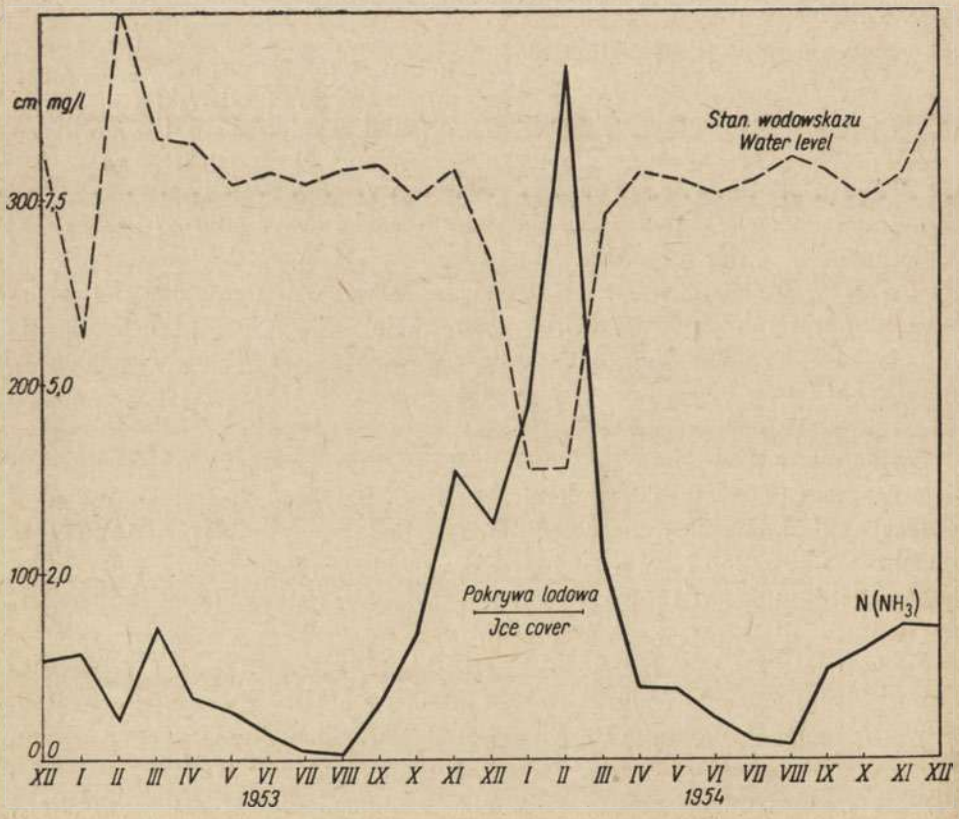
Niskie stany wód wiążą się w zasadzie ze wzrostem koncentracji elektrolitów w wodzie. Dla stosunków letnich dobrym przykładem jest wzrost koncentracji chlorków w wodzie rzeki Wisły pod Puławami (rys. 14), która osiąga maksimum (56 mg/l Cl) 25 września 1952 r., a następnie w ciągu kilku dni maleje do 10 mg/l Cl, czyli poziomu, na którym się znajdowała w kwietniu w czasie wielkich wód wiosennych.

Długotrwały zimowy bardzo niski stan wody w rzece Odrze pod Wrocławiem, który z poziomu średniego około 300 cm zmalał w ciągu 2 miesięcy do 140 cm, a osiągnął minimum 100 cm wodowskazu, znalazł wyraz między innymi w niebywałym wzroście zawartości amoniaku w wodzie (rys. 15). Zawartość tego składnika, która na wiosnę utrzymywała się na poziomie około 1 mg/l $N(NH_3)$ a w lecie 1953 r. zmalała do 0,02 mg/l $N(NH_3)$, w zimie w ciągu 2 miesiące trwającego bardzo niskiego stanu wody wzrosła do 9,6 mg/l $N(NH_3)$. Trwająca

http://rcin.org.pl



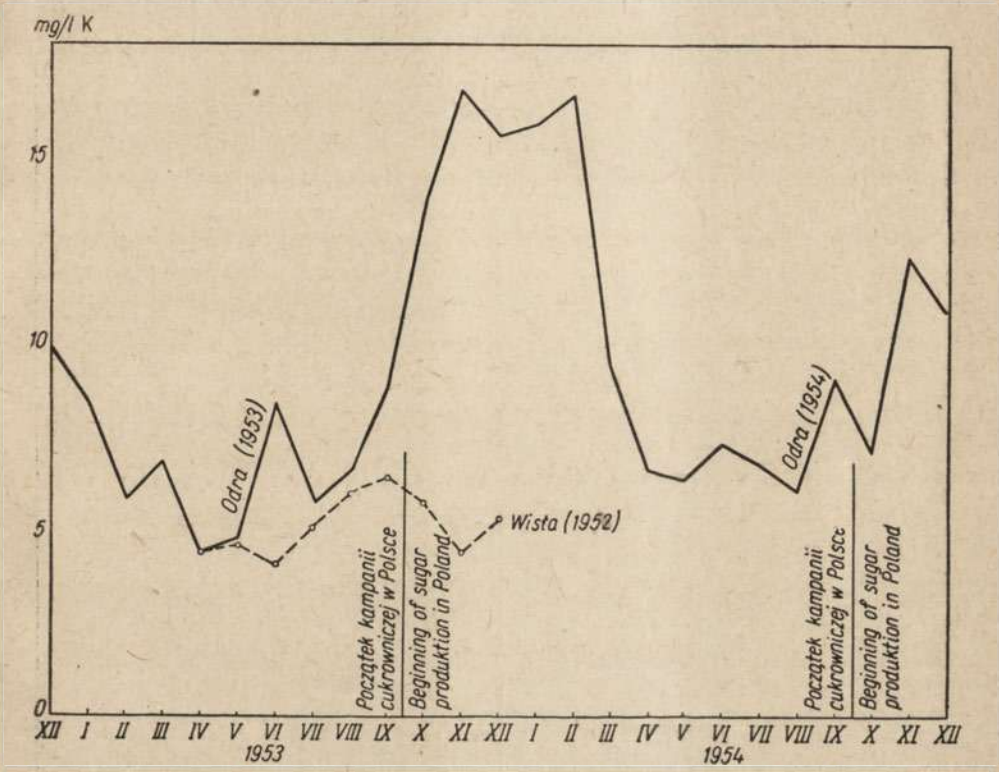
Rys. 14. Wzrost zawartości chlorków w wodzie Wisły pod Puławami w ciągu lata 1952 r. związany ze zmniejszającym się w tym czasie przypływem



Rys. 15. Ogromny wzrost zawartości amoniaku związany z długotrwałym bardzo niskim stanem wody w rzece pod pokrywą lodową (Odra pod Wrocławiem, zima 1953/54)

http://rcin.org.pl

w tym czasie powłoka lodowa wybitnie się do tego przyczyniała, uniemożliwiając napowietrzenie wody i kontakt z atmosferą. Małe ilości wody (około 30 m^3/sek) płynącej w tym czasie w korycie Odry zapewniały tylko niewielkie rozcieńczenie ścieków dopływających z Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i cukrowni



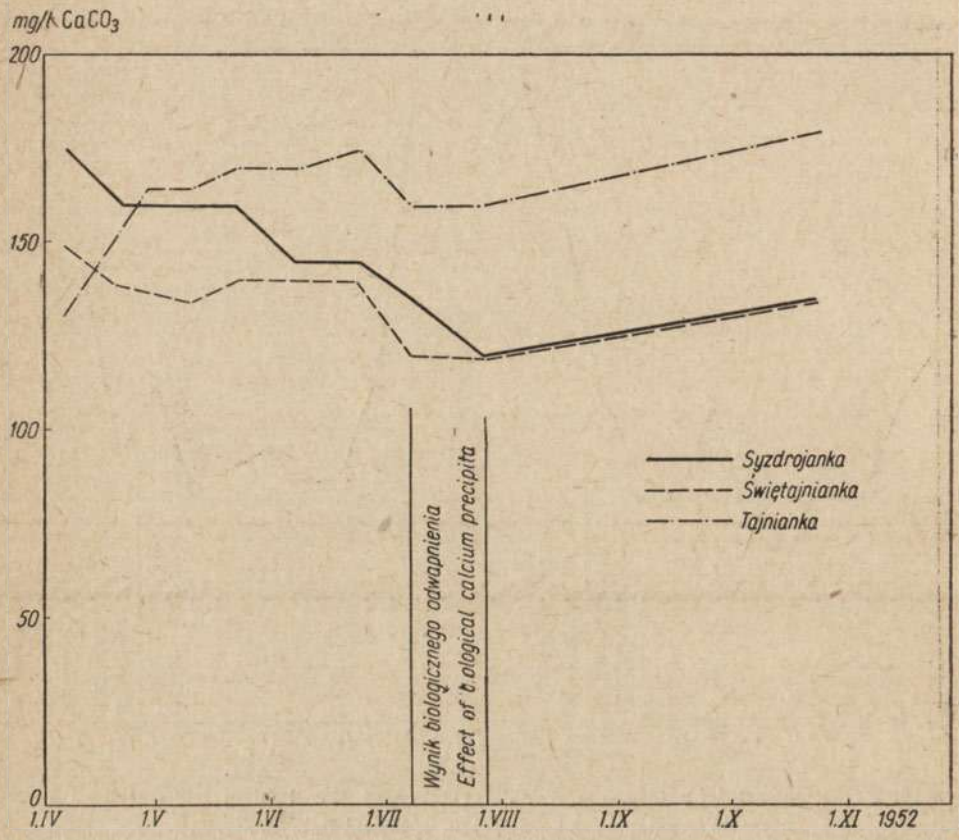
Rys. 16. Wzrost zawartości potasu w wodzie rzeki Odry pod Wrocławiem pod wpływem rozpoczęcia kampanii cukrowniczej na Górnym i Dolnym Śląsku

Dolnego Śląska. Stan ten nie powtórzył się przy normalnych stanach wody w zimie 1954/55, mimo że intensywność pracy przemysłu rośnie z każdym rokiem.

Wpływ ścieków zwiększający obciążenie wody rzecznej związkami organicznymi i pochodnymi ich mineralizacji jest powszechnie znany. Stosunkowo jednak niewielką wagę przywiązuje się do sezonowej działalności przemysłu i związanego z tym okresowego dopływu ścieków, co w nieoczekiwany, nagły sposób przyczynia się do zmiany składu chemicznego wody w pewnych okresach roku. Przykładem takiej możliwości jest spływ ścieków cukrowni do rzek, który w warunkach dolnośląskich zaczyna się około 15 października, a kończy w zasadzie 30 grudnia. Rzeka Odra jest szczególnie narażona na spływy tego rodzaju, a to ze względu na to, że w jej najbliższej zlewni pracuje kilkanaście

http://rcin.org.pl

wielkich cukrowni. Dla przedstawienia tych stosunków wybrano wykonywane przez nas w okresie dwuletnim oznaczenia zawartości potasu w wodzie Odry pod Wrocławiem jako składnika, który w szczególnie dużych ilościach musi dostawać się do rzek ze ściekami cukrowniczymi, gdyż buraki weń szczegól-



Rys. 17. Zmniejszanie się zasadowości wody w rzece pod wpływem procesów biologicznego odwapniania (rzeczki wypływające z jezior Syzdrój, Świętajny i Tajno, 1952)

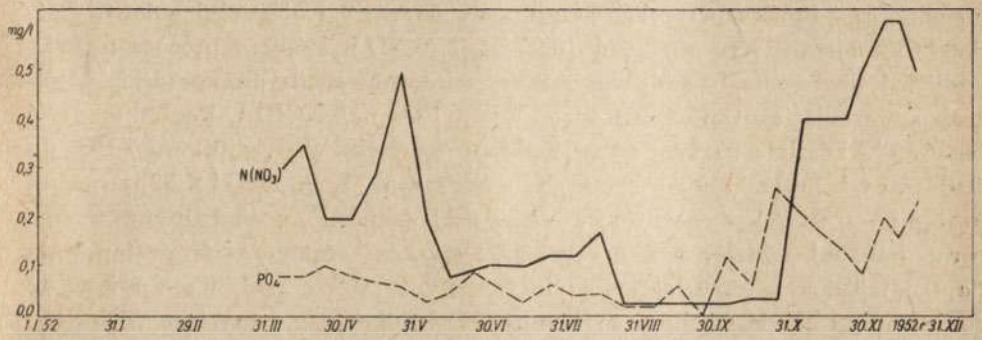
nie obfitują, a ługuje się on z nich obficie. Z zamieszczonego rys. 16 widać, że potas, który na wiosnę, przy wysokich stanach wód, wynosił w Odrze zaledwie około 4 mg/l K, a w lecie wahał się w granicach 6 — 8,5 mg/l K, w październiku po rozpoczęciu kampanii cukrowniczej zaczął intensywnie rosnąć (13,8 mg/l K) i osiągnął w listopadzie, w czasie maksymalnego natężenia pracy cukrowni, 16,8 mg/l K i utrzymywał się na tym poziomie do chwili, gdy praca cukrowni ustała, po czym zmalał do zwykłego poziomu nie przewyższającego 10 mg/l K.

Czynniki biologiczne zmieniały widocznie skład chemiczny wody rzecznej w ciągu roku w trojaki sposób, a mianowicie na drodze biologicznego odwap-

http://rcin.org.pl

niania wody, wyczerpywania składników pokarmowych z wody i na drodze przemian biochemicznych.

Wpływ biologicznego odwapniania wody trudno jest zaobserwować w rzekach zanieczyszczonych, gdyż z przemysłu zawsze wielkie ilości związków wapniowych w różnej postaci do wody się dostają, a poza tym proces ten odbywa się najintensywniej w lecie, gdy zmniejsza się przepływ wody w korycie i gdy ona intensywnie paruje. Dla zaobserwowania interesujących nas zmian wy-



Rys. 18. Ubytek azotanów i fosforanów w wodzie rzeki Wisły pod Puławami pod koniec lata 1952 na skutek procesów biologicznych

braliśmy wobec tego rzeczki terenu Pojezierza Mazurskiego, które absolutnie nie są zanieczyszczane i które wypływają z jezior. Dwie rzeczki wypływały z jezior przepływowych (Syzdrój i Świętajny) i jedna z jeziora Tajno, które nie posiadają dopływów, a są tylko na wiosnę zasilane wielkimi ilościami wód spływającymi bezpośrednio ze zlewni. Wykonane w odstępach dwutygodniowych analizy wykazały zgodnie (rys. 17), że w czerwcu i lipcu, miesiącach najintensywniejszej insolacji, zasadowość wody wszystkich trzech rzeczek, a także innych, których materiały posiadamy, gwałtownie zmalała o około 20 mg/l $CaCO_3$, a następnie już w ciągu dalszych miesięcy lata rosła. Charakterystyczne przy tym, że w jeziorach przepływowych i głębokich zasadowość wody malała systematycznie od pierwszych miesięcy wiosennych (kwiecień np. w wypływie z jeziora Syzdrój ze 175 mg/l $CaCO_3$ dn. 7.IV.1952 na 120 mg/l $CaCO_3$ w dn. 25.VII. 52, a w odpływie z jeziora Tajno, niezwykle płytkiego (niecałe 4 m w najgłębszym miejscu, a przeważnie głębokiego na kilkadziesiąt centymetrów) zasadowość systematycznie wzrastała ze 130 mg/l $CaCO_3$ na 175 mg/l $CaCO_3$ 15.VI.52 i dopiero w początkach lipca uległa gwałtownej obniżce, o której mowa wyżej. W tym ostatnim przypadku dopływy intensywne kwaśnych węglanów wapnia z dna i parowanie wody przez długi czas znacznie przewyższały procesy odwapniania, które dopiero przy wysokim przesyceniu kwaśnymi węglanami wapnia i węglanami wapnia i przy najwyższym natężeniu fotosyntezy (długie dni około 27.VI) dały wyraz przewadze procesów biologicznego odwapniania.

http://rcin.org.pl

Skład chemiczny odpływającej rzeczką górnej warstwy wody jeziora był tego wyrazem.

Wyczerpywanie soli pokarmowych z wody rzecznej zaznaczyło się bardzo wyraźnie tak w wodzie rzeki Wisły pod Puławami w r. 1952 (azotany i fosforany, rys. 18), jak i w wodzie rzeki Odry pod Wrocławiem w r. 1953 i 1954 (patrz zawartości amoniaku, rys. 15). Widać wyraźnie, że wielkie ilości azotanów sięgające 0,5 mg/l $N(NO_3)$ pod koniec maja malały znacznie, już w ciągu czerwca i lipca, a w końcu sierpnia, we wrześniu i pierwszej połowie października zostały wyczerpane do 0,02 mg/l $N(NO_3)$. Dopiero procesy nitryfikacji w jesieni znalazły swój wyraz w rzece i doprowadziły do powtórnie wysokich zawartości azotanów w wodzie Wisły (10,6 mg/l $N(NO_3)$). Podobnie ilość fosforanów zmalała na tym samym stanowisku rzeki Wisły z 0,1 mg/l PO_4 do śladów, czyli praktycznego wyczerpania ich z wody w dniu 25.IX.52, po czym nastąpił wzrost ich zawartości, gdyż w ochładzającej się wodzie zużycie ich coraz bardziej malało, a mineralizacja związków organicznych postępowała naprzód. Także zawartości amoniaku malały w Odrze pod Wrocławiem do setnych mg/l $N(NH_3)$ w lipcu i sierpniu 1953 i kilkunastu setnych mg/l $N(NH_3)$ w lipcu i sierpniu 1954 r., mimo że Odra była w tym czasie wciąż intensywnie zanieczyszczona, a w innych miesiącach amoniak występował w wielkościach rzędu 1 mg/l $N(NH_3)$, a niekiedy znacznie większych. Oczywiście denitryfikacja azotu mineralnego także miała tu wybitne miejsce, ale przykład fosforanów uczy, że chodziło tu i o zużycie przez rośliny.

Zmiany roczne. M. Stangenberg (1951) wykazał, że w rzece Bystrzycy na Dolnym Śląsku w ciągu roku obciążenie zanieczyszczeniami wzrosło 2 —3 razy. Podobnie K. Stangenberg (1951) wykazała, że obciążenie Odry w jesieni 1948 r. w porównaniu do całorocznych wahań 1945 — 46, a zatem w ciągu 2 lat wzrosło 2 — 3 razy. Wyglądało to następująco (mg/l):

	1945—46	1948 (jesień)	1953	1954
Utlenialność, O_2	4 — 17	29	15 — 38	19 — 58
Sucha pozostał.	632	1129	367 — 952	329 — 959
Twardość og., $CaCO_3$	85 — 230	230	125 — 270	130 — 300
Żelazo og., Fe	0,1 — 1,5	3,8	1,2 — 3,9	1,2 — 5,2
$N(NH_3)$	ślad — 1,5	3,6	0,06 — 3,9	0,16 — 9,6
$N(NO_2)$	ślad — 0,056	0,15	0,03 — 1,0	0,15 — 0,9
Chlorki, Cl	30 — 193	380	38 — 282	71 — 324

Z badań A. Solskiego, K. Stangenberg i M. Stangenberg (1957) wynikło, że sytuacja w Odrze stale się pogarsza. Wskaźniki zanieczyszczenia Odry pod Wrocławiem wzrosły w okresie 2 lat (1945 — 46 — 1953) 2 do 4 razy, zaś w okresie ośmiolecia (na rok 1954) 2 — 5 razy. Wzrósł w tym

http://rcin.org.pl

czasie, poszerzył się także zakres wahań występowania poszczególnych składników w wodzie Odry we Wrocławiu. Szczególnie wzrosły w tym przypadku maksymalne cyfry zakresu wahań. Ostatnio zawartość żelaza całkowitego sięgała w Odrze koło Brzegu Dolnego niekiedy 6 mg/l Fe.

Z notowań wodociągów warszawskich H. Wysocka (1949 — 50) podaje średnie miesięczne składu chemicznego wody Wisły pod Warszawą dla lat 1947 — 1948.

Zestawiając je z analogicznymi średnimi dla 1934 r. (tabl. VII) widzimy, że skład wody rzeki Wisły pod Warszawą po ok. 14 latach uległ pewnym, chociaż niewielkim zmianom. Mianowicie w roku 1947 — 48 woda wiślana zawierała nieco więcej zawiesin, chlorków i żelaza a mniejszą twardość. Przeciętne natlenienie wody było wyższe. Wykazany wzrost zawartości chlorków i żelaza w wodzie wiślanej może być uważany za wynik wzrastającego zanieczyszczenia górnego biegu Wisły.

Wpływ geologicznego i glebowego charakteru zlewni

Zagadnienie to było przedmiotem tylko bardzo nielicznych badań na świecie, a prawie zupełnie nie jest poznane w Polsce. Pierwszą próbą w tym kierunku były badania M. Stangenberga wykonane w Polsce (1936) i Jugosławii (1938), z których wynika, że najbogatsze w węglan wapnia są wody odpływające z terenów bogatych lub średnio bogatych w wapń, ale równocześnie zasobnych w związki organiczne, w badanym przypadku wypływające wśród lasów Suwalszczyzny. Na terenie krasowym wody często były ubogie w wapń, gdyż brakło potrzebnej ilości wolnego dwutlenku węgla dla jego rozpuszczania z podłoża. Badania tegoż autora w Tatrach wykazały (1937), że z Wysokich Tatr odpływają wody o niskiej suchej pozostałości, bardzo małych ilościach węglanu wapnia, chlorków i siarczanów, a o stosunkowo znaczniejszych ilościach fosforanów i związków żelazowych. Wreszcie w badaniach z 1942 r. M. Stangenberg wykazał, że wody stawów na ciężkich glinach lub lekkich piaskach są mniej żyzne od wód na glebach średnio zasobnych w sole mineralne, ale bogatych w związki organiczne (dno ze znaczną domieszką torfów). Na wodach rzek Dolnego Śląska K. Stangenberg (1951) scharakteryzowała, opierając się na „Monografii Odry", geologiczny charakter dopływów na tym terenie i wskazała, że duży udział formacji kredowych w zlewni Nysy Kłodzkiej i rz. Scinawki, jej dopływie, zdaje się nadawać wodzie swoiste cechy w postaci małej zawartości węglanu wapnia, wysokich zawartości azotanów i niskich zawartości chlorków oraz fosforanów. Podobne własności wykazały wody kilkunastu źródeł okolicy jeziora Ohryda położone w utworach kredowych (M. Stangenberg, l.c.) oraz wody źródeł Zygmunt i Wanda w Złotym Potoku pod Częstochową. W badaniach K. Stangenberg zwrócono uwagę także na fakt, że rzeki Dolnego Śląska wypływające z granitów, gnejsów i bazaltów

http://rcin.org.pl

zawierały w wodzie większą ilość fosforanów, podobnie jak to miało miejsce w wysokich Tatrach.

Powyższe badania oczywiście nie przeczą takim faktom, jak te, że duże ilości azotanów i fosforanów mogą w rzekach pochodzić z samooczyszczenia się ze ścieków organicznych, że małe ilości chlorków i wapnia charakteryzują także wody spływające z rozległych torfowisk wyżynnych (wody brunatne) itp.

W badaniach rzek Pilicy i Wieprza (1951) M. Stangenberg zestawił geologiczną budowę zlewni tych rzek ze składem ich wody. Bliskich zależności nie zauważono. Ogólnie wydaje się, że lessowo-gliniasty charakter zlewni Wieprza stał w związku z większą zasobnością wody tej rzeki w węglany wapnia w przeciwieństwie do rz. Pilicy, zawierającej w swej zlewni znacznie więcej piasków i toczącej wody o niższej zasadowości. Na rzekach Dolnego Śląska K. Stangenberg (1951) wykazała, że zmniejszająca się powierzchnia pól uprawnych w zlewni rzek znajduje wyraz w zwiększonej barwie jej wody, z czego wynikałoby, że lasy, łąki i pastwiska w zlewni są czynnikiem zwiększającym barwę wody.

Wszystkie wymienione spostrzeżenia były sprawdzone na zbyt małej liczbie przypadków i niekiedy zbyt ogólnikowo. Podanie ich tutaj ma raczej wskazać możliwości badawcze i kierunki, jakie stoją przed interesującymi się tym zagadnieniem.

Wpływ zanieczyszczeń

Zagadnienie to było tematem bardzo obszernych studiów na całym świecie, a odnośnie rzek Polski było przedmiotem również licznych i obszernych badań naukowych oraz opracowań o charakterze referatowym. Z tych względów nie mamy potrzeby omawiać ich tutaj obszerniej.

Streszczając całość tego wpływu w kilku zdaniach wskażemy, że ścieki miejskie i przemysłu rolnego obciążają wody rzek przede wszystkim dużymi ilościami związków organicznych. W wyniku procesów samooczyszczania się rzek, związki te ulegają mineralizacji, przy czym białka są amonifikowane, a powstający amoniak utleniany na drodze procesów nitryfikacji do azotynów i azotanów. Fosfor uwolniony z nukleoproteidów, lecytyn itp. zwiększa zasobność wód rzecznych w fosforany. Wpływające ze ściekami miejskimi duże ilości chlorków sodu z gospodarstwa domowego zaznaczają się wyraźnie w wodzie. Azot organiczny i albuminowy jest wyraźnie zwiększony. Utlenialność wody znacznie wzrasta.

Niektóre ścieki przemysłowe wywierają swój wpływ najczęściej zmieniając odczyn (*pH*) wody (patrz Zagożdżonka, l.c., wpływ kwaśnych ścieków z fabryki w Pionkach) na kwaśny lub alkaliczny. Często wielki wpływ na wodę mają zawarte w ściekach organiczne substancje trujące (fenole), ścieki z hut żelaza, wielkie ilości silnie zabarwionych i trudno rozkładających się związków orga-

http://rcin.org.pl

nicznych zabierających z wody tlen (np. ścieki z f-ki celulozy), metale ciężkie (np. chrom z garbarni), wielkie ilości soli obojętnych (np. $CaCl_2$ z f-ki sody w Mątwach nad Notecią) lub garbniki z garbarni. Wpływ ten jest specyficznie związany z rodzajem produkcji i nie daje się uogólniać na całość ścieków przemysłowych. W każdym razie można podkreślić, że chodzi tu zawsze o wielkie ilości jednostronnie działających ciał obcych związanych z charakterystyczną produkcją danej fabryki, spływających do rzeki i wywierających na niej swoiste piętno. Z tymi ściekami rzeka walczy przede wszystkim rozcieńczeniem, posiadaną w postaci węglanów wapnia rezerwą alkaliczną swej wody i dna, pochłanianiem tlenu z atmosfery oraz procesami biologicznymi. Rozmieszczenie i charakterystykę stanu zanieczyszczeń wód bieżących dorzecza Odry przedstawił autor w osobnym tekście (1956).

Względny skład chemiczny wód rzecznych

Względną zawartość makroelementów w wodzie rzecznej wyraża % odnośnych równoważników chemicznych przyjmując sumę anionów i sumę kationów za 100%. Tak przeliczony skład chemiczny próby wody można wyobrazić rysunkiem, na którym powierzchnia zaczerniona odpowiada procentowej zawartości każdego z jonów (rys. 19).

Jak widać, w składzie wód rzecznych Polski dominuje zdecydowanie wapń i związany z nim dwutlenek węgla (kwaśny węglan i węglan wapnia). Wszystkie inne składniki są w ilościach znacznie mniejszych. Kolejno w coraz mniejszych ilościach zajmują zazwyczaj miejsce siarczany, chlorki, krzemiany, sód, magnez i potas.

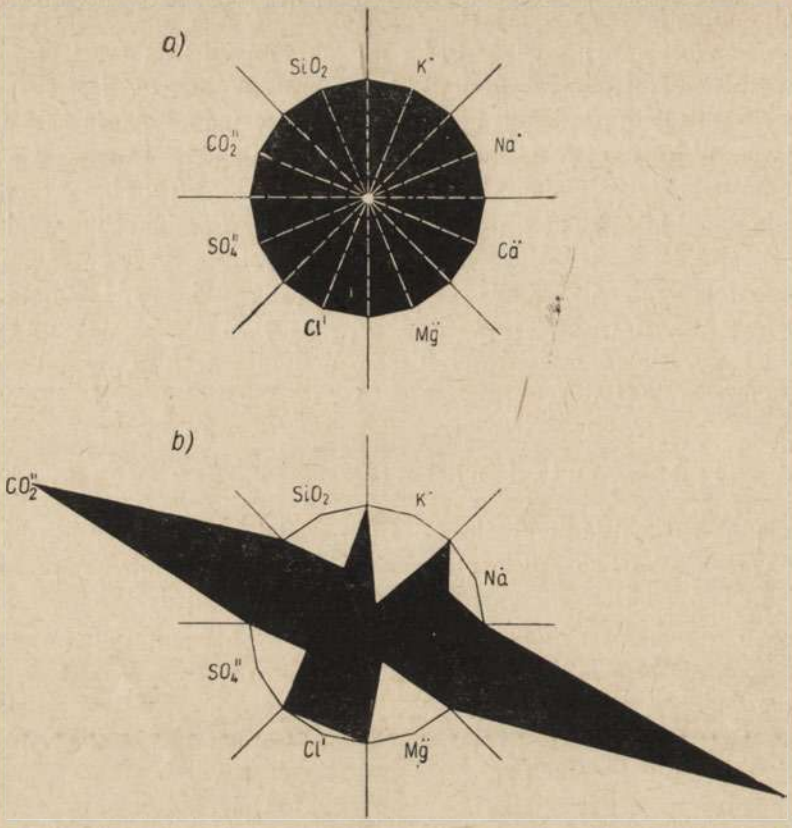
Tabela XIII

Makroelementy w wodach rzecznych Polski (mg/l)

The major constituents of river waters in Poland (mg/l)

Rzeka River	Data	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	HCO_3
Odra pod Wrocławiem	28.VII	44,8	7,2	21	6,8	82	50,5	97,6
Barycz	23.VII	80,4	5,5	16	7,2	28	64,2	201,3
Warta	23.VII	66,0	5,3	15	6,1	40	36,2	195,2
Wisła	23.VII	60,1	5,3	20	4,9	48	44	183
Wieprz	23.VII	80,8	5,3	17	5,7	10	20,6	280
Tyśmienica	23.VII	62,4	4,9	12	3.4	8	18	207
Wypływ z jez. Syzdrój	23.VII	36,4	5,9	8	3,1	8	12,7	146
Wypływ z jez. Waldpusz	23.VII	49,6	4,9	7,1	2,5	8	18,5	205
Ełk	23.VII	49,6	5,8	8,7	3,2	10	23,3	201
Jegrznia	23.VII	54,4	5,9	9	3,9	8	23,6	201
Wypływ z jez. Tajno	23.VII	50,0	6,1	9	3,1	8	18,0	195,2
Wypływ z jez. Świętajny	23.VII	39,2	4,6	5,8	2,2	10	11,5	146,4

http://rcin.org.pl



Rys. 19. Graficzny sposób przedstawienia względnego składu chemicznego wody:*
a) Obraz przy teoretycznie jednakowym stosunku jono-równoważników w wodzie;
b) Obraz względnego składu chemicznego wody rzeki Warty

* Wykres skonstruowano w ten sposób, że w szesnastoboku foremnym o powierzchni 200 mm² przeznaczono 100 mm² na sumę anionów i 100 mm² na sumę kationów. Promień koła opisanego na takim szesnastoboku wynosi $R = \frac{25}{\sin 22{,}5°} = 8{,}082$ mm, a kąt = 22,5°.

Gdyby zawartość wszystkich jonów była jednakowa, to wyrażałaby ją zaczerniona przestrzeń tego szesnastoboku (rys. 19*a*). Ponieważ procent równoważników jonowych jest różny, odpowiadające im powierzchnie zaczernione trzeba obliczyć z wzoru:

$$a = \frac{J}{8{,}082 \cdot \sin 22{,}50} = \frac{J}{0{,}38268 \cdot 8{,}082},$$

gdzie „a" jest odległością od środka układu mierzoną na osi symetrii ósemki, a „J" oznacza % równoważnika chemicznego danego jonu (patrz M a u c h a, 1932).

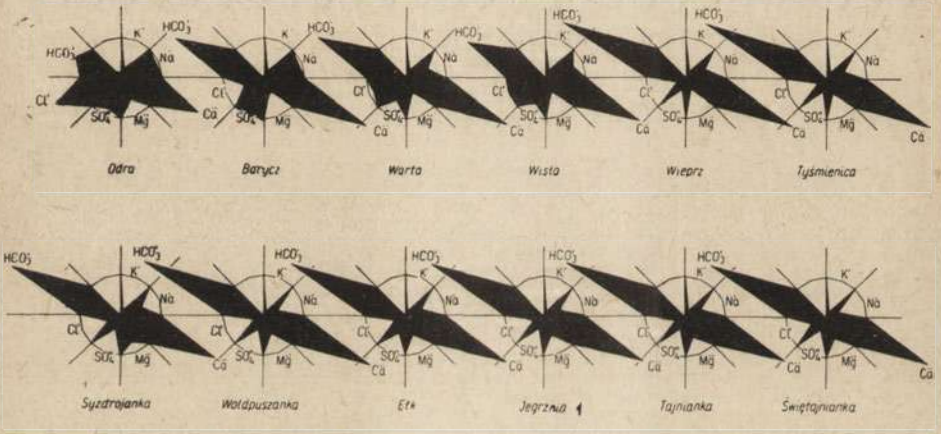
http://rcin.org.pl

Tabela XIV

Jonowy (mval—%) skład chemiczny wód rzecznych Polski

The ionic composition of river waters in Poland (mval—%)

Rzeka — River	Data	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	HCO_3
Odra	20.III.53	57,3	15,1	23,3	4,3	46,6	21,2	32,2
Barycz	23.VII.52	75,1	8,4	13,1	3,3	13,6	24,8	61,6
Warta	23.VII.52	72,5	9,7	14,3	3,5	22,2	14,8	63,0
Wisła	25.VII.52	67,6	9,9	19,6	2,9	25,7	17,3	57,0
Wieprz	23.VII.52	75,2	8,2	13,7	2,8	5,3	8,1	86,6
Tyśmienica	23.VII.52	75,5	9,7	12,6	2,2	5,5	9,3	85,2
Wypływ z jez. Syzdrój	23.VII.52	66,7	17,6	12,8	2,9	7,6	9,1	83,3
Wypływ z jez. Waldpusz	23.VII.52	76,3	12,3	9,5	1,8	5,5	9,5	85,0
Ełk	23.VII.52	73,4	14,2	10,0	2,4	6,9	11,5	81,2
Jegrznia	23.VII.52	73,7	13,0	10,6	2,7	5,5	9,2	82,2
Wypływ z jez. Tajno	23.VII.52	72,0	14,4	11,2	2,3	5,8	9,8	84,4
Wypływ z jez. Swiętajny	23.VII.52	74,0	14,3	9,4	2,3	9,6	8,2	82,2



Rys. 20. Porównanie jono-równoważnikowego składu chemicznego wody bardziej charakterystycznych rzek różnych części Polski

Rysując na podstawie wykonanych analiz i ich przeliczeń (tab. XIII i XIV) podobne wykresy dla wód rzecznych z różnych terenów kraju ułożono je w kolejności od zachodu na wschód w górnym szeregu rysunku i rzeki z Pojezierza Mazurskiego, jako przykład wód najmniej zniekształconych przez człowieka, w szeregu dolnym (rys. 20).*

* Zamiast oznaczeń SiO_2 zostawiono pustą powierzchnię sektora, gdyż oznaczeń tego składnika mamy niewiele, zdając sobie sprawę, że popełniono przez to pewien błąd, wszędzie jednak mniej więcej bardzo podobny.

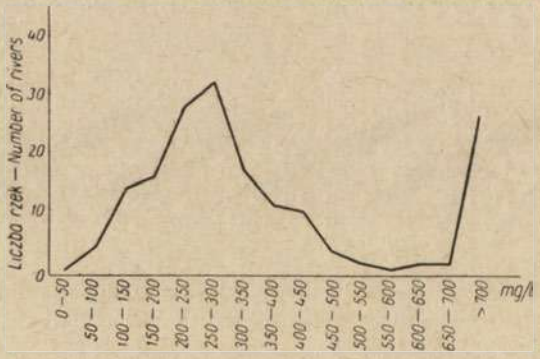
http://rcin.org.pl

W wyniku takiego zestawienia widać, że względny skład chemiczny wód rzecznych był na Mazurach w rzece Wieprz i Tyśmienicy taki sam. W zasadzie podobne do niego względne składy wód innych rzek Polski ulegały zmianom w tym sensie, że im bardziej na zachód, tym bardziej zwiększały się w składzie zawartości chlorków i siarczanów a ustępowały węglany. Czy stosunki te były związane tylko z większym uprzemysłowieniem i zaludnieniem tych części kraju, czy też chodziło tu także o wpływ odmiennych stosunków geologicznych, należy wyjaśnić w dalszych badaniach. Prawdopodobnie chodzi o jedno i drugie, jeśli zważyć, że i wody niezanieczyszczone są w zachodnich częściach kraju bogatsze w chlorki i siarczany.

Na skutek rozcieńczeń, zanieczyszczeń i procesów biologicznych wytwarza się znaczna mozaika w bezwzględnych zawartościach poszczególnych składników wody wyrażonych w mg/l (patrz katalog składu chemicznego wód rzecznych Polski).

Zakres wahań i wartość najczęstsza

Sucha pozostałość, wyrażająca jak wiadomo ogólne obciążenie wody związkami rozpuszczonymi i zawiesinami (rys. 21), wynosi w wodach rzecznych Polski najczęściej 250—300 mg/l, w czym około 70% przypada na związki

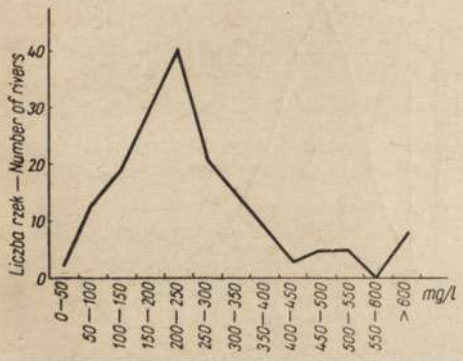


Rys. 21. Częstotliwość występowania określonych suchych pozostałości w wodach rzecznych Polski

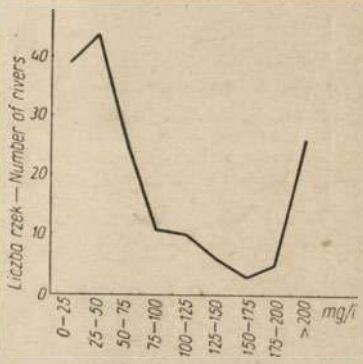
mineralne a 30% na związki organiczne. Główną treścią wód rzecznych są zatem związki mineralne, a związki organiczne zajmują w składzie dalsze miejsce. (W wodach silnie zanieczyszczonych ściekami miejskimi i przemysłu rolnego sucha pozostałość często przekracza 700 mg/l, a procent związków organicznych znacznie wzrasta). Znaczna większość związków mineralnych

http://rcin.org.pl

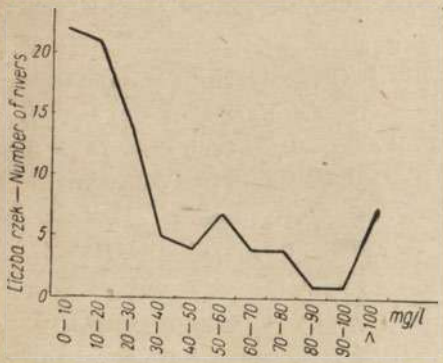
jest w stanie rozpuszczonym, reszta znajduje się w postaci zawiesiny. Pozostałość po prażeniu (rys. 22) wynosi najczęściej 200—250 mg/l z wahaniami od 30—2575 mg/l, a strata po prażeniu (zawartość związków lotnych) najczęściej 0—50 mg/l z wahaniami 3—1448 mg/l. Znaczne ilości ciał lotnych (ponad



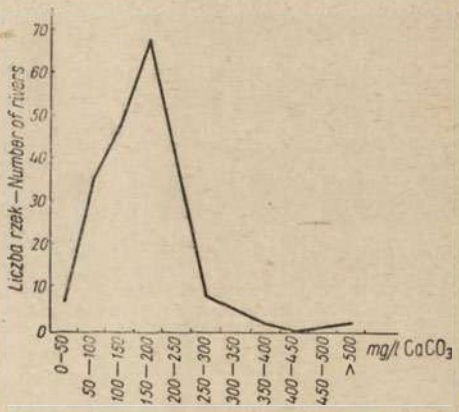
Rys. 22. Częstotliwość występowania określonych pozostałości po prażeniu w wodach rzecznych Polski



Rys. 23. Częstotliwość występowania określonych zawartości związków lotnych w wodach rzecznych Polski



Rys. 24. Częstotliwość występowania określonych ilości zawiesin w wodach rzecznych Polski

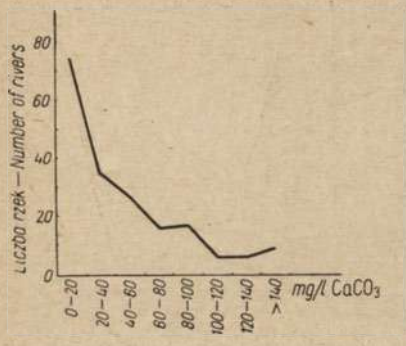


Rys. 25. Częstotliwość występowania określonej zasadowości w wodach rzecznych Polski

200 mg/l) zawierają wody silnie zanieczyszczone (rys. 23). Ilość zawiesin w wodach rzecznych układa się około dwu zakresów (rys. 24). W wodach niezanieczyszczonych jest ona mała i wynosi najczęściej 0—20 mg/l, w wodach zanieczyszczanych, zasilanych dopływami ze stawów karpiowych lub zawiesiną zmytą ze zlewni, jest znacznie większa i wynosi często ponad 100 mg/l. Wahania wynoszą 2 — 345 mg/l.

http://rcin.org.pl

Główną treść soli mineralnych wód rzecznych stanowią związki wapnia. Zawartość tego składnika wynosi w wodach rzecznych w połączeniach węglanowych (zasadowość) najczęściej 150 — 200 mg/l $CaCO_3$, wahając się w granicach 12 — 765 mg/l $CaCO_3$ (rys. 25). Węglany wapnia odgrywają jak wiadomo



Rys. 26. Częstotliwość występowania określonych wielkości twardości niewęglanowych w wodach rzecznych Polski

Rys. 27. Częstotliwość występowania określonych wielkości twardości ogólnej w wodach rzecznych Polski

zarówno rolę związków buforowych oraz rezerwy alkalicznej, jak też soli wymiennych i pokarmowych. Pewna ilość wapnia jest poza tym związana w postaci chlorków i siarczanów (twardość niewęglanowa). Waha się ona w wodach rzecznych w granicach 0 — 587 mg/l $CaCO_3$, z wartością najczęstszą 0 — 20 mg/l $CaCO_3$ (rys. 26). Wysokie wartości twardości niewęglanowej są wynikiem zanieczyszczeń wód kwasami mineralnymi oraz solami tych kwasów a słabych zasad. Łącznie przybliżoną zawartość wapnia w wodzie przedstawia twardość ogólna albo całkowita wody, która waha się w naszych rzekach w granicach 30 — 941 mg/l $CaCO_3$, z wartością najczęstszą 150 — 200 mg/l $CaCO_3$ (rys. 27).

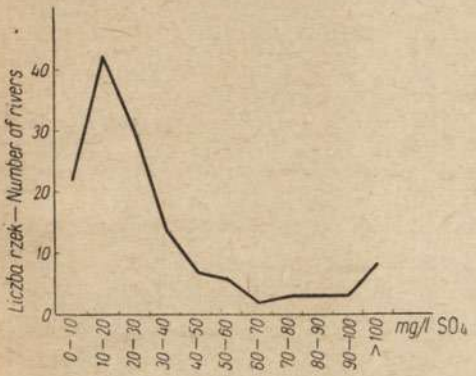
Poważną część elektrolitów zawartych w wodach rzecznych stanowią siarczany. Najczęściej w wodach niezanieczyszczonych rzek wynoszą one 10 — 20 mg/l SO_4, rys. 28. Najmniejsza zawartość wyniosła w nich 2 mg/l SO_4 (Muchawka). W wodach zanieczyszczonych ilość ich może sztucznie wzrosnąć do 800 mg/l SO_4 (np. Kłodnica, potok Bielszowicki, Pełcznica).

Chlorki w niezanieczyszczonych wodach rzecznych występują z reguły w ilościach mniejszych od siarczanów, najczęściej w ilościach 5 — 10 mg/l Cl. Ilość ich ulega jednak znacznym wahaniom malejąc niekiedy do „0", a wzrastając w wodach zanieczyszczonych aż do 3065 mg/l Cl, wynosząc w nich często ponad 50 mg/l Cl (rys. 29).

Zawartość krzemianów w wodach rzecznych jest stosunkowo mało poznana. Z wykonanych kilkunastu oznaczeń można sądzić, że w wodach rzecznych zawartość tego składnika wynosi najczęściej 5 — 15 mg/l SiO_2.

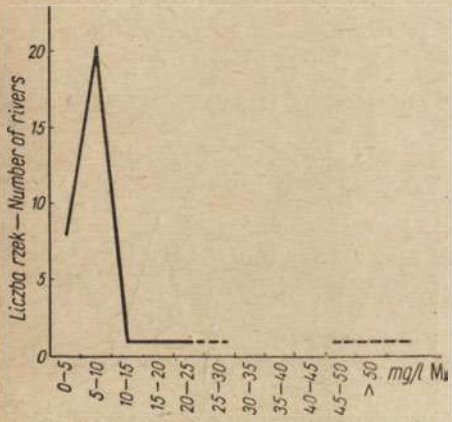
http://rcin.org.pl

Ważnym ilościowo i jakościowo składnikiem jest magnez, z zakresem wahań w poznanych wodach rzecznych 1,7 — 86,0 mg/l Mg, z wartością najczęstszą 5 — 10 mg/l Mg (rys. 30). Ze względu na trudności analityczne oznaczenia zawartości tego składnika są stosunkowo nieliczne.

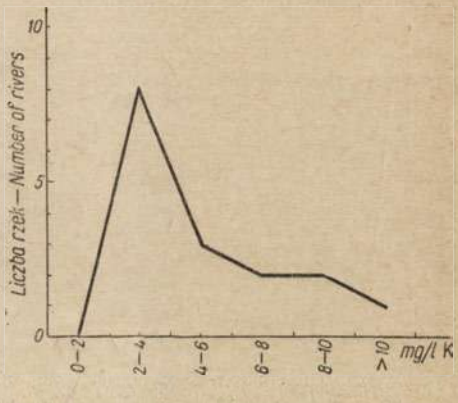


Rys. 28. Częstotliwość występowania określonych zawartości siarczanów w wodach rzecznych Polski

Rys. 29. Częstotliwość występowania określonych zawartości chlorków w wodach rzecznych Polski



Rys. 30. Częstotliwość występowania określonych zawartości magnezu w wodach rzecznych Polski



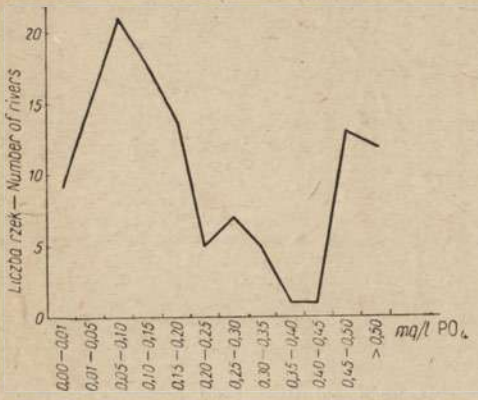
Rys. 31. Częstotliwość występowania określonych zawartości potasu w wodach rzecznych Polski

Znacznie mniej wiemy o zawartościach sodu w wodach naszych rzek. Opierając się na kilkunastu przybliżonych oznaczeniach, zawartości sodu wahają się w naszych wodach w granicach 6 — 25 mg/l Na.

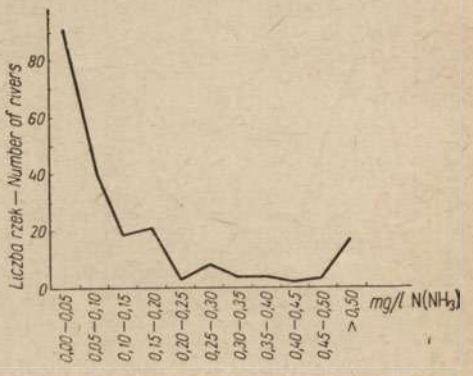
Zawartości potasu występują najczęściej w naszych wodach rzecznych w ilościach 2 — 4 mg/l K, z wahaniami 2,5 — 54 mg/l K (rys. 31). Ilości największe tego składnika były jak dotąd notowane w związku z zanieczyszczeniami i znane są obecnie dane, że w silnie zanieczyszczonych wodach rzecznych znaleziono nawet 120 mg/l K (Werra i Wezera, Szmitz 1950).

http://rcin.org.pl

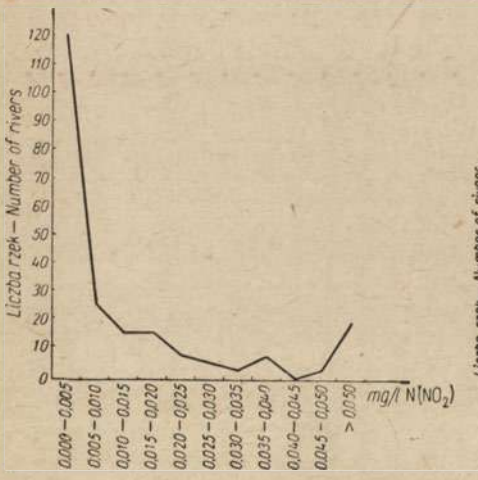
Wszystkie wyżej wymienione składniki występują w wodach rzecznych w ilościach większych od 1 mg/l. Inne rozpuszczone w wodzie związki mineralne są w ilościach mniejszych od 1 mg/l. Pierwsze z wymienionych nadają ogólny charakter środowisku wodnemu, wpływając także na jego odczyn (*pH*). Na sku-



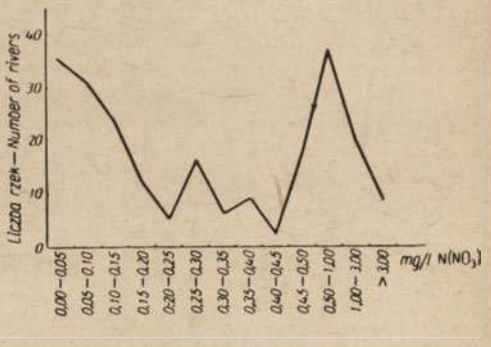
Rys. 32. Częstotliwość występowania określonych zawartości fosforanów w wodach rzecznych Polski



Rys. 33. Częstotliwość występowania określonych zawartości azotu amonowego w wodach rzecznych Polski



Rys. 34. Częstotliwość występowania określonych zawartości azotu azotynowego w wodach rzecznych Polski



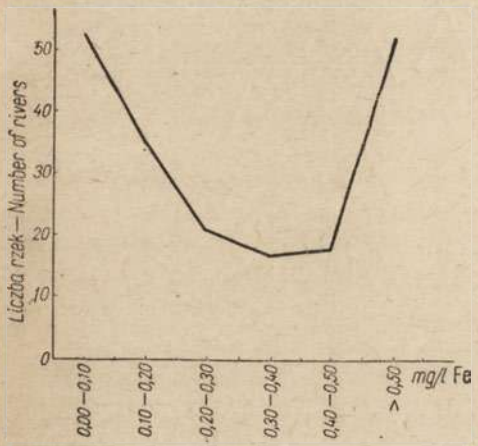
Rys. 35. Częstotliwość występowania określonych zawartości azotu azotanowego w wodach rzecznych Polski

tek przede wszystkim znacznej ilości soli węglanów i dwuwęglanów *pH* naszych wód rzecznych waha się najczęściej w granicach 7,0 — 8,0, tylko w lecie pod wpływem fotosyntezy sięgając do *pH* 8,5 i nieco wyżej.

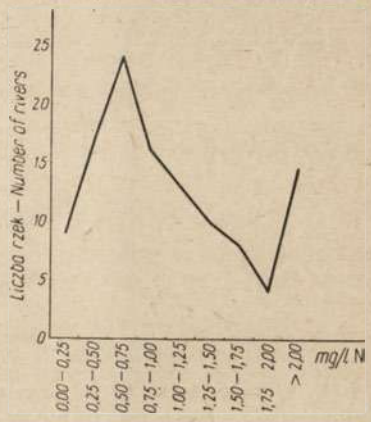
Składniki występujące w stanie rozpuszczonym w ilościach mniejszych od 1 mg/l mają przede wszystkim znaczenie pokarmowe. Na szczególną uwagę

http://rcin.org.pl

z tego punktu widzenia zasługują fosforany, których zazwyczaj wciąż brakuje w przyrodzie z punktu widzenia żywienia się roślin. Ilości ich w wodach rzecznych wahały się od śladów do 42 mg/l PO_4, z wartością najczęstszą 0,05 — 0,10 mg/l PO_4 i niekiedy zawartościami większymi od 0,45 mg/l PO_4 (wody zanieczyszczone, rys. 32).



Rys. 36. Częstotliwość występowania określonych zawartości żelaza ogólnego w wodach rzecznych Polski



Rys. 37. Częstotliwość występowania określonych zawartości azotu organicznego w wodach rzecznych Polski

Drugim niezbędnym składnikiem pokarmowym jest azot mineralny. Jest on pobierany przez glony w postaci azotu amonowego względnie azotu azotanowego. Równowaga między tymi dwoma skrajnymi postaciami jest utrzymywana poprzez azot azotynowy na skutek działania bakterii nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych.

Azot amonowy napotykano w naszych rzekach w zakresie 0,00 — 43 mg/l N, najczęściej jednak w ilościach 0,00 — 0,05 mg/l N (rys. 33). Duże ilości soli amonowych, zazwyczaj począwszy od 0,15 mg/l N wzwyż, są związane z zanieczyszczeniem wód.

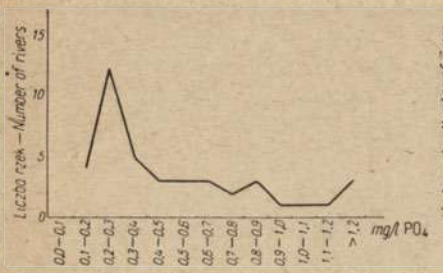
Azotyny występują w naszych niezanieczyszczonych rzekach najczęściej w śladach lub też wcale się ich nie wykrywa (wartość najczęstsza 0,000 — 0,005 mg/l $N(NO_2)$ (rys. 34). Ilość ich niekiedy znacznie wzrasta w porze zimowej, ale przede wszystkim w wyniku nitryfikacji soli amonowych w wodach zanieczyszczonych w lecie. Największa ich ilość sięgała 2,3 mg/l $N(NO_2)$.

Azotany (rys. 35) napotykamy w wodach rzecznych najczęściej w dwu zakresach. Pierwszy jest cechą wód czystych w lecie — 0,00 — 0,05 mg/l $N(NO_3)$, a drugi wynikiem procesów samooczyszczania się wód 0,5 — 1,0 mg/l $N(NO_3)$.

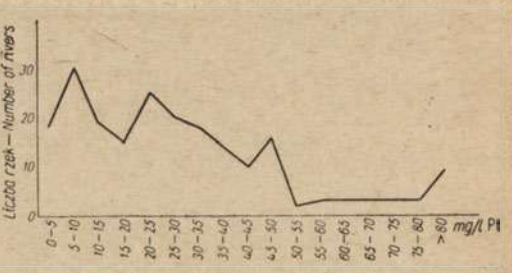
Żelazo trójwartościowe w stanie rozpuszczonym występuje tylko w śladach. Na skutek znanych zdolności jego utleniania się w wodach rzecznych wystę-

http://rcin.org.pl

puje ono głównie jako zawiesina albo też jako żelazo związane w kompleksach organicznych, szczególnie w połączeniu ze związkami humusowymi. Oznaczane jako tzw. żelazo całkowite w wodzie niesączonej wahało się ono w wodach



Rys. 38. Częstotliwość występowania określonych zawartości fosforu całkowitego w wodach rzecznych Polski



Rys. 39. Częstotliwość występowania określonych wielkości barwy w wodach rzecznych Polski

rzecznych w zakresie 0,004 — 4,4 mg/l Fe, z wartością najczęstszą 0,00 — — 0,10 mg/l Fe (rys. 36). Jak widać, wiele rzek zawierało także ilości żelaza większe od 0,50 mg/l Fe. Były to wody zanieczyszczone. Ilości żelaza całkowitego w tych wodach oznaczane po wysuszeniu i spaleniu są znacznie wyższe, w Odrze zanotowaliśmy do 6,5 mg/l Fe.

Ilości manganu występują w wodach rzecznych najczęściej w zakresie ślady — 0,05 mg/l Mn. Ilości większe są stopniowo coraz rzadsze, zwiększają się one w związku ze wzrostem zanieczyszczenia wody, mogąc sięgać do 6,5 mg/l Mn. Niekiedy wody humusowe mają znaczniejszą ilość manganu.

Zawartości potasu i krzemianów, mających znaczenie pokarmowe dla roślin, zostały omówione wyżej ze względu na ich większe ilościowe występowanie.

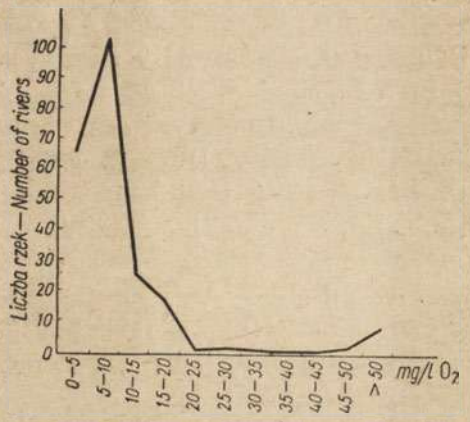
Odnośnie tzw. mikroelementów nie można podać żadnych konkretnych wiadomości dla wód rzecznych Polski, gdyż nie były one nigdy oznaczane.

W zależności od chemicznego charakteru środowiska i będących do dyspozycji soli pokarmowych, rozwija się w wodach rzecznych — także w zależności od stosunków klimatycznych i ruchu wody — pewna masa roślinna i na jej tle pewna masa zwierzęca. Masa ta w stanie żywym, a jeszcze więcej obumarłym wywiera znaczny wpływ na wodę, nadając jej cały szereg cech charakterystycznych w postaci związków organicznych. Szczególnie wiele tych związków dopływa także ze zlewni. O łącznej ilości tych związków informuje azot organiczny, fosfor organiczny, barwa, utlenialność i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu.

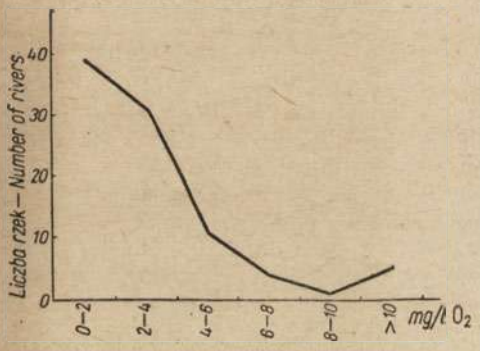
Oznaczenia azotu organicznego są bezpośrednią miarą ilości azotowych związków organicznych. W naszych wodach naturalnych ilości azotu organicznego wynoszą najczęściej 0,50 — 0,75 mg/l N (rys. 37), najmniejsza stwier-

http://rcin.org.pl

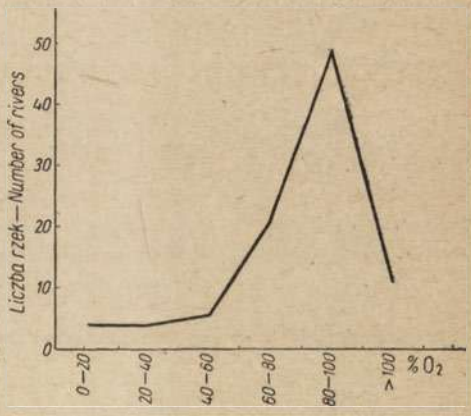
dzona ilość wynosiła 0,09 mg/l N. Ilości większe pochodzą z obcych źródeł albo z zanieczyszczeń, albo też ze stawów karpiowych. Sięgają one w przypadku silnego zanieczyszczenia ściekami do 130 mg/l N.



Rys. 40. Częstotliwość występowania określonych utlenialności w wodach rzecznych Polski



Rys. 41. Częstotliwość występowania określonych wielkości biochemicznego zapotrzebowania tlenu (BZT_5—20°C) w wodach rzecznych Polski



Rys. 42. Częstotliwość występowania określonej wielkości natlenienia w wodach rzecznych Polski

Ilości fosforu całkowitego (rys. 38) wahają się w naszych wodach rzecznych najczęściej w granicach 0,2 — 0,3 mg/l PO_4 z wahaniami od 0,16 do 26,0 mg/l PO_4. Danych w tym zakresie mamy stosunkowo niewiele. Fosfor organiczny (część związanego) waha się w granicach 0,1 — 21,0 mg/l PO_4.

Wskaźnikiem zawartości związków organicznych innego rodzaju, przede wszystkim humusowych, jest barwa wody. Waha się ona w naszych rzekach od 3 mg/l Pt (np. wody wysokogórskie) do 275 mg/l Pt (wody zanieczyszczone

http://rcin.org.pl

ściekami garbarskimi lub barwikami). Najczęściej wynosi ona w naszych rzekach 5 — 10 mg/l (rzeki górskie i wyżynne) oraz 20 — 25 mg/l Pt — czyste rzeki nizinne (rys. 39).

Utlenialność (rys. 40) wód rzecznych Polski wynosi najczęściej 5 — 10 mg/l O_2 z wahaniami 0,6 — 336 mg/l O_2. Wartości najniższe pochodzą z rzek wysokogórskich, większe od 20 mg/l O_2 albo z wód humusowych, albo z rzek zanieczyszczanych. Najwyższe utlenialności pochodzą wyłącznie z zanieczyszczeń.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu mierzone po 5 dniach w 20°C (BZT_5) wynosi w większości naszych wód (rys. 41) 0 — 2 mg/l O_2. Wahania wynoszą od 0,4 do 108 mg/l O_2, co związane jest z jednej strony z wysokogórskim lub śniegowym ich pochodzeniem, a z drugiej z niesłychanie silnym zanieczyszczeniem ściekami.

Nasycenie wód rzecznych tlenem wahało się w granicach 4 — 120% O_2 z wartością najczęstszą 80 — 100% O_2, rys. 42. Stan zanieczyszczenia i zdolności natleniania się wody rzecznej odgrywały tu wielką rolę.

Podsumowując powyższe rozważania możemy stwierdzić, że najczęściej spotykany skład chemiczny niezanieczyszczonych lub nieznacznie zanieczyszczonych wód rzecznych Polski mieści się w następujących przedziałach:

Sucha pozostałość	250—300	mg/l	
Pozostałość po prażeniu	200—250	,,	
Strata po prażeniu	0—50	,,	
Twardość ogólna	150—200	,,	$CaCO_3$
Twardość niewęglanowa	0—20	,,	,,
Twardość węglanowa (zasadowość)	150—200	,,	,,
Siarczany	10—20	,,	SO_4
Chlorki	5—10	,,	Cl
Magnez	5—10	,,	Mg
Żelazo	0,00—0,10	,,	Fe
Mangan	0,0—0,05	,,	Mn
Fosforany	0,05—0,10	,,	PO_4
Amoniak	0,00—0,05	,,	N
Azotyny	0,000—0,005	,,	N
Azotany	0,00—0,05	,,	N
Potas	2—4	,,	K
Azot organiczny	0,50—0,75	,,	N
Fosfor organiczny	0,2—0,3	,,	PO_4
Barwa	5—10	,,	Pt
Utlenialność	5—10	,,	O_2
Biochemiczne zapotrz. tlenu BZT_5	0—2	,,	O_2
Natlenienie	80—100	%	O_2

Wykazany wyżej szeroki zakres zróżnicowań tych cech jest wywołany czynnikami specjalnymi. Z jednej strony bowiem możemy mieć do czynienia z wodami wybitnie czystymi, np. spływającymi z terenów wysokogórskich lub znacznie rozcieńczonymi wodami opadowymi, a z drugiej często spotykamy

http://rcin.org.pl

się z kolosalnym wpływem zanieczyszczeń, wyjątkowo ze specyficznym wpływem geologicznym lub glebowym terenu (np. wody triasowe, wody torfowiskowe i śródleśne). Znaczniejsze odchylenie składu badanej wody od podanych wyżej wartości najczęstszych nakazuje poszukiwanie wyżej wskazanych specjalnych przyczyn wywołujących to odchylenie.

Zróżnicowanie geograficzne

Dla stwierdzenia istnienia ewentualnego związku między składem chemicznym wód rzecznych a ich rozmieszczeniem wykonano siedem map przedstawiających zróżnicowanie zawartości poszczególnych składników chemicznych w wodach rzek Polski. Możliwość istnienia takiego związku wynikała z faktu, że niektóre tereny naszego kraju wykazują odrębną budowę geologiczną, są w różnym stopniu wypłukiwane przez wodę i pokryte odmienną szatą roślinną, a także stan uprzemysłowienia i zaludnienia ich, a stąd wynikający stan zanieczyszczenia rzek jest różny.

Podstawą do sporządzenia wyżej wspomnianych map rozmieszczenia poszczególnych składników chemicznych w wodach rzecznych Polski były zestawione w katalogu analizy oraz wszystkie publikowane i niepublikowane wyniki badań całych biegów rzek, które oddały tutaj szczególne usługi. Badania takie istnieją dla Odry, Małej Panwi, Kłodnicy, Nysy Kłodzkiej, Oławy, Ślęzy, Bystrzycy, Kocaby, Bobra, Baryczy, Widawy, Stobrawy, Warty, Noteci, Brdy, Bzury, Wierzycy, Pilicy, Nidy, Kamiennej, Zagożdżonki, Radomki, Przemszy, Wisły, Dunajca, Soły, Wieprza lubelskiego, Białej białostockiej, Supraśli, Niemna, Czarnej Hańczy, Kanału Augustowskiego, Jegrzni i częściowo Narwi. Często jednak można było się oprzeć tylko na wynikach pojedynczych analiz wód rzecznych, zazwyczaj pobieranych przy ujściu. W tych rzekach oznaczano dany skład kolorem tylko na krótkim, odnośnym odcinku. Niekiedy skład ten rozpościerano na całą rzekę, zależnie od typu składnika, o ile rzeka ta była mała i nie zawierała poważniejszych źródeł zanieczyszczenia, które stwierdzany skład mogły zmienić w bardziej istotny sposób. Wynikająca stąd pewna dowolność pozwoliła jednak na wytworzenie bardziej jednolitego i ogólnego poglądu na skład naszych wód i dała możność wypowiedzenia kilku twierdzeń związanych ze zróżnicowaniem geograficznym wód w Polsce.

Twardość węglanową (zasadowość) wód rzecznych Polski przedstawia mapa nr 2, z której wynika, że najniższą zasadowość (0 — 100 mg/l $CaCO_3$) mają wody spływające strumieniami z Tatr, najbardziej górne prawostronne dopływy Wisły (Soła, Skawa, Raba) i sam jej bieg górny po Kraków, górny bieg Odry po Opole i wiele jej dopływów na tym odcinku do Nysy Kłodzkiej i Stobrawy włącznie. Także niską zasadowość ma wypływająca z podnóża Karkonoszy i Gór Stołowych rz. Bóbr i w pobliżu z Gór Sowich rz. Bystrzyca. Niską zasadowość wykazały także małe rzeczki spływające z podnóży Gór

http://rcin.org.pl

Świętokrzyskich (Bobrza, Czarna i Biała Nida, Silnica powyżej Kielc, Szewnianka, Kamionka i górna Kamienna). Niska zasadowość górnego biegu rzeki Odry i Warty (ale nie ich źródlanego odcinka w Czechosłowacji i powyżej Zawiercia) jest prawdopodobnie związana z wpływem przemysłowych zanieczyszczeń Górnego Śląska względnie Zawiercia i Częstochowy, co jeszcze w większym stopniu wystąpiło w Zagożdżonce, zakwaszonej kwasem siarkowym z f-ki Pionki.

Tym stosunkowo niskim zasadowościom wód spływających z gór (Tatry i Beskidy, Sudety—Karkonosze i Góry Świętokrzyskie) przeciwstawia się przeważnie spotykana w Polsce zasadowość 100 —200 mg/l $CaCO_3$ ogromnej większości naszych wód nizinnych (Wisła od Krakowa do ujścia, dolny Dunajec, ujście Wisłoki i Sanu, Nida, Pilica, Radomka, Bzura, Narew z Biebrzą, ogromna większość rzek i rzeczek na Mazurach, Brda, Wierzyca, większość rzek wpadających do M. Bałtyckiego, środkowy i dolny bieg Odry, Barycz i Widawa oraz środkowy i dolny bieg Warty i Noteci.)

Odbijają się wyspowo od tego tła wysokie zasadowości rzek Wyżyny Lubelskiej, Buga i jego niektórych (?) dopływów lewostronnych, drobnych dopływów lewostronnych rz. Wisły (Rudawa, Prądnik, Dłubnia, Szreniawa, Nidzica, Mierzawa, Uniejówka, Schodnia, Koprzywianka, Opatówka) spływających z Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, rzeki Oławy — dopływu Odry i kilku mniejszych rzek Wielkopolski i Kujaw. Poza tym tu i tam pojawiają się pojedynczo nieco wyższe od przeciętnych zasadowości rzędu 200 — 250 mg/l $CaCO_3$ po terenie całej Polski w sposób pozornie niezwiązany z budową terenu, wymagający bliższego zbadania, przy czym zanieczyszczenia ściekami miejskimi i przemysłu rolnego mogą tu też mieć pewne znaczenie (Ner, Strzegomka, Oława, Kłodnica, Cyna i inne).

Chlorki. Rozmieszczenie zawartości chlorków w wodach rzecznych Polski przedstawia mapa nr 3. Oznaczając na niej zawartości chlorków w przedziałach co 10 mg/l od 0 do powyżej 10 mg/l Cl, widzimy przede wszystkim zasadniczą prawidłowość, że wszystkie niezanieczyszczane wody prawostronnych dopływów Wisły, wody spływające z Wyżyny Małopolskiej oraz wody tatrzańskie i systemu jezior mazurskich zawierają małe ilości chlorków, mieszczące się w granicach 0 — 10 mg/l Cl. Wyjątek stanowią stosunkowo nieliczne odcinki rzek zanieczyszczanych ściekami miejskimi (Bystrzyca—Lublin, Krzna—Biała Podlaska, Radomka — Radom, Szewnianka — Ostrowiec, Silnica — Kielce, Skawinka, Żabnica (?), Soła (?) i kilka innych).

Niezanieczyszczane wody zlewni dorzecza Odry mają 2 — 3-krotnie większą zawartość chlorków. Przeważnie zawierają one 20 — 30 mg/l Cl. Jaskrawym wyjątkiem jest Nysa Kłodzka, która mimo zanieczyszczeń ściekami Kłodzka, zanieczyszczeniami z fabryk czeskich doprowadzanymi rzeką Białą oraz ściekami z f-ki celulozy w Bardo, zawiera na całej swej długości 0 — 10 mg/l Cl. Spe-

http://rcin.org.pl

cyficzny teren geologiczny, z którego rzeka ta wypływa (w dużej mierze kreda trzeciorzędowa), jest tego przyczyną.

Wspomniana zawartość chlorków w wodach dorzecza Odry zwiększa się ogromnie na skutek zanieczyszczeń przede wszystkim w samej Odrze aż do ujścia (górny bieg nawet powyżej 100 mg/l. Cl), w jej dopływach Olzie, Kłodnicy, Rudzie, Syrynce (Górny Śląsk), Ślęzie (cukrownie i Wrocław), Bystrzycy (Wałbrzych i przemysł), w Warcie (Poznań — Lubań — Wronki), Noteci (Mątwy-f-ka sody) i Nerze (Łódź).

Znacznie większe ilości chlorków na skutek zanieczyszczeń są w rzece Bzurze, lewostronnym dopływie Wisły. Podobnie duże ilości chlorków występują w górnym biegu Wisły na skutek zanieczyszczeń z Krakowa i f-ki sody.

Specyficzne zwiększenie ilości chlorków daje się zanotować w wodach słonawych wzbogacanych słonymi wodami dopływającymi z Bałtyku (Zalew Szczeciński i Wiślany, ujście rzek wpadających bezpośrednio do Bałtyku).

Zarysowuje się ogólne twierdzenie, że im bardziej na zachód Polski, tym wody są bogatsze w chlorki. Inaczej formułując, wody Wielkopolski, Dolnego i Górnego Śląska są bogatsze w chlorki od innych wód Polski — pomijając wody słonawe i wyraźnie zanieczyszczone.

Wynikają z tego pewne istotne wskazówki dla oceny wód, mianowicie, że zwiększenie zawartości chlorków ponad 10 mg/l Cl w prawostronnych dopływach Wisły i na Wyżynie Małopolskiej jest już wskaźnikiem pewnego zanieczyszczenia, podczas gdy w wodach rzecznych innych okolic granica ta leży przeważnie znacznie wyżej. Podkreśla to słuszność powszechnie stosowanej zasady oceny wpływu zanieczyszczeń przez porównywanie składu próby wody powyżej i poniżej ujścia ścieku, przez co badacz uniezależnia się każdorazowo od wpływów geologicznych i innych danego terenu oraz od nieaktualnych nieraz dla danej okolicy norm dla tzw. wody czystej.

Byłoby tematem osobnego badania stwierdzenie, w jakim stopniu większe ilości chlorków w wodach zlewni Odry są związane z jej budową geologiczną.

S i a r c z a n y. Mapa nr 4 przedstawia rozmieszczenie siarczanów w wodach Polski. Oznaczeń tych wykonano w naszym kraju stosunkowo mało, tak że uzyskany obraz jest niekompletny.

Niemniej jednak już istniejące materiały wskazują, że znacznie zwiększone oraz duże ilości siarczanów (większe od 40 mg/l SO_4) występują z reguły w wodach zanieczyszczonych. Należy tu bieg Odry, ogromna większość jej dopływów, poza tym Wisła, Bzura, górny i dolny bieg Warty, Ner, Zagożdżonka, Biała poniżej Białegostoku, Silnica poniżej Kielc, Wolbórka i kilka innych rzeczek.

Zdecydowanie małe ilości siarczanów (0 — 20 mg/l SO_4) zawierają wody takich rzek, jak: Pilicy, Wieprza, Bugu, Narwi, Niemna, dopływy Biebrzy, Nidy, Kamiennej. Rzecz na razie niezrozumiała, że rzeki spływające z Karpat (Soła, Skawa, Dunajec na kilku stanowiskach, Wisłoka, San) zawierają wody

http://rcin.org.pl

o wyższych ilościach siarczanów (20 — 40 mg/l SO_4) od rzek nizinnych. O ile nie jest to związane z błędami metodycznymi pracowni, które wykonały oznaczenia, to można by sądzić, że wiąże się to z geologicznym wpływem zlewni karpackiej.

Sytuacja na Pomorzu Zachodnim nie jest wyjaśniona. Istniejąca mała liczba oznaczeń zdaje się wskazywać, że sporo rzek i rzeczek tego terenu ma wodę również o nieco większych zawartościach siarczanów (20 — 40 mg/l SO_4).

Rozmieszczenie żelaza ogólnego w wodach rzecznych Polski przedstawia mapa nr 5. Wskazuje ona, że wzdłuż biegu rzek napotykano bardzo różne ilości żelaza ogólnego. Prawdopodobnie stało to w związku z wyżej opisanym zawiesinowym charakterem jego występowania.

Zawartości żelaza mniejsze od 0,1 mg/l Fe napotykano w rzekach stosunkowo rzadko. Jako teren dość jednorodny pod tym względem zaznaczyło się Podkarpacie i Tatry, skąd spływały do Wisły wody tylko bardzo ubogie w żelazo, w których jednak ilość tego składnika mogła wzrosnąć kolosalnie przy stanie powodziowym, np. po naniesieniu wielkiej ilości zawiesiny do rzeki (np. w Białym Dunajcu dn. 16. V. znaleziono 10 mg/l Fe przy wzroście mętności do 600 mg/l SiO_2).

Dość ubogie w żelazo spływały także wody z terenów jezior mazurskich i suwalskich do Biebrzy i Niemna. Okazało się tam (Stangenberg 1936), że jeziora, przez które przepływają rzeki, działają jako osadniki, zawiesina żelaza opada do warstw głębszych, uboga zaś w żelazo woda powierzchniowa odpływa rzeką. W ten sposób rzeka powyżej i poniżej jeziora może wykazywać znaczne różnice w zawartości żelaza ogólnego (np. rz. Czarna Hańcza przy przepływie przez jezioro Wigry na Suwalszczyźnie). Podobnie niedużych ilości żelaza należy także oczekiwać w rzekach Pomorza Zachodniego.

Napotykane w wodach rzecznych ilości żelaza trudno związać z charakterem przepływanych zlewni. Na stosunkowo małych terenach, nieomal tuż obok siebie znajdowano rzeczki o bardzo różnych zawartościach żelaza. Można zaryzykować twierdzenie, że w maleńkich nizinnych rzeczkach, dopływach 3 i 4 rzędu, najczęściej występują wysokie ilości żelaza, nawet powyżej 0,6 mg/l Fe.

Rzeki zanieczyszczane mają z reguły zwiększone ilości żelaza w wodzie, niekiedy w stopniu bardzo znacznym, co oczywiście wiąże się także z rodzajem zanieczyszczeń. Jak widać z omawianej mapy rzeki Odra i Wisła na bardzo długich odcinkach swego biegu zawierają ilości żelaza większe od 0,6 mg/l Fe. Stosunkowo umiarkowane ilości żelaza (wiosna, jesień), a często nawet niskie w lecie znajdowano w środkowym i dolnym biegu rz. Warty, mimo jej zanieczyszczania ściekami miejskimi i przemysłu rolnego. Jak widać, ścieki tego typu nie zawierają większych ilości żelaza.

W świetle powyższego o zawartości żelaza w wodzie może poinformować tylko doraźnie wykonana analiza, a należy się strzec przed wypowiadaniem na ten temat zbyt obszernych wniosków ogólnych.

http://rcin.org.pl

Barwa. Zabarwienie wód w rzekach Polski przedstawia mapa nr. 6. Jak widać, wody naszych rzek mają bardzo rozmaitą intensywność zabarwienia, sięgającą często ponad 60 mg/l Pt, co jednak jest stosunkowo rzadkie. Tę wysoką barwę mają wody rzek zanieczyszczonych (np. Odra i wiele jej dopływów, górny bieg Wisły, Bzura), rzek odbierających wielkie ilości wody ze stawów karpiowych (Barycz, Stobrawa) oraz małych rzek spływających z terenów łąkowych i torfowych.

Wód o najniższej barwie (0 — 10 mg/l Pt) mamy stosunkowo niewiele. Należy tu rzeka Dunajec, Skawa i Soła z terenów podkarpackich, wody strumieni tatrzańskich, rzeki Pilicy, Nidy, części Drwęcy i kilku mniejszych rzek np. Szreniawa, Nidzica).

Wody o pośrednich zabarwieniach 10 — 30 mg/l Pt oraz 30 — 60 mg/l Pt są dość nieregularnie rozmieszczone po terenie całego kraju. Zalesienie i zatorfienie poszczególnych zlewni ma tutaj widoczne znaczenie.

Ciekawy, odbarwiający wpływ na wodę rzeki Zagożdżonki wywierały ścieki kwaśne (kwas siarkowy i azotowy z f-ki Pionki).

Utlenialność. Wyrażona utlenialnością zawartość związków organicznych w wodach rzecznych Polski przedstawiona jest na mapie nr 7. Widać z niej, że prawie wszystkie dopływy Wisły mają niską utlenialność rzędu 0 — 10 mg/l O_2, podobnie jak wody spływające z Karpat (tatrzańskie), Karkonoszy, Mazurów i Pomorza Zachodniego. Wyjątki od tej reguły są wywołane zanieczyszczeniami miejskimi, przemysłu rolnego i celulozy, co widać wyraźnie w całym górnym biegu Wisły aż pod Dęblin z nielicznymi wyjątkami zależnymi od pory roku i ilości wody, w rzece Przemszy (f-ka celulozy Klucze), w rzece Bystrzycy (Lublin), Supraśli (garbarnie Sokółki) i Białej (Białystok), Bzurze, Radomce (Radom), Zagożdżonce (Pionki), Silnicy (Kielce), Warcie (Zawiercie, Częstochowa, Poznań, Lubań, Wronki), Nerze (Łódź), Noteci (cukrownie Kruszwica, Dobre i inne), rzekach Górnego Śląska (przemysł i ścieki miejskie), Bystrzycy i Strzegomce (Wałbrzych i jego przemysł), Sztobrawie (roszarnie lnu, f-ka drożdży i stawy karpiowe), Nysie Kłodzkiej (Kłodzko, przemysł czeski, f-ka celulozy w Bardo), Odrze aż po ujście Warty — zanieczyszczenia Czechosłowacji oraz Górnego i Dolnego Śląska.

Poza tym pewne lokalne znaczenie może mieć obciążenie wody rzecznej materią organiczną dopływającą z bagien, stawów i jezior, jak widzimy w przypadku Szprotawy (bagna i torfowiska oraz ścieki miejskie), Baryczy (wielki system stawów karpiowych Milicz), Noteci (system jezior), źródła rz. Wieprza (bagno) itp.

W tym świetle wszystkie utlenialności naszych wód rzecznych wyższe od 10 mg/l O_2 wymagają indywidualnego wyjaśnienia jako pochodzące z zanieczyszczeń sztucznych lub naturalnych.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT_5 — 20°C). Na wielkość tej cechy w wodach rzecznych Polski (mapa nr 8) wpływają przede

http://rcin.org.pl

wszystkim zanieczyszczenia organiczne. Jak widać z mapy, prawie cały bieg Odry wraz z większością dopływów jest poważnie obciążony utleniającym się w rzece materiałem organicznym, a tylko krótkie odcinki przyźródłowe dopływów Odry zachowały charakter naturalny (BZT_5 w granicach 0 — 2 mg/l O_2).

Podobnie obciążona jest Wisła w rejonie Krakowa (także prawdopodobnie powyżej tego miasta i znacznie poniżej ujścia Dunajca), prawie cała Warta, Bzura, górny bieg Noteci, Bystrzyca poniżej Lublina, Kamienna do Starachowic i poniżej Ostrowca, Biała i Supraśl pod Białymstokiem i kilka innych.

Stosunkowo czyste, mimo niekiedy lokalnych zanieczyszczeń, pozostają rzeki Pilica, Wieprz, Nida, Bzura, Wierzyca, rzeki zlewni Narwi i Biebrzy, Bug, ogromna większość wód spływających z Karpat ze stosunkowo nielicznymi wyjątkami, np. Biała przynosząca ścieki z Niedomic do Dunajca, Skawinka, Żabnica itp.

System stosunkowo nieznacznie obciążonych związkami organicznymi, czystych wód prawobrzeżnych dopływów Wisły przeciwstawia się tu wyraźnie samej Wiśle, jej niektórym dopływom lewobrzeżnym po wysokość Noteci i całemu systemowi znacznie zanieczyszczonych wód dorzecza Odry o wysokim biochemicznym zapotrzebowaniu tlenu.

III. Streszczenie

Na podstawie przestudiowania odnośnej literatury krajowej i znacznej większości istniejących materiałów analitycznych (patrz załączony katalog) scharakteryzowano skład chemiczny wód rzecznych Polski.

Wykazano, że skład chemiczny wód ulega w rzekach znacznej zmienności (tab. I — II i V — VI), szczególnie wzdłuż ich biegu (tab. III — IV, rys. 1 — 4) i w ciągu roku (tab. VII — XII, rys. 5 — 18). Rozpatrzono przyczyny tej zmienności. Stan wód, dopływ zanieczyszczeń i procesy biologiczne zmienność tę zwiększają w szczególnym stopniu.

W zależności od geologicznych i glebowych własności zlewni kształtuje się pewien zasadniczy względny skład chemiczny wód rzecznych (tab. XIII—XV, rys. 19), jednakowy w zlewniach podobnego typu (rys. 20). W wodach rzek Polski charakteryzuje się on dominującą przewagą węglanów i wapnia, przy stosunkowo niewielkich ilościach siarczanów, chlorków i krzemianów, sodu, magnezu i potasu. Pod wpływem rozcieńczeń i zanieczyszczeń zawartości poszczególnych składników w wodach rzecznych ulegają daleko idącym zmianom.

Zakres wahań poszczególnych składników oraz ich najczęstsza zawartość w wodach rzecznych Polski (rys. 21 — 42) przedstawiono w mg/l na s. 351.

Zobrazowanie na 7 mapach zawartości węglanów (zasadowość), chlorków siarczanów, żelaza ogólnego, barwy, utlenialności i biochemicznego zapotrzebowania tlenu w wodach rzecznych Polski wykazało pod tym względem znaczne zróżnicowanie poszczególnych terenów naszego kraju.

http://rcin.org.pl

Cecha wody	Wartość najczęstsza	Zakres wahań
Sucha pozostałość	250—300	30—4200
Pozostałość po prażeniu	200—250	30—2575
Strata po prażeniu	0—50	3—1448
Twardość ogólna, $CaCO_3$	150—200	30—941
Twardość węglanowa, „	150—200	12—765
Twardość niewęgl., „	0—20	0—587
Zawiesiny	0—20	0—345
Siarczany, SO_4	10—20	2—800
Chlorki, Cl	5—10	0—3065
Magnez, Mg	5—10	1,7—86
Żelazo ogólne, Fe	0,00—0,10	0,00—6,5
Mangan, Mn	0,0—0,05	0,00—1,5
Fosforany, PO_4	0,05—0,10	ślady—42
Amoniak, N	0,00—0,05	0,00—43
Azotyny, N	0,000—0,005	0,000—2,3
Azotany, N	0,00—0,05	0,00—10,6
Potas, K	2—4	1,2—54
Azot org., N	0,50—0,75	0,09—130
Barwa, Pt	5—10	3—275
Utlenialność, O_2	5—10	0,6—336
BZT_5—20°C	0—2	0,4—108
Nasycenie tlenem, %	80—100	4—120

Chlorków przybywało w wodach rzecznych począwszy od linii Wisły i Pilicy na zachód. Dorzecze Odry i górny bieg Wisły wyróżniały się szczególnie dużym zwiększeniem wskaźników zanieczyszczenia. Prawie wszystkie prawostronne dopływy Wisły posiadały cechy wód czystych.

Tereny górskie nadawały spływającym z nich wodom specyficzny skład wód o małej ilości elektrolitów.

Również wyróżniały się pewnymi wspólnymi cechami i zbliżonym składem chemicznym wody rzek spływających z geograficznie wyodrębniających się terenów, jak np. rzeki Wyżyny Małopolskiej, Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej, Wyżyny Lubelskiej, Mazurów, Pomorza Zachodniego itp. W tym świetle związek składu chemicznego wód rzecznych z geologiczną i glebową budową zlewni jest oczywisty, chociaż jeszcze bardzo mało poznany. Zanieczyszczenia ogromnie zacierają ostrość tego obrazu.

М. Станценберг

Общий взгляд на химический состав речных вод в Польше

Резюме

Опираясь на данные местной профессиональной литературы и большинство существующих аналитических материалов (смотри приложенный список), автор постарался охарактеризовать химический состав речных вод Польши.

http://rcin.org.pl

Исследования показали, что этот состав подвержен в реках значительны колебаниям (табл. I—II и V—VI), заметным не только по течению реки (табл. III—IV, рис. 1—4) но и в течение года (табл. VII—XII, рис. 5—18). Причины этой лабильности были рассмотрены. Уровень водоемов, приток сапробных вод и биологические процессы особенно усиливают явления изменчивости.

Согласно с геологическими и почвенными свойствами водосбора формируется некоторый определенный химический состав речных вод (табл. XIII—XV, рис. 19), одинаковый для водосборов сходного типа (рис. 20). Водный режим рек Польши характеризуется доминирующим превалированием карбонатов и кальция, при относительно небольших количествах сульфатов, хлоридов и силикатов натрия, магния и калия.

Пределы колебаний отдельных компонентов, а также степень их концентрации в речных водах Польши (рис. 21—42) представлены ниже (в мг/л):

Признаки воды	Чаще всего встречаемые концентрации	Пределы колебаний
Сухие осадки	250—300	30—4200
Осадки в обжиге	200—250	30—2575
Убыток после обжига	0—50	3—1448
Общая жесткость, $CaCO_3$	150—200	30—941
Карбонатная жесткость, $CaCO_3$	150—200	12—765
Некарбонатная жесткость	0—20	0—587
Суспензия	0—20	0—345
Сульфаты, SO_4	10—20	2—800
Хлориды, Cl	5—10	0—3065
Магний, Mg	5—10	1,7—86
Железо, общее, Fe	0,00—0,10	0,00—6,5
Марганец, Mn	0,0—0,05	0,00—1,5
Фосфаты, PO_4	0,05—0,10	следы—42
Азот аммиака (N)	0,00—0,05	0,00—43
Азот нитритов (N)	0,000—0,005	0,000—2,3
Азот нитратов (N)	0,00—0,05	0,00—10,6
Калий, K	2—4	1,2—54
Азот орг. (N)	0,50—0,75	0,09—130
Окраска, Pt	5—10	3—275
Окисляемость, O_2	5—10	0,6—336
БПК*$_5$—20°Ц	0—2	0,4—108
Насыщение кислородом в %-ах	80—100	4—120

* Биохимическая потребность в кислороде.

http://rcin.org.pl

Отображение на 7-и картах (см. приложения) содержимого карбонатов (основность), хлоридов, сульфатов, железа общего, окраски, окисляемости и $БПК_5$ в речных водах Польши указывает на заметную в этом отношении дифференцировку отдельных территорий страны.

Наблюдения показали также, что количество хлоридов повышается в речных водотоках, расположенных к западу от линии Вислы и Пилицы. Бассейн Одры и верхнее течение Вислы отличались резким повышением показателей загрязненности воды. Наоборот все правосторонние притоки Вислы отличались свойствами чистых вод.

Горные местности придают стекающим по них водам специфические свойства воды содержащей небольшое количество электролитов. Также и воды стекающие в пределах географически обособленных территорий, в роде рек малопольского, краковско-ченстоховского, люблинского, мазурского и западно-поморского плоскогорий — отличаются некоторыми общими признаками и приближенным химическим составом. С этой точки зрения зависимость химического состава речных вод от геологической и почвенной структуры водосбора является очевидной, хотя еще недостаточно изученной. Загрязнения, вызванные сточными водами, резко стушевывают контрастность деталей этой картины.

Список рисунков

Рис. 1. Сухой остаток воды вдоль течения реки Бубр и увеличение этого остатка в суточном стоке на отдельных позициях.
Рис. 2. Изменения содержания хлоридов в воде вдоль течения более характерных рек Польши.
Рис. 3. Изменения содержания нитратов в воде вдоль течения более характерных рек Польши.
Рис. 4. Изменения окисляемости в воде вдоль течения более характерных рек Польши.
Рис. 5. Сезонные изменения общей жесткости воды некоторых рек Польши.
Рис. 6. Сезонные изменения содержания хлоридов в воде некоторых рек Польши.
Рис. 7. Сезонные изменения содержания сульфатов в воде некоторых рек Польши.
Рис. 8. Сезонные изменения окраски воды некоторых рек Польши.
Рис. 9. Сезонные изменения окисляемости воды некоторых рек Польши.
Рис. 10. Сезонные изменения содержания органического азота в воде некоторых рек Польши.
Рис. 11. Разное течение изменений щелочности воды реки в разные годы отдаленные друг от друга или непосредственно последующие (Одра под Вроцлавом, 1945/46, 1953, 1954)
Рис. 12. Зависимость между средним состоянием воды а ее средним помутнением в отдельные месяцы года (Одра под Вроцлавом 1945/46 г. — пересчеты по данным к. Стангенберг 1951).
Рис. 13. Весенний минимум окраски воды у устья реки Вепш и ее притока Тысменицы в связи с большим количеством весенних вод (1952 г.).

http://rcin.org.pl

Рис. 14. Увеличение содержания хлоридов в воде Вислы под Пулавами летом 1952 г. в связи с уменьшающимся в это время стоком.

Рис. 15. Значительное увеличение содержания аммиака связанное с продолжительным низким уровнем воды в реке под ледяным покровом (Одра под Вроцлавом зимой 1953/54 г.).

Рис. 16. Увеличение содержания калия в воде реки Одры под Вроцлавом под влиянием начала сахарной кампании в Силезии.

Рис. 17. Падение щелочности воды в реке под вдиянием процессов биологической декальцификации (речки выплывающие из озер Сыздруй, Свентайны и Тайно, 1952).

Рис. 18. Убыль нитратов и фосфатов в воде реки Вислы под Пулавами в конце лета 1952 г. вследствие биологических процессов.

Рис. 19. Графический способ представления относительного химического состава воды: а) картина при теоретически одинаковым отношении ионо-эквивалентов в воде; б) картина относительного химического состава воды реки Варты.

Рис. 20. Сравнение ионо-эквивалентного химического состава воды более характерных рек разных частей Польши.

Рис. 21. Частота выступления определенных сухих остатков в водах рек Польши.

Рис. 22. Частота выступления определенных остатков в речных водах Польши после прокаливания.

Рис. 23. Частота выступления определенного содержания летучих соединений в речных водах Польши.

Рис. 24. Частота выступления определенных количеств взвесей в речных водах Польши.

Рис. 25. Частота выступления определенной величины щелочности в речных водах Польши.

Рис. 26. Частота выступления определенных величин некарбонатной жесткости в речных водах Польши.

Рис. 27. Частота выступления определенных величин общей жесткости в речных водах Польши.

Рис. 28. Частота выступления определенного содержания сульфатоф в речных водах Польши.

Рис. 29. Частота выступления определенного содержания хлоридов в речных водах Польши.

Рис. 29. Частота выступления определенного содержания хлоридов в речных водах Польши.

Рис. 30. Частота выступления определенного содержания магния в речных водах Польши.

Рис. 31. Частота выступления определенного содержания калия в речных водах Польши.

Рис. 32. Частота выступления определенного содержания фосфатов в речных водах Польши.

Рис. 33. Частота выступления определенного содержания аммонийного азота в речных водах Польши.

Рис. 34. Частота выступления определенного содержания нитритного азота в речных водах Польши.

Рис. 35. Частота выступления определенного содержания нитратного азота в речных водах Польши.

Рис. 36. Частота выступления определенного содержания общего железа в речных водах Польши.

http://rcin.org.pl

Рис. 37. Частота выступления определенного содержания органического азота в речных водах Польши.

Рис. 38. Частота выступления определенного содержания общего фосфора в речных водах Польши.

Рис. 39. Частота выступления определенных величин окраски в речных водах Польши.

Рис. 40. Частота выступления определенной окисляемости в речных водах Польши.

Рис. 41. Частота выступления определенных величин биохимической потребности в кислороде ($БПК_5$—20°Ц) в речных водах Польши.

Рис. 42. Частота выступления определенной степени насыщения воды кислородом в речных водах Польши.

Список карт:

Карта ном. 1. Мостоположение рассматриваемых в каталоге рек.
Карта ном. 2. Дифференцияция концевтрации карбонатов в водах польских рек.
Карта ном. 3. Дифференцияция концентрации хлоридов в водах польских рек.
Карта ном, 4. Дифференцияция концентрации фосфатов в водах польских рек.
Карта ном. 5. Дифференцияция концентрации общего желез в водах поиьских рек.
Карта ном. 6. Дифференцияция степени окраски воды в польских реках.
Карта ном. 7. Дифференцияция степени окислиемости в водах польских рек.
Карта ном. 8. Дифференцияция степени биохимической потребиости в кислероде в водах польских рек ($БПК_5$).

M. Stangenberg

A General Outlook on the Chemical Composition of River Waters in Poland

Summary

The chemical composition of river waters in Poland was characterized by studying Polish literature dealing with this subject, as also most of the existing analytical material (see enclosed catalogue).

It was proved that the chemical composition of river waters is subject to notable variation (Tables I — II and V — VI), especially along their course (Tables III — IV, Figs 1 — 4) and during the year (Tables VII — XII, Figs 5 — 18). The causes of this variation were discussed. This variation changes markedly with the level of waters, inflow of sewages and biological processe.

A certain basic and relative chemical composition of river waters is formed depending upon the geological and soil properties of the drainage area (Tables XIII — XIV, Fig. 19). This composition is similar in drainage areas of similar type (Fig. 20). Polish river waters are characterized by the predominance of carbonates and calcium, the content of sulphates, chlorides and silicates, sodium, magnesium and potassium is comparatively small.

http://rcin.org.pl

On the basis of 7 maps (see enclosures) ilustrating carbonate content (alkalinity), chlorides, sulphates, total iron, color, oxydability and biochemical oxygen demand in Polish river waters, it can be seen that are marked differences between different areas of this country.

Chloride content increases in river waters to the west of the Wisła and eventually Pilica rivers. The watershed of the Odra river and the upper course of the Wisła show an especially high increase of contamination indices. Almost all right bank tributaries of the Wisła show properties of clean waters.

The range of variations of single components and their most frequent content in Polish river waters (Fig. 21 — 42) are as follows (mg/l):

Property	Most frequent value	Range of fluctuation
Total residue	250—300	30—4200
Total fixed residue	200—250	30—2575
Loss on ignition	0—50	3—1448
Total hardness, $CaCO_3$	150—200	30—941
Carbonate hardness, $CaCO_3$	150—200	12—765
Non-carbonate hardness, $CaCO_3$	0—20	0—587
Suspensions	0—20	0—345
Sulphates, SO_4	10—20	2—800
Chlorides, Cl	5—10	0—3065
Magnesium, Mg	5—10	1,7 —86
Total iron, Fe	0,00—0,10	0,00—6,5
Manganese, Mn	0,0—0,05	0,00—1,5
Phosphates, PO_4	0,05—1,10	traces —42
Ammonia, $N(NH_3)$	0,00—0,05	0,00—43
Nitrites, $N(NO_2)$	0,000—0,005	0,000—2,3
Nitrates, $N(NO_3)$	0,00—0,05	0,00—10,6
Potassium, K	2—4	1,2 —54
Organic nitrogen, N	0,50—0,75	0,09—130
Colour, Pt,	5—10	3—275
Oxydability, O_2	5—10	0,6—336
BOD_5—20°C	0—2	0,4—108
Oxygen saturation, %	80—100	4—120

Mountain waters have a specific composition showing small amounts of electrolites. Waters flowing from geographically distinct regions such as rivers from the Malopolska upland, Kraków-Częstochowa upland, Lublin upland, Mazury, Western Pomerania etc. show certain common properties and a similar chemical composition. Hence the correlation between the chemical composition of river waters, and the geological and soil properties of the drainage area is obvious, although but slightly known. Contamination of rivers greatly obliterates the distinctness of these correlations.

http://rcin.org.pl

List of figures

Fig. 1. Total residue of the water along the course of the Bóbr river, and increase of this residue in the daily flow at particular sites.
Fig. 2. Changes in chloride content of water along the course of the most characteristic Polish rivers.
Fig. 3. Changes in nitrate content of water along the course of the most characteristic Polish rivers.
Fig. 4. Changes in the oxidability of water along the course of the most characteristic Polish rivers.
Fig. 5. Seasonal changes in the total hardness of water in some Polish rivers.
Fig. 6. Seasonal changes in the chlorides content of water in some Polish rivers.
Fig. 7. Seasonal changes in the sulphates content of water in some Polish rivers.
Fig. 8. Seasonal changes in the color of water in some Polish rivers.
Fig. 9. Seasonal changes in water oxidability in some Polish rivers.
Fig. 10. Seasonal changes in the organic nitrogen content of water in some Polish rivers.
Fig. 11. Variability of changes in river water alkalinity during various years at various period lengths, and year after year (Odra near Wrocław, 1945/46, 1953, 1954).
Fig. 12. Interrelation between medium water level and average turbidity during specific months (Odra near Wrocław 1945/46, computed according to data by Krystyna Stangenberg, 1951).
Fig. 13. Spring water color minimum at mouth of the Wieprz river and its tributary, Tyśmienica, connected with the flow of great spring waters (1952).
Fig. 14. Increase in the chlorides content in Wisła river waters near Puławy in 1952 connected with declining water flow.
Fig. 15. Great increase of ammonium content in connection with long lasting low water level under ice covering (Odra near Wrocław, winter 1953/54).
Fig. 16. Increase of potassium content in waters of the Odra River near Wrocław as a result of sugar campaigne in Upper and Lower Silesia.
Fig. 17. Decline in river water alkalinity under the influence of biological decalcinating processes (rivers flowing out of Lakes Syzdrój, Swietajny and Tajno, 1952).
Fig. 18. Nitrates and phosphates decrease in Wisła river water at Puławy, end of summer 1952, as a result of biological processes.
Fig. 19. Graphic presentation of the relative chemical composition of water: a) picture of theoretically equal ion-equivalent ratio in water; b) picture of relative chemical composition of Warta river water.
Fig. 20. Comparison of ion equivalent chemical composition of water of the more characteristic Polish rivers.
Fig. 21. Frequency of occurrence of defined total residue in Polish river waters.
Fig. 22. Frequency of occurrence of defined total fixed residue in Polish river waters.
Fig. 23. Frequency of occurrence of defined loss on ignition in Polish river waters.
Fig. 24. Frequency of occurrence of defined suspension content in Polish river waters.
Fig. 25. Frequency of occurrence of defined alkalinity in Polish river waters.
Fig. 26. Frequency of occurrence of defined non-carbonate hardness in Polish river waters.
Fig. 27. Frequency of occurrence of defined total hardness in Polish river water.
Fig. 28. Frequency of occurrence of defined sulphates content in Polish river waters.
Fig. 29. Frequency of occurrence of defined chlorides content in Polish river waters.
Fig. 30. Frequency of occurrence of defined magnesium content in Polish river waters.
Fig. 31. Frequency of occurrence of defined potassium content in Polish river waters.
Fig. 32. Frequency of occorrence of defined phosphates content in Polish river waters.

http://rcin.org.pl

Fig. 33. Frequency of occurrence of defined ammonium nitrogen content in Polish river waters.
Fig. 34. Frequency of occurrence of defined nitrite nitrogen content in Polish river waters.
Fig. 35. Frequency of occurrence of defined nitrate nitrogen content in Polish river waters.
Fig. 36. Frequency of occurrence of defined total iron content in Polish river waters.
Fig. 37. Frequency of occurrence of defined organic nitrogen content in Polish river waters.
Fig. 38. Frequency of occurrence of defined total phosphorus content in Polish river waters.
Fig. 39. Frequency of occurrence of defined colors in Polish river waters.
Fig. 40. Frequency of occurrence of defined oxidability in Polish river waters.
Fig. 41. Frequency of occurrence of defined biochemical oxygen demand (BOD_5—20°C) in Polish river waters.
Fig. 42. Frequency of occurrence of defined oxygen contents in Polish river waters.
Note: All graphs are original, based on material by the author, and have not been hitherto published.

List of maps.

Map. No 1. Distribution of rivers included in catalogue of chemical composition of their waters.
Map. No 2. Differentiation of Polish river waters in respect to carbonate contents.
Map. No 3. Differentiation of Polish river waters in respect to chloride contents.
Map. No 4. Differentiation of Polish river waters in respect to sulphate contents.
Map. No 5. Differentiation of Polish river waters in respect to total iron contents.
Map. No 6. Differentiation of Polish river waters in respect to color.
Map. No 7. Differentiation of Polish river waters in respect to oxidability.
Map. No 8. Differentiation of Polish river waters in respect to biochemical oxygen demand (BOD_5—20°C).

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Borne—Benecke—Dallmer, 1888. Handbuch der Fischzucht und Fischerli. Berlin.
2. Cabejszek I., 1950. Stan sanitarny rzeki Kamiennej. Gaz-Woda-Tech. Sanit. Nr 10.
3. Cabejszek—Koziorowski—Malanowski—Włodek. 1953. Stan zanieczyszczenia rzeki Pilicy. Ibidem, nr 1.
4. Frič A., 1888. Fischereikarte des Königreichs Böhmen nebst erläuterndem Text. Prag.
5. Maucha R., 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. Binnengewässer. Bd. XII.
6. Monografia Odry, 1948. Opracowanie zbiorowe. Instytut Zachodni.
7. Mroziński-Niedzielowa-Sobota, 1949. Odra i jej dopływy na odcinku górnośląskim. Gaz-Woda-Tech. Sanit. Nr 11.
8. Przyłęcki H., 1931. Badania chemiczne i bakteriologiczne rzeki Wisły od Puław aż do ujścia. Pamięt. IV. Zjazdu Mikrob. i Epidem. Polskich.
9. Rodhe W., 1949. The Ionic Composition of Lake Waters. Verh. I. V. L. Bd. X.
10. Schmitz W., 1950. Flammenphotometrische Analysenverfahren in der Wasseranalyse. Jahresber. Lim. Flussstation Freudenthal, II.
11. Seeler Th., 1935. Über eine quantitative Untersuchung des Planktons der deutschen Ströme unter besonderer Berücksichtigung der Einwirkung von Abwässern und der Vorgänge der biologischen Selbstreinigung. Arch. f. Hydrob. Bd. 28.
12. Solski A., Stangenberg K., Stangenberg M., 1957. Zimowy skład chemiczny wody rzeki Odry i jej dopływów. Zesz. Nauk. WSR Wrocław, Zootech. III.

http://rcin.org.pl

13. Solski A., Stangenberg K., Stangenberg M., Żemoytel K., 1957. Sezonowe zmiany składu chemicznego wody rzeki Wisły pod Puławami (rękopis).
14. Stangenberg K., 1951. Skład chemiczny wód rzecznych na Dolnym Śląsku. Kosmos, Seria. A., T. LXVI. Zesz. 4. 1948—1951
15. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza Suwalskiego. Rozp. i Sprawozd. Inst. Bad. Leś. Seria A. Nr 19.
1937. Zur Hydrochemie der Tatra-Seen. Verh. I. V. L. Bd. VIII. H. 2.
1936. Eisenverteilung in den Seen des Suwałki-gebiets während des Sommers. Arch. Hydrob. i Ryb. T. X.
1939. Bilans tlenowy jako metoda w planowej walce z zanieczyszczaniem wód powierzchniowych. Zdrowie Publiczne. Nr 6.
1939. Zur Oligotrophie des Ohrid-Sees. Arch. Hydrob. i Ryb. T. XII.
1941. Die Produktionsbedingungen in den Teichen, II. Chemische Zusammensetzung der Böden unter den Teichen. Geol. d. Meere u. Binnengew. Bd. X.
1950. Skład chemiczny wody jeziora Charzykowo. Praca zbiorowa „Jezioro Charzykowo" PWRiL.
1951. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia rzeki Wieprz. Wiad. Służby Hydrol. i Meteor. T. II.
1951. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia rzeki Pilicy. Ibidem. T. II.
1951. Stan zanieczyszczenia wody rzeki Bystrzycy w lecie. Gaz-Woda-Tech. Sanit. Nr 7—8.
1952. Wartość nawozowa wód rzecznych. Gosp. Wodna Nr 6.
1956. Stan zanieczyszczenia wód bieżących dorzecza Odry. Zesz. Nauk. WSR Wrocław, Zootech. III.
1956. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wody rzeki Niemen. Pol. Arch. Hydrob. T. IV.
16. Wodociągi i Kanalizacja M. St. Warszawy 1886 — 1936.
17. Wysocka H., 1949—1950. Glony Wisły na odcinku Warszawy. Acta Soc. Botan. T. XX. Nr 1.

http://rcin.org.pl

Katalog składu chemicznego wód rzecznych Polski

OZNACZENIA SKRÓTÓW:

Cab. = Cabejszekówna i współpracownicy
Kulm. = Kulmatycki i współpracownicy
MNS = Mroziński-Niedzielowa-Sobota
PZH = Państwowy Zakład Higieny
Stang. = Stangenberg i współpracownicy

http://rcin.org.pl

Skład chemiczny wód rzecznych Polski (mg/l)

Chemical composition of the river-waters of Poland (mg/l)

Nr No.	Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. org.	Fosfor całk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
						węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																	
1	Brda (Bydgoszcz)	Wisły	14.X.52	PZH	15	95	135	40	0,003	0,04	0,24	—	—	—	—	112	5,5	0,2	8	39	4	203	181	22	196	7	94	1,8
2	Barycz (Osetno)	Odry	23. VII.52	Stang.	30	165	240	75	0,008	0,30	0,08	1,68	0,16	0,08	7,2	201	5,5	0,2	26	64	9	277	222	55	245	32	—	—
3	Bożątew	Wełny	16.III. 53	Stang.	25	200	290	90	0,028	3,00	0,11	0,64	—	0,01	4,1	254	6,5	0,14	30	59	6	297	—	—	—	—	120	—
4	Bierawka (ujście)	Odry	VII.48	MNS	50	75	150	75	0,00	0,00	—	—	—	—	—	—	—	1,6	3065	97	62	8150	—	—	—	—	—	—
5	Brynica (ujście)	Odry	X.48	MNS	5	57	70	13	0,00	0,00	—	—	—	—	—	—	—	0	13	24	9	110	—	—	—	—	—	—
6	Bielszowicki Potok	Kłodnicy	3.II.53	ZBWK.	25	120	396	276	0,02	1,00	—	—	—	—	—	262	86	0,57	126	308	10	936	697	239	895	41	70	5,8
7	Bystrzyca Dolnośl. (ujście)	Odry	VII.50	Stang.	10	175	277	102	0,075	1,00	1,1	1,7	—	0,26	—	—	—	0,6	70	83	42	680	340	340	—	—	56	3,8
8	Bystrzyca Lubel. (ujście)	Wieprza	VII.41	Stang.	20	245	254	9	2,30	1,00	0,03	1,18	1,6	0,72	—	—	—	0,3	18	12	11	440	381	59	—	—	97	—
9	Bóbr (Lwówek)	Odry	VII.49	Stang.	25	55	180	125	0,009	0,43	0,04	—	—	0,08	—	—	—	0,31	14	—	7	194	140	54	—	—	60	1,2
10	Bobrza (wyżej Silnicy)	Nidy	3. VIII.42	Stang.	10	80	135	55	0,00	0,75	0,17	0,38	0,20	0,05	—	—	—	0,50	4	27	5	163	160	3	140	23	—	—
11	Biała Białostocka	Supraśli	21.II.39	Stang.	20	120	145	25	0,005	0,25	0,19	0,34	0,83	0,29	—	—	—	0,60	4	23	9	226	194	32	200	26	70	—
12	Bzura (ujście)	Wisły	27. VII.51	Cab.	60	190	210	20	0,120	0,5	n. w.	0,60	—	0,20	—	—	—	0,30	30	73	8	377	368	9	370	7	98	2,0
13	Biała Nida (Mniszków)	Nidy	7. VIII.42	Stang.	25	175	172	—	0,015	0,35	0,14	0,86	0,32	0,20	—	—	—	0,40	3	9	8	267	250	17	250	17	—	—
14	Białka (ujście)	Pilicy		PZH	22	210	320	110	0,012	0,50	0,02	0,54	—	0,20	—	—	—	0,30	5	4	3	538	350	188	512	26	83	1,4
15	Białucha (ujście)	Prądnika	21.XI.50	PZH	15	250	310	60	0,023	1,00	2,6	—	—	—	—	—	—	0,50	18	62,1	7,9	374	339	35	—	—	—	—
16	Biała Przemsza (pow. m. Szczakowa)	Wisły	5.IX.51	PZH	50	170	—	—	0,025	0,30	0,14	0,935	—	—	—	—	—	—	30,2	—	57	412	286	126	410	2	—	—
17	Biały Dunajec (N. Targ)	Czarnego Dunajca	18.V.51	PZH	5	100	140	40	0,008	1,00	0	—	—	—	—	—	—	0	5,7	14,8	1,8	158	112	46	—	—	—	—
18	Bysinka, Myślenice (ujście)		18.III.53	PZH	25	95	—	—	0,032	4,0	0,30	2,6	—	—	—	—	—	—	9,2	—	3,7	209	122	87	—	—	—	3,8
19	Biała Przemsza	Wisły	10.X.50	PZH	12	180	185	5	0,006	0,60	0,02	0,45	—	0,05	—	—	—	0,10	5,7	13,8	2,1	223	203	20	—	—	99,5	—
20	Biebrza	Narwi	17. VII.53	PZH	40	205	220	15	0,001	0,10	0,02	—	—	—	—	—	—	0,20	7,7	—	7,8	260	224	36	—	—	82,2	1,9
21	Brynica (Kozł. Góra)	Wisły	9.X.50	PZH	30	125	165	40	0,008	0,80	0,04	0,295	—	0,06	—	—	—	0,50	7,7	36	4,2	226	208	18	—	—	104,1	—
22	Bug	Wisły	14.XII.51	PZH	28	210	225	15	0,012	0,10	0,01	0,57	—	0,03	—	—	—	0,30	9,7	13,3	5,6	281	271	10	—	—	94,7	2,6
23	Chlebówka (k. Stargardu)		21.I.51	PZH	40	250	165	—	0,003	n. w.	0,04	—	—	—	—	—	—	0,50	22	—	5	—	—	—	—	—	—	—
24	Cyna (ujście)	Odry	VII.48	MNS	24	202	276	74	0,000	0,00	—	—	—	—	—	—	—	0,50	22	44	8	410	—	—	—	—	—	—
25	Czarna Woda (Gniechowice)	Bystrzycy	1.VII.50	Stang.	10	165	191	26	0,002	1,00	0,12	0,50	—	0,50	—	—	—	0,20	36	35	7	355	200	155	—	—	60	4,8
26	Chochołowski Potok (Tatry)	Dunajca	4.I.51	Stang.	5	70	75	5	0,000	0,03	0,00	—	—	ślady	—	—	—	0,00	3	—	4	130	94	36	—	—	—	—
27	Czarna Hańcza (niżej Suwałk)	Niemna	3.VI.39	Stang.	12	200	220	20	0,000	0,05	0,05	0,85	1,73	—	—	—	—	0,60	1,3	12	3	324	286	38	284	40	—	—
28	Czarna Nida (wyżej Bobrzy)	Nidy	3. VIII.42	Stang.	5	135	165	30	0,010	1,00	0,48	0,80	0,20	0,06	—	—	—	0,40	15	15	5	215	205	10	202	13	—	—
29	Czarna (wyżej Starzyc)	Wolbórki	IX.42	Stang.	10	155	142	—	0,03	0,18	0,07	—	0,28	0,25	—	—	—	0,40	7	16	3	168	148	20	—	—	—	1,8
30	Czarnia (ujście)	Pilicy	——	PZH	40	165	210	45	0,020	0,35	0,02	0,80	—	0,15	—	—	—	0,50	6	16	6	785	340	445	736	49	96	3,4
31	Czarna Przemsza (p. Jaworzna)	Przemszy-Wisły	5.IX.51	,,	45	190	—	—	0,20	0,25	2,40	0,91	—	—	—	—	—	—	147,3	—	49	1051	887	184	855	196	—	—
32	Czarny Dunajec — Nowy Targ (przed poł. z Białym)	Dunajca-Wisły	18.V.51	,,	7	100	160	60	0,008	1,00	0,00	—	—	—	—	—	—	0,10	3,2	17,3	2,2	205	169	36	—	—	—	—

http://rcin.org.pl

Nr No.	Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. org.	Fosfor całk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
						węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																
33	Czubrówka w Dubiu		12.XII.52	PZH	4	205	190	—	0,002	3,00	0,00	1,098	—	—	—	180	1,7	0,05	8,5	28,8	1,4	281	238	43	264	17	100	0,7
34	Chochło (pow. ścieków raf. Trzebinia)		12. V.52	,,	50	120	—	—	0,005	0,30	0,06	5,635	—	—	—	—	—	—	8,9	60,0	5,4	264	223	41	—	—	—	1,8
35	Drzewiczna (ujście)	Pilicy		,,	30	130	140	10	0,015	0,10	0,04	0,68	—	0,20	—	—	—	0,2	7	11	4	763	240	523	699	64	95	1,6
36	Dobroszycki Potok	Widawy	VII.49	Stang.	28	205	260	55	0,006	0,16	0,15	—	—	0,11	—	—	—	0,66	30	—	7	280	168	112	—	—	63	2,5
37	Dolina za Bramką (potok w Tatrach)		2.I.51	,,	10	162	140	—	0,000	0,035	0,01	—	—	0,02	—	—	—	0,00	5	—	3	118	90	28	—	—	—	—
38	Dunajec (Marcinkowice)	Wisły	17.IV.52	PZH	5	75	110	35	0,006	1,00	0,34	1,75	—	—	—	67	9,1	0,25	3	12	4	298	242	56	112	186	90	1,0
39	Drwęca (Bratiana)	Wisły	16.XII.52	,,	10	120	120	0	0,003	0,15	n.w.	—	—	—	—	—	—	n.w.	10	—	10	—	—	—	—	—	—	—
40	Działdówka (Działdowo)		20.XII.51	,,	10	190	260	70	0,02	0,50	0,02	—	—	—	—	—	—	0,60	15	—	9	—	—	—	—	—	—	—
41	Dłubnia (Nowa Huta)	Wisły	5. VI.52	,,	14	225	270	45	0,10	0,70	0,34	—	—	—	—	245	6,1	0,10	9,9	34,6	11,0	667	545	122	322	345	—	—
42	Dubówka (w Dubowej)		12.II.53	,,	8	170	210	40	0,004	3,50	0,10	2,5	—	—	—	145	15,5	0,20	7,1	38,7	2,4	297	246	51	286	11	93,5	1,4
43	Ełk (k. Ełka)	Biebrzy	23.VII.52	Stang.	20	165	190	25	0,048	0,30	0,08	1,44	0,28	0,13	3,2	124	5,8	0,06	10	24	10	200	146	54	190	10	—	—
44	Gardniczanka (w Smołdwinie) wypł. z jez. Gardno		6.II.51	PZH	20	145	250	105	0,000	—	0,02	—	—	—	—	—	—	0,40	20	—	6	—	—	—	—	—	—	—
45	Garncarka (ujście)	Bystrzycy Dolnośl.	VII.49	Stang.	10	140	138	—	0,007	1,50	0,03	0,53	—	0,50	—	—	—	0,14	35	33	12	320	160	160	—	—	72	2,6
46	Gąsawka (ujście)	j. Żnin	21.IX.51	PZH	25	320	370	50	0,004	0,12	0,20	53,6	—	—	—	276	23	0,50	78	96	336	1740	410	1330	1436	304	—	—
47	Gać	Pilicy		PZH	30	130	150	20	0,015	0,08	0,07	1,20	—	0,80	—	—	—	1,10	6	13	9	728	217	511	719	9	80	3,3
48	Gorzyczanka (Sandomierz)		7.I.52	PZH	100	160	175	15	0,022	0,50	1,00	—	—	—	—	—	—	0,80	69,5	—	8,1	—	—	—	—	—	—	—
49	Horodniczanka	Niemna	5.VII.39	Stang.	35	570	475	—	0,000	0,15	43,0	30	26,0	5,3	—	—	—	0,60	148	84	81	1370	1030	340	1154	216	8	—
50	Ina (Starogard)	Odry	28.VIII.50	PZH	70	205	425	220	0,030	0,10	0,12	—	—	—	—	—	—	0,70	25	—	9	—	—	—	—	—	—	13
51	Iwanicki Potok (Tatry)		IV.I.51	Stang.	5	60	70	10	0,000	0,03	0,00	—	—	0,20	—	—	—	0,00	4	—	3	84	60	24	—	—	—	—
52	Iłownica (Landek) Goczałkowice		VII.39	Stang.	65	100	—	—	0,017	0,10	0,38	—	—	0,18	—	—	—	0,90	—	—	9	—	—	—	—	—	—	—
53	Jaworówka (ujście)	Bystrzycy Dolnośl.	VII.49	Stang.	10	70	38	—	0,002	0,15	0,03	0,02	—	0,08	—	—	—	0,00	19	25	5	155	90	65	—	—	91	3,6
54	Jegrznia (wypł. z j. Rajgród)		23.VII.52	Stang.	20	165	190	25	0,060	0,08	0,14	1,85	0,28	0,03	3,9	136	5,9	ślady	8	24	13	197	150	47	190	7	—	—
55	Jankowa (cukrownia) Opole Lub.		IX.29	Kulm.	—	200	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	7	—	—	—	—	—	—	5,0
56	Jeziorka	Wisły	10.X.51	PZH	37	200	230	30	0,007	0,20	0,01	0,195	—	0,28	—	—	—	0,60	6,7	10	5,5	287	265	22	281	6	—	—
57	Kanał Noteci stary (j. Gopło)		5.I.52	Stang.	30	235	240	5	0,000	0,02	ślad	—	—	0,09	—	—	—	0,48	40	49	18	466	308	158	—	—	4	—
58	Kanał Obra-Mosinka (przy Warcie)	Warty	27.VIII.52	PZH	35	235	—	—	0,018	0,20	0,17	0,88	—	—	—	—	—	0,60	31	—	14	—	—	—	—	—	90	1,4
59	Kłodnica (ujście)	Odry	1952	ZBWK	40	245	832	587	0,11	2,30	4,6	130	—	—	—	—	—	1,40	1040	243	14	2811	1375	1436	2715	96	26	—
60	Kaczawa (Kocaba) (ujście)	Odry	VII.49	Stang.	80	120	400	280	0,002	0,55	0,27	—	—	0,16	—	—	—	2,00	20	—	13	618	550	64	—	—	68	2,4
61	Kamienna (niżej Kłodzka)	Nysy Kł.	VII.49	Stang.	40	150	240	90	0,010	0,95	0,12	—	—	0,17	—	—	—	0,88	10	—	10	278	176	102	—	—	82	2,0
62	Kwisa (Rudawice)	Bobra	VII.49	Stang.	15	45	140	95	ślad	0,45	0,04	—	—	0,10	—	—	—	0,22	17	—	5	170	112	58	—	—	90	4,6
63	Kościeliskie (źródło) Tatry		4.I.51	Stang.	0	60	60	—	0,000	0,02	0,00	—	—	0,02	—	—	—	0,00	3	—	2	64	56	8	—	—	—	—
64	Kościeliski potok (pod Reglami)		4.I.51	Stang.	3	80	100	20	0,000	0,07	0,00	—	—	0,02	—	—	—	0,00	5	—	3	118	90	28	—	—	—	—

http://rcin.org.pl

Nr No.	Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. org.	Fosfor całk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
						węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																	
65	Kamienna (Skarżysko)	Wisły	15.VI.42	Stang.	20	80	66	0	0,040	1,20	0,04	0,060	0,16	0,10	—	—	—	1,00	4	15	6	160	134	26	104	56	—	—
66	Kamionka (ujście)	Kamien nej	20.VI.42	Stang.	10	40	58	18	ślad	0,40	0,05	0,47	0,30	0,09	—	—	—	0,00	5	10	6	130	112	18	115	15	—	—
67	Kotra (ujście)	Niemna	3.VII.39	Stang.	35	160	160	—	0,005	0,15	0,44	1,20	0,53	0,16	—	—	—	ślad	—	7	12	258	230	28	250	8	116	—
68	Knajka (Dębowice)	Wisły	VII.39	Stang.	50	195	—	—	0,120	0,30	0,36	—	—	0,12	—	—	—	1,00	—	—	8	—	—	—	—	—	—	—
69	Krztynia	Pilicy		PZH	23	200	250	50	0,004	0,30	0,02	0,044	—	0,15	—	—	—	0,50	4	8	3	769	314	455	690	79	87	1,8
70	Kaczanka (Sandomierz)	Wisły	28.XI.51	PZH	70	200	204	4	0,003	0,70	0,10	—	—	—	—	—	—	0,40	8	—	8,4	—	—	—	—	—	—	—
71	Konopka	Wisły	14.XI.51	PZH	120	30	127	97	0,003	0,40	0,10	—	—	—	—	—	—	1,00	6,4	18,4	4,2	109	94	15	—	—	—	—
72	Koprzywianka (ujście) Sandomierz	Wisły	30.VIII.51	PZH	50	237	175	—	0,035	0,50	0,40	—	—	—	—	—	—	0,50	13,3	—	5,4	—	—	—	—	—	—	—
73	Kucelinka (Częstochowa)	Warty	23.XI.53	PZH	80	85	135	50	0,004	0,40	0,14	—	—	—	—	—	—	0,00	9,4	45,6	10,0	178	174	4	—	—	—	—
74	Kryniczanka (pow. oczyszcz. Krynica)		2.V.52	PZH	7	200	—	—	0,010	1,00	0,95	0,14	—	—	—	—	—	—	7,1	—	10,0	312	206	106	—	—	—	—
75	Krzeszówka (w Krzeszowicach)		3.III.53	PZH	10	210	255	45	0,034	2,00	0,18	—	—	n. w.	—	240	12,0	0,20	9,2	35,4	2,7	358	298	60	299	59	92	—
76	Klukówka		24.X.47	PZH	45	210	200	—	0,015	0,15	0,08	—	—	—	—	—	—	0,70	5,0	14,0	8,0	274	218	56	—	—	—	—
77	Krzna		24.X.47	PZH	15	155	165	10	0,001	0,80	0,02	—	—	—	—	—	—	0,20	19,5	26,6	3,1	262	220	42	—	—	—	—
78	Lutnia		4.VIII.48	PZH	45	205	230	25	0,160	3,00	0,04	—	—	—	—	—	—	0,10	13,7	50,0	11,0	348	308	40	—	—	—	—
79	Lutynia	Warty	26.VIII.52	PZH	25	211	271	60	0,07	0,50	0,10	0,07	—	—	—	—	—	0,20	32	—	18	421	355	66	392	29	29	—
80	Lubrzanka (Cedzyna)		2.V.52	PZH	35	65	109	44	0,00	0,50	0,06	—	—	—	—	—	—	0,40	5,4	—	5,7	—	—	—	—	—	—	—
81	Lejowy Potok-Tatry		4.I.51	Stang.	5	170	170	—	0,000	0,01	0,01	—	—	0,03	—	—	—	0,01	4	—	5	—	—	—	—	—	—	—
82	Luciąża (ujście)	Pilicy	IX.41	Stang.	10	150	153	3	0,01	0,40	0,11	1,42	0,86	0,23	—	—	—	—	5	10	6	260	234	26	—	—	99	—
83	Łomniczanka (ujście)	Bystrzycy Dolnośl.	VII.49	Stang.	10	60	61	1	0,002	0,35	0,05	—	—	0,10	—	—	—	0,00	11	19	6	140	70	70	—	—	84	1,6
84	Łobzanka (jez. Żnińskie)		26.XI.52	PZH	32	135	154	19	0,012	0,80	0,08	—	—	—	—	—	—	0,20	10	—	6	—	—	—	—	—	—	—
85	Łagowica (Nowy Staw, gm. Łagów)		7.I.53	PZH	35	145	165	20	0,000	0,70	0,10	—	—	—	—	—	—	0,80	7,9	—	8,4	—	—	—	—	—	—	—
86	Łososina (m. Tymbark)		24.IV.52	PZH	5	55	80	25	0,001	1,00	0,00	—	—	—	—	55	6,3	0,00	2,5	—	0,6	116	92	24	—	—	—	—
87	Łomżyczka		28.V.52	PZH	27	225	235	10	0,018	0,15	0,05	1,23	—	0,05	—	—	—	0,50	4,7	11,4	5,9	296	276	20	286	10	89,5	2,8
88	Łupia (Skierniewka)		12.IX.47	PZH	40	240	275	35	0,015	0,30	0,10	—	—	—	—	—	—	0,20	13,5	27,0	6,5	340	298	42	—	—	—	—
89	Łodynia		2.VIII.49	PZH	32	210	205	—	n. w.	0,30	0,04	—	—	—	—	—	—	0,10	13,7	—	6,1	—	—	—	—	—	—	—
90	Łyna		10.VII.52	PZH	—	—	—	—	—	—	n. w.	1,40	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
91	Mierzawa (Krzcięcice gm. Sędziszów)		11.XII.52	PZH	20	265	261	—	0,00	2,5	0,10	—	—	—	—	—	—	0,40	12,7	—	6,7	—	—	—	—	—	—	—
92	Mierzawka (koło młyna)		20.X.51	PZH	35	265	388	123	0,003	1,5	0,05	0,32	—	—	—	—	—	0,20	6,8	12,7	5,4	317	314	3	—	—	101,5	2,4
93	Miechówka (k. Miechowic)		3.IV.52	PZH	15	300	—	—	0,012	1,0	1,70	1,088	—	—	—	—	—	—	12,4	—	5,6	494	441	53	355	139	—	13,4
94	Mogielnianka	Pilicy		PZH	40	250	335	85	0,050	0,5	0,04	2,50	—	1,05	—	—	—	2,00	11	20,0	5,0	775	498	277	695	80	83	4,8
95	Mołtawa		15.X.50	PZH	8	280	335	55	0,007	0,30	0,02	—	—	—	—	—	—	0,30	34,2	—	2,7	—	—	—	—	—	—	—
96	Mrowna		6.IV.48	PZH	2750	130	—	—	0,009	2,00	0,06	0,65	—	—	—	—	—	0,80	12,0	25,0	23	240	201	39	186	54	22,9	—
97	Muchawka		20VII.47	PZH	55	200	275	75	n. w.	0,10	0,18	—	—	—	—	—	—	0,30	1,0	2,0	9,3	—	—	—	—	—	—	—
98	Miłosławka (ujście k. Wrześ**ni**)		12.XI.52	PZH	80	260	400	140	0,025	0,70	0,20	1,65	—	—	—	—	—	0,40	40	86	17	494	365	129	483	11	61	6,2
99	Mała Panew (Czarnowąsy)	Odry	IX.48	MNS	50	70	80	10	0	0	—	—	—	—	—	—	—	0,10	13	28	11	128	—	—	—	—	—	—

http://rcin.org.pl

Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. Org.	Fosfor całk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
					węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																	
Mienia (Żuchowo k. Lipnicy)		5.XI.50	Stang.	35	200	215	15	0,000	0,06	0,08	—	—	0,03	—	—	—	0,20	8	—	13	—	—	—	—	—	—	—
Mleczna (ujście)	Radomki	28.IX.42	Stang.	30	286	266	0	0,000	0,10	0,06	0,37	0,30	0,10	—	—	—	1,00	30	25	6	410	387	23	378	32	—	—
Noteć (Santok)	Warty	4.IX.52	PZH	20	167	280	113	0,020	0,30	ślad	0,88	—	—	—	—	—	0,20	54	—	8	330	224	106	327	3	98	1,3
Nowa Rzeka (Darłów)	Bałtyku	28.X.51	PZH	50	165	300	135	0,001	—	0,02	—	—	—	—	—	—	0,10	365	—	6	—	—	—	—	—	—	—
Nysa Kłodzka	Odry	VII.49	Stang.	65	75	230	155	0,004	0,20	0,26	—	—	0,13	—	—	—	0,24	6	—	18	252	156	96	—	—	59	4,0
Nysa Szalona (pow. Bolkowa)	Kaczawy	VII.49	Stang.	15	115	150	35	0,002	0,12	0,09	—	—	0,14	—	—	—	0,80	14	—	5	258	174	84	—	—	85	0,4
Ner (Konstantynów)	Warty	5.VIII.48	Polit. Łódz.	—	376	420	44	—	131	8,9	—	—	—	54	256	5,6	0,12	126	120	—	940	532	408	—	—	—	—
Narew (Zółtki)	Bugu	4.IV.39	Stang.	40	130	132	2	0,000	0,10	0,02	0,58	0,33	0,08	—	—	—	0,20	0,3	4	11	216	186	30	204	12	82	—
Netta (śluza pod Augustowem)	Necko	2.VI.39	Stang.	18	160	162	2	0,000	0,10	0,07	0,74	1,07	0,11	—	—	—	0,00	0,3	0,4	7	222	210	12	202	20	—	—
Nida (Nowy Korczyn)	Wisły	17.VIII.42	Stang.	17	180	175	—	0,005	0,75	0,08	0,55	0,64	0,28	—	—	—	0,20	9	23	6	385	353	32	301	84	—	—
Niemen (pow. Grodno)		4.VII.39	Stang.	30	165	178	13	0,000	0,10	0,03	0,57	0,54	0,19	—	—	—	ślad	1	12	9	254	230	24	231	23	90	—
Nidzica (Kazim. Wielka)		14.II.52	PZH	10	315	339	24	0,002	0,50	0,20	—	—	—	—	—	—	0,00	11,6	—	2,7	—	—	—	—	—	—	—
Niestachówka (GSCH w Górnie)		25.I.51	PZH	40	130	135	5	0,005	0,10	0,02	—	—	—	—	—	—	0,60	6,8	—	4,5	—	—	—	—	—	—	—
Nida (Nidzica) Mazury		24.X.51	PZH	10	170	180	10	0,001	1,50	0,02	—	—	—	—	—	—	0,60	9	—	17	—	—	—	—	—	—	—
Opatówka (3 km za grom. Dwikozy)		6.II.50	PZH	22	345	324	—	0,007	0,30	8,42	—	—	—	—	—	—	0,40	9,4	13,9	12	394	368	26	385	9	—	—
Omulew		28.VII.53	PZH	45	150	195	45	0,002	0,10	0,04	—	—	—	—	—	—	—	4,7	—	8,6	—	—	—	—	—	80,2	1,5
Orzyc		29.VII.53	PZH	37	160	210	50	0,003	0,05	0,04	—	—	—	—	—	—	—	6,7	—	7,3	—	—	—	—	—	80,8	3,0
Odra (pod Wrocławiem)		2.VI.53	Stang.	60	90	190	100	0,260	4,00	0,68	1,28	0,32	0,14	9,8	134	7	1,44	80	58	17	430	286	144	398	32	—	—
Olza (ujście)	Odry	VII.48	MNS	20	102	170	68	0	8	—	—	—	—	—	—	—	0,20	55	28	6	450	—	—	—	—	—	—
Osobłoga (ujście)		VII.48	MNS	23	97	107	10	0	0	—	—	—	—	—	—	—	0,30	14	35	50	180	—	—	—	—	—	—
Oława (m. Oława)	Odry	VII.49	Stang.	32	235	320	85	0,020	0,55	0,29	—	—	0,44	—	—	—	0,65	32	—	5	388	—	—	—	—	72	1,6
Orla (ujście)	Baryczy	VII.49	Stang.	75	185	270	85	0,024	0,05	0,16	—	—	0,22	—	—	—	0,50	28	—	20	388	210	178	—	—	73	2,8
Olczyska (Tatry)		28.XII.51	Stang.	5	132	75	—	0,000	0,02	0,01	—	—	ślad	—	—	—	0,01	4	—	6,7	144	126	18	—	—	—	—
Pokrzywianka (Słupia Nowa)		23.VI.52	PZH	5	12,5	30	17,5	0,000	0,10	0,08	—	—	—	—	—	—	0,40	1,25	—	2,2	—	—	—	—	—	—	—
Psarka (Bodzentyn)		24.I.51	PZH	27	120	155	35	0,010	0,70	0,08	—	—	—	—	—	—	0,30	18,1	—	55	—	—	—	—	—	—	—
Poroniec (ujście)	B. Dunajca	14.IV.51	PZH	10	95	90	—	0,002	0,40	0,06	—	—	—	8,8	62,5	7,2	0,00	3,2	21,8	2,3	123	115	8	—	—	—	—
Poprad (pow. St. Sącza)		30.XI.52	PZH	4	130	160	30	0,001	1,00	0	—	—	—	—	75	8,5	0,10	6,7	27,6	1,8	185	147	38	—	—	—	—
Poniczanka (w Rabce)		30.VII.51	PZH	7	145	140	—	0,016	0,40	0	1,08	—	—	—	—	—	0,00	8,2	—	0,9	—	—	—	—	—	—	—
Pisia		26.VIII.47	PZH	40	150	140	—	0,002	0,20	0,10	1,25	—	—	—	—	—	0,20	5,5	10,0	10,2	245	190	55	209	36	—	2,2
Pissa		27.XII.49	PZH	50	190	210	20	0,040	1,50	0,06	—	—	—	—	—	—	1,00	22,0	—	7,4	—	—	—	—	—	—	—
Płonka		11.VIII.53	PZH	60	235	255	20	0,015	0,15	0,15	0,65	—	n. w.	—	—	—	1,60	7,7	40,0	8,7	342	307	35	—	—	106,2	1,5
Prosna (ujście)	Warty	20.VIII.52	PZH	15	147	170	23	0,025	1,00	ślad	0,665	—	—	—	—	—	0,10	22	—	17	245	205	40	239	6	95	1,2
Prośnica (ujście)	Bałtyku	28.X.49	PZH	25	140	225	85	n. w.	n. w.	0,06	—	—	—	—	—	—	0,30	65	—	3	—	—	—	—	—	—	—
Parszenta (ujście)		19.IV.52	PZH	10	110	240	130	n.w.	—	n. w.	—	—	—	—	—	—	n. w.	15	—	3	—	—	—	—	—	—	—
Piława (Pszenno)	Bystrzycy Śl.	VII.49	Stang.	10	245	245	0	0,075	0,35	0,40	4,4	—	5,0	—	—	—	0,60	56	52	15	465	270	195	—	—	91	4,8

http://rcin.org.pl

Nr No.	Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. org.	Fosfor calk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
						węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																	
135	Połcznica (Szczawienko)	Bystrz. Śl.	VII.49	Stang.	czarna	345	147	—	0,07	0,50	0,30	—	—	2,5	—	—	—	0,20	125	799	11	3625	2575	1050	—	—	46	—
136	Pola (potok) Tatry		4.I.51	Stang.	10	52	40	—	0,000	0,03	ślad	—	—	0,02	—	—	—	0,02	3	—	3	56	50	6	—	—	—	—
137	Pisana (źródło) Tatry		2.I.51	Stang.	3	80	90	10	0,000	0,05	0,0	—	—	0,02	—	—	—	0,00	8	—	3	92	86	6	—	—	—	—
138	Pilica (Ujście)	Wisły	22.IX.41	Stang.	10	133	143	10	0,002	0,60	0,02	0,60	0,58	0,26	—	—	—	0,60	4	—	9	326	294	32	—	—	97	—
139	Rokitnica		22.VIII.50	PZH	50	185	135	—	n. w.	0,04	n. w.	0,53	—	—	—	—	—	0,10	7,7	12,5	6,9	216	193	23	—	—	—	6,4
140	Radunia (Żukowo) m. Kartuzy		10.V.52	PZH	14	165	170	5	0,040	0,05	0,05	1,20	—	—	—	—	—	0,25	4	27	2	240	180	60	224	16	90	1,0
141	Rudawa (ujście)	Wisły	20.XI.50	PZH	25	210	310	100	0,016	1,00	0,12	—	—	—	—	—	—	0,40	19,2	79	5,1	276	180	96	—	—	—	—
142	Raba (pon. ujścia Bysinki) Myślenice		18.III.53	PZH	20	95	—	—	0,028	2,00	0,30	2,00	—	—	—	—	—	—	8,9	—	2,6	170	105	65	—	—	—	—
143	Rudawka (przed poł. z Krzeszówką w Rudawie)		13.II.53	PZH	12	210	220	10	0,005	2,50	0,18	1,30	—	—	—	200	4,8	0,15	8,5	28	2,0	250	223	27	232	18	84,4	0,5
144	Rega (górny bieg)	Bałtyku	5.I.53	PZH	25	190	190	0	0,015	—	0,08	—	—	—	—	—	—	0,25	22	—	15	—	—	—	—	—	—	—
145	Reglica (Pom. Zach.)			PZH	20	190	260	70	0,025	0,30	—	—	—	—	—	—	—	0,50	66	53	8	340	290	50	—	—	—	8,8
146	Ruda (ujście)	Odry	VII.48	MNS	50	75	150	75	0	0	—	—	—	—	—	—	—	0,20	294	42	39	910	—	—	—	—	—	—
147	Radomka (wyżej rz. Mlecznej)	Wisły	21.IX.42	Stang.	22	180	172	0	0,030	0,10	0,006	0,24	0,50	0,19	—	—	—	0,50	6	15	6	270	260	10	245	25	—	—
148	Rotniczanka (Druskienniki)	Niemna	5.VII.39	Stang.	—	100	117	17	0,005	0,15	0,08	1,30	0,94	0,35	—	—	—	0,20	3	10	7	252	222	30	226	26	95	—
149	San	Wisły	18.I.51	PZH	23	160	200	40	0,005	0,30	0,01	0,30	—	0,12	—	—	—	0,50	8,7	25	5	258	251	7	—	—	89	1,7
150	Skrwa		15.VII.49	PZH	55	130	120	—	0,038	0,30	0,08	0,83	—	—	—	—	—	0,80	6,7	20	8	214	178	36	—	—	—	2,3
151	Słupianka		26.X.49	PZH	37	245	225	—	0,007	0,10	0,06	—	—	—	—	—	—	0,20	10,7	—	6,1	—	—	—	—	—	—	—
152	Świętajny (wypł. z jez.)		23.VII.52	Stang.	20	120	140	20	0,002	0,07	0,16	1,40	0,24	ślad	2,2	98	4,6	0,02	10	11	15,2	148	119	29	136	12	—	—
153	Sowlinka (200 m pow. ścieków CPN Limanowa)		22.I.52	PZH	5	155	—	—	0	3,00	0,07	0,13	—	—	—	—	—	—	9,6	—	1,0	366	290	76	—	—	—	—
154	Skawinka pow. m. Skawina			PZH	15	140	160	20	0,064	0,50	0,28	—	—	—	—	117,5	9,8	0,40	14,6	50,2	5,6	334	262	72	292	42	—	6,6
155	Soła (w Żywcu)		27.IV.52	PZH	12	30	60	30	0,020	0,50	0,36	—	—	—	—	37,5	4,6	0,05	13,1	28,8	4,6	116	95	21	—	—	—	—
156	Sufraganiec (w Niewachlowie)		24.I.51	PZH	30	65	79	14	0,008	0,30	0,04	—	—	—	—	—	—	0,20	7,3	—	5,2	—	—	—	—	—	—	—
157	Strumień (Orzelec Duży)		16.XII.52	PZH	42	765	941	176	0,005	0,10	0,20	—	—	—	—	—	—	0,20	802,5	—	15,8	—	—	—	—	—	—	—
158	Szreniawa (Korzyce)		2.II.53	PZH	10	310	334	24	0,002	1,00	0,02	—	—	—	—	—	—	0,10	12,8	—	2,3	—	—	—	—	—	—	—
159	Szklarka (pow. pstrągarni w Dubiu)		16.VIII.52	PZH	5	165	200	35	0,018	4,00	0,15	0,895	—	—	—	187,5	2,2	0,25	9,9	15,2	0,9	219	202	17	—	—	—	1,0
160	Sama (Olbrzycko)	Warty	5.IX.52	PZH	28	286	325	39	0,003	5,00	ślad	1,26	—	—	—	—	—	0,30	35	—	15	437	374	63	433	4	86	5,3
161	Słupia (w Słupsku)	Bałtyku	12.I.51	PZH	40	160	255	95	0,1	0,10	0,06	0,97	—	—	—	—	—	0,30	18	25	8	235	130	105	—	—	—	—
162	Stnolnica (Miastko)	Bałtyku	21.X.52	PZH	30	135	150	15	0,010	—	0,08	—	—	—	—	—	—	0,30	10	—	6	—	—	—	—	—	—	—
163	Syrynka (ujście)	Odry	IX.48	MNS	15	106	306	200	0	0	—	—	—	—	—	—	—	0	53	268	20	899	—	—	—	—	—	—
164	Stradunia (ujście)	Odry	VII.48	MNS	25	204	233	29	0	0	—	—	—	—	—	—	—	0,20	19	36	56	322	—	—	—	—	—	—
165	Stobrawa (ujście)	Odry	VII.49	Stang.	130	70	180	110	0,004	0,55	0,32	—	—	0,06	—	—	—	0,80	28	—	17	188	108	80	—	—	69	5,6
166	Ślęza Duża (Wrocław)	Odry	VII.49	Stang.	25	120	220	100	0,005	0,15	0,48	—	—	0,34	—	—	—	1,20	46	—	9	448	244	204	—	—	79	1,6
167	Ślęza Mała (ujście)	Ślęzy D.	VII.49	Stang.	15	142	220	78	0,001	0,15	0,14	—	—	0,28	—	—	—	0,28	48	—	7	293	216	77	—	—	73	0,8
168	Stradomka (ujście)	Warty	18.X.51	ZBWK	16	70	104	34	—	—	0,0	2,0	—	—	—	—	—	0,60	6	15	3	120	74	46	1148	5,2	71	4,5
169	Strzegomka (Ujście)	Bystrz. Doln.	VII.49	Stang.	czarna	240	613	373	0,250	2,00	6,25	—	—	—	—	—	—	0,40	127	799	27	3135	2335	800	—	—	46	2,8

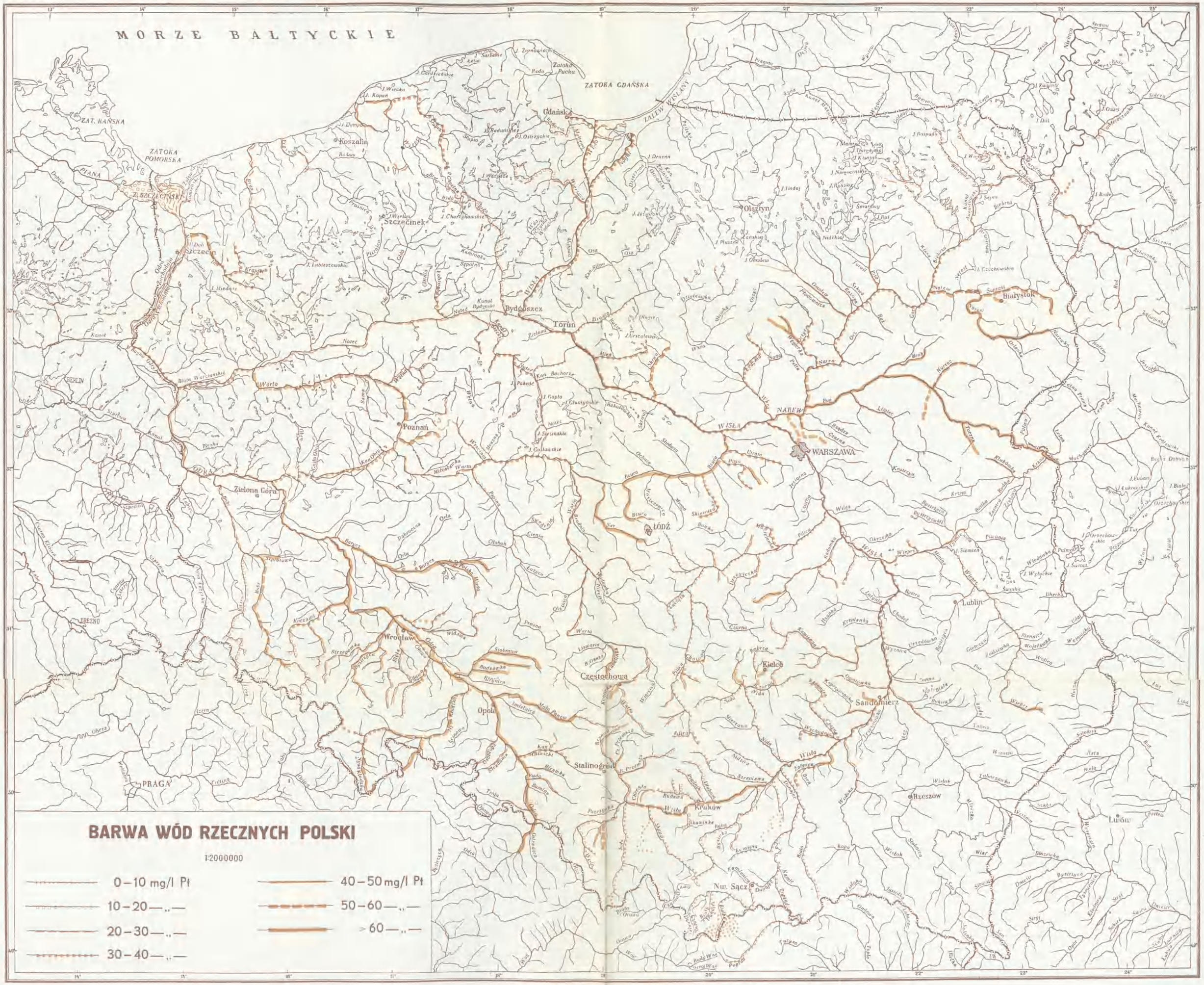
http://rcin.org.pl

Nr No.	Rzeka (stanowisko) River (point)	Dopływ Affluent	Data Date	Badacz Investigator	Barwa Colour Pt	Twardość Hardness $CaCO_3$			Azot mineralny Mineral nitrogen			N. org.	Fosfor całk. Total Phosphorus PO_4	Fosforany Phosphates PO_4	Potas Kalium K	Wapń Calcium $CaCO_3$	Magnez Magnesium Mg	Żelazo Iron Fe	Chlorki Chlorides Cl	Siarczany Sulphates SO_4	Utlenialność Oxydability O_2	Sucha pozost. Total residue	Pozostałość po praż. Total fixed residue	Ciała lotne Loss on ignition	Sucha pozost. sącz. Total residue filtered	Zawiesiny Suspensions	% O_2	BZT_5 BOD_5 20°C
						węglanowa carbonic	całkowita total	niewęglanowa non. carbonic	N/NO_2	N/NO_3	N/NH_3																	
170	Szczawno-Zdrój-potok		VII.49	Stang.	ciemna	455	284	—	0,01	0,25	40,0	—	—	42,5	—	—	—	0,60	149	50	12	900	455	455	—	—	8,3	—
171	Sieczka (ujście)	Baryczy	VII.49	Stang.	65	140	240	100	0,004	0,04	0,34	—	—	0,08	—	—	—	0,30	20	—	10	246	146	100	—	—	109	3,6
172	Szprotawa (Szprotawka)	Bobru	VII.49	Stang.	130	173	250	77	0,004	0,75	0,44	—	—	0,04	—	—	—	1,20	23	—	33	328	202	126	—	—	39	2,2
173	Swinka (Sobieszyn)	Wieprza	VII.41	Stang.	35	170	155	0	0,030	0,15	0,03	1,19	0,84	0,27	—	—	—	2,00	5	12	9	240	210	30	—	—	—	—
174	Supraśl (ujście)	Narwi	21.III.39	Stang.	30	174	199	25	0,04	0,20	0,11	0,95	0,67	0,19	—	—	—	0,60	8	7	9	236	216	20	—	—	74	—
175	Starobociański potok Tatry		5.I.51	Stang.	10	30	35	5	0,000	0,07	0,00	—	—	ślad	—	—	—	0,00	4	—	3	40	30	10	—	—	—	—
176	Silnica (w. Kielc)		7.VIII.42	Stang.	12	180	313	133	0,005	0,05	0,20	0,23	0,30	0,09	—	—	—	0,80	69	93	5	593	508	85	570	23	—	—
177	Szewnianka (ujście) Ostrowiec	Kamiennej	23.VIII.42	Stang.	15	165	151	0	0,005	0,20	0,60	0,37	0,50	0,33	—	—	—	0,00	12	25	10	324	290	34	268	56	—	—
178	Swisłocz (ujście)	Niemna	3.VII.39	Stang.	22	210	224	14	0,005	0,10	0,04	0,50	0,80	0,32	—	—	—	ślad	2	9	7	295	261	34	271	24	84	—
179	Skawa (pow. Wadowic)	Wisły	1.VII.52	PZH	7	55	90	35	0,004	0,40	0,00	—	—	—	—	65	5,6	0,05	7	25	2	274	174	100	214	60	—	—
180	Słomianka	Pilicy		C	25	150	180	30	0,015	0,12	0,16	0,80	—	0,15	—	—	—	0,20	4	9	4	740	226	514	726	14	100	2,4
181	Syzdrój (wypł. z jez. k. m. Pupy, Mazury)		23.VII.52	Stang.	20	120	140	20	0,002	0,05	0,16	1,52	0,32	0,08	3,1	91	5,9	0,10	8	13	9	156	110	46	138	18	—	—
182	Tajno (wypł. z jez.)		23.VII.52	Stang.	25	160	190	30	0,036	0,08	0,24	1,64	0,24	ślad	3,1	125	6,1	0,14	10	22	16	225	162	63	216	9	—	—
183	Tyśmienica (ujście)	Wieprza	23.VII.52	Stang.	45	170	200	30	0,008	0,10	0,16	0,98	0,48	0,38	3,4	156	4,9	0,10	8	18	11	274	169	105	222	52	—	—
184	Tomaszowy potok (Tatry)		4.I.50	Stang.	5	60	60	—	0,000	0,03	0,00	—	—	0,04	—	—	—	0,00	3	—	3	86	74	12	—	—	—	—
185	Toczna		1.VIII.48	PZH	65	400	260	—	n. w.	0,10	0,04	—	—	—	—	—	—	0,20	7,7	9,0	10,6	364	302	62	—	—	—	—
186	Trzebośnica		18.I.51	PZH	32	90	120	30	0,010	0,40	0,02	0,35	—	0,15	—	—	—	0,60	7,7	26	4,8	165	157	—	—	—	88,3	1,4
187	Utrata		7.I.53	PZH	35	150	240	90	0,012	1,50	0,21	1,43	—	0,50	—	—	—	1,00	17,7	40	6,7	356	320	36	346	10	81,4	1,2
188	Uniejówka	Pilicy		PZH	32	270	325	55	0,004	0,15	0,08	0,75	—	0,25	—	—	—	0,40	6	16	6	753	495	258	692	61	91	2,8
189	Uszwica (pow. ścieków Okocim)		18.IX.51	PZH	10	215	—	—	0,000	0,00	0,06	1,94	—	—	—	—	—	—	17,4	—	60,0	328	277	51	314	14	—	—
190	Węglanka na skrzyż. z autostradą)		17.IX.52	PZH	50	155	135	—	0,001	0,40	0,13	0,62	—	—	—	—	—	0,60	5,8	25	7,2	219	190	29	—	—	—	—
191	Wierna (ujście)	Nidy	20.IX.51	PZH	70	157,5	236	78,5	0,00	0,30	0,10	0,20	—	—	—	—	—	0,30	5,8	11,5	3,4	194	173	21	—	—	99	1,5
192	Wschodnia (Strzelce)		27.XII.51	PZH	40	240	241	1	0,003	0,80	0,08	—	—	—	—	—	—	0,50	8,8	—	4,9	—	—	—	—	—	—	—
193	Węgierka		8.III.48	PZH	90	100	95	—	0,020	0,50	2,00	—	—	—	—	—	—	n. w.	9,7	20	12,1	231	195	36	—	—	—	—
194	Wilga		3.VI.49	PZH	28	220	280	60	0,003	0,20	0,16	—	—	—	—	—	—	0,90	9,7	—	6,7	—	—	—	—	—	—	—
195	Wisłoka		30.X.51	PZH	30	180	170	—	0,005	0,06	0,04	0,09	—	0,08	—	—	—	0,60	9,7	33,3	2,2	264	248	16	261	3	115,6	2,3
196	Wkra		31.VII.53	PZH	28	200	175	—	0,002	0,10	0,04	—	—	—	—	—	—	0,10	8,7	—	5,2	—	—	—	—	—	81,6	0,7
197	Wla		2.IX.49	PZH	47	150	45	—	0,018	0,20	0,04	0,72	—	0,20	—	—	—	0,40	5,7	10	9,4	212	170	42	—	—	91,2	1,2
198	Wierzyca (Gniew)	Wisły	27.II.53	PZH	45	135	150	15	0,010	0,75	1,30	9,60	—	—	—	—	—	0,08	7	27	30	243	213	30	223	22	90	1,8
199	Warta (Gorzów)	Odry	23.VII.52	Stang.	35	160	210	50	0,000	0,20	0,10	1,65	0,640	0,07	6,1	165	5,3	0,34	40	36	12	277	214	63	215	62	—	—
200	Wieprz-Darłowo Pom. Zach.		28.III.50	PZH	50	120	185	65	n. w.	n. w.	0,16	—	—	—	—	—	—	n. w.	12	—	6	—	—	—	—	—	—	28
201	Waldpusz (wypł. z jez. k. m. Szczytno-Mazury)		23.VII.52	Stang.	25	170	190	20	ślad	0,10	0,08	2,02	0,28	0,1	2,5	124	4,9	0,12	8	18	10	239	191	48	216	23	—	—
202	Wieprz (ujście)	Wisły	23.VII.52	Stang.	30	230	250	20	0,150	0,60	0,10	1,64	0,7	0,46	5,7	202	5,3	0,10	10	21	13	321	204	117	306	15	—	—
203	Widawa (ujście)	Odry	VII.49	Stang.	28	200	254	54	0,004	0,13	0,28	—	—	0,06	—	—	—	0,42	31	—	9	284	152	132	—	—	76	3,5
204	Wisła (Puławy)	Bałtyku	25.VII.49	Stang.	35	150	200	50	0,018	0,12	0,08	1,15	0,280	0,06	4,9	154	5,3	0,20	48	44	18	356	234	122	302	54	—	—
205	Wolbórka (Ujście)	Pilicy	IX.41	Stang.	10	140	157	17	0,002	0,02	0,02	3,20	0,28	0,12	—	—	—	0,60	5	138	9	430	410	20	—	—	—	—
206	Złoty Potok-Drzymałów	Bystrzycy Doln.	VII.49	Stang.	10	155	130	—	0,037	1,50	0,40	4,00	—	2,50	—	—	—	0,20	32	40	9	315	165	150	—	—	78	1,2
207	Zagożdżonka (w m. Pionki)		24.IX.42	Stang.	35	155	108	—	0,28	1,25			1,14	0,10	—	—	—	3,00	3	12	14	240	210	30	230	10	—	—
208	Zwlecza		VII.52	PZH	50	160	240	80	0,005	0,15	0,04	0,50	—	0,15	—	—	—	0,50	3,7	8	6	723	254	469	711	12	115,2	2,8
209	Zeglina		8.X.52	PZH	50	205	265	60	0,015	0,15	0,04	0,56	—	0,32	—	—	—	2,00	11,4	n. w.	6,3	323	310	13	298	25	78,9	2,6

http://rcin.org.pl

Pol. Arch. Hydrobiol. IV (17) M. Stangenberg skład chemiczny wód rzecznych Polski

Pol. Arch. Hydrobiol. IV (17) M. Stangenberg skład chemiczny wód rzecznych Polski



Pol. Arch. Hydrobiol. IV (17) M. Stangenberg skład chemiczny wód rzecznych Polski

MORZE BALTYCKIE

ZAT. PUCKA

ZATOKA GDAŃSKA

ZALEW WIŚLANY

ZAT. BAŃSKA

ZATOKA POMORSKA

PIANA

Gdańsk

Koszalin

Szczecinek

Szczecin

Bydgoszcz

Toruń

Olsztyn

Białystok

Poznań

Zielona Góra

Wrocław

Opole

Częstochowa

Kielce

Sandomierz

Stalinogród

Kraków

Nw. Sącz

Rzeszów

Lublin

Łódź

WARSZAWA

BERLIN

PRAGA

DRESNO

WISŁA

ODRA

NAREW

Warta

Notec

Kanał Bydgoski

Kanał Augustowski

Kanał Mazurski

Kanał Elbląski

Kanał Ostródzko-Elbląski

Kanał Gliwicki

Kanał Obrzański

Kanał Bachorze

Kanał Ślesiński

Kanał Gąsawski

Kanał Piaski

Kanał Żerański

Kanał Żoliborski

Kanał Łączański

Kanał Wawerski

Kanał Zeranski

Kanał Jeziorański

Kanał Żuławski

Kanał Wisła-Bug

Kanał Wisła-Narew

Kanał Wisła-Vistula

Kanał Wisła-Nogat

Kanał Wisła-Szkarpawa

Kanał Wisła-Martwa Wisła

Kanał Wisła-Przekop

Kanał Wisła-Leniwka

Kanał Wisła-Siedlce

Kanał Wisła-Kozienice

Kanał Wisła-Zawichost

Kanał Wisła-Sandomierz

Kanał Wisła-Kraków

Kanał Wisła-Skawinka

Kanał Wisła-Soła

Kanał Wisła-Przemsza

Kanał Wisła-Pilica

Kanał Wisła-Radom

Kanał Wisła-Kielce

Kanał Wisła-Częstochowa

Kanał Wisła-Wrocław

Kanał Wisła-Opole

Kanał Wisła-Gliwice

Kanał Wisła-Katowice

Kanał Wisła-Sosnowiec

Kanał Wisła-Dąbrowa

Kanał Wisła-Zawiercie

Kanał Wisła-Olkusz

Kanał Wisła-Tarnów

Kanał Wisła-Rzeszów

Kanał Wisła-Lublin

Kanał Wisła-Łódź

Kanał Wisła-Poznań

Kanał Wisła-Gdańsk

Kanał Wisła-Elbląg

Kanał Wisła-Olsztyn

Kanał Wisła-Białystok

Kanał Wisła-Suwałki

Kanał Wisła-Ełk

Kanał Wisła-Mrągowo

Kanał Wisła-Giżycko

Kanał Wisła-Węgorzewo

Kanał Wisła-Ełk

Kanał Wisła-Mrągowo

Kanał Wisła-Giżycko

Kanał Wisła-Węgorzewo

ZAWARTOŚĆ SIARCZANÓW W WODACH RZECZNYCH POLSKI

0 – 20 mg/l SO_4

20 – 40 —„—

40 – 60 mg/l SO_4

> 60 —„—

1:2 000 000

Pol. Arch. Hydrobiol. IV (17) M. Stangenberg skład chemiczny wód rzecznych Polski

MORZE BAŁTYCKIE
ZATOKA GDAŃSKA
ZAT. RAŃSKA
ZATOKA POMORSKA
ZALEW WIŚLANY
Gdańsk
Koszalin
Szczecinek
Z. SZCZECIŃSKI
Szczecin
Bydgoszcz
Toruń
Olsztyn
Białystok
Poznań
WARSZAWA
ŁÓDŹ
Zielona Góra
Wrocław
Częstochowa
Opole
Stalinogród
Kielce
Sandomierz
Lublin
Rzeszów
Kraków
Nw.Sącz
Lwów
BERLIN
DRESNO
PRAGA
WISŁA
NAREW
BUG
WARTA
ODRA
PIANA
BIOCHEMICZNE ZAPOTRZEBOWANIE
TLENU WÓD RZECZNYCH POLSKI
Pięciodniowe (20°C)
< 2 mg/l O2
2 – 4 „ —
4 – 6 mg/l O2
> 6 „ —
1:2 000 000

ZAWARTOŚĆ CHLORKÓW W WODACH RZEK POLSKI

1:2 000 000

0 – 10 mg/l Cl	40 – 50 mg/l Cl
10 – 20 „	50 – 60 „
20 – 30 „	60 – 100 „
30 – 40 „	>100 „

Pol. Arch. Hydrobiol. IV (17) M. Stangenberg skład chemiczny wód rzecznych Polski

MORZE BAŁTYCKIE
ZATOKA GDAŃSKA
ZATOKA PUCKA
ZAT. HANSKA
ZATOKA POMORSKA
ZALEW WIŚLANY
Gdańsk
Koszalin
Szczecinek
Szczecin
Olsztyn
Białystok
Bydgoszcz
Toruń
Poznań
Zielona Góra
Wrocław
Opole
Częstochowa
Stalinogród
Kraków
Nw. Sącz
Rzeszów
Lwów
Łódź
WARSZAWA
Kielce
Sandomierz
Lublin
Włocławek
BERLIN
PRAGA
DRESDEN
WISŁA
NAREW
ODRA
Bug
Narew
Wisła
Warta
Notec
Prosna
Pilica
Bzura
Wieprz
Bystrzyca
Dniestr
Prut
Dunajec
Poprad
Wisłok
Wisłoka
Wisłoka
Wisłoka

F. Pliszka
Znaczenie organizmów wodnych jako pokarmu ryb w świetle polskich badań 429
M. Gieysztor
Charakterystyka bieżącego dorobku hydrobiologii polskiej na tle powojennego dziesięciolecia 459

Adres Redakcji: Warszawa, ul. Pasteura 3.

W sprawach prenumeraty i nabywania poszczególnych tomów Polskiego Archiwum Hydrobiologii należy się zwracać do „Ośrodka rozpowszechniania wydawnictw PAN" Warszawa, Pałac Kultury i Nauki.

http://rcin.org.pl

Cena zł 105,—

http://rcin.org.pl