

ANNALES
UNIVERSITATIS MARIAE CURIE-SKŁODOWSKA
LUBLIN—POLONIA

VOL. XLI, 8

SECTIO C

1986

Institut Biologicznych Podstaw Produkcji Zwierzęcej Akademii Rolniczej w Lublinie
Zakład Zoologii i Hydrobiologii

Stanisław RADWAN, Czesław KOWALCZYK,
Włodzimierz ZWOLSKI, Ryszard KORNIJÓW,
Witold KOWALIK, Andrzej PALEOLOG,
Barbara STĘPIEŃ

**Wpływ kanału Wieprz-Krzna na eutrofizację wód Jeziora Krasnego *
na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim**

Влияние канала Вепрш-Кшна на эвтрофикацию озера Красне
на Ленчиньско-Влодавском приозерье

The Influence of Wieprz-Krzna Canal on Eutrophication of Krasne Lake Waters
in the Łęczna-Włodawa Lake District

WSTĘP

Jezioro Krasne to jeden z najciekawszych pod względem limnologicznym i rekreacyjnym zbiorników Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Od 10 lat jest ono zasilane wodami rzecznyymi, doprowadzanymi poprzez kanał Wieprz-Krzna. Wody te są bardzo zanieczyszczone ściekami przemysłu rolno-spożywczego oraz wzbogacane solami mineralnymi spływającymi z przylegających do kanału pól uprawnych.

Podjęte badania mają na celu określenie zmian zachodzących w składzie chemicznym i biotycznym wód Jeziora Krasnego pod wpływem żywnych, a niekiedy zanieczyszczonych wód rzecznych. Szczegółowej analizie poddano chemizm wody oraz dwie grupy organizmów zwierzęcych: zooplankton i zoobentos, traktując je jako wskaźniki zmian zachodzących w biocenozie jeziornej. Analizę ekologiczną przeprowadzono na podstawie

* Wyniki badań wykorzystano do opracowania opinii: „O wpływie kanału Wieprz-Krzna na czystość wód Jeziora Krasnego”, wykonanej na zlecenie Wojewódzkiego Zarządu PGRyb. w Lublinie.

wyników zebranych przed włączeniem Jeziora Krasnego do systemu wodnego kanału Wieprz-Krzna oraz po kilkuletnim okresie oddziaływania wód rzecznych na to jezioro.

MATERIAŁ I METODA BADAŃ

Podstawę stanowią materiały zebrane we wrześniu 1955 r. i 1967 r. oraz w maju i wrześniu 1984 r. W dwu pierwszych latach próby wody do analiz chemicznych i biologicznych pobierano tylko z śródziejorza, z głębokości 0,5, 20,0 i 28,0 m. Natomiast w r. 1984 próby te pobierano na 3 stanowiskach: w litoralu (1,0 m), na głęboczkach (1,0 m i 28,0 m) oraz na stanowisku pośrednim (1,0 i 17,0 m). Na każdym z tych stanowisk zbierano także materiały bentosowe. Ponadto pobierano próby w kanale doprowadzającym wodę rzeczna do jeziora i w kanale odprowadzającym z niego wodę do niżej położonych stawów rybnych.

Przy połowach zooplanktonu posługiwano się aparatem Bernatowicza, przy polowie zoobentosu — aparatem rurowym, chwytaczem dna Ekmana oraz dragą.

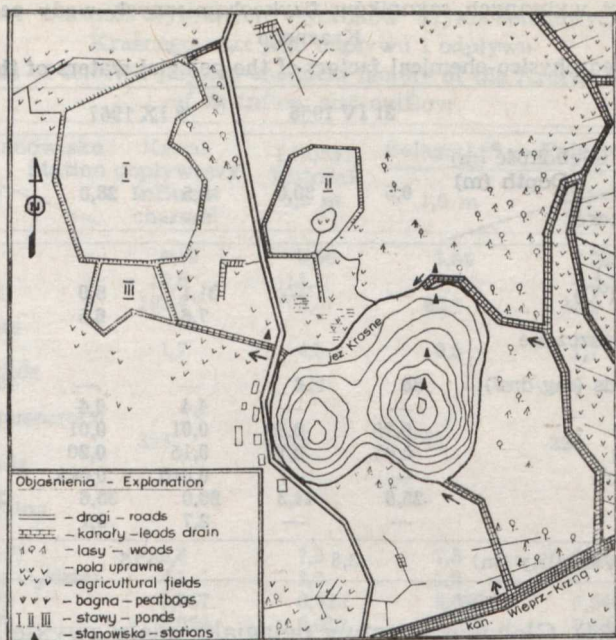
CHARAKTERYSTYKA FIZJOGRAFICZNA

Powierzchnia Jeziora Krasnego wynosi 75,9 ha. Misa jeziorna ma kształt ósemkowaty, wydłużony w kierunku równoleżnikowym. Składa się z dwu kociołkowatych lejów, z których powierzchniowo większy, wschodni, ma głębokość 33 m, zaś mniejszy, zachodni, 23 m. Leje te rozdziela biegnące południkowo podwodne „siodełko” (ryc. 1). Nachylenie stoków w obydwu lejach, szczególnie od południa, jest stosunkowo strome, gdyż średnia jego wartość wynosi prawie 5° (2, 14).

Jezioro niemal całkowicie otoczone jest piaszczystą plażą, jedynie brzeg północny porośnięty jest szerokim, 10—12 m, pasem oczeretów, w których przeważają: trzcina, pałka i sitowie. Głębsze warstwy strefy przybrzeżnej zbiornika pokrywają rozległe łąki podwodne, złożone głównie z wywłócznika, rogatka i moczarki. Zalegają one dno poniżej pasa oczeretów, do głębokości ok. 4 m.

Pobrzeże otaczają słabo urodzajne, piaszczyste gleby. Od wschodu porośnięte jest ono lasem sosnowym, na którego skraju wybudowano ośrodek rekreacyjno-wypoczynkowy. Od północnego wschodu i od południa do jeziora przylegają pola uprawne i pastwiska, zaś na terasie zachodniej rozciągają się zabudowania wsi Krasne.

Sieć wodną tworzą: od południa — kanał Wieprz-Krzna z dwoma kanałami doprowadzającymi wodę do jeziora: jednym — od północy, zaopatrzone w śluzę, drugim zaś — od południa, pozbawionym śluzy; od zachodu — kanał posiadający także śluzę i grawitacyjnie zasilający w wodę kompleks stawów rybnych zwanych „Moraczyńskimi”, o powierzchni ok.



Ryc. 1. Szkic sytuacyjny i batymetria Jeziora Krasnego
A situation sketch and bathymetry of the Krasne Lake

80 ha (ryc. 1). W jeziorze tym, jako zbiorniku przepływowym, wymiana wody w systemie kanał Wieprz-Krzna—Jezioro Krasne—stawy „Moraczynskie” jest sztucznie regulowana i uzależniona od potrzeb gospodarki rybackiej.

CHARAKTERYSTYKA HYDROCHEMICZNA

W Jeziorze Krasnym wykształciła się stratyfikacja termiczna i tlenowa, charakterystyczna dla jezior dimiktycznych. W okresie stagnacji letniej we wrześniu 1967 r. temperatura wody na powierzchni wynosiła 21,0°C, a na głębokości 28 m — 8,0°C. Podobny układ temperatur wytworzył się we wrześniu 1984 r. — na tych samych głębokościach temperatura wynosiła 17,0 i 7,5°C.

Natlenienie powierzchniowych warstw wody w tym okresie wynosiło 8,1 mg/dm³, tj. 83,2% nasycenia wody i było znacznie wyższe niż w r. 1967, w którym stwierdzono tylko 4,4 mg/dm³ (49% nasycenia). Strefa profundalu w obu przypadkach była praktycznie beztlenowa, gdyż w r. 1967 stwierdzono jedynie śladowe ilości tlenu — 0,4 mg/dm³, natomiast w r. 1984 nie było go w ogóle (tab. 1).

Odczyn wody (tab. 1, 2) zmieniał się od obojętnego (r. 1955) do alka-

Tab. 1. Wartości wybranych czynników fizykochemicznych wody pelagialu Jeziora Krasnego

Values of selected physico-chemical factors of the pelagial waters of the Krasne Lake

Data — Date	21 IV 1955		8 IX 1967		2 IX 1984	
Czynnik — Factor	Głębokość (m) Depth (m)		Głębokość (m) Depth (m)		Głębokość (m) Depth (m)	
	0,5	20,0	0,5	28,0	0,5	28,0
Temperatura (°C) Temperature (°C)	—	—	21,1	8,0	17,0	7,5
pH	—	—	7,6	6,5	8,8	7,6
Substancje rozpuszczone (mg/dm ³) Dissolved solids (mg/dm ³)	56	118	—	—	155	218
O ₂ (mg/dm ³)	—	—	4,4	0,4	8,1	0
NO ₃ (mg N/dm ³)	0,20	0,30	0,01	0,01	0,07	0,07
NH ₄ (mg N/dm ³)	0,08	0,18	0,15	0,20	0	0,67
PO ₄ (mg PO ₄ /dm ³)	—	—	0,015	0,005	0	0,511
Ca (mg/dm ³)	25,6	44,3	26,0	35,6	28,8	47,0
K (mg/dm ³)	—	—	2,7	3,1	—	—
Widzialność — Visibility (m)	3,8		5,16		2,5	

licznego (r. 1984). Głębokie warstwy pelagialu miały zwykle niższe pH od warstw powierzchniowych, a także od wód płynących (dopływ i odpływ).

Utlenialność ogólna w r. 1984 utrzymywała się na poziomie średnim. Najniższa była w dopływie i wynosiła średnio 5,6 mg/dm³, natomiast na pozostałych stanowiskach wartości utlenialności były bardzo zbliżone i zamykały się w granicach 7,2—7,8 mg O₂/dm³. BZT₅ w tym czasie utrzymywało się na poziomie 2,0—3,2 mg O₂/dm³ w dopływie, litoralu i odpływie. W pelagialu przy powierzchni wartość BZT₅ była niższa — średnio 1,9 mg O₂/dm³. W r. 1955 w powierzchniowych warstwach pelagialu BZT₅ było znacznie wyższe i wynosiło 4,6 mg O₂/dm³, co miało prawdopodobnie związek z występującym w tym czasie „zakwittem wody”.

Przezroczystość wody, mierzona krążkiem Secchiego, zmniejszyła się w ciągu omawianego okresu: w r. 1955 nawet podczas „zakwitwu wody” wynosiła 3,8 m, w r. 1967 — 5,1 m, we wrześniu 1984 r. — 2,5 m, natomiast w maju tegoż roku tylko 1,7 m.

Woda dopływająca kanałem wnosi do jeziora znaczne ilości rozpuszczonych związków — średnio 353 mg/dm³, natomiast w odpływie jest ich prawie dwukrotnie mniej — 182 mg/dm³. Wnoszone związki są częściowo włączane do obiegu w ekosystemie jeziora, częściowo zaś kumulowane w głębszych warstwach wody. Najbardziej widać to w przypadku wapnia (81 w dopływie, 50 w profundalu i 35 mg/dm³ w odpływie), fosforanów (analogicznie 0,487, 0,217 i 0,025 mg PO₄/dm³) oraz azotanów (0,347 w dopływie i 0,023 mg N/dm³ w odpływie). W strefie przydennej pelagialu, w której występuje wyraźny deficyt tlenowy, dominuje amonowa forma

Tab. 2. Średnie * wartości wybranych czynników fizykochemicznych wody Jeziora Krasnego oraz jego dopływu i odpływu

Average * values of selected physico-chemical factors of the Krasne Lake water, and of its inflow and outflow

Czynnik Factor	Stanowisko Station	Kanał dopływowy Influent channel	Litoral Littoral 1,0 m	Pelagial ** — Pelagic **		Kanał odpływowy Effluent channel
				1,0 m	17,0— —28,0 m	
pH		8,19	8,56	8,54	7,90	8,72
O ₂ (mg/dm ³)		10,6	11,1	9,7	4,4	11,1
O ₂ (%)		103,4	103,5	90,8	35,9	107,6
Zawiesina ogólna (mg/dm ³)		1,7	4,3	0,5	1,7	4,8
Suspended solids (mg/dm ³)						
Substancje rozpuszczone (mg/dm ³)		353	355	187	220	182
Dissolved solids (mg/dm ³)						
Utlenialność ogólna (mg O ₂ /dm ³)						
COD (mg O ₂ /dm ³)		5,6	7,5	7,8	7,2	7,8
BZT ₅ -BOD ₅ (mg O ₂ /dm ³)		3,1	2,9	1,9	—	3,2
NO ₃ (mg N/dm ³)		0,347	0,023	0,035	0,040	0,023
NH ₄ (mg N/dm ³)		0,024	0,012	0,015	0,326	0,024
PO ₄ (mg PO ₄ /dm ³)		0,487	0,029	0,015	0,217	0,025
Ca (mg/dm ³)		80,8	36,8	38,3	50,3	35,3
Mg (mg/dm ³)		10,9	7,9	8,1	8,0	7,9
Na (mg/dm ³)		7,4	5,7	—	6,4	—

* Uśredniono wyniki z maja i września 1984 r.

** Uśredniono wyniki z warstwy powierzchniowej 2 stanowisk pelagialu (głębokość 1 m) oraz warstwy przydennej tych stanowisk (głębokość 17—28 m).

* Average results in — May and September 1984.

** Average results at surface (1.0 m) and bottom (17.0 and 28.0 m) layers from two pelagic stations.

azotu — średnio 0,326 mg N/dm³. Ponieważ ilość amoniaku w dopływie jest równa jego ilości w odpływie i wynosi średnio 0,024 mg N/dm³, można przypuszczać, że wzbogacanie profundalu w amoniak zachodzi na drodze zarówno mineralizacji obumarłych cząstek materii organicznej, jak i redukcji azotanów w strefie beztlenowej. Zawartość amoniaku w głębokim pelagialu wzrosła od 0,18 do 0,67 mg N/dm³ w okresie od r. 1955 do r. 1984, natomiast w powierzchniowych warstwach wody ulegała niewielkim wahaniom (tab. 1).

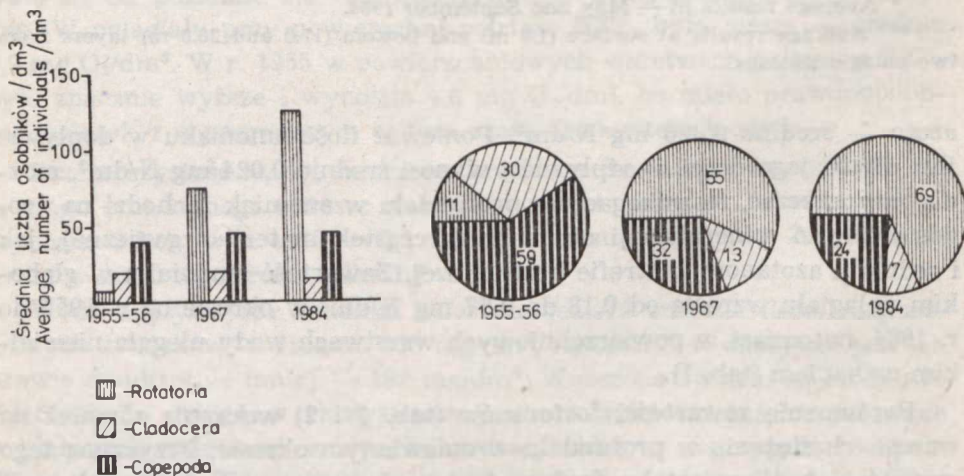
Porównanie zawartości fosforanów (tab. 1 i 2) wskazuje również na wzrost ich stężenia w profundalu w omawianym okresie. Przyczyną tego może być zarówno stały dopływ fosforu kanałem, jak też uwalnianie fosforu z osadów dennych w okresach deficytów tlenowych. Stosunkowo niski poziom związków azotu i fosforu w litoralu powodowany jest wyczerpywaniem tych składników w procesie produkcji pierwotnej.

CHARAKTERYSTYKA ZOOCENOTYCZNA

Zooplankton

W wyniku wieloletnich badań zooplanktonu Jeziora Krasnego wykazano w nim obecność 37 gatunków wrotków (*Rotatoria*), 37 gatunków wioślarek (*Cladocera*) i 12 gatunków widłonogów (*Copepoda*). W pelagialu wraz z upływem czasu malała liczba gatunków wrotków przy jednocześnie wzroście ich średniej liczebności z 7 osobn./dm³ w r. 1956 do 130 osobn./dm³ w r. 1984 (ryc. 2). Tego typu zmiany w strukturze ilościowej *Rotatoria* są ściśle związane ze zmianą trofii zbiornika. Status troficzny wód Jeziora Krasnego zależy w dużym zakresie od stopnia żyzności i czystości zasilających to jezioro dopływów. Wnoszony bowiem przez dopływy (połączenie z kanałem Wieprz-Krzna) ładunek biogenów przyspiesza jego eutrofizację. Na podstawie badań zespołów i liczebności całego zooplanktonu pelagicznego również można wnioskować o kierunku zmian i o trofii jeziora. Znane są bowiem gatunki będące wskaźnikami niskiej i wysokiej trofii wód (7, 9, 11). W miarę wzrostu trofii Jeziora Krasnego, w składzie ilościowym trzech badanych grup zooplanktonu wzrastał udział procentowy wrotków od 11% w r. 1956 do 69% w r. 1984, przy wyraźnym spadku liczebności wioślarek i widłonogów (ryc. 2).

Jednocześnie ze zmianą struktury liczebnościowej zooplanktonu w czasie nastąpiła zmiana wskaźników trofii. W latach pięćdziesiątych wy-



Ryc. 2. Średnia liczebność i udział procentowy *Rotatoria*, *Cladocera* i *Copepoda* w zooplanktonie pelagialu Jeziora Krasnego w różnych latach
Average number and per cent share of *Rotatoria*, *Cladocera* and *Copepoda* in pelagial zooplankton of the Krasne Lake in different years

stępowały gatunki charakterystyczne dla niskiej trofii — *Conochilus unicornis* Roussellet, *Gastropus stylifer* Imhof i *Chromogaster ovalis* (Bergendal). Po r. 1967 wrotków tych nie było w próbach planktonowych. Natomiast inny gatunek, *Keratella hiemalis* Carl., również preferujący wody o wyraźnie niskiej trofii, licznie występujący w latach 1955—1967 w strefie przybrzeżnej — w r. 1984 pojawił się tylko w strefie śródziężnej.

Zespół ten zastąpiony został przez wskaźniki eutrofii: *Brachionus angularis* Gosse, *Keratella cochlearis tecta* Gosse oraz *Pompholyx sulcata* Hudson, występujące także dość licznie we wszystkich bardzo żyznych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, jak: Ściegienne, Zienkowskie, Miejskie, Gumienko i inne (11).

W strefie przybrzeżnej jeziora stwierdzono również kilka gatunków widłonogów charakterystycznych dla wód silnie eutroficznych: *Acanthocyclops vernalis* (Fisch.), *A. viridis* (Jur.) i *A. bicuspidatus* (Claus).

Przejsicie widłonogów i wioślarek z dominacji w latach poprzednich do grup recesywnych oraz wyraźny wzrost liczebności niektórych gatunków, szczególnie preferujących wody bogate w biogeny, świadczy niewątpliwie o wzroście stopnia żyzności wód (5, 8, 9, 11).

Zoobentos

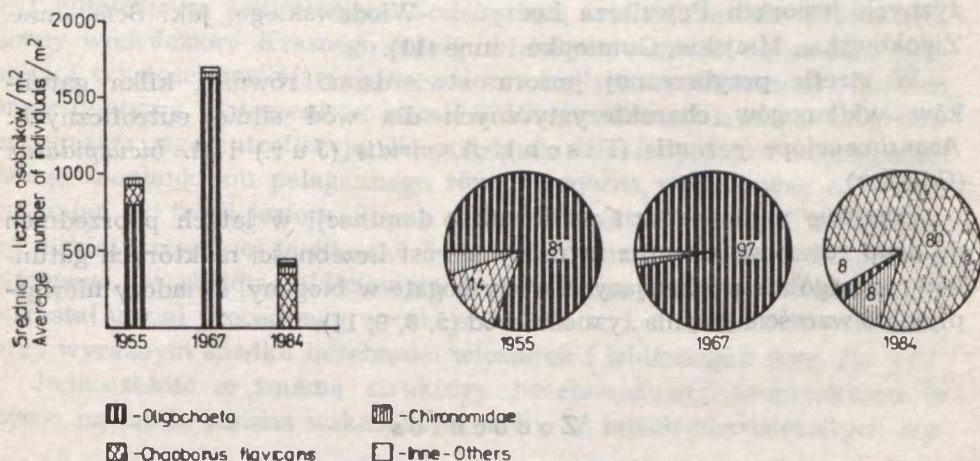
W ciągu 30 ostatnich lat zaszły także wyraźne zmiany w jakościowym i ilościowym składzie fauny dennej.

Nastąpiła eliminacja gatunków typowych dla wód oligo- i mezotroficznych. Spośród wodopójek w r. 1984 nie wystąpiły: *Hygrobates nigromaculatus* Leb. i *Frontipoda musculus* (Müll.), spotykane jeszcze w latach 1967—1969. Z ochotkowatych nie łowiono: *Microcricotopus bicolor* (Zett.) i *Chironomus f.l. anthracinus* Zett., gatunków spotykanych w latach 1955—1956, oraz *Pseudochironomus ex gr. prasinatus* (Stae g.), formy typowej dla jezior podlegających procesom dystrofizacji, stwierdzonej w dość dużej liczebności jeszcze w r. 1967.

Znacznie zmniejszyła się liczebność wodopójek charakterystycznych dla wód mało żyznych: *Hydrochoreutes krameri* Piers. i *Unionicola crassipes* (Müll.), a wzrosła liczebność gatunków fitofilnych: *Limnesia maculata* (Müll.), *L. undulata* (Müll.), *Forelia liliacea* (Müll.), *Neumania deltoides* (Piers.). Zwiększyła się także liczebność fitofilnych Chironomidae — *Endochironomus ex gr. tendens* (Fabr.), pelofilnych ślimaków — *Bithynia leachi* (Shepp.) oraz organizmów bentosowych, odpornych na deficyty tlenowe — *Chaoborus flavicans* (Meig.), *Einjel-*

dia f.l. *pagana* (Meig.), *Chironomus* f.l. *plumosus* (L.) i *Ch. f.l. thummi* Kieff. Gatunki te są typowe dla zbiorników eutroficznych.

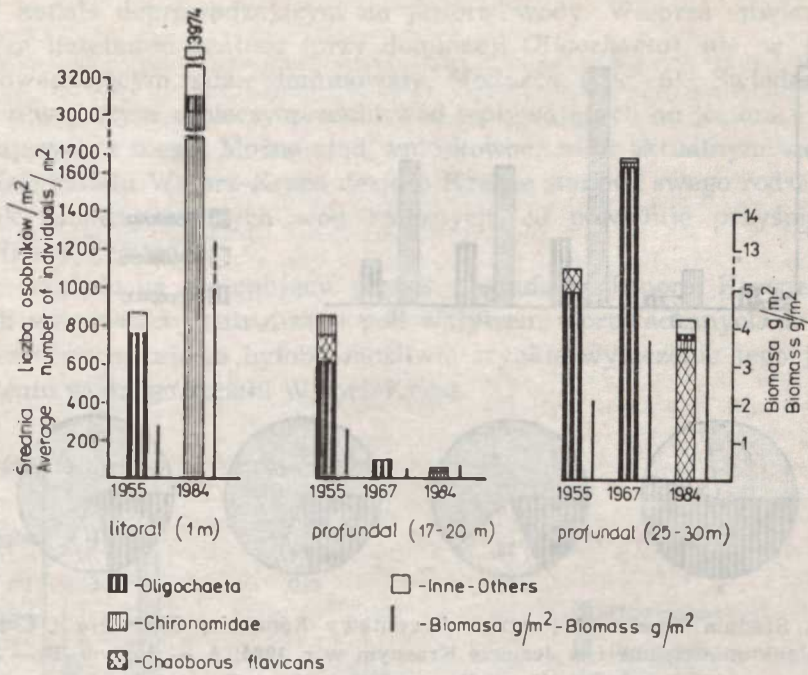
Skąposzczety, dominujące jeszcze w r. 1955 i r. 1967 w litoralu, były stopniowo wypierane przez larwy *Chironomidae*, a w profundalu przez *Chaoborus flavicans* (ryc. 3 i 4). Obecnie skąposzczety występują w bardzo małej liczebności (ok. 100 osobn./m²), a reprezentowane są głównie przez dwa eurytopowe gatunki: *Limnodrillus hoffmeisteri* Clap. i *Tubifex tubifex* Müll. Są one uważane za bioindykatory wód ubogich w tlen i zawierających dużo zanieczyszczeń organicznych (12, 13 i inni).



Ryc. 3. Średnia liczebność i skład procentowy zoobentosu w profundalu Jeziora Krasnego w różnych latach
Average number and per cent share of zoobenthos in profundal of the Krasne Lake in different years

Chaoborus flavicans w latach 1955—1956 w jeziorze występował nieznacznie. W r. 1984 stwierdzono stosunkowo duże liczebności tego gatunku (ryc. 3 i 4). Także w bentosie profundalu jezior północnej Polski (3, 15), litewskich (4) i szwedzkich (13) w miarę wzrostu trofii notowano spadek udziału *Oligochaeta* i larw *Chironomidae* przy jednoczesnym wzroście udziału larw *Chaoborinae*.

Liczebność i biomasa bentosu Jeziora Krasnego wykazywała stopniowy wzrost w czasie (z wyjątkiem strefy płytkiego profundalu, gdzie obserwowano spadek obfitości fauny), przy czym zmiany biomasy wykazywały większą dynamikę w litoralu niż w profundalu (ryc. 4). W litoralu biomasa fauny w r. 1984 osiągnęła poziom dość wysoki, typowy dla wyraźnie zeutrofizowanych jezior (6, 10).



Ryc. 4. Średnia liczebność i biomasa zoobentosu w Jeziorze Krasnym w różnych latach

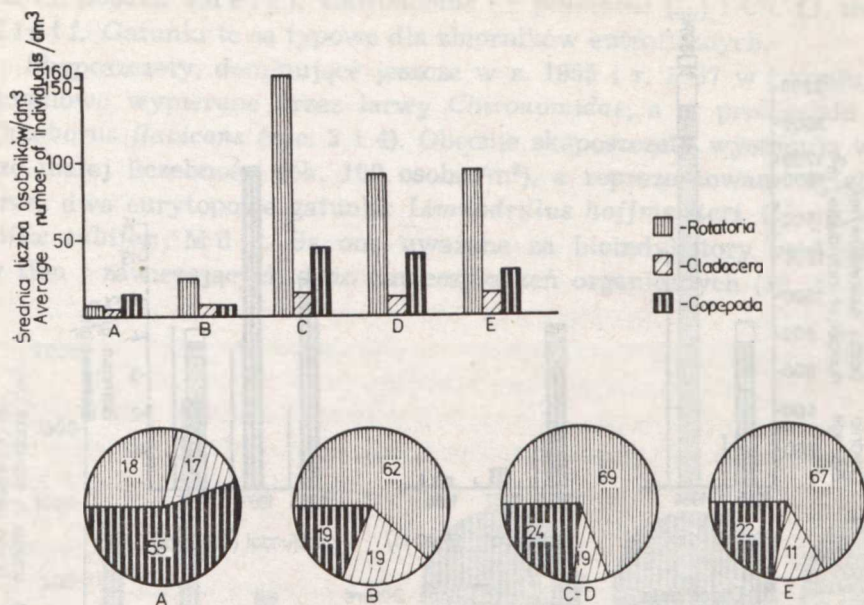
Average number and biomass of zoobenthos in the Krasne Lake in different years

UWAGI KOŃCOWE

Jezioro Krasne zaliczyć można do b-mezotroficznych, inaczej mówiąc do zbiorników znajdujących się we wczesnej fazie eutrofizacji.

Wyniki badań fizykochemicznych właściwości wody dokumentują postępujący wzrost eutrofizacji Jeziora Krasnego. Najważniejszymi zmianami zaistniałymi w okresie 30 lat jest zarówno wzrost mineralizacji wody w całej toni o ok. 100 mg/dm³, jak też stężenia pierwiastków biogenych, zwłaszcza amoniaku i fosforanów w profundalu (tab. 1 i 2). Niepokoi stały dopływ fosforu do jeziora z wodą kanału Wieprz-Krzna, wzbogacający ustawicznie wodę jeziora w ten podstawowy dla procesu eutrofizacji biogen. W wyniku wzmożonej eutrofizacji także wyraźnie zmniejsza się przezroczystość wody.

W dopływie prowadzącym wody rzeczne do jeziora dominowały wiłłonogi, zaś w pelagialu jeziora i w odpływie zdecydowanie przeważały liczebnościowo wrotki (ryc. 5), co świadczy również o wzroście żyzności wody w Jeziorze Krasnym.

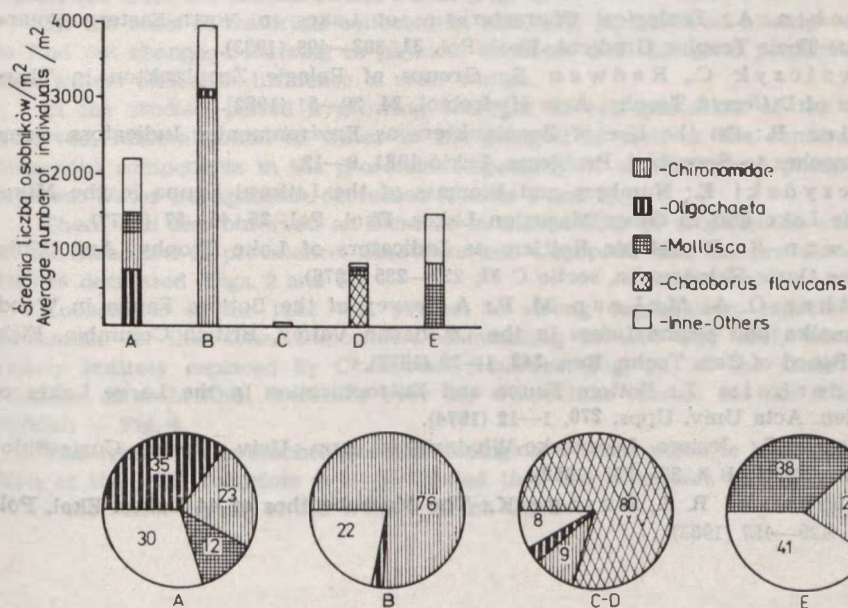


Ryc. 5. Średnia liczebność i udział procentowy *Rotatoria*, *Cladocera* i *Copepoda* w zooplanktonie cieków i w Jeziorze Krasnym w r. 1984; A — dopływ, B — litoral, C — pelagial (17 m), D — pelagial (30 m), E — odpływ
Average number and per cent share of *Rotatoria*, *Cladocera* and *Copepoda* of zooplankton flows and in the Krasne Lake in 1984. A — inflow, B — littoral, C — pelagial (17 m), D — pelagial (30 m), E — outflow

Zoocenoza dna badanego jeziora pod wpływem wzrastającej trofii uległa silnym przekształceniom — w zmianie składu gatunkowego i stosunków ilościowych między poszczególnymi komponentami zoobentosu oraz wzroście jego ogólnej liczebności i biomasy. W strefie przybrzeżnej zoobentos jeziora w r. 1984 miał jeszcze wiele cech fauny typowej dla zbiorników niewiele zeutrofizowanych. Można było stwierdzić dużą różnorodność gatunkową ochotkowatych oraz duży w nich udział (ok. 20%) form należących do podrodziny *Orthocladinae*, której przedstawiciele preferują wody mało zeutrofizowane (1, 12, 13). Natomiast silnej degradacji uległ bentos w profundalu jeziora. W Jeziorze Krasnym strefa ta wydaje się szczególnie wrażliwa i podatna na destrukcyjny wpływ czynników troficznych. Już bowiem w latach pięćdziesiątych była ona zasiedlona przez kilka zaledwie gatunków ubikwistycznych i odpornych na niskie stężenia O₂, a czarne zabarwienie osadów dennych świadczyło o występowaniu przy dnie ostrych deficytów tlenowych. Na podstawie badań, przeprowadzonych w r. 1984, stwierdzono, że dno profundalu badanego jeziora było niemal pozbawione zoobentosu. Występowały jedynie larwy *Chaoborus flavicans*, przystosowane do trudnych warunków tlenowych.

W kanale doprowadzającym do jeziora wody Wieprza stwierdzono większą liczebność bentosu (przy dominacji *Oligochaeta*) niż w kanale wyprowadzającym, gdzie dominowały *Mollusca* (ryc. 6). Świadczyć to może o większym zanieczyszczeniu wód wpływających do jeziora niż wypływających z niego. Można stąd wnioskować, że w aktualnym wodnym układzie kanału Wieprz-Krzna Jezioro Krasne stanowi swego rodzaju odstożnik zanieczyszczonych wód rzecznych, co powoduje przyspieszoną eutrofizację jeziora.

Ze względu na postępujący proces degradacji Jeziora Krasnego na skutek wzrastającej eutrofizacji pod wpływem wprowadzanych do niego wód rzecznych, celowe byłoby możliwie szybkie wyłączenie tego jeziora z systemu wodnego kanału Wieprz-Krzna.



Ryc. 6. Średnia liczebność i skład procentowy zoobentosu w ciekach i Jeziorze Krasnym w r. 1984; A — dopływ, B — litoral, C — profundal (17—20 m), D — profundal (25—30 m), E — odpływ

Average number and per cent composition of zoobenthos in flows and in the Krasne Lake in 1984. A — inflow, B — littoral, C — profundal (17—20 m), D — profundal (25—30 m), E — outflow

PIŚMIENICTWO

1. Brundin L.: Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgsseen. Inst. Freshwater Res. Rep. **30**, 1—194 (1949).
2. Brzęk G.: Charakterystyka limnologiczna jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (materiały nie publ.).
3. Giziński A.: Typologia faunistyczna eutroficznych jezior północnej Polski. UMK, Toruń 1974, s. 72.
4. Grigelis A.: Ecology and Importance of the Chironomidae in the Trophic Structure and Biocenosis of Zoobenthos in the Lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. Mem. Amer. Soc. **34**, 131—135 (1984).
5. Grygierek E.: Wstępne wyniki badań wpływu nawożenia stawów na zooplankton. Rocz. Nauk Roln. **91**, 467—483 (1970).
6. Kajak Z., Dusoge K.: Experimentally Increased Fish Stock in the Pond Type Lake Warniak IX. Numbers and Biomass of Bottom Fauna. Ekol. Pol. **21** (35), 163—593 (1975).
7. Karabin A.: Ecological Characteristics of Lakes in North-Eastern Poland Versus Their Trophic Gradient. Ekol. Pol. **31**, 383—409 (1983).
8. Kowalczyk C., Radwan S.: Groups of Pelagic Zooplankton in Three Lakes of Different Trophy. Acta Hydrobiol. **24**, 39—51 (1982).
9. Pejler B.: On the Use of Zooplankters as Environmental Indicators. Some Approaches to Saprobial. Problems. Tokio 1981, 9—12.
10. Pieczyński E.: Numbers and Biomass of the Littoral Fauna in the Mikołajskie Lake and in Other Masurian Lakes. Ekol. Pol. **25**, 45—57 (1977).
11. Radwan S.: Planktonic Rotifers as Indicators of Lake Trophy. Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio C **31**, 227—235 (1976).
12. Saether O. A., McLean M. P.: A Survey of the Bottom Fauna in Wood, Kalamalka and Skaha Lakes in the Okanagan Valley, British Columbia. Fish. Res. Board of Can. Techn. Rep. **342**, 1—20 (1972).
13. Wiederholm T.: Bottom Fauna and Eutrophication in the Large Lakes of Sweden. Acta Univ. Upps. **270**, 1—12 (1974).
14. Wilgat T.: Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio B **8**, 37—121 (1952).
15. Wiśniewski R. J., Dusoge K.: The Macrobenthos of 44 Lakes. Ekol. Pol. **31** (2), 429—457 (1983).

РЕЗЮМЕ

Мезотрофное озеро Красне, одно из самых глубоких водоемов Ленчиньско-Влодавского приозерья, с 1975 г. питается эвтрофными и загрязненными речными водами канала Вепш—Кшна (рис. 1).

На основе материалов, собранных в 1955, 1967 и 1984 гг., предприняли попытку определить изменения, происходящие в физико-химических и биологических свойствах вод этого озера под влиянием речных вод.

Наблюдали прогрессирующую эвтрофикацию озера в этот период, рост минерализации воды в пелагиале и концентрацию биогенных компонентов в профундале (особенно аммиака и фосфатов). Значительно уменьшилась прозрачность воды (табл. 1 и 2).

Кроме того, отмечен рост численности зоопланктона и изменения в структуре

доминирования. Уменьшилась численность *Cladocera* и *Copepoda*, но отчетливо увеличилось доминирование *Rotatoria* (рис. 2 и 5).

Сильной деградации подвергся зообентос озера, особенно в профундале. В 1955 и 1967 гг. в этой зоне доминировали *Oligochaeta*, а в 1984 г. они почти полностью были заменены *Chaoborus flavicans* (рис. 3). Одновременно во всем озере увеличилась масса зообентоса (рис. 4).

Результаты гидрохимических и биологических исследований свидетельствуют о сильной деградации озера Красне, и поэтому авторы предлагают исключить это озеро из системы канала Вепш—Кшпа.

SUMMARY

The mesotrophic Krasne Lake, one of the deepest reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lake District is, since 1975, supplied with fertile and polluted river waters led from the Wieprz-Krzna Canal (Fig. 1).

On the basis of materials collected in 1955, 1967 and 1984 an attempt was made to find out changes occurring in physical-chemical and biological properties of this lake waters under the influence of river waters.

In the studied period a growing increase in eutrophication of the lake was observed. Mineralization of water in the pelagial as well as the concentration of biogenous components in the profundal (especially of ammonia and phosphates) increased. Water transparency decreased (Tables 1 and 2).

There was also observed an increase in the number of zooplankton and changes in the structure of prevalence. *Cladocera* and *Copepoda* and the prevalence of *Rotatoria* decreased (Figs. 2 and 5).

Zoobenthos of the lake was subject to strong degradation, especially in the profundal. In this zone, *Oligochaeta* dominating in 1955 and 1967, were in 1984 nearly entirely replaced by *Chaoborus flavicans* (Fig. 3). At the same time, the biomass of zoobenthos increased over the whole lake (except for the shallow profundal) — Fig. 4.

The results of hydrochemical and biological studies point to a strong degradation of the lake, therefore it is postulated that the reservoirs should be separated from the water system of the Wieprz-Krzna Canal.

