

ROZWÓJ FITOPLANKTONU JEZIORA SZYDŁOWSKIEGO NA TLE ZASOBNOŚCI WÓD W SUBSTANCJE BIOFILNE

Przeanalizowano w dwuletnim cyklu badań sezonowe zmiany składu jakościowego i ilościowego rozwoju fitoplanktonu jeziora Szydłowskiego, na tle zasobności zbiornika w związki azotu i fosforu.

Ustalono, że mimo wysokich koncentracji tych pierwiastków w wodach jeziora obserwuje się niewystarczającą ilość azotu w stosunku do fosforu i wobec pobierania tych pierwiastków w stałym stosunku, przez rozwijające się organizmy azot może pełnić rolę czynnika limitującego rozwój fitoplanktonu.

Rozwój populacji fitoplanktonu w zbiornikach wodnych uwarunkowany jest szeregiem czynników fizyczno-chemicznych, oddziaływujących kompleksowo na zmiany wielkości rozwoju liczebnościowego glonów. Ustalono, że do najważniejszych należą związki azotu i fosforu, niezbędne jako materiał budulcowy oraz w procesach metabolicznych komórki i najczęściej niedobór jednego z tych pierwiastków jest przyczyną ograniczenia rozwoju liczebnościowego organizmów.

Intensyfikacja gospodarczej działalności człowieka w zlewniach zbiorników wodnych powoduje wzrost zasobności zlewni w substancje odżywcze i zwiększenie ich koncentracji w wodach powierzchniowych co istotnie wpływa na żyzność zbiorników, stanowiących swoistą pułapkę dla dopływających substancji biofilnych. Związki te zostają włączone w obieg materii zbiornika i w istotny sposób wpływają na zwiększenie produkcji pierwotnej i postęp procesu eutrofizacji. Szczególnego znaczenia nabiera to w zlewniach rolniczych obficie nawożonych nawozami mineralnymi z których znaczna część zostaje wypłukana do wód powierzchniowych nadmiernie zwiększając ich zasobność w substancje odżywcze.

Celowe wobec tego staje się badanie zbiorników wodnych, zlokalizowanych w zlewniach rolniczych, a tym samym szczególnie narażonych na zwiększony dopływ substancji biofilnych w celu ustalenia związku pomiędzy ich zasobnością a rozwojem fitoplanktonu i postępem procesu eutrofizacji co może stanowić podstawę do opracowania metod ich ochrony i poprawy jakości wody.

Metoda i teren badań

Jezioro Szydłowskie położone jest na terenie niziny Wielkopolsko-Kujawskiej w dorzeczu rzeki Panny. Misa jeziora posiada kształt wydłużonej rynny o powierzchni 140,2 ha, pojemności 15,9 mln m³, głębokości średniej 11,3 m i maksymalnej 24,5 m. Zbiornik posiada szereg

dopływów z okolicznych pól, a główny dopływ z jeziora Popielewskiego znajduje się w północno-zachodniej części w pobliżu odpływu do jeziora Mogileńskiego.

Bezpośrednią zlewnię w 80% stanowią pola uprawne, a 20% linii brzegowej zajmują osiedla i nieużytki rolne. Aktualnie jezioro wykorzystuje się głównie do produkcji rybackiej.

Badania zbiornika przeprowadzono w cyklu dwuletnim od czerwca 1978 roku do maja 1980 roku w ramach prac związanych z realizacją tematu PR 7 — 01.04.05 [4]. Próbkę do badań pobierano w odstępach miesięcznych w dwóch pionach z powierzchni i głębokości 1,0 m; 3,0 m; 5,0 m; 7,0 m; 10,0 m; 12,0 m; 15,0 m; 20,0 m oraz metr nad dnem.

W okresach zimowych z powodu niedostatecznej grubości pokrywy lodowej nie pobrano próbek w styczniu 1979 roku oraz w lutym i marcu 1980 roku. Próbkę z powierzchni pobierano wycechowanym wiadrem, a z głębszych warstw wody aparatem Bernatowicza i aparatem Ruttnera, z umieszczonym wewnątrz termometrem.

Do analiz biologicznych pobierano próbki wody o objętości 5 dm³, które następnie zagęszczano w terenie przy użyciu siatki z gazy młynarskiej nr 25. Po przewiezieniu do laboratorium, dokonywano oznaczeń jakościowych i ilościowych, przeglądając pod mikroskopem po 0,05 ml objętości próbki, oznaczając i licząc napotkane organizmy. Uzyskane wyniki przeliczano na objętość 1 dm³ wody. Przy oznaczeniach jakościowych przyjęto nomenklaturę i systematykę podaną przez Starmacha [2] oraz w kłuczkach z serii „Flora Śłodkowodna Polski”.

Próbki do analiz chemicznych i oznaczeń chlorofilu a również pobierano aparatem Bernatowicza i w plastikowych kanistrach przewożono do wyspecjalizowanych pracowni ZBJZW. Wyniki analiz zestawione zostały w rocznych sprawozdaniach z realizacji tematu [4, 5] skąd wykorzystano je do przedstawionej pracy. Na podstawie tych danych obliczono przy zastosowaniu algorytmu BILX [8] chwilowe ładunki

substancji biogenych zawarte w jeziorze i na ich podstawie średnie stężenia tych substancji [5] oraz całkowitą ilość fitoplanktonu w jeziorze i jego przeciętną liczebność w 1 dm³ wody w kolejnych miesiącach prowadzonych badań.

Wyniki badań

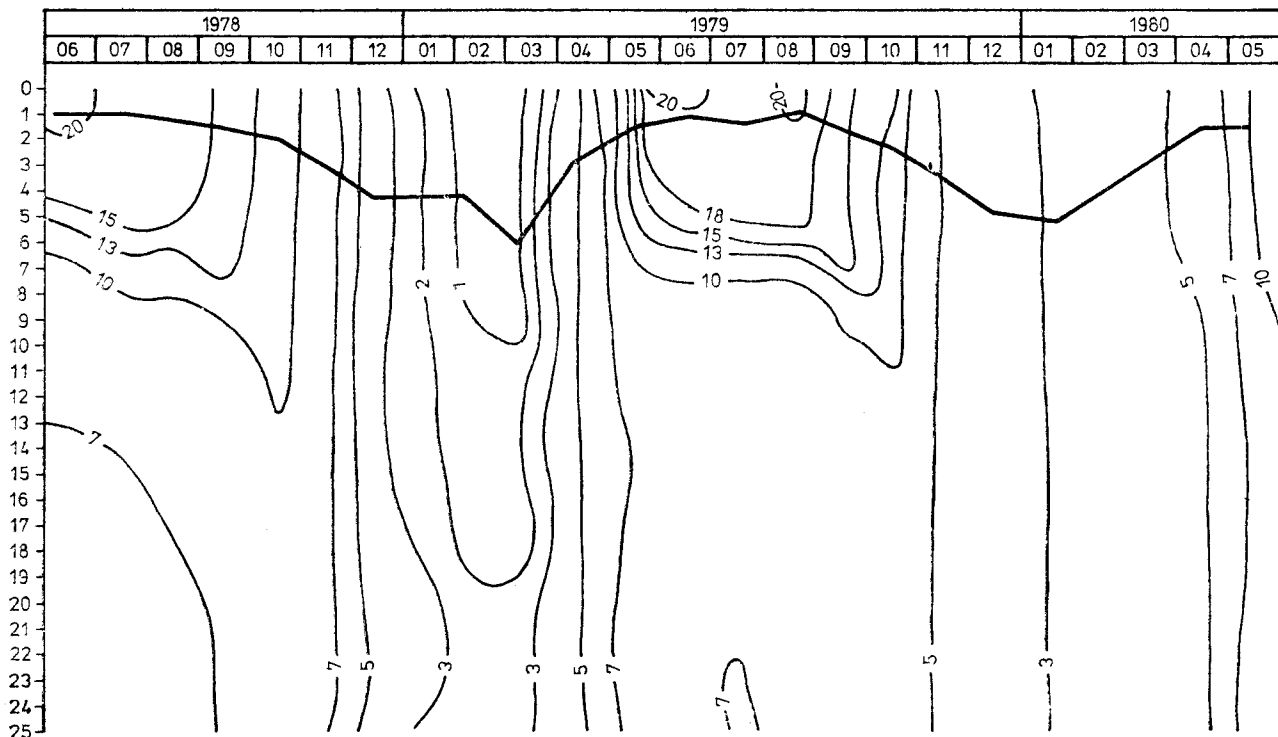
Charakterystyka czynników fizyczno-chemicznych

Zbiornik cechuje się dynamiką wód typową dla jezior strefy umiarkowanej. W okresach letnich obserwowano wyraźną stratyfikację termiczną. Mięszczość epilimnionu, o temperatu-

rze wód powyżej 15°C w pierwszym roku badań wynosiła 5 m, a w drugi 6 m, co na przykładzie najgłębszego pionu obrazuje rysunek 1. W okresie jesieni i wiosną obserwowano całkowite przemieszczenie wód jeziora i niskie temperatury wody rzędu 5–7°C. Zimą, w związku z zalegającą pokrywą lodową obserwowano odwrotną stratyfikację termiczną i temperatury wody w zakresie 0,2–3,0°C.

Pomiar przezroczystości mierzonej krążkiem Secchiego wykazywał dużą zmienność w kolejnych okresach prowadzonych badań.

Największe wartości rzędu 5,0–6,0 m obserwowano późną jesienią i na przełomie okresu



Rys. 1 Sezonowe zmiany temperatury wody i przezroczystości mierzonej krążkiem SECCHIEGO na przykładzie najgłębszego jeziora Szydłowskiego

zimowo-wiosennego. W pozostałym czasie wskazania krążka Secchiego były wyrównane i utrzymywały się w granicach 1,0–1,5 m (rys. 1). Analiza składu chemicznego wykazała, że w czasie prowadzonych badań stężenia podstawowych makroelementów zmieniały się w szerokim zakresie (tab. 1).

i fosforu, średnie przeciętne koncentracje ich głównych form obliczono z chwilowych ładunków zawartych w masie wód jeziora i zestawiono w tabeli 2, a sezonowo zmiany ich procentowego udziału w całkowitym ładunku przedstawiono graficznie na rysunku 2.

Tabela 1

**ZAKRES KONCENTRACJI MAKROELEMENTÓW (mg/dm³)
I ODCZYŃ pH W JEZIORZE SZYDŁOWSKIM**

Wskaźnik	zakres zmienności
pH	7,3–9,6
Fe	0,015–0,650
Si	0,100–4,700
Mn	0,008–0,520
Ca	48,400–93,300
Mg	11,200–23,000
Na	9,500–23,500
K	17,700–28,500

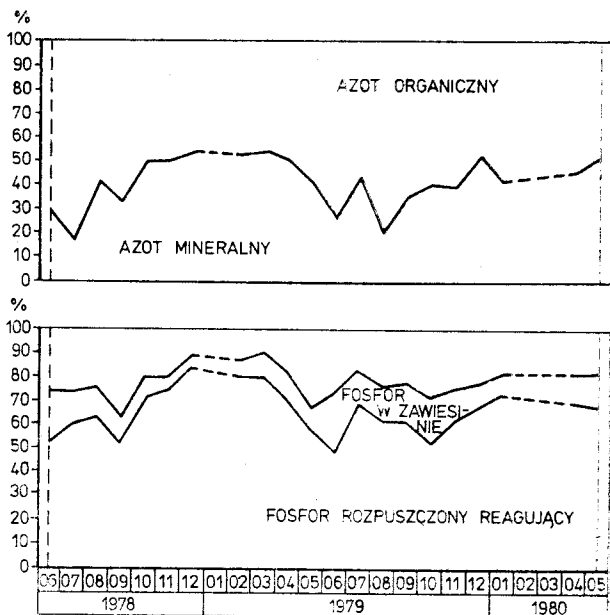
Tabela 2

**ŚREDNIE PRZECIĘTNYCH KONCENTRACJI FORM AZOTU
I FOSFORU (mg/dm³) WRAZ Z ZAKRESEM ICH ZMIENNOŚCI**

forma występowania	wartość średnia	zakres zmienności
N—mineralny	1,01	0,26–1,56
N—organiczny	1,33	0,96–1,97
N—całkowity	2,34	1,48–3,47
P—mineralny	0,61	0,35–0,79
P—w zawieszinie	0,12	0,05–0,17
P—całkowity	0,93	0,62–1,20

Charakterystyka fitoplanktonu

Fitoplankton jeziora Szydłowskiego w okresie badań od 06.1978 r. do 05.1980 r. reprezentowany był przez 124 taksony należące do typów



Rys. 2 Sezonowe zmiany procentowego udziału form azotu i fosforu w całkowitym ładunku tych pierwiastków w wodzie jeziora Szydłowskiego

Cyanophyta, Pyrrophyta, Chrysophyta i Chlorophyta. Największe zróżnicowanie gatunkowe stwierdzono wśród przedstawicieli typu Chlorophyta gdzie ogółem występowało 56 taksonów. W gromadzie Bacillariophyceae z typu Chrysophyta stwierdzono występowanie 37 taksonów. Typ Cyanophyta posiadał 24 taksony, a pozostałe — Pyrrophyta, Euglenophyta i gromada Chrysophyceae z typu Chrysophyta reprezentowane były przez 4, 1, 2 taksony. Przedstawiciele wymienionych grup z wyłączeniem Euglenophyta i Chrysophyceae, których reprezentantów obserwowano jednorazowo i w niewielkich liczebnościach występowały w wodzie jeziora przez cały okres prowadzonych badań, a jedynie zimą nie spotykano przedstawicieli

typu Pyrrophyta. Sezonowe zmiany wielkości rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu, badanego jeziora były w głównej mierze wynikiem zmian nasileń rozwoju ich nielicznych przedstawicieli co obrazuje rysunek 3.

W okresie lata 1978 roku obserwowano wzrost liczebności fitoplanktonu od 16000 organizmów/dm³ do 220 000 organizmów/dm³ wiążący się głównie z nasileniem rozwoju *Anabaena flos-aquae*, *Lyngbya limnetica*, *Coelastrum microportum*, *Scenedesmus quadricauda*, a przede wszystkim *Ceratium hirundinella*, który to organizm zdecydowanie dominował w fitoplanktonie jeziora tego okresu. Jesienią nastąpiło zmniejszenie liczebności do 3000 organizmów/dm³. W porównaniu z okresem letnim większy procentowy udział osiągała *L. limnetica*, w zasadzie ustąpił z fitoplanktonu gatunek *C. hirundinella*, a większy rozwój osiągały: *Asterionella formosa*, *Fragilaria construens*, *F. constr. v. subsalina*, *F. crotonensis*.

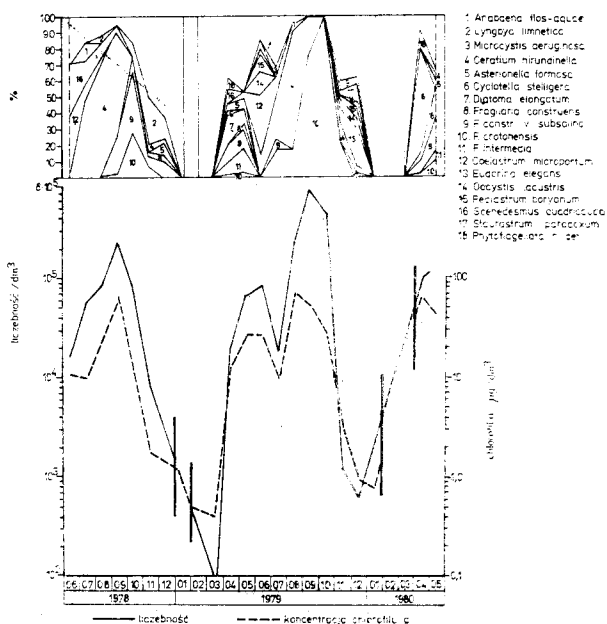
W okresie zimowym 1978/79 liczebności fitoplanktonu nie przekraczały 200 organizmów/dm³, a występujące taksony nie wykazywały regularności w rozmieszczeniu w masie wód jeziora. Wiosną 1979 roku nastąpił wzrost liczebności do 80 000 organizmów/dm³, wiążący się z rozwojem przedstawicieli Bacillariophyceae — *A. formosa*, *C. stelligera*, *D. elongatum*, *F. construens*, *F. constr. v. subsalina*, *F. intermedia* i Chlorophyta — *C. microportum*, *O. lacustris*, *P. boryanum*, *S. quadricauda* i *phytoflagellata n. det.*

Latem po obniżeniu liczebności w jego początkowym okresie, nastąpił wzrost liczebności do 700 000 organizmów/dm³, związany z nasileniem rozwoju *C. hirundinella* i *F. crotonensis*. Jesienią obserwowano ponownie zmniejszenie liczebności fitoplanktonu do ok. 6000 organizmów/dm³ i wzrost procentowego udziału w ogólnej liczebności przedstawicieli Chlorophyta — *E. elegans*, *O. lacustris*, *P. boryanum*, *S. quadricauda*, *S. paradoxum*, a z Cyanophyta — *M. aeruginosa*.

W okresie zimy 1980 roku w styczniu obserwowano liczebności rzędu 2000 organizmów/dm³, wiążące się głównie z rozwojem *C. stelligera*, *F. construens*, *F. constr. v. subsalina*.

Wiosną 1980 roku obserwowano rozwój przedstawicieli Bacillariophyceae — *C. stelligera*, *F. construens*, *F. constr. v. subsalina*, *F. crotonensis*, *F. intermedia* i wzrost liczebności do 100 000 organizmów/dm³ w początkowym okresie, a następnie obniżenie do 15 000 organizmów/dm³ pod koniec tego okresu.

Zmiany koncentracji chlorofilu a będącego wskaźnikiem biomasy fitoplanktonu szły w parze ze zmianami wielkości rozwoju liczebnościowego glonów (rys. 3). Średnia przeciętnych wartości z całego okresu badań wynosiła 21 μg/dm³. Największe wartości rzędu 60—70 μg/dm³ obserwowano w okresach letnich w czasie nasileń rozwoju fitoplanktonu. Wiosną i jesienią koncentracje chlorofilu a zawierały się w zakresie 1—10 μg/dm³, a zimą oscylowały w granicach 0,5—0,8 μg/dm³.



Rys. 3 Sezonowe zmiany wielkości rozwoju liczebnościowego, koncentracji chlorofilu a i struktury gatunkowej fitoplanktonu jeziora Szydłowskiego

Dyskusja

Analiza składu chemicznego wód badanego jeziora wykazuje, że zakres koncentracji głównych makroelementów nie odbiega w istotny sposób od najczęściej obserwowanych w jeziorach eutroficznych oraz, że zawierają się one w zakresie uważanym za optymalny dla rozwoju fitoplanktonu. Jedynie w przypadku potasu obserwowano stężenia kilkakrotnie przekraczające występujące zazwyczaj w zbiornikach wodnych co może mieć związek z umiejscowieniem jeziora w zlewni rolniczej obficie nawożonej zestawem NPK.

Koncentracje podstawowych dla rozwoju organizmów pierwiastków biofilnych — azotu i fosforu wielokrotnie przekraczają stężenia uważane za optymalne dla rozwoju organizmów i wynoszące wg Vollenweidera [13] $0,3 \text{ mgN/dm}^3$ i $0,015 \text{ mgP/dm}^3$, tak że na podstawie zasobności w substancje odżywcze można badany zbiornik zakwalifikować do jezior hipereutroficznych [7]. Również skład jakościowy rozwijającej się populacji fitoplanktonu jest właściwy dla żyznych zbiorników, natomiast obserwowane koncentracje chlorofilu a, określające wielkość rozwoju ilościowego glonów sugerują mniejszy stopień zeutrofizowania jeziora [7] niż to wynika z oceny jego składu chemicznego co może wskazywać na niepełne wykorzystanie istniejącej bazy pokarmowej.

Ponieważ rozwój organizmów jest wynikiem synergistycznego oddziaływania szeregu czynników fizyczno-chemicznych, z których najistotniejszym jest dostępność związków azotu i fosforu dokonano analizy wzajemnego stosunku tych pierwiastków, który jest uważany za wskaźnik określający możliwości ich wykorzystania oraz wskazujący na wielkość ich niedoboru.

Na podstawie licznych badań ustalono, że pierwiastki te występują w komórkach glonów w stosunku wagowym N:P=10:1 [2, 10], chociaż niejednokrotnie obserwuje się znaczne odchylenia od tej wartości. Np. w komórkach *Aphanizomenon* i u wielu form morskich stosunek N:P wynosi 7:1 [6, 11]. W komórkach *Anabaena* i *Microcystis* 12:1 [11], a liczne badania laboratoryjne wykazały, że zakres zmian wartości tego stosunku u różnych organizmów zawiera się w granicach 4,5:1—9,0:1 [3, 9]. Wobec tego przyjęto generalną zasadę, że w przypadku stosunku tych pierwiastków w środowisku ponad 10:1 czynnikiem limitującym wielkość rozwoju populacji fitoplanktonu jest fosfor. Natomiast przy wartości niższej od 10:1 rolę tę spełnia azot [1].

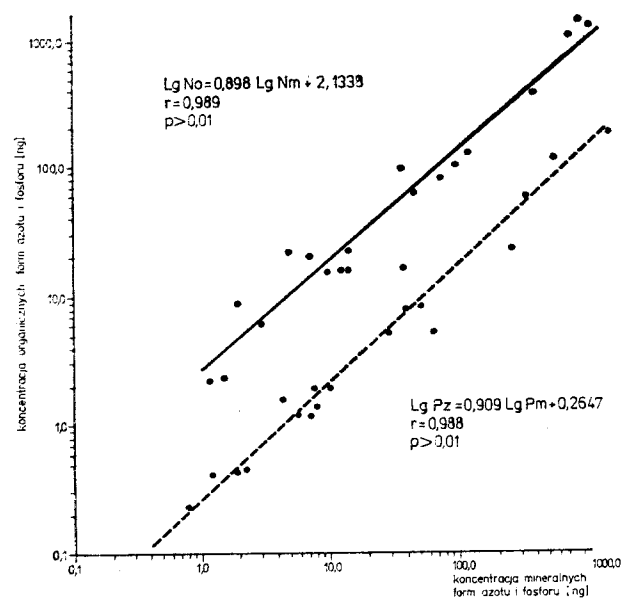
W badanym jeziorze, stosunek wagowy azotu całkowitego do fosforu całkowitego obliczony z równania regresji cechował się dużą stałością w czasie prowadzonych badań i zmieniał się jedynie od wartości 2:1 w okresie nasilenia rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu, do 3:1 w okresach mniejszych liczebności glonów. Stosunek form mineralnych był jeszcze mniejszy i zmieniał się w analogicznych okresach od 1:1 do 2:1.

Natomiast stosunek azotu organicznego do fosforu w zawiesinie, w zasadzie odpowiadający zawartości tych pierwiastków w fitoplanktonie, oscylował wokół 11:1, niewiele odbiegając tym samym od stosunku przyjętego za charakterystyczny dla koncentracji tych pierwiastków w komórkach glonów. Wynika z tego, że wielkość rozwoju populacji fitoplanktonu może być limitowana, niewystarczającą ilością dostępnych związków azotu.

Przyjmując, że szybkość pobierania jak i koncentracji pierwiastków biofilnych w organizmach jest funkcją stanu równowagi, pomiędzy ich stężeniem w roztworze a zawartością w komórce, zestawiono wartości azotu organicznego, przypadającego na organizm w kolejnych miesiącach, prowadzonych badań z odpowiadającymi im stężeniami azotu mineralnego, przypadającego na organizm. Wartości te uzyskano przez podzielenie ładunku form azotu, przez odpowiadającą im całkowitą liczebność fitoplanktonu w jeziorze.

Analogicznie postąpiono z fosforem rozpuszczonym i w zawiesinie (rys. 4). Stosunek ortofosforanów, przypadających na organizm do koncentracji fosforu w zawiesinie na organizm wynosi 4:1 w czasie nasilenia rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu i zwiększa się w okresie jego mniejszych liczebności. W przypadku azotu stosunek form mineralnych, przypadających na organizm do azotu organicznego na organizm wynosi 1:2 w czasie nasilenia rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu i zbliża się do 1:1 w czasie mniejszych liczebności glonów. Zależność ta wskazuje, że ze wzrostem rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu następuje wyczerpanie dostępnych dla rozwoju organizmów związków azotu, a mineralne związki fosforu pozostają w nadmiarze w środowisku.

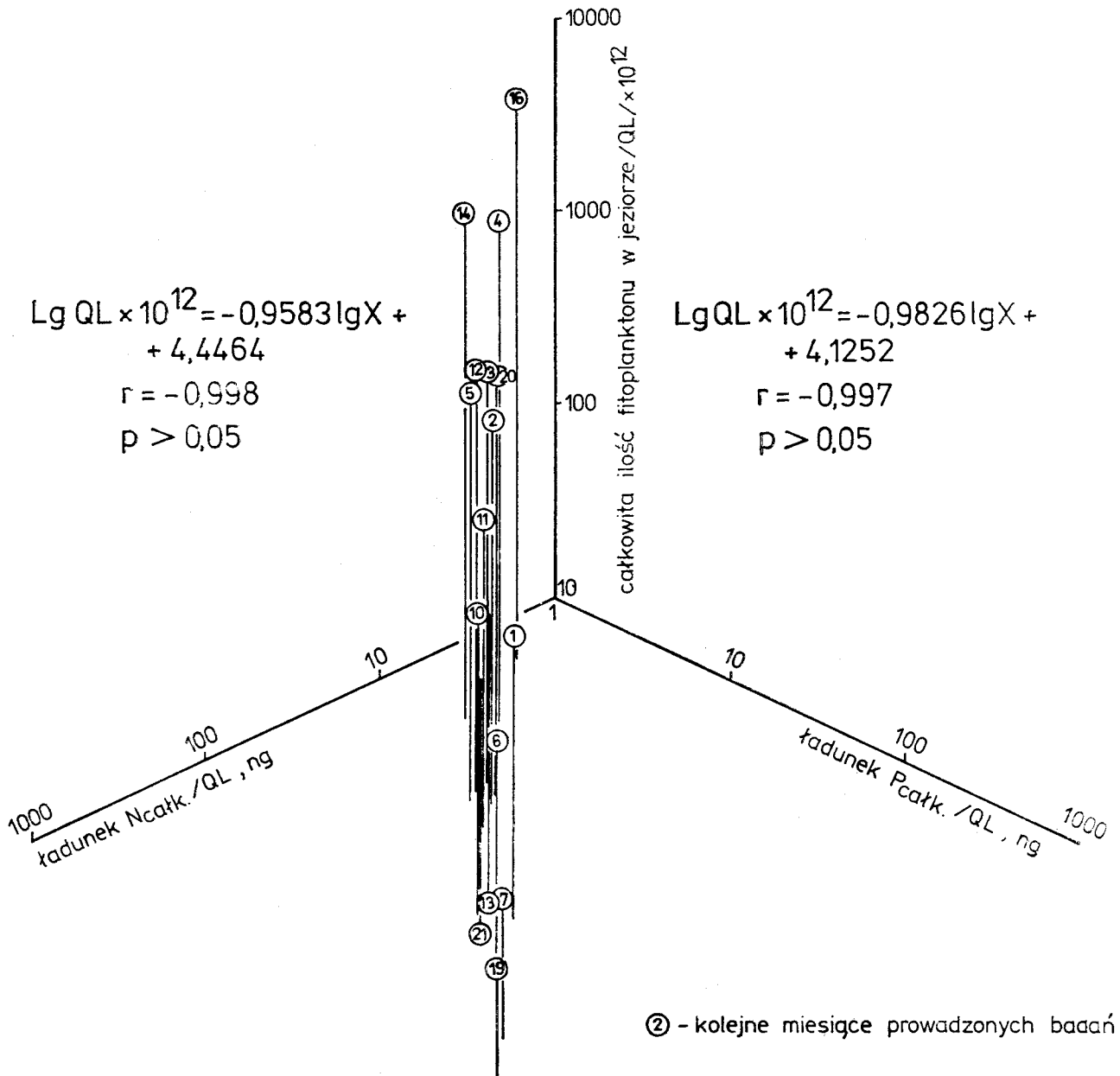
W jakim stopniu zróżnicowanie dostępności głównych pierwiastków biofilnych, wiąże się



Rys. 4 Zależność pomiędzy fosforem w zawiesinie /organizm (Pz), a fosforem mineralnym /organizm (Pm) — i azotem organicznym /organizm (No), a azotem mineralnym /organizm (Nm) — w kolejnych miesiącach badań jeziora Szydłowskiego.

z całkowitą ilością fitoplanktonu w jeziorze obrazuje rysunek 5, na którym zestawiono odpowiadające jej ilości azotu całkowitego i fosforu całkowitego, przypadające na organizm. Obserwuje się, że wysokie wartości tych pierwiastków występują w czasie małych ilości fitoplanktonu, a ze wzrostem rozwoju liczebności

wego glonów następuje ich zmniejszenie, przy w zasadzie stałym wzajemnym stosunku. Wynika z tego, że pierwiastki te pobierane są w stałym stosunku, przez rozwijające się organizmy do momentu, w którym koncentracja azotu w środowisku ulega obniżeniu do wartości, utrudniającej jego pobieranie.



Rys. 5 Sezonowe zmiany całkowitej liczebności fitoplanktonu w jeziorze Szydłowskim na tle odpowiadających im wartości azotu całkowitego /organizm i fosforu całkowitego/ organizm

Równanie opisujące związek pomiędzy azotem całkowitym, przypadającym na organizm i fosforem całkowitym, przypadającym na organizm a całkowitą ilością organizmów w jeziorze wykazują wysoki stopień korelacji a ich parametry zawierają się w zakresie zmienności ładunku azotu i fosforu i są zbliżone do wartości logarytmu z ich średniego ładunku.

Wobec powyższego można wnioskować, że całkowita ilość organizmów w jeziorze zależy nie tylko od ładunku substancji biofilnych lecz również od ich wzajemnego stosunku. Wiąże się to z zawartością tych pierwiastków w orga-

nizmach, tak że nawet przy występowaniu pierwiastków biofilnych, w stężeniach przekraczających ograniczające rozwój organizmów wzrost liczebności może odbywać się tylko do czasu, kiedy stężenia pierwiastków biofilnych w środowisku nie ulegną obniżeniu, poniżej wartości właściwej dla ich zawartości w komórkach glonów. Wobec tego, rozwijająca się struktura gatunkowa, przy zróżnicowanych wymaganiach pokarmowych organizmów, w istotny sposób wiąże się z całkowitą ilością glonów mogących rozwinąć się w danych warunkach troficznych.

Podsumowanie

Zasobność badanego zbiornika w substancje odżywcze jak i rodzaj rozwijającej się populacji fitoplanktonu, wskazuje na wysoki stopień zeutrofizowania jeziora Szydłowskiego. Nie jest to w pełni potwierdzone wielkością rozwoju ilościowego organizmów, wyrażoną koncentracją chlorofilu a co wskazuje na niepełne wykorzystanie istniejącej bazy pokarmowej.

Wobec wysokiej koncentracji podstawowych pierwiastków biofilnych — związków azotu i fosforu, nie wskazującej na deficyt tych pierwiastków w wodach jeziora przeanalizowano ich wzajemny stosunek, określający możliwości ich wykorzystania. Ustalono, że koncentracja azotu w stosunku do fosforu jest niewystarczająca i pierwiastek ten może limitować wielkość rozwoju liczebnościowego fitoplanktonu. Wobec tego wielkość produkcji pierwotnej, a tym samym intensywność procesu eutrofizacji związana jest nie tylko z wielkością ładunku podstawowych pierwiastków biofilnych lecz również z ich wzajemnym stosunkiem. W przypadku, gdy jego wartość odbiega od ustalonej na podstawie zawartości tych pierwiastków w organizmach, rozwój fitoplanktonu zostaje ograniczony. Istotnym czynnikiem, wpływającym wobec tego na wielkość rozwoju liczebnościowego glonów jest rodzaj rozwijającej się struktury gatunkowej, jako że wobec zmieniającej się koncentracji azotu i fosforu w różnych organizmach obserwuje się dużą zmienność indywidualnych wymagań pokarmowych, a tym samym występowanie odmiennych liczebności w analogicznych warunkach troficznych.

LITERATURA

1. G. CHIAUDANI, M. VIGHI: The N : P ratio and tests with Selenastrum to predict eutrophication in lakes. *Water Res.* 1974, 8, 1063—1069.
2. G. C. GERLOFF, F. SKOOG: Cell content of nitrogen and phosphorus as a measure of their availability of growth of *Microcystis aeruginosa*. *Ecol.* 1954, 35(3), 348—353.
3. E. C. GIBSON: Nutrient limitation. *J. Wat. Poll. Control Fed.* 1971, 43, 2436—2442.
4. S. GOŁOWIN: Badania przemian jakości wody zachodzących w zbiornikach wodnych. Wrocław IMGW 1978, maszynopis.
5. S. GOŁOWIN: Doskonalenie i weryfikacja modeli rozprzestrzeniania zanieczyszczeń oraz doskonalenia zmian jakości wody dla wybranych rzek i zbiorników w systemach pilotowych. Wrocław IMGW 1979, maszynopis.
6. B. HULTMAN i in.: Adaptation of reaction kinetics theories in studies of recipients. KTH, Inst. för Vatten Försövjings — och auloppsteknik samt vattenkemi. Stockholm 1972.
7. D. E. JØRGENSEN: Lake management. Pergamon Press. Oxford 1980.
8. R. KRASNOŁĘBSKI, H. FLORCZYK, S. GOŁOWIN: Bilx — an algorithm for substances load estimation in lakes and reservoirs. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 1981, 28, 1.
9. J.W.G. LUND: Primary production. *Wat. Treat. Exam.* 1970, 19, 332—358.
10. K. M. MACKENTHUN, L. E. KEUP, R. K. STEWART: Nutrients and algae in lake Sebasticook, Maine. *J. Wat. Poll. Control Fed.* 1968, 40, 2, R 72 — R 81.
11. C. N. SAWYER: Phosphorus and Ecology. in *Environmental Phosphorus Handbook*. J. Willey and Sons, New York 1973.
12. K. STARMACH: Rośliny słodkowodne. *Flora Słodkowodna Polski*. PWN, Warszawa 1963.
13. R. A. VOLLENWEIDER: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Directorate Sci. Affairs, OECD, Paris* 1968.