

Bożena Jaworska, Bogusław Zdanowski, Magdalena Bowszys, Jacek Koszałka

## Wpływ dominacji i stałości występowania sinic na mechanizm zmian struktury fitoplanktonu w Jeziorze Kortowskim

Każdy typ troficzny jeziora charakteryzuje określona struktura jakościowa i ilościowa fitoplanktonu, która utrzymuje swoją powtarzalność w wyznaczonych przez trofię ramach funkcjonowania ekosystemu wodnego, ale postępująca eutrofizacja jeziora może powodować istotne zmiany w zbiorowisku glonów planktonowych [1]. Przebieg procesów będących odzwierciedleniem przemian zachodzących w fitoplanktonie można interpretować nie tylko na podstawie jego składu gatunkowego i struktury taksonomicznej oraz intensywności i dynamiki rozwoju, ale również na podstawie dominujących i stałych gatunków, które bardzo dobrze obrazują przyczyny i skutki zmian zachodzących w zbiorowisku glonów planktonowych [2, 3]. W warunkach zwiększającej się trofii jeziora zmiany struktury i rozwoju fitoplanktonu przebiegają często w kierunku wzrostu dominacji i stałości występowania określonej grupy taksonów, których możliwości adaptacji do zmieniających się czynników środowiskowych i szybkie tempo reakcji na ich zmiany pozwalają na uzyskiwanie i utrzymywanie konkurencyjnej przewagi, będącej wynikiem zależności zmieniających się czynników środowiskowych oraz powiązań biocenotycznych zachodzących w ekosystemie wodnym.

Grupą organizmów charakteryzujących się takimi właściwościami są sinice. Specyficzne możliwości przystosowawcze sinic do zmian towarzyszących zwiększającej się trofii jeziora dają im większe niż innym glonom możliwości wzrostu dominacji i stałości występowania w fitoplanktonie kształtowanym pod presją postępującej eutrofizacji, często potęgowanej przez same sinice [4–6]. Istotną cechą zdecydowanej i wydłużającej się dominacji sinic jest typowy dla nich intensywny rozwój pojedynczych gatunków (czasami kilku), przy jednoczesnym ustępowaniu innych lub ich czynnej eliminacji przez występujące sinice. Taki przebieg rozwoju sinic ma wpływ na zmniejszenie bioróżnorodności fitoplanktonu zdominowanego przez stale występujące w nim sinice [7], a przy sprzyjających czynnikach środowiskowych prowadzi do tzw. zakwitów, którym towarzyszy okresowe zmętnienie wody i charakterystyczne jej zabarwienie, smak i zapach, w zależności od dominującego gatunku sinic [8]. Te niekorzystne zmiany wskaźników fizycznych, często

przy współdziałaniu wskaźników chemicznych, powodują pogorszenie jakości wody, a także zmniejszenie jej użyteczności gospodarczej i rekreacyjnej [9]. W konsekwencji intensywny i trwający długo rozwój sinic prowadzi do zwiększenia trofii jeziora, a dominujące i stałe występowanie sinic uznawane jest za jeden z podstawowych symptomów przyspieszonej eutrofizacji, rozumianej jako zespół objawów związanych z nadmiernym wzrostem żywności wody. Sinice rozwijające się na skutek wzrostu trofii mogą występować masowo, a ich ekspansja może zadecydować nawet o zmianie typu troficzności jeziora [2, 10]. Skutki negatywnego wpływu sinic, definiowane jako zmiany jakości wody oraz stanu troficznego jeziora, są następstwem bezpośrednich przemian, jakie zachodzą w zbiorowisku fitoplanktonowym w warunkach wzrostu dominacji i stałości występowania sinic. Sinice, wykorzystując swoje szerokie możliwości adaptacyjne, mogą powodować zmiany, które pozwalają im na zwiększanie rozwoju i wydłużanie czasu występowania, ale jednocześnie oddziałują na inne glony w zbiorowisku planktonowym. Wzrastająca dominacja i stałość występowania sinic może wpływać na funkcjonowanie całego fitoplanktonu, kształtować jego strukturę i rozwój, warunkować kierunek i tempo zachodzących w nim przemian.

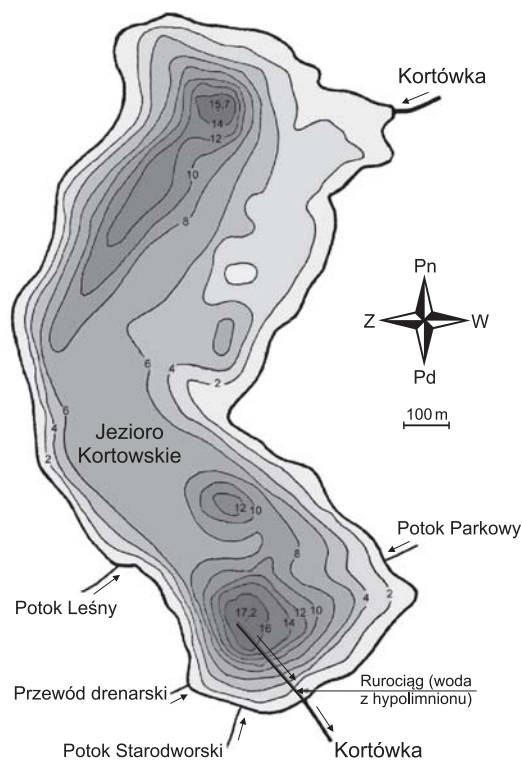
Celem pracy było określenie tendencji zmian zachodzących w strukturze i rozwoju fitoplanktonu w warunkach wzrostu dominacji i stałości występowania sinic. Przebieg tych zmian może stanowić wyjaśnienie mechanizmu wpływu dominacji sinic na funkcjonowanie fitoplanktonu oraz skutków tego wpływu ujawniających się w ocenie stanu troficznego i ekologicznego jeziora, jak również może tłumaczyć przyczyny trudności zahamowania dominacji i stałości występowania sinic nawet w jeziorach poddawanych procesowi rekultywacji.

### Materiały i metody

Obiektem badań było Jezioro Kortowskie (rys. 1), położone w północno-wschodniej Polsce, w granicach administracyjnych Olsztyna. Powierzchnia jeziora wynosi 89,7 ha. Jego część północna (o maks. gł. 17,2 m) jest oddzielona od części południowej (o gł. 15,7 m) wypływciami (o gł. 6 m). Zlewnia całkowita jeziora ma powierzchnię 3 799,7 ha, a zlewnia bezpośrednia powierzchnię 102 ha [11]. Jezioro Kortowskie zasilane jest przez pięć dopływów – jego północno-wschodnia część przyjmuje wody rzeki Kortówki odpływające z Jeziora Krzywego, do południowo-zachodniej części wpływa Potok Leśny, na południe od jego ujścia

Dr inż. B. Jaworska, dr inż. M. Bowszys, dr J. Koszałka: Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Nauk o Środowisku, Katedra Ekologii Stosowanej, ul. M. Oczapowskiego 5, 10-719 Olsztyn  
bozena.jaworska@uwm.edu.pl

Prof. dr hab. B. Zdanowski: Instytut Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza, Zakład Hydrobiologii, ul. M. Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn



Rys. 1. Zarys Jeziora Kortowskiego  
Fig. 1. The outline of Lake Kortowskie

znajduje się wylot przewodu drenarskiego, do południowej części jeziora wpływa Potok Starodworski, a do południowo-wschodniej Potok Parkowy. Odpływ wody z Jeziora Kortowskiego jest tylko jeden (w części południowo-wschodniej) – jest nim rzeka Kortówka uchodząca do Łyny. Odpływ ten reguluje zastawka, która w czasie niskiego stanu wody w jeziorze, utrzymującego się nawet od czerwca do listopada [12], blokuje wypływ wody, umożliwiając tym samym usuwanie rurociągiem wody ze strefy przydennej południowej części jeziora w ramach prowadzonej jego rekultywacji metodą selektywnego odprowadzania wody z hypolimnionu [13, 14].

Badania fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego prowadzone były w latach 1987–1990 oraz w 1999 r., 2009 r. i 2010 r., w odstępach miesięcznych, rozpoczynając przed okresem cyrkulacji wiosennej, a kończąc w okresie stagnacji zimowej. Próbkę do badań pobierane były na tzw. głęboczkach, w południowej i północnej części jeziora, z toni wodnej od 0 do 5 m co 1 m (powyżej głębokości wypływnia znajdującego się w części środkowej jeziora) i dodatkowo siatką planktonową o średnicy oczek 30 µm. Wstępną analizę jakościową fitoplanktonu przeprowadzono na podstawie żywego materiału pobranego siatką planktonową. Zasadniczą analizę jakościową i ilościową fitoplanktonu wykonano na podstawie utrwalonego materiału badawczego zagęszczonego metodą sedymentacji próbek pobranych z toni wodnej i analizowanych zgodnie z metodyką opisaną w pracy [15]. Biomasa fitoplanktonu oszacowano metodą pomiaru objętości komórek i wyliczono z iloczynu liczebności, średniej objętości badanego taksonu oraz jego gęstości (przyjęto wartość 1,0 g/cm<sup>3</sup>). Wyniki analizy jakościowej i ilościowej fitoplanktonu poddano weryfikacji statystycznej, na podstawie której stwierdzono brak istotnych różnic w strukturze taksonomicznej i biomasy fitoplanktonu na badanych stanowiskach (wsp. Jaccarda równy 0,995, test U, p>0,250). Na podstawie tych wyników wyznaczono

stałość występowania i dominację poszczególnych gatunków fitoplanktonu w całym jeziorze. Stałość występowania poszczególnych gatunków glonów (S, %) obliczono z proporcji liczby próbek, w których notowano obecność danego taksonu (n<sub>g</sub>), w stosunku do całkowitej liczby próbek (N) w analizowanym czasie ze wzoru:

$$S = (n_g/N) \cdot 100 \quad (1)$$

W skali zaproponowanej w pracy [15] wyodrębniono następujące gatunki: stałe – występujące w 61÷100% próbek, towarzyszące – występujące w 21÷60% próbek i przypadkowe – występujące w 1÷20% próbek.

Strukturę dominacji fitoplanktonu (D, %) określono z udziału biomasy danego taksonu (b<sub>g</sub>) w całkowitej biomasy fitoplanktonu (B) w badanym czasie ze wzoru:

$$D = (b_g/B) \cdot 100 \quad (2)$$

Na podstawie wartości współczynnika dominacji, zgodnie z sugestią zawartą w pracy [16], zidentyfikowane gatunki podzielono na dominanty – 5% i więcej biomasy fitoplanktonu, subdominanty – 2÷5% biomasy fitoplanktonu i adominanty – poniżej 2% biomasy fitoplanktonu.

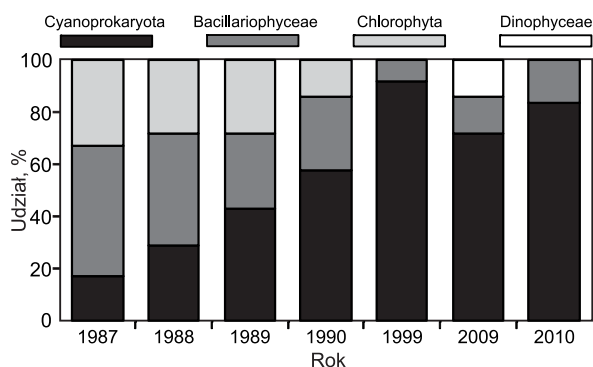
Istotność różnic stałości występowania taksonów poszczególnych grup fitoplanktonu wyznaczono testem  $\chi^2$ , istotność różnic dominacji występowania taksonów poszczególnych grup fitoplanktonu w latach zweryfikowano testem Kruskala-Wallisa, a normalność rozkładu określono testem Shapiro-Wilka.

## Wyniki badań

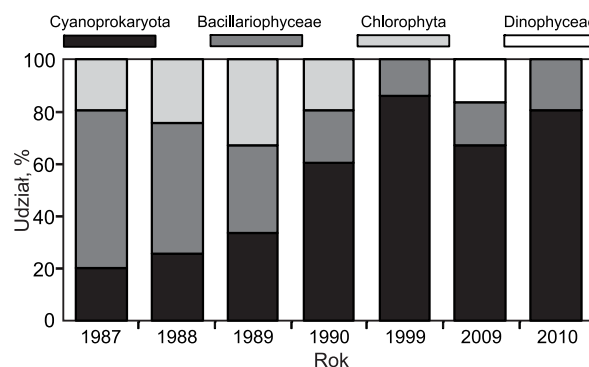
### Stałość występowania

Stałe gatunki występujące w fitoplanktonie należały do Cyanoprokaryota, Bacillariophyceae i Chlorophyta, a jednorazowo również do Dinophyceae. Udział sinic w grupie gatunków stałych wykazywał zdecydowany wzrost, a udział okrzemek i zielenic był coraz mniejszy. Wzrost stałości występowania Cyanoprokaryota był istotny ( $\chi^2 = 19,61$ ; p=0,012), natomiast zmiany stałości w pozostałych grupach systematycznych były nieistotne (p>0,05). Przedstawicielem sinic w grupie gatunków stałych w 1987 r. było jedynie *Microcystis aeruginosa*, rok później również *Anabaena spiroides*, w roku następnym także *Anabaena flos-aquae*, a w 1990 r. jeszcze *Woronichinia naegeliana*. W 1999 r. do gatunków stałych należały taksony z rodzajów *Microcystis*, *Anabaena*, *Limnithrix*, *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Pseudanabaena*, *Planktolyngbya*. W latach 2009 i 2010 stałymi gatunkami sinic były *Anabaena circinalis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana* i *Planktolyngbya limnetica* (tab. 1). W latach 1987–1991 udział sinic w grupie gatunków stałych zwiększył się z 16,7% do 57,1%, w 1999 r. wynosił 91,7%, a w latach 2009 i 2010 odpowiednio 66,7% i 82,4% (rys. 2). Udział sinic w grupie gatunków towarzyszących wzrósł z 20,0% do 36,5% (rys. 3). W latach 1987 i 1988 do gatunków stałych Bacillariophyceae należała *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* i *Fragilaria capucina*. W 1989 r. stałymi gatunkami były *Asterionella formosa* i *Fragilaria crotonensis*, a w 1990 r. *Asterionella formosa* i *Aulacoseira granulata*. W 1999 r. oraz w latach 2009 i 2010 okrzemki w grupie taksonów stałych reprezentowała tylko *Aulacoseira granulata* (tab. 1). W latach 1987 i 1988 udział stałych gatunków okrzemek wzrósł z 42,8÷50,0%, w latach 1989

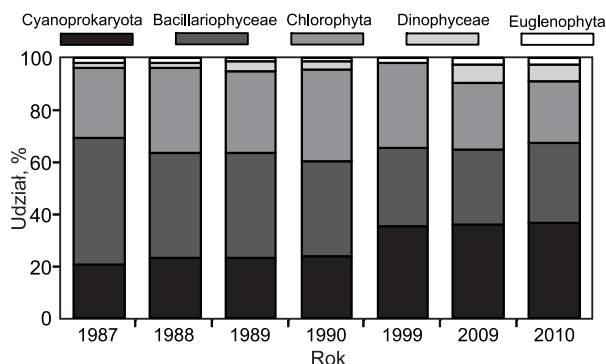




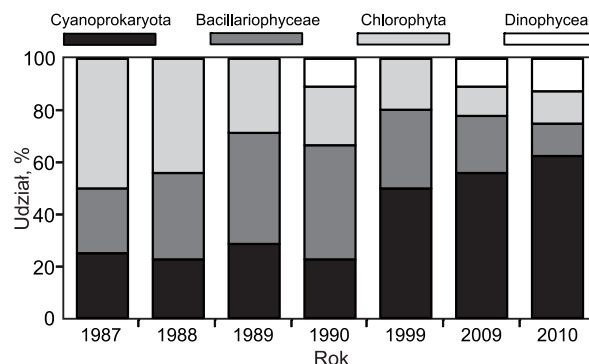
Rys. 2. Udział gatunków stałych w grupach taksonomicznych fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego  
Fig. 2. Contribution of constant species to phytoplankton taxonomic groups in Lake Kortowskie



Rys. 4. Udział gatunków dominujących w grupach taksonomicznych fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego  
Fig. 4. Contribution of dominant species to phytoplankton taxonomic groups in Lake Kortowskie



Rys. 3. Udział gatunków towarzyszących w grupach taksonomicznych fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego  
Fig. 3. Contribution of accompanying species to phytoplankton taxonomic groups in Lake Kortowskie



Rys. 5. Udział gatunków subdominujących w grupach taksonomicznych fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego  
Fig. 5. Contribution of sub-dominant species to phytoplankton taxonomic groups in Lake Kortowskie

i w 1990 wynosił 28,6% wszystkich taksonów stałych, a w latach 1999, 2009 i 2010 okrzemki stanowiły od 8,3% do 16,7% gatunków stałych (rys. 2). Udział Bacillariophyceae w grupie gatunków towarzyszących zmniejszał się stopniowo z 48,9% do 30,3% (rys. 3). Stałymi gatunkami Chlorophyta w latach 1987–1989 były *Pediastrum boryanum* i *Pediastrum duplex*. Rok później do grupy gatunków stałych można było zaliczyć spośród zielenic tylko *Phacotus lenticularis*. W latach 1999, 2009 i 2010 żaden z taksonów Chlorophyta nie był już gatunkiem stałym (tab. 1). W latach 1987–1990 udział stałych gatunków zielenic zmniejszył się stopniowo z 33,3% do 14,3%, a później był zerowy (rys. 2). Udział towarzyszących gatunków Chlorophyta zwiększył się z 26,7% do 35,0% w latach 1987–1990, zaś w latach 1999, 2009 i 2010 zmniejszył do 24,2% (rys. 3). Dinophyta w grupie gatunków stałych występowały tylko w 2009 r., przy czym taksonem stałym było wtedy *Ceratium hirundinella* (tab. 1). Dinophyceae stanowiły 14,3% gatunków stałych (rys. 2), a w grupie gatunków towarzyszących Dinophyceae miały nie więcej niż 6,5% udziału (rys. 3). Euglenophyta nie miały przedstawicieli w grupie gatunków stałych, zaś w grupie gatunków towarzyszących taksony Euglenophyta stanowiły nie więcej niż 3,2% (rys. 3).

### Dominacja

Gatunki dominujące w biomacie należały do Cyanoprokaryota, Bacillariophyceae, Chlorophyta i jednorazowo do Dinophyceae. Udział sinic w grupie gatunków dominujących zdecydowanie wzrósł, a udział okrzemek i zielenic zmniejszył się. Wzrost dominacji Cyanoprokaryota był istotny ( $H=13,56$ ;  $p=0,009$ ). Zmiany dominacji

w pozostałych grupach systematycznych były nieistotne ( $p>0,05$ ). Sinicowym dominantem w latach 1987 i 1988 było *Microcystis aeruginosa*. W 1989 r. w tej roli występowała jeszcze *Anabaena spiroides*, a w 1990 r. również *Anabaena flos-aquae* i *Woronichinia naegeliana*. W 1999 r. dominującymi gatunkami sinic były *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena spiroides*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Limnithrix planctonica* i *Limnithrix redeckeri*. W latach 2009 i 2010 dominujące sinice należały do gatunków *Anabaena circinalis*, *Planktoolyngbya limnetica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* i *Woronichinia naegeliana* (tab. 1). Udział sinic w grupie gatunków dominujących wzrósł w latach 1987–1990 z 20% do 60%, w 1999 r. wynosił 85,7%, a w latach 2009 i 2010 odpowiednio 66,7% i 80,0% (rys. 4). Udział sinic w grupie gatunków subdominujących wzrósł od 22,2% do 62,5% (rys. 5). Do grupy gatunków dominujących Bacillariophyceae należały *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* i *Fragilaria capucina* w 1987 r. oraz *Asterionella formosa* i *Fragilaria crotonensis* w latach 1988 i 1989. *Aulacostera granulata* była natomiast jedynym dominantem w latach 1990, 1999, 2009 i 2010 (tab. 1). Udział okrzemek w grupie gatunków dominujących zmniejszył się w kolejnych latach 1987–1990 z 60% do 20%, w 1999 r. wyniósł 14,3%, w 2009 r. – 16,7%, a w 2010 r. – 20%. (rys. 4). Udział subdominujących gatunków okrzemek zwiększył się w latach 1987–1990 z 25% do 44,5%, natomiast w latach 1999, 2009 i 2010 zmniejszył się z 30% do 12,5% (rys. 5). Gatunkiem dominującym Chlorophyta w latach 1987 i 1988 była *Pandorina morum*, w 1989 r. *Pediastrum boryanum* i *Pediastrum duplex*, a w 1990 r. *Phacotus lenticularis*. Żaden



z gatunków Chlorophyta nie wystąpił w roli dominanta w latach 1999, 2009 i 2010 (tab. 1). Udział zielenic w grupie gatunków dominujących zwiększył się w latach 1987–1989 z 20% do 33,4%, w 1990 r. zmniejszył się do 20%, a później był już zerowy (rys. 4). Udział zielenic w grupie gatunków subdominujących zmniejszył się stopniowo z 50% w 1987 r. do 11,2÷12,5% w latach 2009 i 2010 (rys. 5). Dinophyceae miały przedstawiciela w grupie gatunków dominujących tylko w 2009 r. Było to *Ceratium hirundinella* (tab. 1), przy czym udział Dinophyceae w grupie gatunków dominujących wynosił wtedy 16,6% (rys. 4). Bruzdnice występowały jako subdominant w latach 1990, 2009 i 2010. Miały wtedy 11÷12% udział w grupie gatunków subdominujących (rys. 5), natomiast gatunki Euglenophyta nie należały do dominantów i subdominantów.

## Dyskusja

Fitoplankton jezior eutroficznycych jest zbiorowiskiem podlegającym ciągłej presji zmieniających się warunków środowiskowych, która towarzyszy naturalnej sukcesji, często modyfikowanej i przyspieszanej przez czynniki antropogeniczne [1,3]. Warunki, w jakich musi funkcjonować sprzyjają silnej konkurencji międzygatunkowej, co daje większe szanse rozwoju taksonom, których możliwości adaptacji środowiskowych poszerzone są o szereg specyficznych mechanizmów fizjologicznych pozwalających na współzawodnictwo i zdobywanie konkurencyjnej przewagi, decydującej często o wzroście ich dominacji i stałości występowania w zbiorowisku glonów planktonowych [4,6]. Postępująca dominacja i stałość występowania takich taksonów może oddziaływać zarówno na skład gatunkowy i strukturę taksonomiczną, jak również intensywność i dynamikę zmian rozwoju całego fitoplanktonu [5], a w konsekwencji prowadzić do pogorszenia jakości wody i zwiększenia stopnia eutrofizacji jeziora [17]. W Jeziorze Kortowskim sinice były tą grupą, której istotny wzrost stałości i dominacji miał wpływ na kształtowanie fitoplanktonu. Zmiany w fitoplanktonie spowodowane występowaniem sinic decydowały o stanie troficznym jeziora [18,19]. Sinice występowały w coraz większej liczbie, ich biomasa była coraz większa, a czas występowania uległ wydłużeniu. Ostatecznie stanowiły one około 80% gatunków stałych i dominujących. Ograniczały tym rozwój innych glonów, początkowo tylko latem, ale z czasem również w innych sezonach roku. Sinice decydowały zarówno o wcześniejszym ustępowaniu wiosennego maksimum okrzemek, jak również słabszym ich rozwoju jesienią oraz skutecznie konkurowały z zielenicami i bruzdnicami latem [20].

W warunkach zwiększonej dominacji i stałości występowania sinic stabilność struktury taksonomicznej i rozwoju innych glonów planktonowych była coraz mniejsza, czego skutkiem był zmniejszający się udział gatunków stałych i dominujących, zwłaszcza Bacillariophyceae i Chlorophyta, a okresowo również Dinophyceae. Rozwijające się coraz intensywniej sinice, wiosną ograniczały rozwój typowych w tym okresie okrzemek. Wzrastający udział sinic w wiosennym fitoplanktonie Jeziora Kortowskiego przyczyniał się również do skrócenia czasu ich rozwoju [20]. Załamanie się wiosennego rozwoju okrzemek, objawiające się stopniową ich sedymentacją, następuje często w czasie gwałtownego wzrostu temperatury wody i powstawania letniej stratyfikacji termicznej [21]. O przebiegu tego procesu decydują przede wszystkim warunki stagnacji wody

w zbiorniku, intensywność i wydłużający się czas promieniowania słonecznego oraz związane z tym zmiany temperatury wody, a także wykorzystanie przez okrzemki dostępnych zasobów krzemu, rzadziej azotu czy fosforu [22]. W jeziorach eutroficznycych proces ten może być potęgowany wypieraniem jednych gatunków fitoplanktonu przez inne, lepiej przystosowane do zmieniających się warunków środowiska [4]. W Jeziorze Kortowskim wzrost temperatury wiosną, a w konsekwencji wcześniejsze występowanie letniej stratyfikacji, ograniczało populację okrzemek, a sprzyjało rozwojowi sinic. Ich wiosenny rozwój był dodatnio skorelowany ze wzrostem temperatury wody [18]. Życiowe spektrum temperatury oraz związane z tym zmiany intensywności promieniowania i zapotrzebowania energetycznego, jest jedną z cech dających sinicom przewagę w biocenozie fitoplanktonowej kształtowanej w takich warunkach [4]. Intensywność fotosyntezy u sinic może być duża również w niskich temperaturach, dlatego w zmieniających się warunkach środowiskowych mogą one występować, a nawet przejmować dominację w fitoplanktonie, również w okresach wiosennych [6]. W Jeziorze Kortowskim wczesny rozwój sinic stopniowo eliminował z pozycji dominanta takie gatunki okrzemek, jak *Fragilaria crotonensis* i *Asterionella formosa*.

Ograniczenie wiosennego rozwoju okrzemek dawało sinicom większe możliwości rozwoju w okresie wczesnoletnim. W Jeziorze Kortowskim organizmami stałymi w fitoplanktonie na przełomie wiosny i lata były początkowo Chlorophyta z gatunku *Pandorina morum*, później również *Phacotus lenticularis*, zawsze rodzaj *Pediastrum*, zwłaszcza *Pediastrum boryanum*. Te wczesnoletnie gatunki podlegały coraz większej i wcześniejszej w czasie selekcji, a ich miejsce w zbiorowisku fitoplanktonowym zajmowały kontynuujące swój rozwój gatunki sinic. Recesja zielenic potęgowana była ich śmiertelnością spowodowaną przez zooplankton. Zielenice należą bowiem do chętniej zjadanych glonów niż sinice [23]. Mniejsza atrakcyjność konsumpcyjna sinic mogła być kolejnym czynnikiem zwiększającym ich konkurencyjną przewagę i możliwości dalszego rozwoju i osiągnięcia dominacji we wczesnoletniej biocenozie fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego. Zmiany w liczebności fitoplanktonu, wynikające z intensywnego żerowania zooplanktonu na przełomie maja i czerwca i odnawiania się fitoplanktonu po tym okresie, mogą być ograniczone, np. coraz większym udziałem w planktonie trudno zjadalnych form fitoplanktonowych [24]. Przyczynia się to do stopniowego skrócenia okresu występowania w jeziorze tzw. fazy czystej wody. Wzrastający udział sinic w fitoplanktonie Jeziora Kortowskiego sprawiał, że obniżenie biomasy fitoplanktonu w tym okresie przejściowym było w kolejnych latach coraz mniejsze, a z czasem intensywność rozwoju fitoplanktonu wczesnoletniego była większa od wiosennej [20]. Uzyskana przez sinice przewaga konkurencyjna już przed okresem letnim ułatwiała im osiągnięcie intensywnego rozwoju w czasie lata. Latem sinice zyskiwały korzyści w postaci wzrostu dostosowania do panujących warunków środowiskowych, co mogło być istotnym czynnikiem ich dalszego rozwoju i osiągnięcia zdecydowanej dominacji w fitoplanktonie Jeziora Kortowskiego. Stabilność letniego uwarstwienia termicznego, sprzyjająca autogenicznej sukcesji fitoplanktonu, uruchamia u sinic szereg specyficznych mechanizmów adaptacyjnych pozwalających im na skuteczne współzawodnictwo i zdobywanie konkurencyjnej przewagi względem innych glonów [4–6].

W okresie lata kolonizacja przez fitoplankton poszczególnej głębokości jeziora jest kontrolowana przez ograniczenie pionowego mieszania w powiązaniu z sezonową stratyfikacją temperatury, zasięgu światła oraz składu i zagęszczenia fitoplanktonu. Dzięki produkcji wakuoli gazowych (aerotropów) i kontrolowaniu ich turgoru sinice są zdolne do pionowej migracji w toni wodnej, umożliwiając im wybór siedlisk optymalnych pod względem temperatury, nasświetlenia i zasobów pokarmowych [4, 5]. Intensywne promieniowanie świetlne powoduje u nich wzrost turgoru komórek w wyniku akumulacji produktów przemiany materii, a w ślad za tym niszczenie wakuol gazowych, dające komórkom możliwość opadania na optymalną głębokość. Dodatkowo w warunkach zbyt intensywnego promieniowania zwiększa się u sinic synteza karotenoidów przeciwdziałających inhibującemu działaniu światła [4]. Z kolei mniejsza zawartość przyswajalnych form fosforu może stymulować, a wzrost pH wody umożliwiać sinicom przemieszczanie się ku powierzchni [5]. Możliwość zmiany głębokości występowania daje sinicom przewagę nad innymi glonami w konkurencji o światło, kiedy jego przenikanie do głębszych warstw wody ograniczane jest intensywnym rozwojem fitoplanktonu, często zdominowanym właśnie przez same sinice [4–6]. Intensywny rozwój sinic przyczyniał się do zmiany warunków fotycznych również w Jeziorze Kortowskim. Przezroczystość wody zmniejszała się latem proporcjonalnie do wzrostu ich rozwoju [18]. Słabe związki korelacyjne zaznaczyły się jedynie wówczas, kiedy w większej liczbie występowały sinice tworzące duże kolonie, które pochłaniały i rozpraszały światło w mniejszym stopniu niż drobne glony planktonowe [25]. W warunkach ograniczonego rozwoju sinic oświetlenia rozwój w fitoplanktonie glonów niemających mechanizmów kontroli warunków świetlnych jest jeszcze bardziej utrudniony przez jednoczesne ograniczenie zasięgu strefy trofogenicznej. Zdolność do pionowej migracji daje sinicom większe możliwości utrzymania się w strefie trofogenicznej i pozwala na dłuższe w niej przebywanie, co zapewnia im podtrzymanie procesów życiowych i dalszy rozwój, a tym samym lepsze wykorzystanie zasobów pokarmowych, jakie mają do dyspozycji w jeziorach eutroficznych [4–6].

Zasoby pierwiastków biogenych w Jeziorze Kortowskim nie ograniczały rozwoju fitoplanktonu [26–28]. W konkurencji o zasoby pokarmowe znaczący jednak w rozwoju sinic mógł być stosunek N/P, który w Jeziorze Kortowskim obniżał się nawet do 5, a jego średnia wartość wahała się w zakresie 8–14 [18]. Względnie mała zawartość azotu i duża fosforu zasadniczo sprzyjają rozwojowi sinic. Nie ograniczają one rozwoju gatunków sinic mających fizjologiczną zdolność wiązania azotu cząsteczkowego i uzupełniania w środowisku wodnym niedoboru dostępnych dla glonów form tego pierwiastka [4, 6], co pozwala sinicom zachować konkurencyjną przewagę w biocenozie fitoplanktonowej kształtowanej w takich warunkach. W Jeziorze Kortowskim były to dominujące i stałe gatunki z rodzaju *Anabaena* oraz *Aphanizomenon*. Ilości azotu wprowadzane do ekosystemu wodnego przez sinice mogą być różne, a ładunek stanowić może od kilku do kilkunastu procent rocznego obciążenia jeziora tym pierwiastkiem [29]. W Jeziorze Kortowskim ilość związanego przez sinice azotu atmosferycznego w 1986 r. wynosiła 410 kg [30]. Zasoby fosforu mogą ograniczać występowanie sinic, ale ich starzenie i obumieranie następuje dopiero przy wyczerpywaniu się zasobów fosforu [5]. Sinice mogą

utrzymywać zasoby fosforu w toni wodnej na względnie stałym poziomie. Są one zdolne do akumulacji i regeneracji związków fosforu. Z uwagi na większą aktywność fosfatyzacji są skuteczniejsze niż inne glony w przyswajaniu fosforu organicznego, będącego produktem przemiany materii ich samych, ale też konkurencyjnych glonów czy ekskrecji zooplanktonu [31]. Dominacja sinic mogła mieć wpływ na akumulację i regenerację związków fosforu w epilimnionie Jeziora Kortowskiego [27].

Sinice mogą podtrzymywać również zasoby węgla organicznego w środowisku wodnym, ze względu na mniejszą podatność na wyżeranie przez zooplankton [32]. Toksyny produkowane przez sinice mogą dodatkowo odstraszać, a także eliminować potencjalnych konsumentów [33]. Mniejsza atrakcyjność konsumpcyjna sinic w stosunku do innych glonów fitoplanktonowych powoduje ich zdecydowaną dominację w okresie letnim. W związku z tym mniejsza część produkcji pierwotnej jest wykorzystywana przez roślinożerców, a zwiększa się udział tzw. detrytusowego łańcucha spazania [34, 35]. Taki układ stosunków troficznych, charakterystyczny w przypadku środowisk zeutrofizowanych, mógł mieć miejsce w Jeziorze Kortowskim, a dominacja sinic mogła uruchamiać jego działanie. Wyżerowanie dostępnego atrakcyjnego pokarmowo fitoplanktonu sprawia, że dochodzi do dalszego wzrostu znaczenia konkurencji w kształtowaniu składu letniego fitoplanktonu. Wtedy same sinice na skutek własnej aktywności przekształcają środowisko, w którym żyją, jedne gatunki tracą w ten sposób przewagę selekcyjną, a zyskują ją inne, lepiej przystosowane do nowych warunków. Podobne wymagania środowiskowe poszczególnych gatunków mogą wtedy jeszcze bardziej zaostrzać ich konkurencyjność. Prowadzi to do zdecydowanych dominacji gatunkowych, często występujących w ilościach tworzących zakwity wody.

Autor pracy [36] uznawał za zakwit każdy masowy rozwój glonów w wodzie, natomiast autor pracy [37] zaproponował przyjęcie granicznych wartości do określenia pojęcia zakwitu – w przypadku chlorofilu *a* zawartość powyżej 20 mg/m<sup>3</sup>, a w przypadku całkowitej biomasy fitoplanktonu zawartość powyżej 3 g/m<sup>3</sup>. Zawartość chlorofilu *a* i biomasy fitoplanktonu w Jeziorze Kortowskim przekraczała te graniczne wartości [18]. Okresowo o dominację w fitoplanktonie sinice musiały konkurować z Dinophyceae, które jednak nie zdołały pozbyć sinic pozycji dominanta, mimo że zarówno Dinophyceae, jak i Cyanoprokaryota mają korzystne warunki życiowe w jeziorach eutroficznych [2, 3]. W każdym roku czas występowania sinic ulegał wydłużeniu, a intensywność ich rozwoju zwiększała się, skutkiem czego miało miejsce przesunięcie letniego szczytu rozwoju fitoplanktonu na okres późnoletni [20]. Jesienne przelamanie dominacji letnich gatunków było coraz słabsze i zachodziło coraz później, a okrzemki, którym sinice ustępowały miejsca w jesiennej biocenozie fitoplanktonowej miały coraz krótszy czas do osiągnięcia maksimum rozwoju. W tym czasie rozwoju sinic nie ograniczała dostateczna zasobność zbiornika w biogeny i późna cyrkulacja jesienna [26–28]. Ostatecznie sinice nie tylko zdecydowanie dominowały, ale również stale występowały w fitoplanktonie Jeziora Kortowskiego, a kompleksowe działanie czynników edaficznych sprzyjało utrzymaniu ich dominacji i stałości występowania.

Tempo zmian zachodzących w fitoplanktonie w warunkach wzrostu dominacji i stałości występowania sinic kształtowały dodatkowo czynniki hydrologiczne i klimatyczne. Ilość wody odpływającej z Jeziora Kortowskiego

(również na skutek odprowadzania wody z hypolimnionu jeziora) może być czasem większa od ilości wody dopływającej do jeziora. W konsekwencji poziom wody jeziora może latem obniżyć się nawet o 40 cm, przy czym niski poziom może utrzymywać się od czerwca aż do końca listopada [27]. Takie uwarunkowania hydrologiczne mogły pogłębić stagnację epilimnionu w najcieplejszych okresach letnich. Wzrost retencji wody mógł wtedy powodować zwiększenie akumulacji biogenów w tej warstwie wody, a tym samym sprzyjać rozwojowi sinic charakterystycznych w wodach zastoiskowych. Sinice rozwijają się bowiem najintensywniej w warunkach słabego mieszania się wód, a podstawowym czynnikiem, który ogranicza ich rozwój jest astatyczność środowiska wodnego [5, 38]. Zmiany uwarunkowań klimatycznych [39], a więc występowanie cieplejszych okresów wiosennych, długotrwałych bezopadowych okresów gorącego lata, bezwietrznych okresów jesiennych, jak też braki pokrywy lodowej w okresie zimy mogły wzmacniać tempo wzrostu dominacji i stałości występowania sinic.

Wzrastająca dominacja i stałość występowania sinic wyznaczała kierunek zmian struktury i rozwoju fitoplanktonu wskazujący na postępującą eutrofizację w tempie narastającym w czasie. Wpływ wzrostu stałości i dominacji sinic na kierunek zmian w fitoplanktonie zdefiniowany został w ocenie stanu troficznego i ekologicznego Jeziora Kortowskiego [18, 19]. Coraz większa i dłuższa dominacja sinic, decydując o bioróżnorodności i intensywności rozwoju całego fitoplanktonu, kształtowała kierunek zmian troficznych. Fitoplankton, który początkowo był typowy w przypadku umiarkowanej eutrofii, w warunkach wzrostu dominacji i stałości występowania sinic wskazywał już na wysoki stopień eutrofizacji jeziora [18]. Postępujący wzrost dominacji i stałości występowania sinic przyczynił się też do zmian stanu ekologicznego. Początkowo fitoplankton decydował o słabym stanie ekologicznym, ale wzrost w nim udziału sinic spowodował, że wskazywał on na zły stan ekologiczny jeziora [19]. Zmiany stanu troficznego i ekologicznego jeziora były wynikiem zmian zachodzących w strukturze i rozwoju fitoplanktonu w warunkach wzrostu stałości i dominacji sinic. Kierunek tych zmian może być potwierdzeniem negatywnego wpływu wzrostu dominacji i stałości występowania sinic na ocenę stanu troficznego i ekologicznego Jeziora Kortowskiego.

## Podsumowanie

Przeprowadzona analiza wyników badań wykazała, że fitoplankton w Jeziorze Kortowskim podlegał zmianom, których przebieg był wynikiem wzrostu dominacji i stałości występowania sinic w zbiorowisku glonów planktonowych. Sinice, wykorzystując specyficzne możliwości adaptacyjne, zwiększały swoją dominację i stałość występowania, przez co powodowały coraz mniejszą stabilność występowania innych glonów i ograniczenie ich rozwoju. Wzrost stałości wydłużał czas występowania sinic, a wzrost dominacji decydował o zwiększającym się ich rozwoju. Wzrastająca dominacja i stałość występowania sinic przyczyniały się do przebudowy struktury taksonomicznej i decydowały o tempie rozwoju całego fitoplanktonu, co w konsekwencji spowodowało szereg kompleksowych przemian uruchamianych w warunkach stałego ich występowania i zdecydowanej dominacji, które wpływały na zwiększenie trofii jeziora i pogorszenie jego stanu ekologicznego. Potwierdzeniem negatywnego wpływu wzrostu

dominacji i stałości występowania sinic na przebieg zmian zachodzących w fitoplanktonie może być decydujący udział sinic w ocenie stanu troficznego i ekologicznego jeziora. Utrzymaniu stałości i dominacji sinic sprzyjały oddziaływania czynników środowiskowych, zarówno fizyczno-chemicznych, jak i hydrologicznych oraz klimatycznych. Uwarunkowania te, wpływając na tempo i kierunek zmian, pogłębiały zjawisko wzrostu stałości i dominacji sinic, a także były przyczyną trudności zahamowania rozwoju sinic. Ograniczenie wzrostu stałości i dominacji sinic mogłoby nastąpić w warunkach utrzymywania wyższego poziomu wody w jeziorze, co pozwoliłoby na ciągły odpływ wody z jego warstwy powierzchniowej, poza selektywnym usuwaniem wody z hypolimnionu prowadzonym w ramach rekultywacji Jeziora Kortowskiego.

## LITERATURA

1. O. ANNEVILLE, V. GINOT, J.-C. DRUAT, N. ANGELI: Long-term study (1974–1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: A multi-table approach. *Journal of Plankton Research* 2002, Vol. 24, No. 10, pp. 993–1008.
2. L. BURCHARDT: Bioindykacja w ocenie ekosystemu jeziornego. W: L. BURCHARDT [red.]: Teoria i praktyka badań ekologicznych. *Idee Ekologiczne, Seria Szkice* 1994, vol. 4, nr 3, ss. 71–76.
3. C.S. REYNOLDS: Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic-state change. *Hydrobiologia* 2000, Vol. 424, pp. 123–132.
4. J. SHAPIRO: Current beliefs regarding dominance by bluegreens: The case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 1990, Vol. 24, pp. 38–54.
5. M. LAFFORGUE, W. SZELIGIEWICZ, J. DEVAUX, M. POULIN: Selective mechanisms controlling algal succession in Aydat Lake. *Water Science and Technology* 1995, Vol. 4, pp. 117–127.
6. M.T. DOKULIL, K. TEUBNER: Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 2000, Vol. 438, pp. 1–12.
7. L. BURCHARDT, K. ŁASTOWSKI, P. SZMAJDA: Różnorodność ekologiczna a bioindykacja. W: L. BURCHARDT [red.]: Teoria i praktyka badań ekologicznych. *Idee Ekologiczne, Seria Szkice* 1994, vol. 4, nr 3, ss. 27–44.
8. A.K.M. KABZIŃSKI: Zakwity sinicowe. *Aura* 2006, nr 7, ss. 6–8.
9. S. CHAKRABORTY, U. FEUDEL: Harmful algae blooms: combining excitability and competition. *Theoretical Ecology* 2014, Vol. 7, pp. 221–237.
10. A. HUTOROWICZ, A. NAPIÓRKOWSKA-KRZEBIETKE, A. PASZTALENIEC, J. HUTOROWICZ, A.L. SOLHEIM, B. SKJELBRED: Fitoplankton. W: H. SOSZKA [red.]: Ocena stanu ekologicznego wód rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Wydawnictwo IRS, Olsztyn 2011.
11. A. SYNOWIEC: Morfologia Jeziora Kortowskiego. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie* 1965, vol. 19, ss. 3–16.
12. J. DUNALSKA, G. WIŚNIEWSKI, C. MIENTKI: Water balance as factor determining the Lake Kortowskie restoration. *Limnological Review* 2001, Vol. 1, pp. 65–72.
13. P. OLSZEWSKI: Usuwanie hypolimnionu jezior. Wyniki pierwszego roku eksperymentu na Jeziorze Kortowskim. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie* 1959, vol. 9, nr 81, ss. 331–339.
14. J. DUNALSKA, G. WIŚNIEWSKI, C. MIENTKI: Assessment of multi-year (1956–2003) hypolimnetic withdrawal from Lake Kortowskie, Poland. *Lake and Reservoir Management* 2007, Vol. 23, pp. 377–387.



15. K. STARMACH: Plankton roślinny wód słodkich. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej. PWN, Warszawa–Kraków 1989.
16. H. CHUDYBA: Struktura i dynamika fitoplanktonu Jeziora Kortowskiego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie, Ochrona Wód i Rybactwa Śródlądowego* 1975, vol. 147, nr 5, ss. 1–70.
17. C.S. REYNOLDS, V. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI-FLORES, S. MELO: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 2002, Vol. 24, No. 5, pp. 417–428.
18. B. JAWORSKA, B. ZDANOWSKI: Phytoplankton as an indicator of trophic changes in a lake (Lake Kortowskie, northern Poland). *Polish Journal of Natural Science* 2012, Vol. 27, No. 2, pp. 165–179.
19. B. JAWORSKA, J. DUNALSKA, D. GÓRNIAK, M. BOWSZYS: Phytoplankton dominance structure and abundance as indicators of the trophic and ecological state of a restored lake. *Archives of Polish Fisheries* 2014, Vol. 22, pp. 7–15.
20. B. JAWORSKA, B. ZDANOWSKI: Patterns of seasonal phytoplankton dynamics as the element of ecological successional changes preceding in a lake (Lake Kortowskie, northern Poland). *Limnological Review* 2011, Vol. 11, No. 3, pp. 105–112.
21. A. TUJI: The effect of irradiance on the growth of different forms of freshwater diatoms: implications for succession in attached diatom communities. *Journal of Phycology* 2000, Vol. 36, pp. 659–661.
22. E. KRIVTSOV, G. BELLINGER, D.C. SIGEE: Changes in the elemental composition of *Asterionella formosa* during the diatom spring bloom. *Journal of Plankton Research* 2000, Vol. 22, No. 1, pp. 169–184.
23. P. TALLBERG, J. HORPPILA, A. VAISANEN, L. NURMINEN: Seasonal succession of phytoplankton and zooplankton a trophic gradient in a eutrophic lake – implication for food web management. *Hydrobiologia* 1999, Vol. 412, pp. 81–94.
24. H. BURGI, C. HELLER, S. GAEBEL, N. MOOKERJI, J. WAND: Strength of coupling between phyto- and zooplankton in Lake Lucerne (Switzerland) during phosphorus abatement subsequent to a weak eutrophication. *Journal of Plankton Research* 1999, Vol. 21, No. 7, pp. 485–507.
25. J.D. BROOKS, G.G. GANF, D. GREEN, J. WHITTINGTON: The influence of light and nutrients on buoyancy, filament aggregation and flotation of *Anabaena circinalis*. *Journal of Plankton Research* 1999, Vol. 21, No. 5, pp. 327–341.
26. C. MIENTKI, J. DUNALSKA: Phosphorus balance at various water flow in a lake restored by hypolimnetic withdrawal. *Ecohydrology and Hydrobiology* 2001, Vol. 1, No. 4, pp. 417–422.
27. J. DUNALSKA: Influence of limited water flow in a pipeline on the nutrients budget in a lake restored by hypolimnetic withdrawal method. *Polish Journal of Environmental Studies* 2002, Vol. 11, No. 6, pp. 631–637.
28. G. WIŚNIEWSKI, C. MIENTKI: The influence of changes in the catchment basin on the quantity of biogenic loads brought into restored Lake Kortowskie. *Limnological Review* 2002, Vol. 2, pp. 433–441.
29. I.R. FERBER, S.N. LEVINE, A. LINI, G.P. LIVINGSTON: Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? *Freshwater Biology* Vol. 49, pp. 690–708.
30. W.M. MENEY: Nitrogen fixation and phytoplankton studies in Kortowskie Lake under the condition of hypolimnion removal. Praca doktorska Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie, Olsztyn 1989.
31. H. GIRAUDET, J.L. BERTHON, B. BUISSON: A comparison of the daily alkaline phosphatase activity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) and a diatom (*Synedra capitata*). *Biochemistry* 1997, Vol. 320, pp. 451–458.
32. M. BOWSZYS, J.A. DUNALSKA, B. JAWORSKA: Zooplankton response to organic carbon level in lakes of differing trophic states. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2014, Vol. 412, No. 10, pp. 16–28.
33. G.A. CODD: Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering* 2000, Vol. 16, No.1, pp. 51–60.
34. P.A. del GIORGIO, R.H. PETERS: Patterns in planktonic P:R ratios in lakes: Influence of lake trophy and dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography* 1994, Vol. 39, No. 4, pp. 772–787.
35. S.R. CARPENTER, J.J. COLE, J. KITCHELL, M. PACE: Impact of dissolved organic carbon, phosphorus and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes. *Limnology and Oceanography* 1997, Vol. 43, No. 1, pp. 73–80.
36. C.M. PALMER: Algae in water supplies of Ohio. *Ohio Journal of Science* 1962, Vol. 62, pp. 225–244.
37. M. NEBAEUS: Algal water-blooms under ice-cover. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 1984, Vol. 22, pp. 719–724.
38. K. LINDENSCHMIDT, I. CHORUS: The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *Journal of Plankton Research* 1998, Vol. 20, pp. 1927–1951.
39. U. SOMMER, K. LENGFELLNER: Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology* 2008, Vol. 14, pp. 1199–1208.

**Jaworska, B., Zdanowski, B., Bowszys, M., Koszałka, J. Influence of Dominance and Stability of Occurrence of Blue-Green Algae on the Mechanism of Changes in Phytoplankton Structure in Lake Kortowskie. *Ochrona Środowiska* 2014, Vol. 36, No. 4, pp. 15–22.**

**Abstract:** Causes and effects of changes in structure and growth of phytoplankton in Lake Kortowskie (Olsztyn, Poland) were presented, under the conditions of blue-green algae dominance and increase in their stability of occurrence. Specific adaptation abilities of the blue-green algae which could have an impact on this phenomenon, but also could be a limiting factor in occurrence and growth of other algal groups, were analyzed. Qualitative and quantitative phytoplankton analysis for Lake Kortowskie was performed and applied as a basis for the planktonic algae dominance structure and stability of occurrence determination.

As a result, a significant increase in the blue-green algae stability and dominance was demonstrated. It was established that under these conditions stability level and growth of other planktonic algae groups gradually decreased. The increasing dominance and stability of the blue-green algae in the lake contributed to shifts in the taxonomic structure and affected growth rate of the entire phytoplankton assemblage. It was established that the increase in the blue-green algae dominance and stability triggered a series of complex transformations shaping the planktonic algae community. Trends in dynamics were documented during the seven-year phytoplankton studies (1987–1990, 1999, 2009, 2010) under the said conditions of increase in the stability and dominance of the blue-green algae.

**Keywords:** Standing waters, hypolimnion, eutrophication, adaptation.