

tunkiem drapieżnym. Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb wykazywały znaczne zróżnicowanie. Najniższe były one zawsze w tkance mięśniowej (w $\mu\text{g g}^{-1}$ suchej masy: Cd 0,01-0,06, Pb 0,4-0,8, Zn 37-54, Mn 1,0-2,9, Fe 20-40). Stężenia Cd i Pb w tkance mięśniowej ryb nie przekraczały dopuszczalnych stężeń tych pierwiastków w środkach spożywczych. Najwyższe stężenia Cd stwierdzano w nerkach (do $6,4 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci), Pb w skrzelach (do $5,4 \mu\text{g g}^{-1}$ u sandacza) i wątrobie (do $2,9 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci), Mn w skrzelach (do $53 \mu\text{g g}^{-1}$ u leszcza), Zn w nerkach (do $620 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci) i wątrobie (do $230 \mu\text{g g}^{-1}$ u leszcza), natomiast Fe w wątrobie, nerkach i skrzelach ryb (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003, Szarek-Gwiazda i in. 2006). Akumulacja metali ciężkich zachodziła głównie w narządach zawierających metalotioneiny (drobnochąsteczkowe białka) odgrywające istotną rolę w homeostazie jonów metali (Zn, Cu) niezbędnych dla prawidłowego metabolizmu organizmu, jak również w detoksykacji komórek z metali toksycznych (Cd, Hg) (Jezierska i Witeska 2001).

Bentosozerne płocie oraz planktonozerne i bentosozerne leszcze zazwyczaj akumulowały wyższe stężenia metali ciężkich (z wyjątkiem Pb) niż drapieżny sandacz. W tkankach płoci stwierdzono najwyższe stężenia Cd i Zn, a w tkankach leszcza Mn i Fe (Szarek-Gwiazda i in. 2006). Płocie i leszcze (częściowo) odżywiają się poszukując pokarmu w mule i dlatego są w większym stopniu narażone na metale zdeponowane w osadzie niż drapieżny sandacz. Kadm, który był najbardziej mobilnym pierwiastkiem w osadzie, był w największych ilościach akumulowany w tkankach płoci. Podwyższone zawartości metali ciężkich w skrzelach i nerkach sandacza w porównaniu do leszcza mogły wynikać z różnic tych gatunków w aktywności, nakładach energetycznych związanych z żerowaniem oraz zapotrzebowaniem na tlen. W kilku przypadkach stwierdzono różnice stężeń metali ciężkich w rybach z górnej i dolnej części Zbiornika Dobczyckiego, co wskazuje że dostępność metali dla ryb może być zróżnicowana nawet w małym stopniu zanieczyszczonym zbiorniku wodnym.

9.2.4. Makrofity

Stężenia metali ciężkich w poszczególnych częściach roślin wodnych (korzenie, łodyga, liście) są zróżnicowane i zależą od gatunku, warunków środowiska (stężenie metalu w wodzie i osadzie, czasu ekspozycji, pH, potencjału redox), drogi poboru metali, mechanizmów transportu, interakcji między metalami (Malec i in. 2011). W ostatnich latach prowadzono liczne badania poświęcone makrofitom wykazującym ponadprzeciętne zdolności do akumulacji substancji zanieczyszczających. Wykorzystywane są one w fitoremediacji, jako alternatywnej metody usuwania metali z zanieczyszczonych wód. Badaniami objęto cztery gatunki makrofitów, tj. zanurzone: wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum* (L.)

i jezierzę morską *Najas marina* (L.), z liśćmi pływającymi: rdest ziemnowodny *Polygonum amphibium* (L.) oraz wynurzone: trzcinę pospolitą *Phragmites australis* ((Cav.) Trin. ex Steud) występujące w Zatoce Brzezowej i w Zatoce Wolnicy. Metale ciężkie (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) analizowano w pędzie jezierzki morskiej i wywłócznika kłosowego oraz w korzeniach, liściach i łodydze trzciny pospolitej i rdestu ziemnowodnego.

Powyższe gatunki makrofitów wykazały zróżnicowaną zdolność do akumulacji metali ciężkich w częściach nadziemnych. Wyższe stężenia Cd, Pb, Mn i Fe stwierdzono w makrofitach zanurzonych (jezierzki morskiej, wywłócznika kłosowego) i o liściach pływających (rdestu ziemnowodnego), a niższe w makroficie wynurzonego (trzciny pospolitej). Metale ciężkie w najwyższych stężeniach występowały w korzeniach rdestu ziemnowodnego i trzciny pospolitej. Wynika to z faktu, że makrofity wynurzone i zanurzone z dobrze rozwiniętym systemem korzeniowym pobierają metale głównie przez korzenie. Trzcina pospolita jest zaliczana do tzw. „root accumulators” (Aksoy i in. 2005), czyli kumuluje metale w korzeniach. Ołów w małym stopniu przemieszczał się z korzeni do pędów trzciny pospolitej i rdestu ziemnowodnego. Słaby transport pierwiastków toksycznych z korzeni do pędów makrofitów ma na celu ochronę tkanki fotosyntetycznej. Miedź i cynk jako pierwiastki niezbędne w procesach metabolicznych zachodzących w roślinie były w większych ilościach transportowane z korzeni do pędów badanych gatunków.

Stwierdzono podwyższoną akumulację w pędach jezierzki morskiej oraz wywłócznika kłosowego Cd i Mn, czyli pierwiastków charakteryzujących się największą potencjalną mobilnością w osadzie (Szarek-Gwiazda 2013). Stężenia metali ciężkich w makrofitach były niskie i typowe dla środowisk wodnych w małym stopniu zanieczyszczonych metalami ciężkimi.

Podsumowując, stężenia metali ciężkich w abiotycznych (woda, osad) i biotycznych (ryby, makrofity) elementach ekosystemu Zbiornika Dobczyckiego były typowe dla zbiorników wodnych w małym stopniu zanieczyszczonych. Zanieczyszczenie Cd, Pb, Cu, Mn i Fe wody i osadu zbiornika nie uległo zasadniczym zmianom, natomiast zanieczyszczenie Zn uległo zmniejszeniu na przestrzeni lat. Fluktuacje stężeń metali ciężkich w wodzie zbiornika zależne były od dynamiki przepływu, składu chemicznego wody rzeki Raby oraz procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych zachodzących w zbiorniku.

9.3 Fitoplankton

Fitoplankton to zespół organizmów fotosyntetyzujących przystosowanych do życia w toni wodnej okresowo lub na stałe (Reynolds 2006). Określenie to oznacza grupę ekologiczną, a nie jednostkę systematyczną. Organizmy

zaliczane do fitoplanktonu, to zarówno organizmy prokariotyczne (sinice), jak i eukariotyczne. Innym określeniem używanym dla fitoplanktonu jest określenie „glony planktonowe”.

Glony, ze względu na krótkie cykle życiowe, są organizmami bardzo szybko reagującymi na zmiany w środowisku w którym żyją i dlatego są bardzo dobrymi wskaźnikami biologicznymi, zarówno jako całe zespoły, grupy, jak i pojedyncze gatunki. Dzięki tym właściwościom zostały uznane za uniwersalne wskaźniki w ocenie żyzności, czystości i skażeń wód. Były i są używane w różnych systemach oceny stanu wód takich jak system sprobów, ocena stanu trofii oraz w aktualnie obowiązujących systemach oceny stanu ekologicznego wód zgodnego z Ramową Dyrektywą Wodną (WFD 2000). W tym ostatnim przypadku istotnymi składowymi wskaźnika fitoplanktonowego są: a) skład fitoplanktonu i jego zmiany; b) obfitość; c) obecność i intensywność zakwitów. Ten ostatni czynnik jest także bardzo istotny w ocenie stopnia trofii zbiornika wodnego oraz szybkości zachodzącej eutrofizacji, a także potencjalnego niebezpieczeństwa jakim mogą być toksyny sinicowe, wydzielane w czasie zakwitów wody. Powszechnie wiadomo jest, że toksyny mogą mieć niekorzystny wpływ zarówno na organizmy zasiedlające ekosystemy wodne, jak i na jakość wody (Krztoń i in. 2016)

Skład, zagęszczenie i biomasa fitoplanktonu jest zmienna i zależna od czynników abiotycznych (fizyczno-chemicznych) oraz biotycznych takich jak zooplankton, ryby, ptaki związane ze środowiskiem wodnym (Amirów i in. 2000, Gwiazda i in. 2010). Zmienność ta jest także ściśle związana ze zmianami sezonowymi oraz cyklami C, N, P i innych pierwiastków. Istotnym czynnikiem modyfikującym parametry fizyczno-chemiczne wody i mającym pośredni wpływ na fitoplankton, jest otoczenie danego zbiornika i sposób jego zagospodarowania (Wilk-Woźniak i in. 2016a).

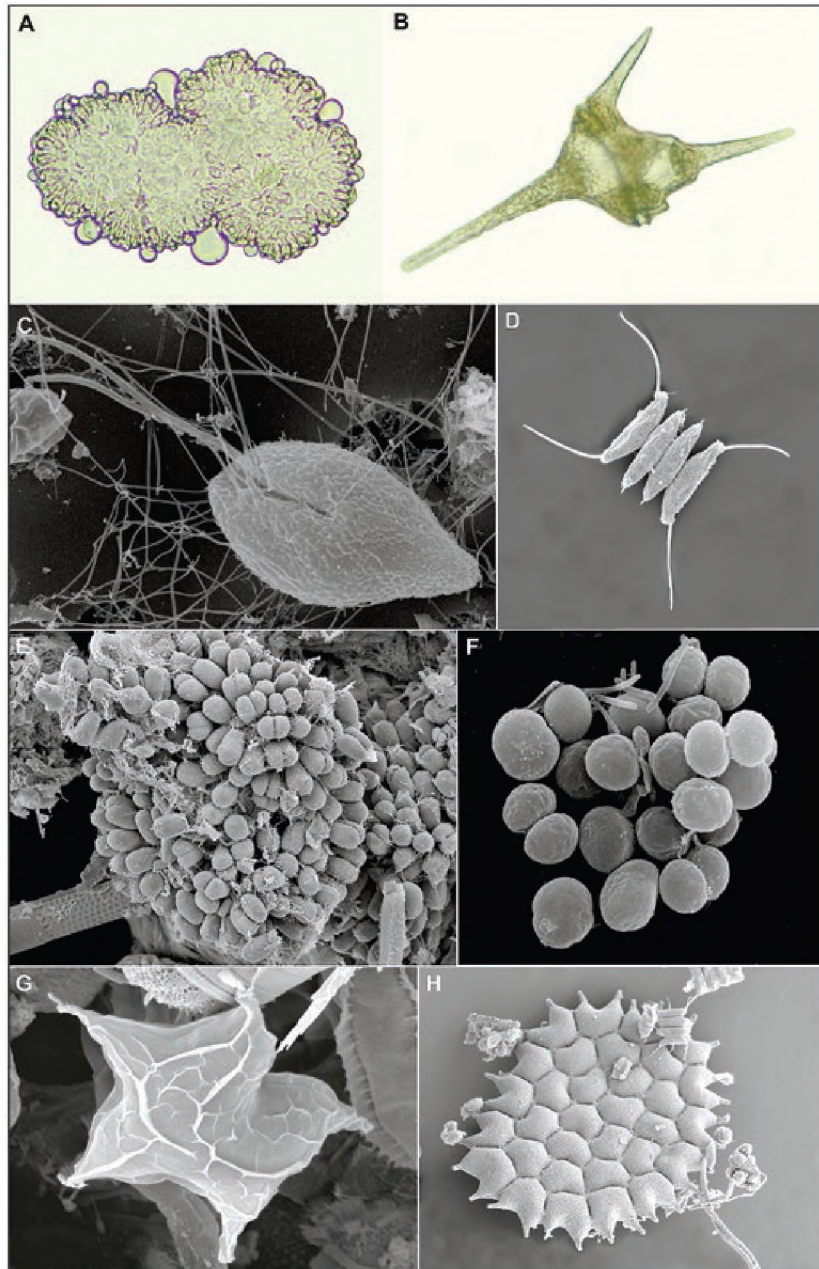
Badania fitoplanktonu Zbiornika Dobczyckiego prowadzone były w różnych aspektach od początku istnienia zbiornika czyli od 1986 r. Początkowe stadia rozwoju fitoplanktonu w nowo powstałym środowisku zostały opracowane przez Pająk (2003), opisując powstawanie zbiorowisk pionierskich i początkową fazę kształtowania się zespołu glonów planktonowych. W latach 1990-1992 materiały dotyczące fitoplanktonu opracowywane były przez mgr Jolantę Nabielec (Różowską), która udostępniła wyniki swoich badań do niniejszej publikacji. Kolejne lata badań związane były z badaniami dotyczącymi zarówno całego zespołu fitoplanktonu, jak i wybranych, poszczególnych jego grup.

Ze względu na to, że zbiorniki zaporowe są specyficznymi ekosystemami wodnymi, łączącymi w sobie cechy zarówno rzek, jak i jezior, kształtowanie struktur i dynamika zbiorowisk organizmów je zasiedlających jest zależna od czynników allochtonicznych oraz autoge-

nicznych. Czynniki allochtoniczne odgrywają większą rolę w części rzecznej zbiornika, w okresach wiosennych oraz w okresach silnych wezbrań i powodzi. Czynniki autogeniczne, mają większy wpływ na jeziorną część zbiornika – Basen Dobczycki, Zatokę Wolnicy (Ryc. 1) w okresie lata i wczesnej jesieni (Wilk-Woźniak 2009). Badania prowadzone przy użyciu izotopów stabilnych węgla ^{13}C potwierdziły powyższe wyniki oraz wskazały, że materia organiczna pochodzenia lądowego ma duże znaczenie w obiegu tego pierwiastka w ekosystemie Zbiornika Dobczyckiego (Wilk-Woźniak i in. 2016b). Badania pokazały także, że materia ta może być wprowadzana do łańcucha pokarmowego przez drobne zwierzęce organizmy planktonowe – wrotki (Wilk-Woźniak in. 2014).

Okresy „ekstremalne” takie jak powodzie czy niskie przepływy wód są okresami szczególnymi dla zbiornika i jego ekosystemu. Badania dotyczące zachowań fitoplanktonu w okresach wezbrań i powodzi wykazały, że zespoły fitoplanktonu ulegają szybkiej odbudowie (ok. 1 tygodnia). W tym okresie składają się głównie z gatunków cechujących się szybkimi cyklami życiowymi, przystosowanych do życia w toni wodnej z niską przejrzystością i wzmoczoną turbulencją. Wystąpienie silnych wezbrań i powodzi w okresie późniejszym niż wiosna, powoduje zaburzenie dynamiki fitoplanktonu, ale w kolejnym roku ekosystem zbiornika szybko powraca do swojego rocznego cyklu (Pociecha i Wilk-Woźniak 2000, Godlewska i in. 2003, Szarek-Gwiazda i in. 2009). Z kolei, w okresach niskich stanów wód liczniej rozwijają się gatunki o dużych rozmiarach komórek lub kolonii, charakterystyczne dla warunków stagnacji, cechujące się dłuższymi cyklami życiowymi (Pociecha i Wilk-Woźniak 2006). W tych okresach relacje troficzne są bardziej skomplikowane (Pociecha i Wilk-Woźniak 2002), a możliwość wystąpienia zakwitów sinic jest większa, przy czym zmniejsza się zdolność eliminacji fitoplanktonu przez zooplankton. Ciekawą jednak obserwacją było stwierdzenie, że wrotek *Asplanchna priodonta* (Gosse 1850) może odżywiać się dużymi glonami, takimi jak *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Dujardin 1841 czy też *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin 1933 (Pociecha i Wilk-Woźniak 2008). Obserwacje te wskazują, że duże organizmy fitoplanktonu częściowo mogą być także eliminowane przez duże wrotki. Relacje pomiędzy fito- i zooplanktonem wykazały interesujące związki pomiędzy sinicami, a wioślarkami (Pociecha i Wilk-Woźniak 2003) oraz wskazały na istnienie klasycznego układu drapieżnik-ofiara w układzie fito-zooplankton (Amirów i in. 2000).

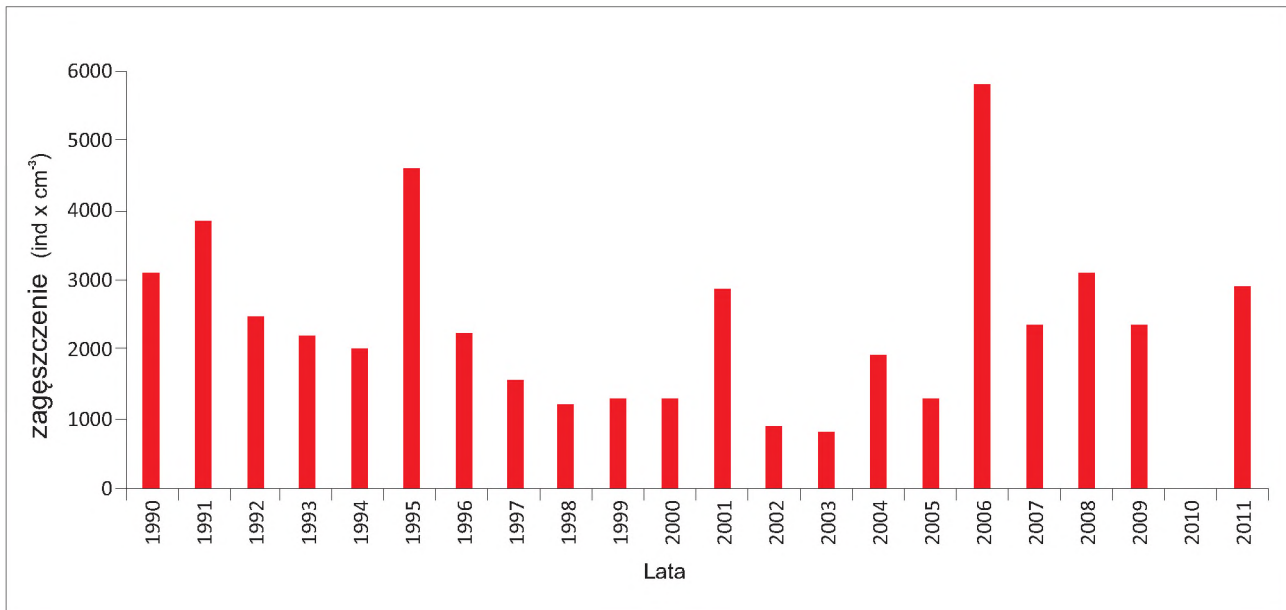
Szczególnymi badaniami objęte zostały sinice, grupa organizmów prokariotycznych obecnych na kuli ziemskiej od ponad 4 miliardów lat. Badania prowadzone były na gatunku charakterystycznym dla fitocenozy Zbiornika Dobczyckiego – *Woronichinia naegeliana*, wykazując rzadkie zjawisko, jakim są prawie monokul-



Ryc. 11. Typowi przedstawiciele fitoplanktonu Zbiornika Dobczyckiego: A. *Botryococcus braunii* (zielonica), B. *Ceratium hirundinella* (bruzdnica), C. *Plagioselmis minuta* (kryptofit), D. *Desmodesmus opoliensis* (zielonica), E. *Woronichinia naegeliana* (sinica), F. *Microcystis aeruginosa* (sinica), G. *Tetraedron caudatum* (zielonica), H. *Pediastrum boryanum* (zielonica)

turowe zakwity (Wilk-Woźniak 1998). Badania dotyczyły wymagań ekologicznych *W. naegeliana* (Wilk-Woźniak i in. 2003) oraz jej ultrastruktury (Wilk-Woźniak i in. 2006). Wyniki badań związanych z zakwitami wody tworzonymi przez *W. naegeliana* wskazały także konieczność weryfikacji utartych przekonań, iż zjawisko zakwitów wody utworzone przez sinice występuje głównie w okresie lata. Zakwity wody w Zbiorniku Dobczyckim stwierdzone były w późnych okresach letnich i jesiennych, z częstą liczną obecnością *W. naegeliana* w okresie zimowym (Wilk-Woźniak 1998, Wilk-Woźniak i Mazurkiewicz-Boroń 2003).

Zakwity sinicowe są zjawiskiem często spotykanym w wodach eutroficznych, ale ich nasilenie związane jest z przyspieszeniem procesu eutrofizacji. Badania monitoringowe Zbiornika Dobczyckiego pokazały, że wraz ze spadkiem dopływu azotu i fosforu do Zbiornika Dobczyckiego, nastąpiła zmiana dominanta tworzącego zakwity sinicowe z *Microcystis aeruginosa*, gatunku związanego bardziej z wodami wysokiej eutrofii, na *W. naegeliana* gatunku związanego z wodami mezo-eutroficznymi (Bucka i Wilk-Woźniak 1998, 1999). Źródła azotu i fosforu dostarczanego do Zbiornika Dobczyckiego, to spływy z jego zlewni, wnoszone



Ryc. 12. Średnie zagęszczenie ogólne fitoplanktonu (ind. cm⁻³) w Zbiorniku Dobczyckim w latach 1990-2011

głównie z rzeką Rabą (Ryc. 3), ale dodatkowym źródłem mogą być także ptaki związane ze środowiskiem wodnym. Jednak, badania wpływu defekacji ptaków wodnych na rozwój fitoplanktonu w Zbiorniku Dobczyckim pokazały, że ptaki nie miały istotnego wpływu na rozwój glonów (Gwiazda i Wilk-Woźniak 1997).

Na przestrzeni lat stwierdzono pojawianie się nowych gatunków i zanikanie innych. Przykładem takim może być okrzemka *Centronella reicheltii* Max Voigt 1901, która licznie występowała w lecie 1993 r. i od tego czasu nie była stwierdzana w fitoplanktonie zbiornika. Właściwy skład zbiorowisk fitoplanktonu pozostaje niezmienny i jest tworzony głównie przez gatunki kosmopolityczne (Bucka i Wilk-Woźniak 2002, 2007; Ryc. 11). Natomiast wszelkie zmiany czynników środowiskowych odzwierciedlane są w dynamice, zagęszczeniu, biomase i grupach dominujących (Wilk-Woźniak 1996, Wilk-Woźniak 2000, Wilk-Woźniak i Pocięcha 2000, Wilk-Woźniak i in. 2007, Wilk-Woźniak 2009, Strzesak 2014).

Warto zaznaczyć, że istnieje część zbiornika gdzie struktura i dynamika fitoplanktonu jest odmienna od głównego płosa. Takim szczególnym miejscem jest Zatoka Wolnicy, gdzie stwierdzono występowanie gatunków nieobecnych w pozostałych częściach zbiornika (Wojtal i in. 2005). Jest to także miejsce gdzie potencjalnie można oczekiwać pojawienia się gatunków obcych.

Zmienność czynników środowiskowych może być odpowiedzialna za zjawisko zmienności (plastyczności) fenotypowej. Zmienność fenotypowa to zdolność, pojedynczego genotypu, do wytwarzania różniących się pod względem fizjologicznym i/lub morfologicznym osobników. Badania prowadzone na rodzaju *Desmodesmus* wskazują, że wiedza o zmienności fenotypowej

i mechanizmów jej występowania może być użyta jako wskaźnik zmian czynników abiotycznych i biotycznych w ekosystemach wodnych (Shubert i in. 2014).

9.3.1. Badania długoterminowe

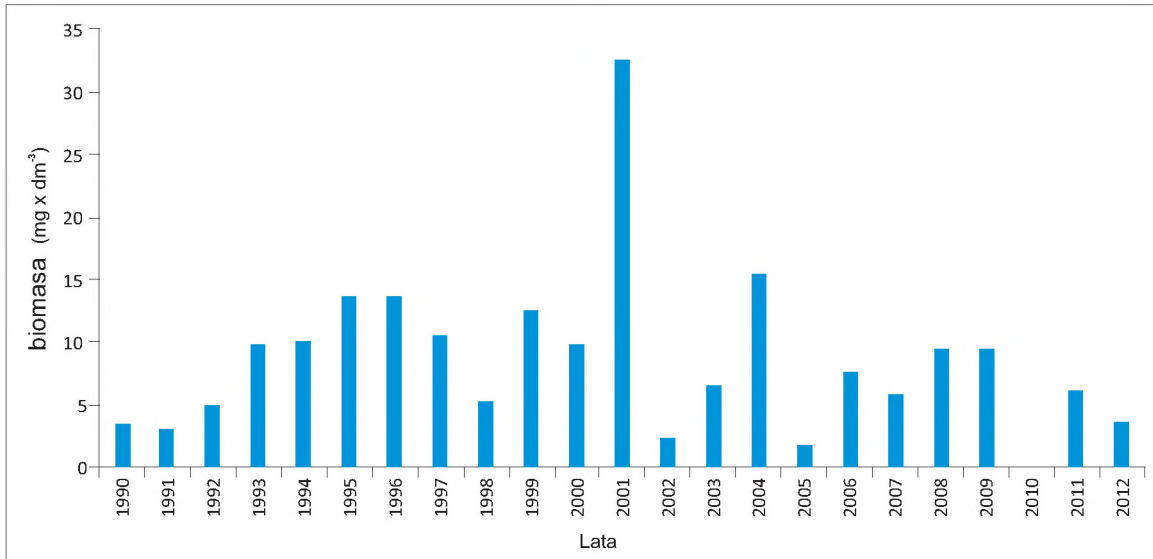
Długoterminowe badania fitoplanktonu Zbiornika Dobczyckiego ze szczególnym uwzględnieniem grupy sinic pozwoliły na wypracowanie modelu zmienności zbiorowisk.

Zagęszczenie i biomasa fitoplanktonu

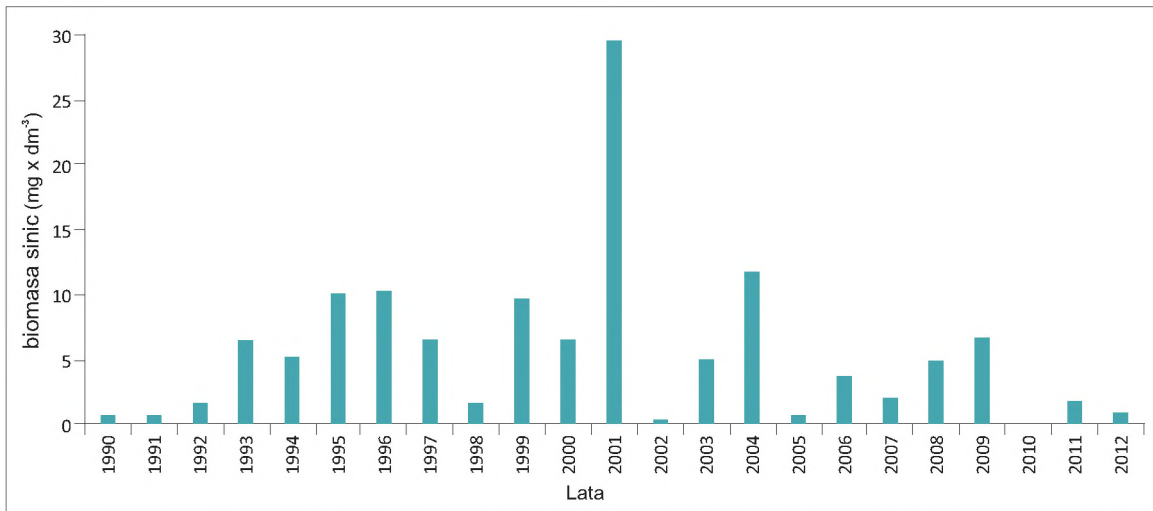
Zmienność zbiorowisk fitoplanktonu wyrażona zmiennością ich zagęszczenia nie jest jednakowa w kolejnych latach, ze względu na złożoność ekosystemu wodnego i wielość czynników decydujących o ich rozwoju. Najmniejsze średnie zagęszczenie fitoplanktonu stwierdzono w latach 1991, 1995, 2001, 2006, 2008 (Ryc. 12).

Biomasa fitoplanktonu także nie jest wielkością stałą lecz waha się w długoletnim okresie badań (Ryc. 13). Najmniejszą średnią biomasę ogólną fitoplanktonu stwierdzono w latach 1990, 1991, 1992, 1998, 2002, 2005, 2011 i 2012, a najwyższą w latach 2001, 1994, 1995 i 2004 (Ryc. 13). Ponadto, stwierdzono tendencję wzrostu średniej biomasy fitoplanktonu do 1996 r., następnie nieznaczny spadek przy gwałtownym wzroście w 2001 r., a w kolejnych latach obserwowano nadal tendencję spadkową.

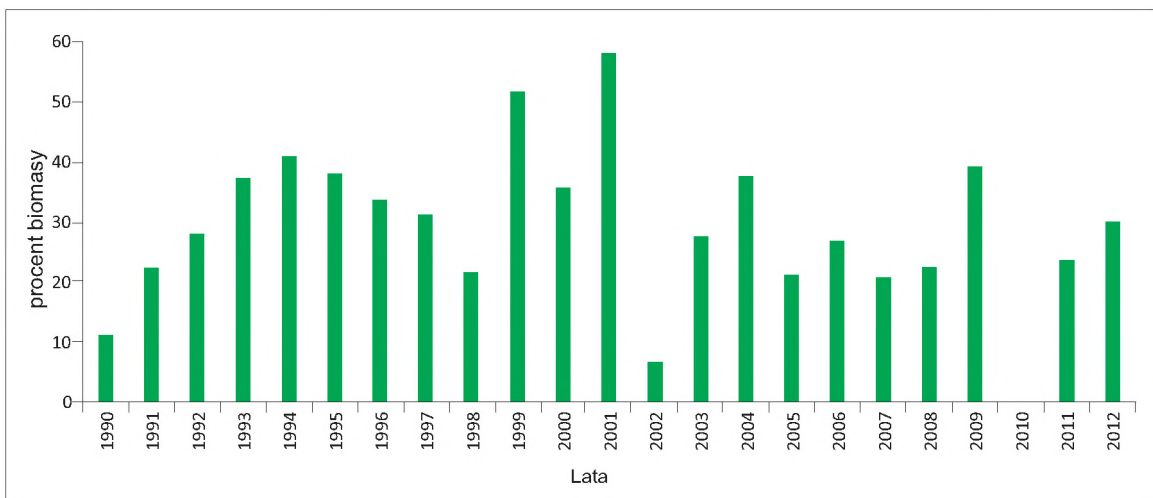
Sinice to grupa organizmów prokariotycznych, których liczna obecność i wysoka biomasa uznawana jest za jedną z cech charakterystycznych wód eutroficznych. Gwałtowny wzrost biomasy i długo utrzymujące się zakwity wskazują na szybko zachodzące procesy eutrofizacji.



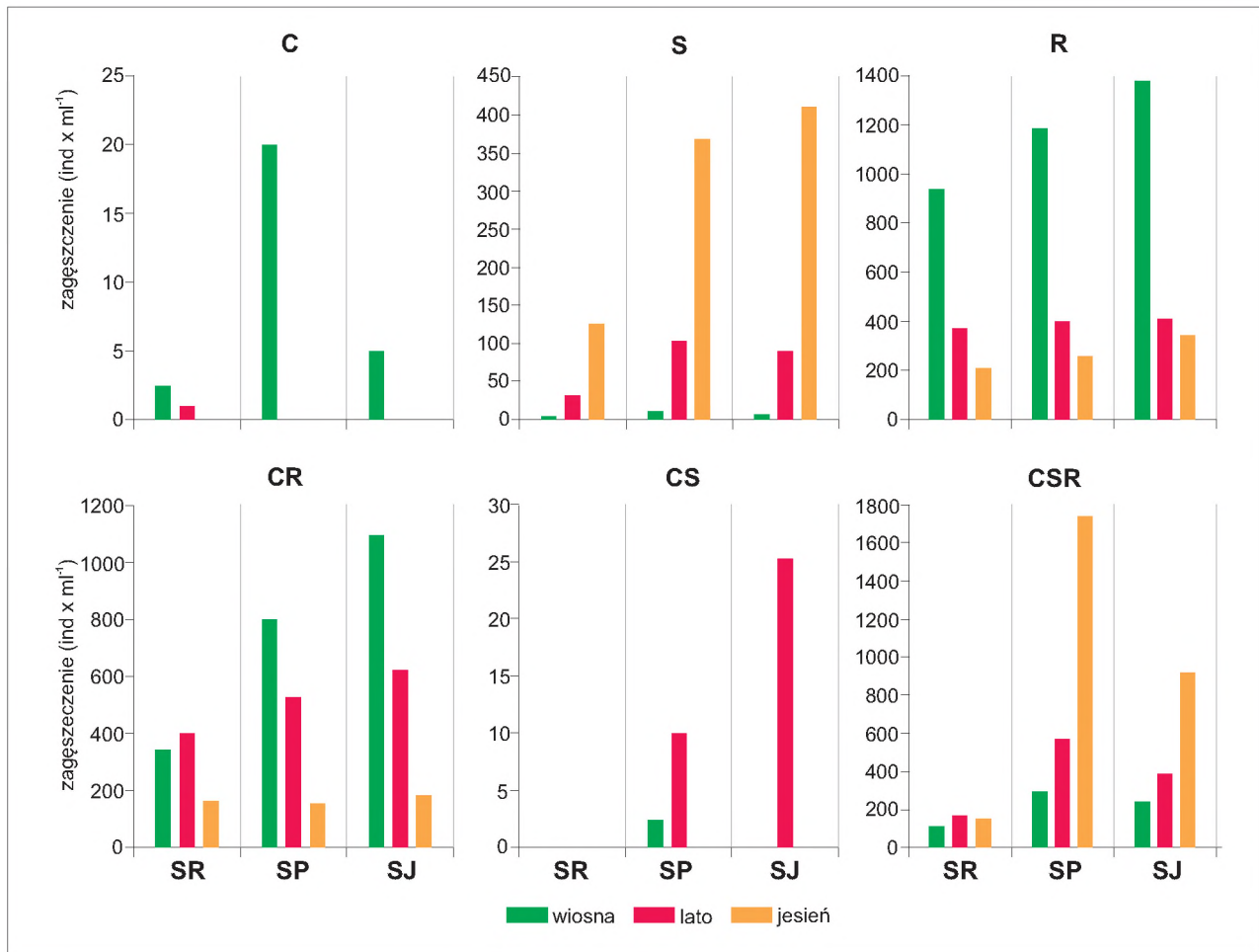
Ryc. 13. Średnia biomasa ogólna fitoplanktonu (mg dm⁻³) w Zbiorniku Dobczyckim w latach 1990-2015



Ryc. 14. Średnia biomasa sinic (mg dm⁻³) w Zbiorniku Dobczyckim w latach 1990-2015



Ryc. 15. Procentowy udział sinic w ogólnej biomasy fitoplanktonu Zbiornika Dobczyckiego w latach 1990-2012



Ryc. 16. Dominacja poszczególnych typów strategów życiowych w zależności od sezonu i strefy zbiornika (za Wilk-Woźniak 2009)

Do 1996 r. obserwowano wzrost średniej biomasy sinic, w kolejnych latach stwierdzono tendencję spadkową do najwyższej notowanej średniej rocznej biomasy sinic (wyjątek stanowił 2001 r.; Ryc. 14).

Niezależnie od ogólnej biomasy sinic, ważnym wskaźnikiem jest ich procentowy udział w ogólnej biomasy fitoplanktonu. Podobnie jak w przypadku ogólnej średniej biomasy stwierdzono wzrost udziału procentowego sinic w ogólnej biomasy fitoplanktonu do 1996 r. Następnie, w kolejnych latach nieznaczny spadek i ponowny wzrost (lata 1999 i 2001; prawie do 60 % ogólnej biomasy fitoplanktonu; Ryc. 15). W późniejszym okresie obserwowano zarówno spadek udziału sinic jak i ponowny wzrost, i utrzymywanie się na poziomie 20-40 % udziału w ogólnej biomasy fitoplanktonu.

9.3.2. Strategie życiowe, model zmienności sezonowej i strefowej oraz klucz środowiskowy

Każdy organizm posiada pewne przystosowania, które stanowią podstawę wzrostu i przetrwania. Istnieją różne wzory zachowań i reprodukcji genomów, według

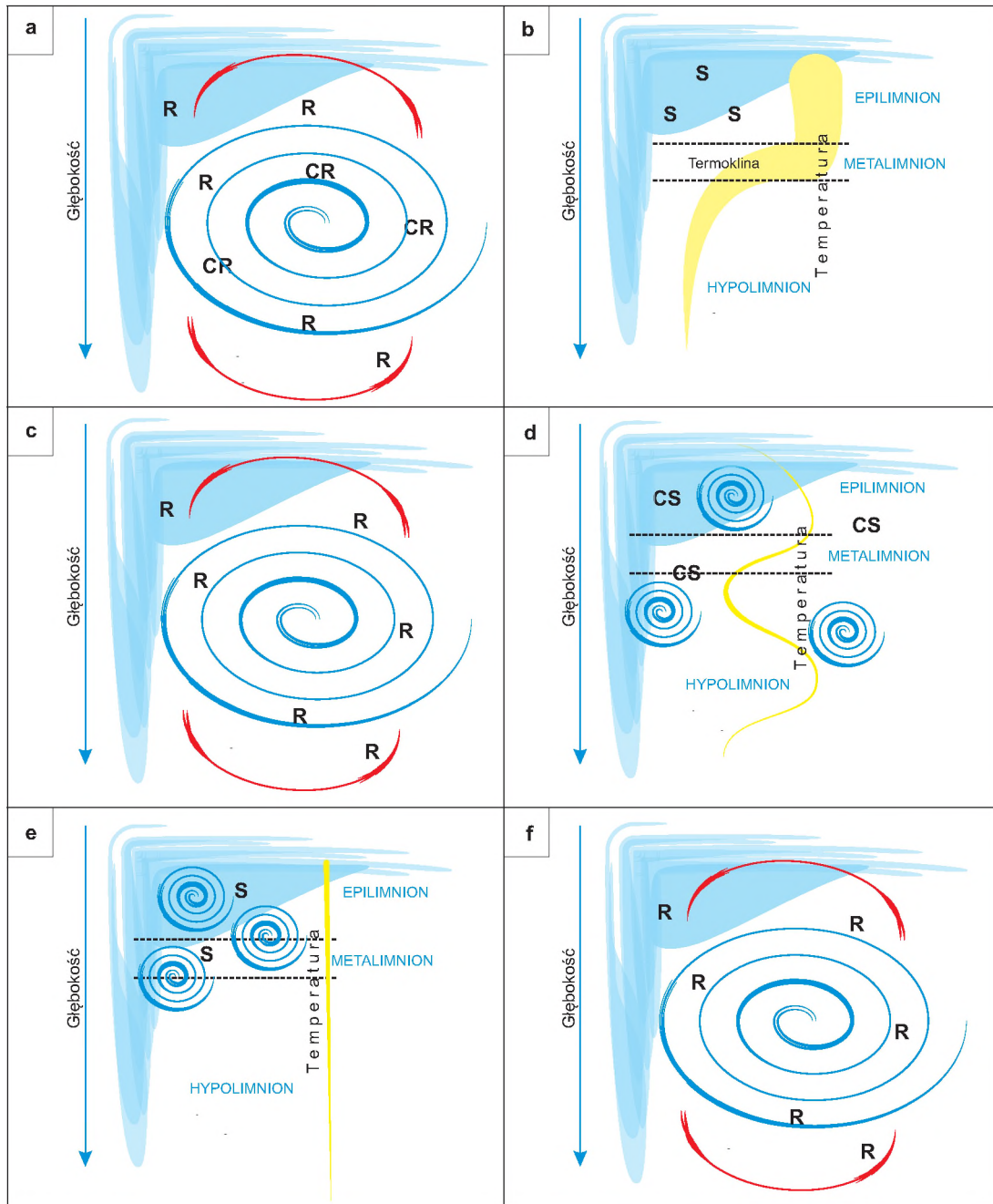
których organizmy funkcjonują. Organizmy fitoplanktonowe mogą wykorzystywać bardzo intensywnie źródła pokarmu i energii fotonów lub być bardzo dobrze przystosowane do niskiej koncentracji związków pokarmowych i do niskiej ilości dostarczanej energii. W Zbiorniku Dobczyckim w fitoplanktonie Zbiornika stwierdzono występowanie przedstawicieli strategii C, S, R, CS, CR, CRS. Gatunki typu C (współzawodnicy) to gatunki występujące w środowisku z dużą dostępnością światła i składników odżywczych (np. *Chlorella*, *Rhodomonas*, małe okrzemki centryczne jak np. *Stephanodiscus hantzschii*). Gatunki typu S (gatunki tolerujące stres), występują w środowisku o silnym niedoborze składników pokarmowych, ale o ilości światła wystarczającej do przeprowadzania procesów życiowych (np. *Microcystis*, *Oocystis* sp., *Gomphosphaeria*, *Woronichinia*). Gatunki typu R (gatunki tolerujące zaburzenia), występują w środowisku charakteryzującym się słabym dostępem światła, ale dużym dostępem związków pokarmowych (np.: *Asterionella*, *Fragilaria*, *Melosira*). Oprócz strategii głównych wyróżnia się także strategie pośrednie takie jak: CS (np. *Dinobryon*, *Dictyosphaerium*, *Coenochloris*, *Pseudosphaerocystis*, *Eudorina*, *Aphanocapsa* i *Aphanothece*), CR (to w przeważającej części duże okrzemki cen-

Strategia dominująca	Stan środowiska	Wrażliwość
1a. Dominacja R i/ lub CR	środowisko silnie zaburzone, stan zaburzenia długotrwały (duży i długotrwały wpływ wód rzecznych) duża turbulencja, niska temperatura wody, słaba przejrzystość, mieszanie wody, dostępność związków pokarmowych, możliwość występowania umiarkowanych deficytów związków pokarmowych	brak zaburzeń, stratyfikacja, stagnacja wody, całkowite wyczerpanie dostępnych związków pokarmowych
1b. Dominacja lub liczny udział innych typów strategii		
2a. Dominacja lub liczny udział S strategii	środowisko stabilne, stabilność utrzymana przez dłuższy okres czasu, możliwe mieszanie wody ale nie spowodowane wpływem wód rzecznych (np. cyrkulacja jesienna), dobra przejrzystość wody, stosunkowo wysoka temperatura wody, okresowe deficyty dostępności związków pokarmowych (w zależności od typu zbiornika)	silne zaburzenie spowodowane nagłym wpływaniem wód rzecznych, zaburzenie stagnacji, gwałtowne obniżenie temperatury, stały dostęp związków pokarmowych
2b. Dominacja lub liczny udział innych typów strategii		
3a. Dominacja lub liczny udział C strategii	wysoka dostępność światła, duża przejrzystość wody, możliwe mieszanie wody ale bez dużej ilości materii organicznej (nie ograniczające przejrzystości), wysoka dostępność związków pokarmowych	brak dostępu światła, niska przejrzystość, słaba dostępność lub brak dostępności związków pokarmowych
3b. Dominacja innych typów		
4a. Dominacja CS	chwilowe i niewielkie zaburzenie spowodowane krótkotrwałym wpływaniem wód rzecznych, dobra przejrzystość, słaba dostępność związków pokarmowych	stagnacja wody
4b. Dominacja CSR	kończący się zakwit wody lub okresy po licznych rozwoju innych gatunków fitoplanktonu	Brak wrażliwości na większość czynników abiotycznych

Tab. I. Model dominacji i zachowań poszczególnych typów strategii – krótki klucz do oceny zmian środowiska (Wilk-Woźniak 2009, za zgodą redakcji Studia Naturae)

tryczne np. *Stephanodiscus neoastrea* oraz gatunki rodzajów *Scenedesmus* (także *Desmodesmus*) i *Pediastrum*, *CRS* (niektóre gatunki rodzaju *Cryptomonas*) wykazują mieszaninę cech charakterystyczną dla wszystkich trzech pierwotnych strategii; Wilk-Woźniak 2009). Poszczególne strategdy dominowały w zespołach fitoplanktonu w zależności od sezonu i strefy zbiornika (Ryc. 16). Analiza wieloletnich zmian poszczególnych strategów pozwoliła na opracowanie propozycji klucza „ekologicznego” do oceny stanu środowiska wodnego na pod-

stawie dominacji różnych typów strategii oraz modelu zachowań fitoplanktonu w aspekcie zmian sezonowych z uwzględnieniem zmienności spowodowanej zmianami czynników fizyczno-chemicznych (Tab. I, Ryc. 17). Osobną kategorię stanowią gatunki *CSR*, których liczny pojaw nie jest związany z żadną porą roku. Praktycznie obecne i licznie stwierdzane są w każdej porze roku. W badaniach reprezentowane przez *Cryptomonas*. Podsumowując fitoplankton Zbiornika Dobczyckiego reprezentowany jest przez gatunki kosmopolityczne



Ryc. 17. Model dominacji poszczególnych strategów w określonych warunkach fizyczno-chemicznych (za Wilk-Woźniak 2009)

Ryc. 7a – wiosna, okres zaburzeń umiarkowanych ale długotrwałych. Dominacja gatunków *CR* i/lub gatunki *R*. Wiosna jest okresem kiedy środowisko funkcjonuje „pulsacyjnie” – np. duża dostępność/ mała dostępność pokarmu. *Puls dodatni* – silny wpływ rzeki powoduje wniesienie dużej ilości dostępnego pokarmu ale słaby dostęp do światła – rozwój gatunków *R*; *puls ujemny* – wyczerpanie się pokarmu (pojawienie się umiarkowanego stresu) na skutek szybkiego rozwoju glonów, poprzedzony umiarkowaną konkurencją (szybkie pobieranie pokarmu) – rozwój gatunków *CR*. Na początku stratyfikacji termicznej, kiedy warunki świetlne są dogodne a dostępność związków pokarmowych jest wystarczająca mogą pojawić się także gatunki strategii *C*.

Ryc. 7b-d – lato, strategie dominujące lub licznie obecne w okresie lata: *R*. Okres ich występowania to lato chłodne, deszczowe z większymi niż przeciętne wpływami rzeki np. w okresie lat mokrych, kiedy może nastąpić przedłużenie zachowań wiosennych. Gatunki *S* są obecne w okresach, kiedy istnieje stabilność kolumny wody (obecna stratyfikacja termiczna), dostępność światła, mała dostępność lub nawet deficyty związków pokarmowych. Preferują lata z małymi wpływami rzeki i przedłużonym okresem stagnacji. *CS* to gatunki przystosowane do względnie niezaburzonych warunków i stresu o umiarkowanej intensywności. Oznacza to, że mogą tolerować okresy małych, krótkotrwałych zaburzeń. Lata w których zdarzają się krótkotrwałe większe wpływy wód rzecznych, stratyfikacja ulega częściowemu zaburzeniu ale okres stabilności istnieje. Lata z krótkotrwałymi, niewielkimi zaburzeniami.

Ryc. 7e-f – jesień, okres najbardziej stabilny, z reguły charakteryzujący się najslabszymi wpływami rzek. Górne warstwy są poddawane mieszanemu przez wiatr. W okresie mieszania wody licznie obecne gatunki *R*. Mogą wystąpić deficyty związków pokarmowych i wówczas może nastąpić dominacja lub liczny rozwój *S* strategów. Zdarzają się jednak jesienią z dużymi opadami deszczu i wtedy występuje całkowite zaburzenie środowiska. Dominują wówczas gatunki strategii *R*.

o szerokim zakresie tolerancji warunków środowiskowych. Gatunki o węższym zakresie tolerancji, rzadkie lub obce stwierdzone były w oddzielnej części zbiornika, płytkiej, polimiktycznej Zatoce Wolnicy. Skład gatunkowy jest stosunkowo ubogi, ale jest to cecha typowa dla zbiorników i jezior głębokich. Na przestrzeni blisko 30 lat obserwowano zmiany w strukturze gatunkowej oraz w zagęszczeniu i biomacie fitoplanktonu związane z kolejnymi etapami rozwoju zbiornika, jak również ze zmianami zachodzącymi w zlewni zbiornika. Gatunkiem typowym dla Zbiornika Dobczyckiego, tworzącym zakwity wody jest sinica *Woronichinia naegeliana*. Stwierdzono obecność zmian sezonowych w składzie i dynamice fitoplanktonu oraz różnice w poszczególnych strefach zbiornika. Do 1998 r. stwierdzono paraboliczny układ zmian w biomacie całego fitoplanktonu oraz biomacie sinic. Od 1999 r. układ ten stał się bardziej chaotyczny i trudny do przewidzenia, ze zmianami raz wysokich, raz niskich wartości omawianych parametrów. Zaproponowany klucz środowiskowych oraz obserwacje zmian środowiska oparte na typach strategii życiowych wydają się być dobrym rozwiązaniem pozwalającym uchwycić zmiany zachodzące nie tylko w samym zbiorniku ale także w jego zlewni.

9.4. Peryfitonowe okrzemki (Bacillariophyta) rzeki Raby poniżej Zbiornika Dobczyckiego w roku 1983 i w roku 2014

Wybudowanie Zbiornika Dobczyckiego spowodowało fragmentację rzeki Raby, przerywając ciągłość jej biegu, niszcząc naturalne, a równocześnie tworząc nowe siedliska, które częściowo wykazują cechy środowiska jeziornego. W tak powstałym biotopie występują organizmy planktonowe, typowe dla wód stagnujących, które badane są od czasu utworzenia zbiornika w 1986 r. (Wilkożniak 1996, 2000, Wojtał i in. 2005). Eksploatacja zbiornika nie pozostaje bez wpływu na rzekę. Badania peryfitonu pokazują czy i w jaki sposób zbiornik zapory zmienia skład zbiorowisk organizmów zasiedlających rzekę. W celu stwierdzenia czy skład flory okrzemek peryfitonowych w Rabie poniżej zbiornika uległ zmianie w ciągu 30 lat istnienia zbiornika wykonano analizę jakościową peryfitonu, zebranego w 1983 i 2014 roku i prób z epilitonu zebranych w 2014 roku w Rabie ok. 100 m poniżej zapory. Ponadto, wyniki zostały użyte do oszacowania jakości wód na podstawie tzw. Indeksu Okrzemkowego (IO), który pozwala określić stan jakości wód rzecznych.

Zebrany materiał przygotowano zgodnie z obowiązującymi procedurami (Krammer, Lange-Bertalot 1986). Gatunki, które występowały licznie (powyżej 5 % względnej liczebności) zostały zakwalifikowane jako gatunki

dominujące. Zostały one poklasyfikowane pod kątem tolerancji na wody zanieczyszczone materią organiczną, preferencji odczynu wody oraz zasobności w tlen rozpuszczony, sole, związki azotu i inne pierwiastki biogenne. Indeksy użyte do wyznaczenia klasy jakości wody to wskaźnik trofii (TI), wskaźnik saprobowości (SI), wskaźnik obfitości gatunków referencyjnych (GR) i multimetryczny wskaźnik okrzemkowy (IO). Poszczególne wskaźniki obliczono wg metody podanej przez Picińską-Fałtynowicz i Błachutę (2010).

Listę taksonów okrzemek zestawiono w porządku alfabetycznym (Tabela II). Stwierdzono obecność 52 gatunków i odmian okrzemek należących do 23 rodzajów. Najliczniej występujące okrzemki oraz rzadko podawane z Polski zostały zilustrowane fotografiami z mikroskopu świetlnego (Ryc. 18).

Gatunkami dominującymi w zbiorowiskach peryfitonowych były *Navicula lanceolata*, *Gomphonema tergestinum*, *Navicula cryptotenella*, *N. gregaria* i *Achnanthisidum minutissimum* w materiale zebrany w 1983 roku oraz *Encyonema lange-bertalotii*, *Gomphonema olivaceum*, *Achnanthisidum minutissimum*, *Encyonema minutum* i *Achnanthisidum pyrenaicum* w 2014 roku (Tabela II). Okrzemki te są alkalifilne, za wyjątkiem alkalibiontycznej *Gomphonema olivaceum* i neutrofilnego *Achnanthisidum minutissimum* (Van Dam i inni 1994, Wojtał 2013). Dominujące w 1983 roku *Navicula lanceolata* (26,5 %) i *N. gregaria* (9 %), charakterystyczne dla wód eutroficznych o umiarkowanym i niskim stężeniu rozpuszczonego tlenu (Bąk i inni 2012, Van Dam i inni 1994) zdecydowanie zmniejszyły liczebność w 2014 roku i zostały zastąpione okrzemkami, wymagającymi środowiska o niższym stanie troficznym wód oraz wyższej zawartości tlenu, np. *Achnanthisidum minutissimum*.

W epilitonie w 2014 r. dominowały: *A. minutissimum* (19,7 %) i *A. pyrenaicum* (17,4 %) oraz towarzyszące im *Amphora peduculus* i *Denticula tenuis*. Wszystkie te gatunki są szeroko rozprzestrzenione w wodach na podłożu wapiennym, i tolerują warunki środowiskowe strefy β-mezosaprobowej (Van Dam i inni 1994, Bąk i inni 2012). W tym zespole odnotowano też występowanie rozprzestrzeniającej się w górskich rzekach okrzemki *Didymosphenia geminata*, uznawanej za gatunek inwazyjny. Obserwowane w epilitonie okrzemki: *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus neoastrea* czy *S. parvus* są elementami pochodzącymi z planktonu Zbiornika Dobczyckiego, skąd zostały naniesione na powierzchnię badanych kamieni. Nie stanowią one jednak trwałego elementu epilitonu.

We wszystkich badanych próbach preferencje peryfitonowych okrzemek w odniesieniu do odczynu wody wskazywały na wody alkaliczne słodko-brakiczne charakterystyczne dla okrzemek tolerujących niewielką ilość azotanów w wodzie i mogące zasiedlać środowiska subaerofityczne – woda/ląd (Van Dam i inni 1994, Bąk i inni 2012).

Bibliografia

- Amirowicz A., Pocięcha A., Wilk-Woźniak E. 2000. Łańcuch troficzny w pelagialu. W: Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. (red.): Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 177–184.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 1998. Dynamika gatunków glonów i sinic masowo rozwijających się w zbiornikach zaporowych: Wisła-Czarne i zbiornik Dobczycki (Polska poł.). *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, Ser. Polonica, 5, 269–277.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 1999. Cyanobacteria responsible for planktic water blooms in reservoirs in southern Poland. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 129), Algological Studies*, 94, 105–113.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2002. Monografia. Gatunki kosmopolityczne i ubikwistyczne wśród glonów pro- i eukariotycznych występujących w zbiornikach wodnych Polski Południowej. Kraków, ZBW PAN, ss. 233.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2007. Glony pro- i eukariotyczne zbiorowisk fitoplanktonu w zbiornikach wodnych Polski Południowej. Kraków, Instytut Ochrony Przyrody PAN, ss. 352.
- Godlewska M., Mazurkiewicz-Boroń G., Pocięcha A., Wilk-Woźniak E., Jelonek M. 2003. Effects of flood on the functioning of the Dobczyce reservoir ecosystem. *Hydrobiologia*, 504, 305–313.
- Gwiazda R., Wilk-Woźniak E. 1997. Wpływ defekacji ptaków wodnych na rozwój fitoplanktonu. *Działalność Naukowa PAN (Wybrane zagadnienia)*, 1997, 47–48.
- Gwiazda R., Jarocho K., Szarek-Gwiazda E. 2010. Impact of a small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the littoral regions of a submontane reservoir. *Biologia*, 65, 4, 742–748.
- Krztoń W., Puda K., Pocięcha A., Strzesak M., Kosiba J., Walusiak E., Szarek-Gwiazda E., Wilk-Woźniak E. 2016. Microcystins affect zooplankton biodiversity in oxbow lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*. doi: 10.1002/etc.3519.
- Pająk G. 2003. Formation of phytoplankton in the first years of existence of the water supplying reservoir (southern Poland) against the background of increased eutrophication process. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 4, 5–77.
- Pocięcha A., Wilk-Woźniak E. 2002. Links between chosen species of phyto- and zooplankton during the “wet” and “dry” years in the dam reservoir. *Abstr. 4th Internat. Conf. “Reservoir Limnology and Water Quality”*, České Budějovice, 270–274.
- Pocięcha A., Wilk-Woźniak E. 2003. Cyanobacteria-Cladocera relationships in submontane dam reservoir modified by hydrological conditions. *Archiv für Hydrobiologie/Algological Studies*, 109, 609–615.
- Pocięcha A., Wilk-Woźniak E. 2006. The life strategy and dynamics of selected species of phyto- and zooplankton in a dam reservoir during „wet” and „dry” years. *Polish Journal of Ecology*, 54, 1, 29–38.
- Pocięcha A., Wilk-Woźniak E. 2008. Comments on the diet of *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850) in the Dobczycki dam reservoir on the basis of field sample observations. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37, 3, 63–69.
- Reynolds C.S. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press, ss. 535.
- Shubert E., Wilk-Woźniak E., Ligęza S. 2014. An autoecological investigation of *Desmodesmus*: implications for ecology and taxonomy. *Plant Ecology and Evolution*, 147, 2, 202–212.
- Strzesak M. 2014. Porównanie składu i dynamiki fitoplanktonu w Zbiorniku Dobczyckim w zależności od metody poboru prób. W: Mazurkiewicz-Boroń G., Marczevska B. (red.): Zagrożenia jakości wód powierzchniowych i metody działań ochronnych. Lublin, KUL, 97–106.
- Szarek-Gwiazda E., Mazurkiewicz-Boroń G., Wilk-Woźniak E. 2009. Changes of physicochemical parameters and phytoplankton in water of a submountain dam reservoir – effect of late summer stormflow. *Archives of Environmental Protection*, 35, 4, 79–91.
- WDF 2000. The Water Framework Directive Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council. *Official Journal of the European Communities*, L 327, 1–72.
- Wilk-Woźniak E. 1996. Changes in the biomass and structure of phytoplankton in the Dobczyce Reservoir (southern Poland). *Acta Hydrobiologica*, 38, 125–131.
- Wilk-Woźniak E. 1998. Late autumn mass development of *Woronichinia naegeliana* (Cyanophyceae) in a dam reservoir in Southern Poland. *Biologia (Bratislava)*, 53: 1–5.
- Wilk-Woźniak E. 2000. Fitoplankton. W: Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. (red.): Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona. Kraków, ZBW PAN, 95–112.
- Wilk-Woźniak E., Pocięcha A. 2000. Plankton podgórskich zbiorników zaporowych – Dynamika zbiorowisk planktonowych jako narzędzie w badaniach wód zbiorników zaporowych (na przykładzie podgórskiego zbiornika zaporowego). *Mat. Kraj. Konf. “Zbiorniki Zaporowe – Metody Badań i Ocena Jakości Wód”*, Zacisze, 17–19.10.2000, 151–160.
- Wilk-Woźniak E., Mazurkiewicz-Boroń G. 2003. The autumn dominance of cyanoprokaryotes in a deep meso-eutrophic submontane reservoir. *Biologia (Bratislava)*, 58, 1, 17–24.
- Wilk-Woźniak E., Bucka H., Mrozińska T. 2003. Contribution to a broadening of taxonomical and ecological knowledge on *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin. *Archiv für Hydrobiologie/Algological Studies*, 109, 499–508.
- Wilk-Woźniak E., Cerbin S., Marshall H.G., Burchardt L. 2006. Ultrastructure of two common cyanobacteria: *Microcystis aeruginosa* Kütz. and *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin using scanning electron microscopy. *Archiv für Hydrobiologie (Suppl. 164)/Algological Studies*, 121, 85–89.
- Wilk-Woźniak E. 2009. Zmiany populacyjne w zbiorowiskach glonów planktonowych oraz ich strategie życiowe w warunkach ekosystemów wodnych sztucznie zmienionych. *Studia Naturae*, Kraków, IOP PAN, 55, ss. 132.
- Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., Amirowicz A., Gąsiorowski M., Gądzinowska J. 2014. Do planktonic rotifers rely on terrestrial organic matter as a food source in reservoir ecosystems? *International Review of Hydrobiology*, 99, 1–2, 157–160.
- Wilk-Woźniak E., Koreivienė J., Karosiene J., Pocięcha A., Strzesak M., Mróz W. 2016a. Contrasting phytoplankton structure and Morphologically Based Functional Groups of reservoirs that differ in the adjacent surrounding. *Clean Soil Air Water*, 44, 6, 638–647.
- Wilk-Woźniak E., Amirowicz A., Pocięcha A., Gąsiorowski M. 2016b. The effect of water balance of a man-made lacustrine ecosystem on the food web: does flushing affect the carbon signature of plankton and benthos? *Ecohydrology*, 9, 5, 765–772.
- Wojtal A.Z., Wilk-Woźniak E., Bucka H. 2005. Diatoms (Bacillariophyceae) of the transitory zone of Wolnica Bay (Dobczyce dam reservoir) and Zakliczanka stream (Southern Poland). *Archiv für Hydrobiologie/Algological Studies*, 115, 1–15.