



OCENA JAKOŚCI WODY JEZIORA SWARZĘDZKIEGO (ZACHODNIA POLSKA) NA PODSTAWIE FITOPLANKTONU, PIĘĆ LAT PO PRZERWANIU ZRÓWNOWAŻONEJ REKULTYWACJI

PHYTOPLANKTON BASED ASSESSMENT OF THE WATER QUALITY OF SWARZĘDZKIE LAKE (WESTERN POLAND) FIVE YEARS AFTER DISCONTINUATION OF THE SUSTAINABLE RESTORATION

SOFIA CELEWICZ, JULIA ZNOJEK

S. Celewicz, Katedra Botaniki, Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71 C, 60-625 Poznań, Poland, e-mail: sofia.celewicz@up.poznan.pl

J. Znojek, Wydział Medycyny Weterynaryjnej i Nauk o Zwierzętach, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Poland, e-mail: juliaznojek@gmail.com

ABSTRACT. The aim of the study was the water quality assesment of Swarzędzkie Lake based on phycological studies, five years after discontinuation of sustainable restoration using three methods (biological, chemical and technical). The results showed a significant increase in the total phytoplankton abundance together with the increase in cyanobacteria abundance (especially *Limnothrix redekei* and *Planktothrix agardhii*), decrease in the species diversity index and in the Secchi disk visibility, compared to the previous studies. The paper indicates the instability of the lake and deterioration of its water quality, connected with rapidly progressing eutrophication.

KEY WORDS: eutrophy, cyanobacteria, shallow lake, phytoplankton abundance, species diversity, functional groups, *Limnothrix redekei*

WSTĘP

Jeziro Swarzędzkie jest płytkim, polimiktycznym jeziorem polodowcowym, położonym na granicy miast Poznania i Swarzędza, na obszarze NATURA 2000 – Dolina Cybiny. Od drugiej połowy XX wieku akwen był poddany silnej antropopresji i miał charakter hipertoficzny (ROSIŃSKA i in. 2017). Wysokie stężenie biogenów i związane z tym długotrwałe i częste zakwity sinic w okresie letnim uniemożliwiały rekreacyjne wykorzystywanie jeziora. Było ono regularnie zanieczyszczane ściekami komunalnymi (do 1991 roku), zasilane związkami azotu i fosforu pochodzącymi ze zlewni (głównie z pól uprawnych), a także z dopływów (rzeki Cybiny i strumienia Mielcuch) oraz z osadów dennych (zasilanie wewnętrzne). Jakość wody oraz fitoplankton Jeziora Swarzędzkiego były wielokrotnie badane (KOWALCZEWSKA-MADURA 2005, KOWALCZEWSKA-MADURA & GOŁDYN 2006, 2010,

STEFANIAK i in. 2007, GOŁDYN & KOWALCZEWSKA-MADURA 2008). Prowadzono również badania dotyczące intensywności uwalniania fosforu (SZYPER i in. 1994, KOWALCZEWSKA-MADURA & GOŁDYN 2009, 2010, 2012). Stan ekologiczny jeziora określano jako zły (WIOŚ 2008). W latach 2012–2014 w celu zahamowania szybko postępującej eutrofizacji, obniżenia poziomu trofii, ograniczenia nadmiernego rozwoju sinic (szczególnie potencjalnie toksycznych) oraz w celu poprawy stanu ekologicznego jeziora poddano je rekultywacji trzema metodami jednocześnie: techniczną (natlenianie wód hypolimnionu za pomocą aeratora pulweryzacyjnego), chemiczną (inaktywacja fosforu w osadach dennych) i biologiczną (biomanipulacja prowadząca do przebudowy piramidy troficznej). Zrównoważona rekultywacja, oparta na metodach inicjujących naturalne procesy korzystnie wpływające na jakość wód, przyniosła pozytywne efekty. W wyniku zastosowanych zabiegów w Jeziorze Swarzędzkim

stwierdzono przebudowę struktury fitoplanktonu, ograniczenie rozwoju sinic, wzrost udziału zielenicy (w lecie), złotowiciowców (na wiosnę) i kryptofitów (jesienią), spadek ogólnej liczebności fitoplanktonu, wzrost różnorodności gatunkowej oraz liczby taksonów glonów, wzrost udziału hydromakrofitów oraz pojawienie się elodeidów (KOZAK i in. 2018, ROSIŃSKA i in. 2018). Po trzech latach stosowania zróżnicowanych zabiegów poprawiających stan jeziora, z powodu braku środków finansowych, rekultywację ograniczono tylko do jednej metody – aeracji. Ostatnie badania fykologiczne z 2016 roku (KOZAK i in. 2018) wykazały ponowne pogorszenie jakości wody (wzrost liczebności sinic, spadek różnorodności gatunkowej) w stosunku do okresu, kiedy stosowano trzy metody rekultywacji.

Fitoplankton jest ważnym biologicznym wskaźnikiem w ocenie stanu i funkcjonowania ekosystemów wodnych. Glony planktonowe szybko reagują na zmieniające się warunki środowiskowe (w tym na zmiany parametrów fizycznych i chemicznych wody), a także stanowią bazę pokarmową dla zooplanktonu, dlatego dobrze odzwierciedlają zmiany zachodzące w wyniku zabiegów rekultywacyjnych.

Celem pracy była ocena jakości wody Jeziora Swarzędzkiego na podstawie badań fykologicznych, pięć lat od przerwania zrównoważonej rekultywacji trzema metodami. Stałe monitorowanie jakości wody i stanu ekologicznego akwenu jest konieczne dla określenia dalszych działań chroniących przed jego przyspieszoną eutrofizacją i degradacją. Jest to szczególnie istotne na obszarach o małej jeziorności i z niekorzystnym bilansem wodnym, do których od wielu lat należy środkowa Wielkopolska.

MATERIAŁ I METODY

Miejskie Jezioro Swarzędzkie jest zlokalizowane w zachodniej części Polski, w województwie wielkopolskim (52°24'49"N, 17°03'54"E). Jest akwieniem przepływowym, płytkim (maksymalna głębokość – 7,2 m; średnia głębokość – 2,6 m) i średniej wielkości (powierzchnia – 93,7 ha, objętość – 2 mln m³; KOWALCZEWSKA-MADURA & GOŁDYN 2010). Zasilane jest głównie przez rzekę Cybinę i częściowo przez strumień Mielcuch. Część północno-wschodnia jeziora jest głębsza i szersza w stosunku do części południowo-zachodniej. Zlewnia o powierzchni 17,230 ha ma głównie charakter rolniczy (pola uprawne stanowią 77% jej powierzchni; KOWALCZEWSKA-MADURA & GOŁDYN 2006). Jezioro przez wiele lat przed zrównoważoną rekultywacją miało charakter hipertroficznego, z częstymi zakwitami sinic: *Aphanizomenon gracile* (Lemm.) Lemm., *Pseudanabaena limnetica* (Lemm.) Kom., *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis and Komárek, and *Limnothrix redekei* (Goor) Meffert (KOWALCZEWSKA-MADURA & GOŁDYN 2006, STEFANIAK i in. 2007, KOZAK i in. 2014).

Próby do analiz fykologicznych pobierano co dwa tygodnie, w okresie od 21 maja do 3 października 2019 roku, z warstwy powierzchniowej wody, ze strefy pelagialu, w pobliżu centralnego miejsca północno-wschodniej części jeziora. Każdorazowo w terenie mierzono również pH, temperaturę wody oraz widzialność krążkiem Secchiego. Próby do analizy jakościowej fitoplanktonu pobierano za pomocą batymetru 5-litrowego, a następnie zagęszczano przez siatkę planktonową o średnicy oczek 40 μm. Do analizy ilościowej pobierano po 1 litrze wody do plastikowych butelek, a następnie konserwowano płynem Lugola (J w JK). W laboratorium próby poddawano sedymentacji w cylindrach miarowych i zagęszczano do objętości 5–30 ml.

Skład taksonomiczny i liczebność fitoplanktonu analizowano, używając mikroskopu świetlnego Biolar (przy powiększeniach 200× i 400×). Komórki glonów liczono w komorze Fuchs-Rosenthala (parametry komory: wysokość – 0,2 mm, powierzchnia 1 pola – 0,0625 mm²), licząc w każdej próbie 100 pól. Pojedyncze komórki i cenobia (np. *Scenedesmus*, *Crucigenia*) były liczone jako jeden osobnik. W przypadku form nitkowatych (np. *Limnothrix*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*) za jednego osobnika uznawano odcińkę długości 100 μm. U glonów tworzących kolonie (z rodzaju *Microcystis*) za jednego osobnika przyjmowano kolonię o powierzchni 400 μm². Za gatunki dominujące w zbiorowiskach fitoplanktonu przyjęto te, których liczebność przekraczała 10% całkowitej liczebności w danej próbie.

W celu zbadania zależności pomiędzy temperaturą wody a liczebnością ogólną fitoplanktonu, liczebnością poszczególnych grup systematycznych oraz dominantów zastosowano współczynnik korelacji rang Spearmana (istotność przy $p < 0,05$). Analizy zostały przeprowadzone za pomocą programu STATISTICA 6.0 PL 2002 (StatSoft Inc. 2002).

Stan troficzny jeziora określono za pomocą Carlson's Trophic State Index (TSI), opierając się na przezroczystości wody mierzonej krążkiem Secchiego (CARLSON & SIMPSON 1996), zgodnie z następującym wzorem:

$$TSI (SD) = 60 - 14.41 \ln (SD),$$

gdzie SD (z ang. *Secchi disk*) to przezroczystość wody w metrach.

W celu dokładniejszej oceny jakości wody (np. trofii, saprobii) jeziora na podstawie analiz fykologicznych dokonano również podziału gatunków glonów planktonowych na grupy funkcjonalne, według podobnych preferencji siedliskowych (REYNOLDS i in. 2002).

Dodatkowo przeprowadzono charakterystykę ekologiczną okrzemek wskaźnikowych na podstawie listy VAN DAMA i in. (1994).

W celu określenia różnorodności gatunkowej fitoplanktonu zastosowano współczynnik Shannona-Wienera (H') i współczynnik równomierności „evenness”. Analizy przeprowadzono z użyciem programu PAST 3.09.

WYNIKI

Przez cały okres badań odczyn wody w Jeziorze Swarzędzkim był zasadowy (7,8–8). Temperatura wody oscylowała pomiędzy 28°C w czerwcu a 15°C w październiku (tab. 1). Wartości indeksu troficznego dla widzialności krążka Secchiego oscylowały między 74

w maju a 64 w lipcu i wskazywały na silnie eutroficzny charakter jeziora.

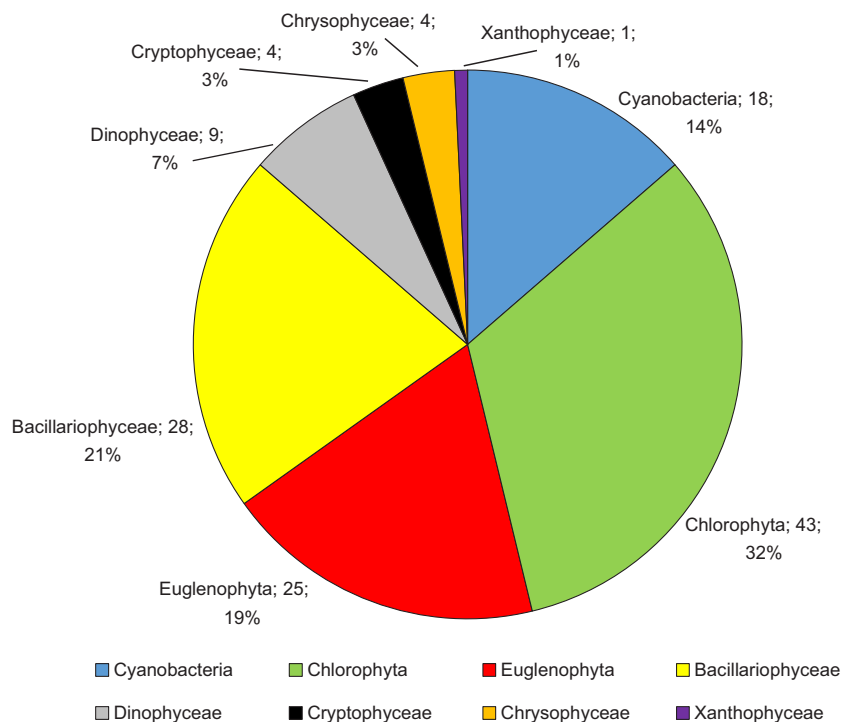
Analiza jakościowa fitoplanktonu wykazała obecność 132 taksonów należących do ośmiu grup systematycznych (tab. 2).

Najliczniej reprezentowane były zielenice (43 taksony), które stanowiły 32% całkowitej liczby taksonów, następnie okrzemki (28 taksonów, 21% udziału), eugleniny (25 taksonów, 19% udziału) oraz sinice (18 taksonów, 14% udziału). Udział pozostałych grup systematycznych fitoplanktonu (bruzdnic, kryptofitów, złotowiciowców i różnowiciowców) był niewielki i wynosił poniżej 7% (ryc. 1).

Tabela 1. Zmiany w czasie dla widzialności krążka Secchiego, indeksu troficznego z udziałem krążka Secchiego (TSI (SD)) i temperatury wody w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku

Table 1. Temporal changes of Secchi disk visibility, Trophic State Index (TSI (SD)) and water temperature in the Swarzędzkie Lake in 2019

Data Date	Widzialność (cm) Visibility (cm)	TSI (SD)	Stan troficzny Trophic state	Temperatura wody (°C) Water temperature (°C)
21.05	38	74	hypertrofia	21
4.06	65	66	eutrofia	28
19.06	60	67	eutrofia	27
3.07	60	67	eutrofia	22
17.07	65	66	eutrofia	23
31.07	77	64	eutrofia	25
18.08	58	68	eutrofia	24
4.09	62	67	eutrofia	24
20.09	68	65	eutrofia	16
3.10	65	66	eutrofia	15



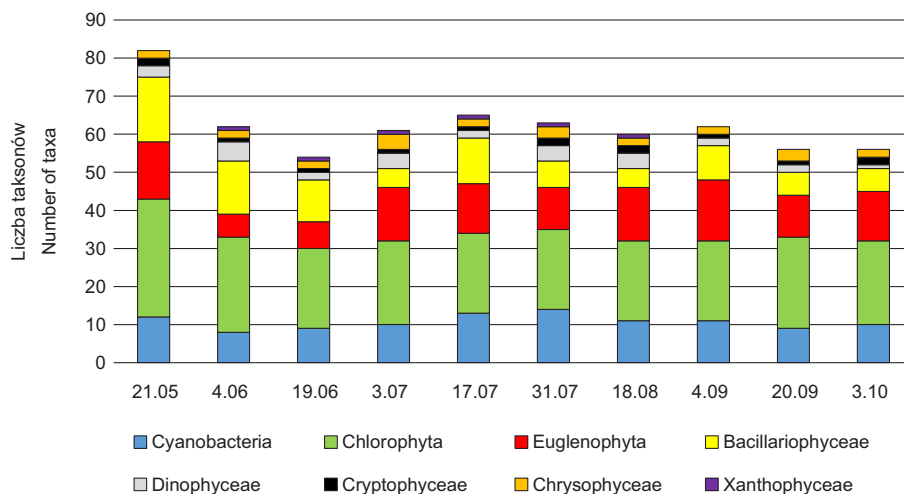
Ryc. 1. Udział procentowy poszczególnych grup systematycznych glonów w całkowitej liczbie taksonów fitoplanktonu w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku

Fig. 1. Percentage contributions of particular systematic groups of algae to the total number of phytoplankton taxa in the Swarzędzkie Lake in 2019

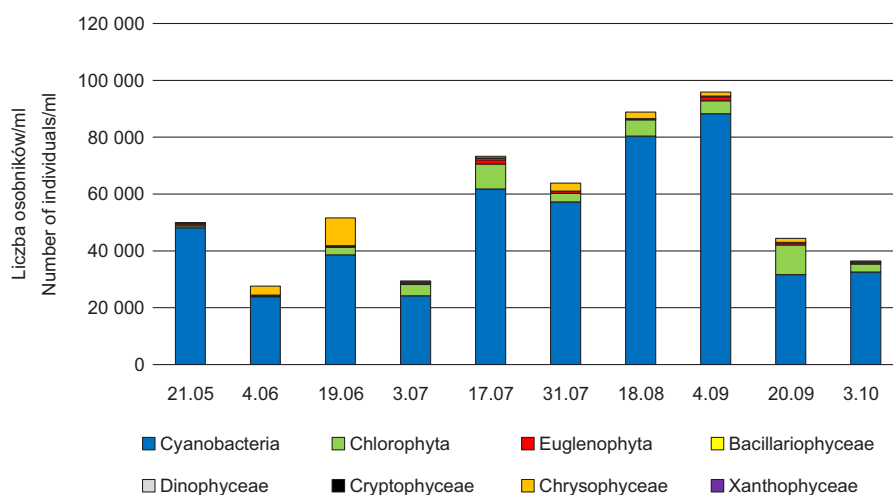
Gatunki Species	Grupa funkcjonalna Functional group	21.05	4.06	19.06	3.07	17.07	31.07	18.08	4.09	20.09	3.10
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegewald) E. Hegewald	J	64	+	+	+	+	+	+	+	+	24
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richter) E. Hegewald	J	48	0	0	16	40	20	60	24	24	0
<i>Dityosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood	F	64	+	20	64	340	60	180	384	528	360
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	F	+	24	+	+	+	0	0	0	0	+
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	G	0	12	0	0	20	0	20	120	48	48
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	J	16	+	+	0	0	20	0	0	0	+
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher & Korshikov	X1	64	+	+	16	180	20	100	864	576	288
<i>Kirchmertiella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	F	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Kirchmertiella obesa</i> (West) West & G.S. West	F	256	0	0	48	20	20	0	+	144	72
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	F	+	+	+	0	0	0	0	0	+	+
<i>Oocystis parva</i> West & G.S. West	F	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Pandorina morum</i> (O.F. Müller) Bory	G	+	+	0	32	+	20	+	+	72	72
<i>Pediastrum angulosum</i> Ehrenberg ex Meneghini	J	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	J	+	+	+	16	+	+	+	0	0	+
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	J	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	J	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	J	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	J	0	0	0	0	20	+	0	0	0	0
<i>Quadrigula pfizeri</i> (Schröder) G.M. Smith	J	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	J	+	+	20	+	40	40	60	96	168	0
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	J	16	24	80	32	60	60	40	48	120	0
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing	J	+	+	+	0	0	0	20	0	24	24
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	J	+	0	0	0	0	0	40	24	24	48
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	J	0	0	100	16	20	20	0	0	0	0
<i>Sorastrum spinulosum</i> Nägeli	J	+	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korshikov) Bourrelly	F	64	0	140	0	20	+	80	+	72	48
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	N	+	+	0	0	0	0	0	0	24	24
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	N	0	0	20	16	0	0	20	+	0	0
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	J	32	12	20	16	60	80	80	48	24	+
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	J	16	36	220	176	120	160	360	312	288	264
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	J	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenophyta											
<i>Colacium vesiculosum</i> Ehrenberg	W1	0	0	0	+	+	80	0	72	0	24
<i>Cryptoglena skujajae</i> Marin & Melkonian	W1	16	0	0	16	40	0	0	0	0	0
<i>Euglena agilis</i> H.J. Carter	W1	48	0	0	16	140	0	0	0	0	0
<i>Euglena clavata</i> Skuja	W1	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+

Gatunki Species	Grupa funkcjonalna Functional group	21.05	4.06	19.06	3.07	17.07	31.07	18.08	4.09	20.09	3.10
<i>Euglena</i> sp.	W1	80	0	0	+	0	0	+	+	+	+
<i>Euglena texta</i> (Dujardin) Hübner	W1	64	36	80	96	380	160	+	144	120	72
<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W. Hübner) Karnkowska & E.W. Linton	W1	144	60	100	128	140	120	60	120	24	+
<i>Lepocinclis acus</i> (O.F. Müller) B. Marin & Melkonian	W1	128	36	40	32	60	60	80	120	144	96
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (H.J. Carter) Lemmermann	W1	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0
<i>Lepocinclis marssonii</i> Lemmermann	W1	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	W1	16	0	0	0	0	+	+	0	0	+
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B. Marin & Melkonian	W1	0	0	0	0	+	0	+	0	+	+
<i>Phacus acuminatus</i> A. Stokes	W1	0	0	0	0	20	0	0	+	0	0
<i>Phacus caudatus</i> Hübner	W1	+	0	0	16	0	+	0	+	24	24
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	W1	0	0	0	0	20	40	20	72	0	0
<i>Phacus helikoides</i> Pochmann	W1	0	0	0	0	0	+	+	24	0	+
<i>Phacus limophilus</i> (Lemmermann) E.W. Linton & Karnkowska	W1	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	W1	+	0	0	+	200	60	+	696	0	+
<i>Phacus mirabilis</i> Pochmann	W1	32	12	0	48	200	60	+	72	0	0
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	W1	32	0	100	16	+	0	+	+	0	0
<i>Phacus</i> sp.	W1	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	W2	0	0	0	16	0	0	0	+	+	0
<i>Trachelomonas globularis</i> (Averintsev) Lemmermann	W2	32	72	140	48	260	0	100	120	336	312
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F. Stein	W2	16	0	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	W2	48	48	0	128	0	60	0	0	120	0
Bacillariophyceae											
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	MP	0	+	+	32	40	40	60	48	72	96
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	C	+	+	0	0	0	0	0	0	+	+
<i>Caloneis amphibaena</i> (Bory) Cleve	MP	+	24	0	0	20	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	MP	0	0	0	0	120	0	0	24	0	0
<i>Cyclotella comta</i> Kützing	B	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella operculata</i> (C. Agardh) Brébisson	B	16	0	0	0	0	0	20	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp.	B	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith	MP	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	MP	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella ehrenbergii</i> Kützing	MP	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) Kirchner	MP	16	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp.	MP	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0
<i>Encyonema ventricosum</i> (C. Agardh) Grunow	MP	+	36	+	0	20	0	0	24	0	+
<i>Epithemia zebra</i> (Ehrenberg) Kützing	MP	0	0	20	0	+	0	0	0	0	0

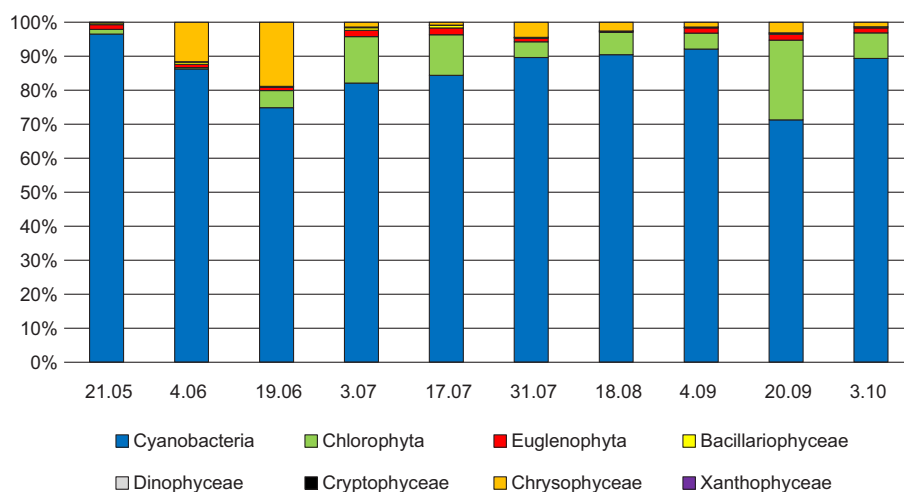
Gatunki Species	Grupa funkcjonalna Functional group	21.05	4.06	19.06	3.07	17.07	31.07	18.08	4.09	20.09	3.10
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	MP	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	MP	+	+	0	96	0	+	+	0	72	0
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	P	+	+	0	0	0	0	20	24	0	+
<i>Fragilaria radians</i> (Kützing) D.M. Williams & Round	D	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>coronatum</i> (Ehrenberg) Rabenhorst	MP	16	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehrenberg	MP	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	MP	64	+	+	0	+	+	0	96	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith	D	144	48	0	0	120	0	0	+	+	0
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	MP	0	84	+	0	200	20	20	+	0	24
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	MP	+	0	0	32	0	0	0	0	+	+
<i>Pinnularia</i> sp.	MP	0	0	0	16	+	0	0	0	0	0
<i>Stephanodiscus neoastraea</i> Håkansson & Hickel	B	+	0	20	0	40	80	0	+	0	0
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	D	16	+	0	32	40	+	0	0	+	0
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	MP	16	0	+	0	0	0	0	0	0	0
Dinophyceae											
<i>Biechleria pseudopalustris</i> (J. Schiller) Moestrup, K. Lindberg et Daugbjerg	Lo	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	LM	0	+	0	0	0	+	+	0	0	0
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin	LM	+	+	20	16	20	40	20	24	24	+
<i>Palatinus apiculatus</i> (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg et Moestrup	Lo	32	+	0	0	0	+	+	+	0	0
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann	Lo	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	Lo	0	12	0	0	+	+	+	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp. 1	Lo	0	+	60	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp. 2	Lo	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
<i>Woloszynskia</i> sp.	Lo	0	0	0	16	0	0	0	0	+	0
Cryptophyceae											
<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	Y	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	Y	16	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	Y	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0
<i>Rhodomonas tenuis</i> Skuja	X2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+
Chrysophyceae											
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	E	0	0	0	16	0	40	0	0	+	0
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	E	0	0	0	16	+	0	0	0	0	0
<i>Dinobryon sociale</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	E	+	36	20	48	0	120	+	+	+	+
<i>Erkenia subaequilata</i> Skuja	E	32	3 180	9 720	336	600	2 660	2 280	1 368	1 392	480
Xanthophyceae											
<i>Tetraëtrilla spinigera</i> Skuja	X1	0	+	+	+	+	+	+	0	0	0



Ryc. 2. Zmiany liczby taksonów fitoplanktonu w czasie w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku
 Fig. 2. Temporal changes in the number of phytoplankton taxa in the Swarzędzkie Lake in 2019



Ryc. 3. Zmiany liczebności fitoplanktonu w czasie w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku
 Fig. 3. Temporal changes of phytoplankton abundance in the Swarzędzkie Lake in 2019



Ryc. 4. Udział procentowy poszczególnych grup systematycznych glonów w całkowitej liczbie osobników fitoplanktonu w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku
 Fig. 4. Temporal changes in percentage contributions of particular systematic groups of algae to the total number of phytoplankton individuals in the Swarzędzkie Lake in 2019

Całkowita liczba taksonów oraz udział poszczególnych grup systematycznych fitoplanktonu w ogólnej liczbie taksonów, ulegały nieznacznym zmianom w czasie. (ryc. 2). Największa liczba taksonów (82) wystąpiła w pierwszym dniu poboru prób, 21 maja. Najmniej taksonów (54) odnotowano 19 czerwca. We wszystkich dniach poboru prób przeważały zieleńce, sinice, eugleniny i okrzemki.

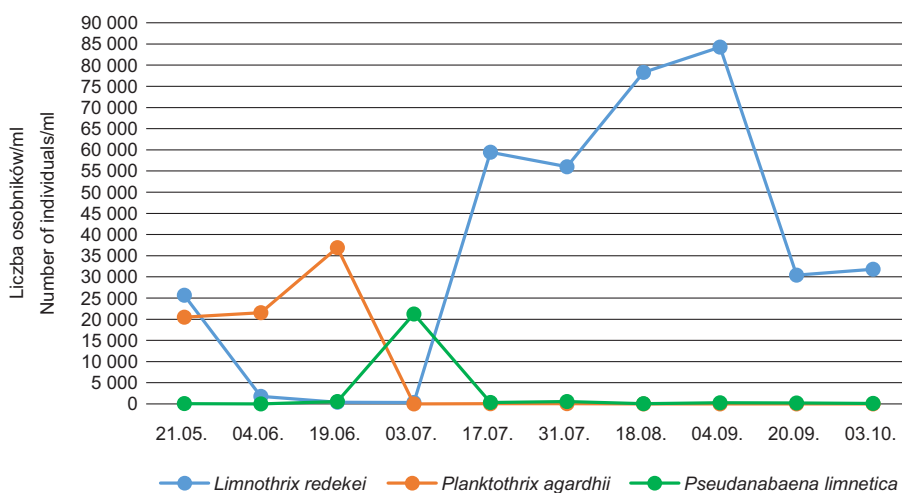
Liczebność ogólna fitoplanktonu ulegała znacznym fluktuacjom w aspekcie czasowym (ryc. 3). Najniższe wartości wystąpiły w czerwcu (27 636 os./ml) i na początku lipca (29 456 os./ml), natomiast najwyższe w sierpniu (88 820 os./ml) i na początku września (95 856 os./ml), wraz ze wzrostem liczebności sinic. Największą liczebność sinic stwierdzono 4 września (88 272 os./ml). W okresie jesiennym liczebność fitoplanktonu znacznie spadła (ryc. 3). We wszystkich dniach poboru prób dominowały sinice, a ich udział w całkowitej liczebności fitoplanktonu wynosił zawsze powyżej 70% (ryc. 4). Stosunkowo dużą liczebność osiągały również złotowiciowce (szczególnie 19 czerwca – 9 740 os./ml), a także

zieleńce (17 lipca – 8 760 os./ml oraz 20 września – 10 416 os./ml). Udział pozostałych grup fitoplanktonu był niewielki i wynosił poniżej 10% całkowitej liczebności fitoplanktonu w każdej próbie (ryc. 4).

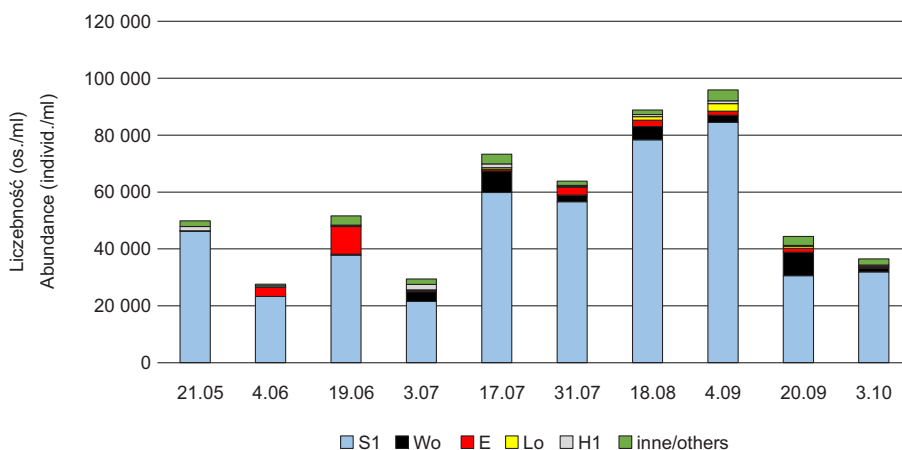
Tabela 3. Struktura dominantów i współdominantów Jeziora Swarzędzkiego w 2019 roku

Table 3. Dominants and co-dominants structure in Swarzędzkie Lake in 2019

Data Date	Dominanty Dominants	Współdominanty Co-dominants
21.05	<i>Limnothrix redekei</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>
4.06	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Erkenia subaequiciliata</i>
19.06	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Erkenia subaequiciliata</i>
3.07	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
17.07	<i>Limnothrix redekei</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
31.07	<i>Limnothrix redekei</i>	–
18.08	<i>Limnothrix redekei</i>	–
4.09	<i>Limnothrix redekei</i>	–
20.09	<i>Limnothrix redekei</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
3.10	<i>Limnothrix redekei</i>	–



Ryc. 5. Liczebność gatunków dominujących Jeziora Swarzędzkiego w aspekcie czasowym w 2019 roku
Fig. 5. Temporal changes of dominating taxa abundances in Swarzędzkie Lake in 2019



Ryc. 6. Liczebność grup funkcjonalnych fitoplanktonu Jeziora Swarzędzkiego w aspekcie czasowym w 2019 roku
Fig. 6. Temporal changes of phytoplankton functional groups abundance in Swarzędzkie Lake in 2019

Struktura dominantów fitoplanktonu w Jeziorze Swarzędzkim była bardzo stabilna. Gatunkami dominującymi we wszystkich dniach poboru prób były sinice (tab. 3).

Do współdominantów należał również złotowiciowiec *Erkenia subaequiciliata* (w czerwcu) oraz zielenica *Chlamydomonas globosa* (w lipcu oraz 20 września). Liczebność sinicy *Limnothrix redekei*, która najczęściej dominowała w okresie badań, ulegała znacznym fluktuacjom w czasie (ryc. 5). Gatunek ten dominował w pierwszym dniu poboru prób (w maju), osiągając liczebność 25 664 os./ml. W czerwcu dominowała sinica *Planktothrix agardhii*, osiągając maksymalną liczebność 36 900 os./ml. Z kolei na początku lipca dominował gatunek *Pseudanabaena limnetica* (21 232 os./ml). W kolejnych dniach poboru prób ponownie dominował *Limnothrix redekei*, a najwyższa wartość liczebności tego gatunku (84 264 os./ml) wystąpiła 4 września.

Analizując zależność pomiędzy ogólną liczebnością fitoplanktonu a temperaturą wody, wykazano, że była ona nieistotna statystycznie ($r = 0,182$). Stwierdzono natomiast istotną, dodatnią korelację pomiędzy liczebnością złotowiciowców i temperaturą wody ($r = 0,796$), a także pomiędzy liczebnością *Erkenia subaequiciliata* oraz temperaturą ($r = 0,796$). Zależności pomiędzy liczebnością pozostałych grup systematycznych oraz gatunków dominujących fitoplanktonu a temperaturą były nieistotne statystycznie.

Biorąc pod uwagę grupy funkcjonalne fitoplanktonu, w Jeziorze Swarzędzkim stwierdzono obecność przedstawicieli 24 grup (tab. 2). Najliczniej reprezentowane były grupy J (zielenice), W1 (eugleniny) oraz MP (okrzemki), odpowiednio: 25, 21 i 19 taksonów. Największą liczebność osiągnęły grupy S1 (przez cały okres badań; zakres liczebności: 21 568–84 528 os./ml), W0 (szczególnie w okresie od 3 lipca do 20

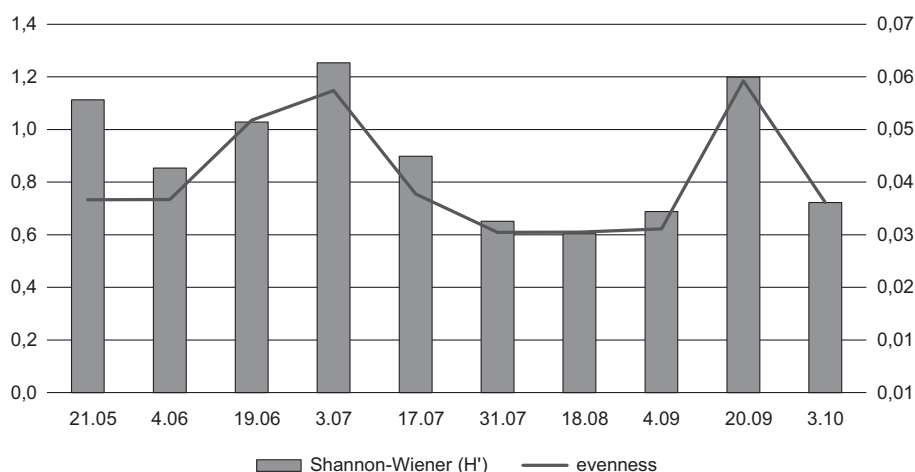
września; zakres liczebności: 260–8164 os./ml) oraz E (zakres liczebności: 32–9740 os./ml) (ryc. 6).

Spśród okrzemek największy udział (68%) w całkowitej liczbie taksonów z tej grupy (28 taksonów) miały gatunki z grupy funkcjonalnej MP (tab. 2). Taksony, które osiągnęły największą liczebność i frekwencję, były najczęściej wskaźnikami eutrofii (*Amphora ovalis*, *Caloneis amphibaena*, *Cocconeis placentula*, *Fragilaria construens*, *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia sigmaidea*, *Stephanodiscus astraeta*), hipertrofii (*Nitzschia palea*) oraz beta-mezosaprobii (*Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella lanceolata*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria crotonensis*, *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum*, *Navicula radiosa*, *Nitzschia sigmaidea*, *Stephanodiscus neoastreae*) i polisaprobii (*Nitzschia palea*). Biorąc pod uwagę odczyn wody, najczęściej okrzemek wskazywało na pH zasadowe (*Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Caloneis amphibaena*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella lanceolata*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria crotonensis*, *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia sigmaidea*, *Ulnaria ulna*).

Wartości współczynnika różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera w okresie badań wahały się między 0,6 a 1,25 (średnia wartość – 0,9), natomiast wartości współczynnika równomierności evenness wahały się między 0,03 a 0,06 (średnia wartość – 0,04). Najwyższe wartości obu współczynników wystąpiły 3 lipca (odpowiednio: 1,25 i 0,06) oraz 20 września (odpowiednio: 1,20 i 0,06) (ryc. 7).

DYSKUSJA I PODSUMOWANIE

Badania fykologiczne przeprowadzone w 2019 roku wykazały, że liczba taksonów fitoplanktonu (132) była wówczas znacznie większa niż w 2012 roku



Ryc. 7. Zmiany w czasie wartości współczynnika różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (H') oraz współczynnika równomierności evenness dla fitoplanktonu w Jeziorze Swarzędzkim w 2019 roku

Fig. 7. Temporal changes of Shannon-Wiener diversity index (H') of phytoplankton and evenness index in the Swarzędzkie Lake in 2019

(w pierwszym roku rekultywacji), kiedy odnotowano jedynie 98 taksonów (KOZAK i in. 2018). Analiza jakościowa wykazała dominację zielenic, co obserwowano również w innych wodach eutroficznych (KOZAK i in. 2010, DEMBOWSKA i in. 2012). Największy udział miały gatunki należące do grupy funkcjonalnej **J** (charakterystyczne dla wód płytkich, polimiktycznych i o wysokim stężeniu biogenów), a także z grupy **W1** (typowe dla wód bogatych w materię organiczną) oraz **MP** (charakterystyczne dla jezior płytkich i mętnych) (REYNOLDS i in. 2002).

Średnia liczebność ogólna fitoplanktonu w 2019 roku (56 tys. os./ml) znacznie wzrosła w stosunku do 2016 roku (21,3 tys. os./ml), z którego pochodzą ostatnie opublikowane dane dotyczące glonów planktonowych Jeziora Swarzędzkiego (KOZAK i in. 2018). Nawet przed okresem rekultywacji trzema metodami (w 2011 roku) średnia liczebność fitoplanktonu była mniejsza niż w roku badań i wynosiła 31 tys. os./ml, co świadczy o szybko postępującej eutrofizacji jeziora po zaprzestaniu mieszanych zabiegów rekultywacyjnych. W okresie rekultywacji trzema metodami, w latach 2012–2014, średnia liczebność wynosiła jedynie 23,6 tys. os./ml.

Dominującą grupą fitoplanktonu w 2019 roku były zawsze sinice, których maksymalna liczebność (88,3 tys. os./ml we wrześniu) była niemal dwukrotnie wyższa niż w 2016 roku (48,6 tys. os./ml) (KOZAK i in. 2018). Przed rekultywacją jeziora, w 2011 roku maksymalna liczebność sinic wynosiła 66,8 tys. os./ml i stanowiły one aż 96% całkowitej liczebności fitoplanktonu. W pierwszym roku rekultywacji (2012) udział sinic dochodził jedynie do 34%, natomiast w latach 2015 i 2016 nastąpił wyraźny wzrost ich liczebności i udziału, który w 2019 roku nadal postępował i w maju wynosił już nawet powyżej 97%. Świadczy to o postępującym wzroście żywności wody w Jeziorze Swarzędzkiem. W latach 2015–2016 gatunkami dominującymi sinic, podobnie jak przed rekultywacją i zaraz po niej, nadal były *Limnothrix redekei*, *Planktothrix agardhii* oraz *Pseudanabaena limnetica*. Gatunki te należą do grupy funkcjonalnej **S1** i są charakterystyczne dla wód mętnych i płytkich (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009). Powszechnie wiadomo, że sinice preferują zasadowy odczyn wody (REYNOLDS & WALSBY 1975, PRASAD i in. 2000), który utrzymywał się przez cały okres badań. Ich rozwojowi zwykle sprzyja również wysoka temperatura (KONONEN 2001, SVRCEK & SMITH 2004, ZEBEK 2005), jednak analizy statystyczne nie wykazały istotnych zależności pomiędzy ich liczebnością a temperaturą. Brak istotnych korelacji mógł wynikać ze stosunkowo małej liczby analizowanych prób. Jednak według TOPOROWSKIEJ i in. (2010) oraz KOZAK i in. (2014), *Limnothrix redekei* i *Planktothrix agardhii* mogą tworzyć zakwity nawet przy niskiej temperaturze wody, a więc nie wykazują one wyraźnych preferencji w stosunku do tego parametru. Wysokie stężenie biogenów, czyli

związków azotu i fosforu, również sprzyja rozwojowi sinic. Szczególnie zależne od związków azotu zawartych w wodzie są sinice pozbawione heterocyst z rzędu Oscillatoriales, do których należały gatunki dominujące w Jeziorze Swarzędzkim. Ich duża liczebność również wskazuje na wysoki poziom trofii w badanym akwenu. *Limnothrix redekei*, który dominował w 70% badanych prób, jest gatunkiem typowym dla silnej eutrofii i występuje pospolicie w jeziorach o dużym stężeniu biogenów, w centralnej i północnej części Europy (RÜCKER i in. 1997, KOZAK & KOWALCZEWSKA-MADURA 2010). Badania wykazały także dużą liczebność złotowiciowca *Erkenia subaequiciliata*, szczególnie w czerwcu 2019 roku. Gatunek ten należy do grupy funkcjonalnej **E**, której przedstawiciele występują w małych i płytkich jeziorach lub w stawach (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009). Jego liczebność była dodatkowo skorelowana z temperaturą wody, chociaż badania KOZAK i in. (2013) dowodzą, że preferuje on niskie temperatury, podobnie jak inne złotowiciowce. PEŁECHATA i in. (2009) wykazała jednak, że liczebność *E. subaequiciliata* może być dodatkowo skorelowana z temperaturą wody. Dużą liczebność w Jeziorze Swarzędzkim osiągnęła również zielenica *Chlamydomonas globosa* z grupy funkcjonalnej **Wo**, typowa dla wód z bardzo wysoką zawartością materii organicznej (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009).

Wśród okrzemek najwięcej było gatunków charakterystycznych dla wód mętnych i płytkich, z grupy funkcjonalnej **MP** (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009). Spośród gatunków wskaźnikowych największą liczebność oraz frekwencję osiągnęły taksony typowe dla wód eutroficznych lub hypertroficznych, beta-mezosaprobowych i taksony alkalifilne (będące wskaźnikami odczynu zasadowego wody).

Wartości indeksu troficznego z udziałem krążka Secchiego również potwierdziły silnie eutroficzny charakter wód Jeziora Swarzędzkiego. Średnia widzialność krążka Secchiego w sezonie wegetacyjnym w 2019 roku wynosiła 0,62 m, była więc jeszcze mniejsza niż w tym samym okresie w 2011 roku – 0,74 m (KOZAK i in. 2014), co świadczy o dalszym pogorszeniu się jakości wody.

Wartości współczynnika różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera wyraźnie spadły (średnia wartość – 0,9) w stosunku do poprzednich lat badań, co jest kolejnym dowodem na pogorszenie stanu ekologicznego jeziora. Średnia wartość tego współczynnika przed rekultywacją, w 2011 roku, wynosiła 1,29, następnie stopniowo rosła, dzięki zastosowaniu zrównoważonej rekultywacji, i w 2015 roku osiągnęła wartość 2,63, a w 2016 roku (drugim roku po ograniczeniu metod rekultywacji tylko do jednej – aeracji) spadła do 2,3 (KOZAK i in. 2018). Wartości współczynnika różnorodności gatunkowej odzwierciedlały poziom trofii w badanym akwenu w kolejnych latach badań. Według MOORE i CHRISTENSEN (2009) spadek

stężenia biogenów w wyniku zabiegów rekultywacyjnych powoduje wzrost różnorodności gatunkowej, co zaobserwowano w Jeziorze Swarzędzkim jedynie w okresie rekultywacji trzema metodami.

Niniejsze badania wykazały znaczne pogorszenie jakości wody i wzrost poziomu trofii w Jeziorze Swarzędzkim w stosunku do poprzednich lat badań. Ograniczenie rekultywacji tylko do jednej metody (natleniania) okazuje się niewystarczające. Konieczne zatem jest wdrożenie dodatkowych metod – biologicznych i chemicznych, które były stosowane w latach 2012–2014. Bez tego typu zabiegów dalsza eutrofizacja i degradacja jeziora będą prawdopodobnie postępowały w szybkim tempie.

PODZIĘKOWANIA

Autorki składają serdeczne podziękowania Panu Doktorowi Pawłowi Michałowi Owsianemu za pomoc w identyfikacji gatunków bruzdnic.

LITERATURA

- CARLSON R.E., SIMPSON J. (1996): A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society.
- DEMBOWSKA E., GŁOGOWSKA B., DĄBROWSKI K. (2012): Dynamics of algae communities in an oxbow lake (Vistula River, Poland). *Archives of Polish Fisheries* 20: 27–37.
- GOŁDYN R., KOWALCZEWSKA-MADURA K. (2008): Interaction between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. *Journal of Phytoplankton Research* 30(1): 33–42.
- KONONEN K. (2001): Eutrophication, harmful algal blooms and species diversity in phytoplankton communities: examples from the Baltic Sea. *Ambio* 30: 184–189.
- KOWALCZEWSKA-MADURA K. (2005): Influence of changes of nutrients loading on structure and functioning of the ecosystem of the Swarzędzkie Lake. Typescript. PhD thesis. A. Mickiewicz University, Poznan, Poland (in Polish).
- KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R. (2006): Anthropogenic changes in water quality in the Swarzędzkie Lake (West Poland). *Limnological Review* 6: 147–154.
- KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R. (2009): The internal loading of phosphorus from the sediments of Swarzędzkie Lake (Western Poland). *Polish Journal of Environmental Studies* 18: 635–643.
- KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R. (2010): Models of phosphorus turn-over in a hypertrophic lake: the Lake Swarzędzkie case study. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39(3): 21–33.
- KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R. (2012): Spatial and seasonal variability of pore water phosphorus concentration in shallow Lake Swarzędzkie, Poland. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 1509–1516.
- KOZAK A., DONDAJEWSKA R., KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R., HOLONA T. (2013): Water quality and phytoplankton community in selected recreational lakes and reservoirs under restoration measures in Western Poland. *Polish Journal of Natural Science* 28: 217–226.
- KOZAK A., KOWALCZEWSKA-MADURA K. (2010): Pelagic phytoplankton of shallow lakes. *Polish Journal of Environmental Studies* 19: 593–597.
- KOZAK A., KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R., CZART A. (2014): Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake (midwestern Poland) during restoration: Preliminary result. *Archives of Polish Fisheries* 22: 17–28.
- KOZAK A., ROSIŃSKA J., GOŁDYN R. (2018): Changes in phytoplankton structure due to prematurely limited restoration treatments. *Polish Journal of Environmental Studies* 27: 1097–1103.
- MOORE B.C., CHRISTENSEN D. (2009): Newman Lake restoration: A case study. Part 1. Chemical and biological responses to phosphorus control. *Lake and Reservoir Management* 25: 337–350.
- PADISÁK J., CROSSETTI L.O., NASELLI-FLORES L. (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- PEŁECHATA A., WALNA B., PEŁECHATY M., KACZMAREK L., OSSOWSKI P., LORENC M. (2009): Sezonowa dynamika zbiorowiska glonów i sinic planktonowych Jeziora Góreckiego na tle cech fizyczno-chemicznych wód powierzchniowych i stopnia rozwoju makrofitów. W: B. Walna, L. Kaczmarek, M. Lorenc, R. Dondajewska (red.). *Wielkopolski Park Narodowy w badaniach przyrodniczych*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań–Jeziory: 27–42.
- PRASAD K.V.R., GOSH M., GAUR J.P. (2000): A reconnaissance of species-environment relationships in pond phytoplankton at Varanasi (India). *Biologia* 55: 35–42.
- REYNOLDS C.S., HUSZAR V.L.M., KRUK C., NASELLI-FLORES L., MELO S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.
- REYNOLDS C.S., WALSBY A.E. (1975): Water blooms. *Biological Review* 50: 437–481.
- ROSIŃSKA J., KOZAK A., DONDAJEWSKA R., GOŁDYN R. (2017): Cyanobacteria blooms before and during the restoration process of a shallow urban lake. *Journal of Environmental Management* 198: 340–347.
- ROSIŃSKA J., KOZAK A., DONDAJEWSKA R., KOWALCZEWSKA-MADURA K., GOŁDYN R. (2018): Water quality response to sustainable restoration measures – Case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators* 84: 437–449.

- RÜCKER J., WIEDNER C., ZIPPEL P. (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 342–343: 107–115.
- STATISTICA for Windows (Computer program manual 6.0 PL). (2002). StatSoft Inc., Tulsa.
- STEFANIAK K., GOŁDYN R., KOWALCZEWSKA-MADURA K. (2007): Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000–2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 36: 77–85.
- SVRECK C., SMITH D.W. (2004): Cyanobacteria toxins and current state of knowledge on water treatment options: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science* 3: 155–185.
- SZYPER H., GOŁDYN R., ROMANOWICZ W. (1994): Lake Swarzędzkie and its influence upon the water quality of the river Cybina. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk. Prace Komisji Biologicznej* 74: 7–31.
- TOPOROWSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B., KRUPA D., KORNIJÓW R. (2010): Winter versus summer blooming of phytoplankton in a shallow lake: effect of hypertrophic conditions. *Polish Journal of Ecology* 58: 3–12.
- VAN DAM H., MARTENS A., SINKELDAM J. (1994): A coded checklist and ecological indicators values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquatic Ecology* 28(1): 117–133.
- WIOŚ (2008). Raport, http://poznan.wios.gov.pl/gis/ocena2008/jeziora_ocena/Ocena_jez_IOS_2008.pdf.
- ZEBEK E. (2005): Annual succession patterns of blue-green algae as related to physicochemical water parameters in the urban Lake Jeziorak Mały in the 1998–2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34: 33–46.