





## STRUKTURA ZBIOROWISK FITOPLANKTONU JEZIORA CHRZYPSKIEGO (SIERAKOWSKI PARK KRAJOBRAZOWY, WIELKOPOLSKA)

### THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY STRUCTURE IN CHRZYPSKIE LAKE (SIERAKOWSKI LANDSCAPE PARK, WIELKOPOLSKA REGION)

SOFIA CELEWICZ, MAGDALENA KLUZA-WIELOCH, AGNIESZKA PERTEK

S. Celewicz, Katedra Botaniki, Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71 C, 60-656 Poznań, Poland, e-mail: sofia.celewicz@up.poznan.pl;  
 <https://orcid.org/0000-0003-2033-2777> (corresponding author)

M. Kluza-Wieloch, Katedra Botaniki, Wydział Rolnictwa, Ogrodnictwa i Bioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Wojska Polskiego 71 C, 60-656 Poznań, Poland,  
e-mail: magdalena.kluza@up.poznan.pl;  <https://orcid.org/0000-0003-3923-7235>

A. Pertek, e-mail: agnieszka.pertek.ap.@gmail.com

**ABSTRACT.** Phycological studies of Chrzypskie Lake has been carried out in 2018. Chlorophytes dominated both qualitatively and quantitatively in the phytoplankton communities. Three species of this group (*Chlamydomonas* sp., *Kirchneriella contorta* and *Planctonema lauterbornii*) had a highest abundances. Low values of Shannon-Wiener diversity index (0.5–2.1) suggested a high trophic levels in the lake. Among diatom species, the indicators of alkaline waters,  $\beta$ -mesosaprophy and eutrophy or mesoeutrophy predominated. Due to the high water temperatures in summer, a short-term dominance of cyanobacteria (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Gloeocapsa* sp. and *Aphanothece floccosa*) was observed. Based on the preliminary phycological analysis, the lake was classified as moderately eutrophic.

**KEY WORDS:** phytoplankton, chlorophytes, diatoms, eutrophy,  $\beta$ -mesosaprophy, lake

### WSTĘP

Jednym z największych walorów przyrodniczych i turystycznych parków krajobrazowych są jeziora. Funkcjonowanie takich parków jest oparte na zasadzie zrównoważonego rozwoju. Zakłada ona dążenie do równoważenia aspektów przyrodniczych, ekonomicznych i społecznych. Jednak na terenie parków i wokół nich jest prowadzona działalność gospodarcza, która nie zawsze spełnia obowiązujące zasady zrównoważonego rozwoju (SIKORA & WARTECKA-WAŻYŃSKA 2015). Przykładem są grunty orne na obszarze parków krajobrazowych, nadal użytkowane gospodarczo. Są one potencjalnym zagrożeniem dla jezior na tych terenach. Ze względu na presję antropogeniczną jeziora położone na obszarach o wysokich walorach przyrodniczych i krajobrazowych powinny

być poddane stałemu monitoringowi. Konieczne jest określanie stanu trofii wody i wpływu zlewni na jeziora oraz ich podatności na degradację, co pozwoli na podejmowanie właściwych działań ochronnych. Poważnym problemem jest przyspieszona eutrofizacja zbiorników wodnych w Polsce (KAWECKA & ELORANTA 1994), szczególnie akwenów o rolniczym charakterze zlewni. Utrzymanie dobrego stanu ekologicznego takich jezior nie jest zagwarantowane, nawet jeśli ich zlewnia jest objęta ochroną w parku (PASZTALENIEC & KUTYŁA 2015). Także na obszarach chronionych jeziora mogą być obciążone dopływem ze zlewni rolniczej związków azotu i fosforu w dużym stężeniu. Niewłaściwe użytkowanie zlewni prowadzi do szybkiego przeżyźnienia wody, zaburzenia równowagi ekologicznej w ekosystemach wodnych oraz do ich degradacji.

Jeziro Chrzypskie, położone na terenie Sierakowskiego Parku Krajobrazowego, jest jednym z cenniejszych akwenów województwa wielkopolskiego, wykorzystywanych rekreacyjnie. Do głównych zagrożeń dla jezior Sierakowskiego Parku zalicza się m.in. niewłaściwą gospodarkę rybacką i nadmierną presję wędkarską (WENDZONKA 2012). W przypadku Jeziora Chrzypskiego duży wpływ na jakość wód ma również zlewnia bezpośrednia, gdyż większą część jej powierzchni zajmują grunty orne (GIEŁDA-PINAS i in. 2015). Dane z wcześniejszych lat badań (KLIMASZYK 2012, KLIMASZYK & RZYMSKI 2013, DZIESZKO & ZWOLIŃSKI 2015) wskazują na umiarkowanie eutroficzny charakter jeziora. Jego stan ekologiczny, oceniany na podstawie klasyfikacji elementów biologicznych (fitoplanktonu), uznano w 2010 roku za umiarkowany (WIOŚ 2010, PASZTALENIC & KUTYŁA 2015), w 2015 roku za słaby (WIOŚ 2015), a w 2018 roku ponownie za umiarkowany (PROJEKT... 2020). Z kolei ostatnie analizy fizykochemiczne wody wykazały stan poniżej dobrego (WIOŚ 2015). Jezioro jest zbiornikiem stratyfikowanym, umiarkowanie podatnym na degradację (WIOŚ 2011).

Ocena jezior opiera się na wykorzystaniu parametrów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych. Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną (DYREKTYWA... 2000) fitoplankton, jako jeden ze wskaźników biologicznych, pełni istotną rolę w określeniu stanu i potencjału ekologicznego wód. Glony planktonowe szybko reagują na zmiany warunków środowiskowych (SALMASO & TOLOTTI 2021),

ze względu na krótkie cykle życiowe. Są one wskaźnikami różnych cech środowiska wodnego, np. trofii, saprobii, odczynu wody i zasolenia. Bezpośredni wpływ na zbiorowiska glonów mają czynniki biotyczne (makrofity, zooplankton) oraz abiotyczne (np. temperatura, odczyn wody, biogeny). Skład gatunkowy, liczebność oraz biomasa fitoplanktonu w sposób pośredni zależą także od zlewni jeziora oraz jej zagospodarowania. Charakter zlewni wpływa na parametry fizykochemiczne wody, od których z kolei zależy struktura zbiorowisk glonów planktonowych.

Celem pracy była analiza składu gatunkowego i liczebności fitoplanktonu Jeziora Chrzypskiego. Wyniki badań fykologicznych są cennym elementem umożliwiającym wstępną ocenę jakości wody. Jednak do sporządzenia kompletnej oceny niezbędne są również inne analizy, m.in. analiza zawartości chlorofilu *a* i stężenia biogenów w wodzie oraz uwzględnienie pozostałych parametrów biologicznych. Stały monitoring jeziora jest szczególnie istotny ze względu na jego rekreacyjne wykorzystywanie, ale także w kontekście jego ochrony przed degradacją z powodu charakteru zlewni.

## TEREN BADAŃ I METODY

Jeziro Chrzypskie jest położone w zachodniej części województwa wielkopolskiego, w powiecie międzychodzkiem, w gminie Chrzypsko Wielkie (52°37'0"N, 16°13'29"E). Powierzchnia akwenu wynosi 304 ha, maksymalna głębokość 15 m (przy



Ryc. 1. Widok od strony kąpieliska na północną część Jeziora Chrzypskiego, skąd pobierano próby (fot. Agnieszka Pertek)  
Fig. 1. View from the bathing beach on the northern part of the Chrzypskie Lake from where the samples were taken (photo: Agnieszka Pertek)

średniej 6,1 m), a długość linii brzegowej 12 077 m (CHOIŃSKI 2006, GIEŁDA-PINAS i in. 2015, PASZTALENIEC & KUTYŁA 2015). Jezioro ma dwa dopływy: jeden z Jeziora Białokoskiego, a drugi z Psarskiego. Tereny rolnicze stanowią około 80% zlewni bezpośredniej zbiornika. Ponadto zlewnię bezpośrednią zajmują łąki, lasy oraz tereny rekreacyjne i zurbanizowane. Jezioro jest typu morenowego, stratyfikowane i cechuje je wysoka zawartość wapnia (BRÓDKA & MACIAS 2016).

Próby do analiz fykologicznych pobierano z warstwy powierzchniowej wody (0–0,5 m głębokości w okresie od 8 kwietnia do 30 grudnia 2018 roku, w odstępach dwutygodniowych. Stanowisko poboru prób (52°37'25,4"N, 16°12'58,5"E) było zlokalizowane w pobliżu kąpieliska (ok. 25 m od brzegu) w północnej części jeziora, w strefie otwartej toni wodnej (ryc. 1).

Każdorazowo w terenie mierzono pH (za pomocą przenośnego miernika pH „AZOO pH PEN”), temperaturę (za pomocą Pontec Pondothermo Termometr 43190) oraz przejrzystość wody (krążkiem Secchiego). Próby do analizy jakościowej glonów pobierano za pomocą batymetru 5-litrowego i zagęszczano, używając siatki planktonowej o średnicy oczek 40  $\mu\text{m}$ . Materiał do analizy ilościowej pobierano do butelek o pojemności jednego litra, po czym konserwowano płynem Lugola (J w JK). Następnie próby te poddawano sedymentacji w cylindrach miarowych i zagęszczano do objętości 5–10 ml.

Skład gatunkowy i liczebność fitoplanktonu analizowano, używając mikroskopu świetlnego Biolar (przy powiększeniach 200 $\times$  i 400 $\times$ ). Osobniki liczono w komorze Fuchs-Rosenthala (parametry komory: wysokość – 0,2 mm, powierzchnia 1 pola – 0,0625 mm<sup>2</sup>), w minimum 100 polach komory z każdej próby. Pojedyncze komórki i cenobia (np. *Scenedesmus*, *Crucigenia*) były liczone jako jeden osobnik. W przypadku form nitkowatych (np. *Planktothrix*, *Aphanizomenon*) za jednego osobnika uznawano odcinek długości 100  $\mu\text{m}$ . W przypadku kolonii (*Microcystis*, *Aphanothece*) za jednego osobnika uznawano kolonię o powierzchni 400  $\mu\text{m}^2$ . Za gatunki dominujące przyjęto te, których liczba osobników przekraczała 10% całkowitej liczebności w danej próbce.

Do identyfikacji taksonomicznej glonów wykorzystano opracowania następujących autorów: SIEMIŃSKA (1964), STARMACH (1966, 1968, 1972, 1974, 1980, 1983, 1985, 1989), FÖRSTER (1982), Ettl (1983), KOMÁREK & FOTT (1983), KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a, b), Ettl & GÄRTNER (1988), KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1989, 1999, 2005), POPOVSKÝ & PFIESTER (1990).

Oszacowano frekwencję poszczególnych taksonów fitoplanktonu i sklasyfikowano je według skali Tichlera (TROJAN 1980):

- gatunki absolutnie stałe (frekwencja powyżej 75%)

- gatunki stałe (51–75%)
- gatunki akcesoryczne (26–50%)
- gatunki przypadkowe (do 25%).

Taksonom glonów przyporządkowano grupy funkcjonalne (gatunki o tych samych preferencjach siedliskowych), opierając się na systemie klasyfikacji REYNOLDSA i in. (2002), uzupełnionym przez PADISAK i in. (2009), BORICSA i in. (2016) oraz DOCHIN i in. (2020).

Różnorodność gatunkową fitoplanktonu określono na podstawie wskaźnika Shannona-Wienera ( $H'$ ). Zastosowano także współczynnik równomierności *eveness*. Analizy przeprowadzono z użyciem programu PAST 3.09.

Do charakterystyki ekologicznej okrzemek wykorzystano skalę oceny VAN DAMA i in. (1994), opartą na trzech wskaźnikach: pH, status troficzny i saprobowość.

W celu określenia zależności pomiędzy liczebnością glonów planktonowych (liczebnością ogólną, poszczególnych grup systematycznych, dominantów oraz współdominantów) a pH i temperaturą wody zastosowano współczynnik korelacji rang Spearmana (istotność  $p < 0,05$ ), używając programu STATISTICA 6.0 PL 2002 (StatSoft Inc. 2002).

Stan troficzny jeziora określono za pomocą Carlson's Trophic State Index (TSI), w oparciu o przezroczystość wody mierzoną krążkiem Secchiego (SD) (CARLSON & SIMPSON 1996).

## WYNIKI

Odczyn wody w Jeziorze Chrzypskim przez cały okres badań był zasadowy i oscylował pomiędzy 7,2 a 8,5 (tab. 1). Najniższą wartość odnotowano na początku czerwca, a w pozostałych dniach poboru prób wartości pH utrzymywały się na podobnym poziomie. Temperatura wody w okresie wiosennym stopniowo rosła – od 8°C w kwietniu do 22°C w czerwcu (tab. 1). W lecie temperatura oscylowała pomiędzy 21°C a 27°C (najwyższą wartość odnotowano w lipcu), natomiast w okresie jesienno-zimowym wykazywała tendencję spadkową – od 15°C we wrześniu do 3°C w grudniu. Wartości indeksu troficznego (TSI) dla przejrzystości wody oscylowały pomiędzy 48 a 57, przy czym najwyższe były w lipcu (tab. 1). Średnia wartość TSI (SD) wynosiła 51, a średnia widzialność 1,9 m.

Analiza jakościowa fitoplanktonu wykazała obecność 127 taksonów należących do ośmiu grup systematycznych (tab. 2, ryc. 2). Najwięcej gatunków stwierdzono w obrębie zielenic (47), okrzemek (35) i sinic (26). Pozostałe grupy glonów (eugleniny, kryptofity, bruzdnice, złotowiciowce i różnowiciowe) miały niewielki udział w całkowitej liczbie taksonów (poniżej 6%) (tab. 2).

Analizując liczbę taksonów fitoplanktonu w aspekcie czasowym, stwierdzono, że w pierwszej połowie okresu badawczego ulegała ona wahaniom

(ryc. 2). Największą liczbę taksonów odnotowano 12 sierpnia, kiedy wystąpiła największa liczba taksonów zielonicy oraz sinicy (odpowiednio: 25 i 12). Od tego dnia aż do końca okresu badawczego liczba taksonów

wykazywała tendencję spadkową. W większości prób najwięcej było przedstawicieli zielonicy (od 22 kwietnia do 18 listopada), natomiast 8 kwietnia oraz w grudniu – okrzemki.

Tabela 1. Wartości parametrów fizykochemicznych wody oraz indeksu troficznego (TSI (SD)) Jeziora Chrzypskiego w 2018 roku (E – eutrofia, M – mezotrofia)

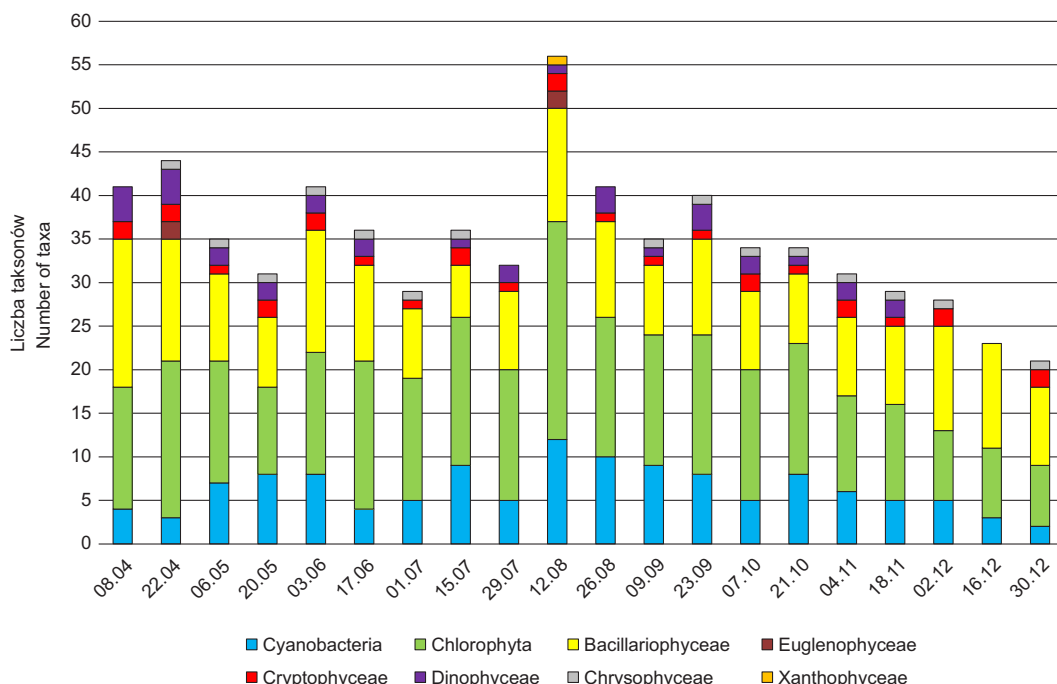
Table 1. The values of physical-chemical parameters of water and trophic state index (TSI (SD)) in Chrzypskie Lake in 2018 (E – eutrophy, M – mesotrophy)

Data/Date	08.04	22.04	06.05	20.05	03.06	17.06	01.07	15.07	29.07	12.08	26.08	09.09	23.09	07.10	21.10	04.11	18.11	02.12	16.12	30.12
pH	8,5	8	8	7,8	7,2	8	8	8	8	8	7,8	7,5	7,8	8,5	8	7,8	7,8	8	7,8	7,8
Temperatura wody/ Water temperature (°C)	8	11	16	19	22	24	21	22	27	26	21	21	15	11	10	10	6	5	4	3
Widzialność/ Visibility (m)	2	1,9	1,8	2,1	1,6	1,6	1,5	1,2	1,2	1,6	2	2,1	2,1	2,1	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,3
Wartości indeksu tro- ficznego Carlsona/ Carlson's trophic state index values (TSI (SD))	50,06 E	50,78 E	51,50 E	49,34 M	53,23 E	53,23 E	54,24 E	57,41 E	57,41 E	53,23 E	50,06 E	49,34 M	49,34 M	49,34 M	48,62 M	48,62 M	48,62 M	48,04 M	48,04 M	48,04 M

Tabela 2. Liczba taksonów zidentyfikowanych w Jeziorze Chrzypskim w obrębie poszczególnych grup systematycznych i ich udział procentowy w całkowitej liczbie taksonów fitoplanktonu

Table 2. Number of taxa identified in the Lake Chrzypskie within the particular systematic groups and their percentage contributions to the total number of phytoplankton taxa

Grupa systematyczna Systematic group	Liczba taksonów Number of taxa	Udział procentowy Percentage contribution
Cyanobacteria (sinice)	26	20,5%
Chlorophyta (zielonice)	47	37%
Euglenophyceae (eugleniny)	4	3,1%
Bacillariophyceae (okrzemki)	35	27,6%
Cryptophyceae (kryptofity)	5	3,9%
Dinophyceae (bruzdnice)	7	5,5%
Chrysophyceae (złotowiciowce)	2	1,6%
Xanthophyceae (różnowiciowe)	1	0,8%
Razem/Total	127	100%



Ryc. 2. Zmiany liczby taksonów fitoplanktonu w czasie w Jeziorze Chrzypskim w 2018 roku

Fig. 2. Temporal changes in the number of phytoplankton taxa in the Chrzypskie Lake in 2018

Największą frekwencję (min. 75% udziału we wszystkich próbach) osiągnęły taksony należące do zielenic (np. *Chlamydomonas* sp., *Closterium acutum* var. *variabile*, *Kirchneriella contorta*, *Sphaerocystis planctonica*), okrzemek (*Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* i *Ulnaria acus*), sinic (*Aphanothece floccosa*), kryptofitów (*Chroomonas acuta*) i bruzdnic (*Ceratium hirundinella*) (tab. 3).

W Jeziorze Chrzypskim stwierdzono występowanie 26 grup funkcjonalnych fitoplanktonu (tab. 3). Najwięcej taksonów należało do grup MP (głównie

duże okrzemki), J (drobne zielenice) oraz L<sub>o</sub> (sinice i bruzdnice), odpowiednio: 23, 20 i 18.

Na podstawie charakterystyki ekologicznej okrzemek, wykonanej w oparciu o klasyfikację VAN DAMA i in. (1994), wśród 23 gatunków wskaźnikowych wykazano przewagę taksonów alkalifilnych (*Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Caloneis silicula*, *Cocconeis placentula*, *Craticula cuspidata*, *Cyclotella radiosa*, *Cymatopleura solea*, *Cymbella aspera*, *Cymbella lanceolata*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria crotonensis*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula cincta*,

Tabela 3. Skład taksonomiczny, typ stałości występowania i grupy funkcjonalne fitoplanktonu Jeziora Chrzypskiego w 2018 roku (dominanty zaznaczono pogrubioną czcionką)

Table 3. Taxonomic composition, type of the constancy of species occurrence and functional groups of phytoplankton in Chrzypskie Lake in 2018 (bold – dominants)

Gatunki/Species	Typ stałości występowania gatunków Type of the constancy of species occurrence			Grupa funkcjonalna Functional group
	absolutnie stale absolutely constant	stałe constant	akcesoryczne accessory	
<b>Cyanobacteria</b>				
<i>Anabaena oscillatorioides</i> Bory ex Bornet & Flahault				H1
<b><i>Aphanizomenon flos-aquae</i></b> Ralfs ex Bornet & Flahault			+	H1
<b><i>Aphanothece floccosa</i></b> (Zalessky) G. Cronberg & J. Komárek	+			K
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann			+	Lo
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann			+	Lo
<i>Chroococcus</i> sp.			+	Lo
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P. Rajaniemi, Komárek, R. Willame, P. Hrouzek, K. Kastovská, L. Hoffmann & K. Sivonen			+	H1
<i>Dolichospermum flos-aquae</i> (Bréb. ex Bornet & Flahault) Wacklin, L. Hoffm. & Komárek			+	H1
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebhan) Wacklin, L. Hoffmann & Komárek			+	H1
<i>Gloeocapsa minima</i> (Keissler) Hollerbach			+	Lo
<b><i>Gloeocapsa</i> sp. 1</b>		+		Lo
<i>Gloeocapsa</i> sp. 2			+	Lo
<i>Gloeocapsopsis magma</i> (Brébisson) Komárek & Anagnostidis ex Komárek			+	Lo
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O. Komárek & Zapomelová			+	Lo
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing			+	Lo
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen			+	Lo
<i>Merismopedia</i> sp.			+	Lo
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing			+	M
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner			+	M
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek			+	M
<i>Nostoc punctiforme</i> f. <i>populorum</i> (Geitler) Hollerbach		+		H1
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont			+	R
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek			+	R
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek			+	S1
<i>Radiocystis geminata</i> Skuja			+	Lo
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin			+	Lo
<b>Chlorophyta</b>				
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfai			+	J
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs			+	F
<i>Ankyra ancora</i> (G.M. Smith) Fott			+	X1
<i>Chlamydomonas globosa</i> J.W. Snow			+	X2
<b><i>Chlamydomonas</i> sp.</b>	+			X2
<i>Chodatellopsis elliptica</i> Korshikov			+	F

<i>Closterium acerosum</i> Ehrenberg ex Ralfs			+	P
<i>Closterium aciculare</i> T. West			+	P
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Krieger	+			P
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris			+	J
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli		+		J
<i>Coelastrum</i> sp.			+	J
<i>Coenocystis planctonica</i> Korshikov			+	F
<i>Cosmarium formosulum</i> Hoff			+	N
<i>Cosmarium</i> sp.		+		N
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) O. Kuntze			+	J
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren			+	J
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze			+	J
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E.H. Hegewald			+	J
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegewald) E. Hegewald			+	J
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richter) E. Hegewald			+	J
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille		+		F
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg			+	G
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korshikov) Bourrelly			+	F
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher & Korshikov			+	X1
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	+			F
<i>Mougeotia</i> sp.			+	T
<i>Oocystis parva</i> West & G.S. West		+		F
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini			+	J
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen			+	J
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen			+	J
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs			+	J
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	+			T
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann			+	J
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat			+	J
<i>Scenedesmus</i> sp.			+	J
<i>Schroederia planctonica</i> (Skuja) Philipose			+	X3
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann			+	X3
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korshikov) Bourrelly	+			F
<i>Spirogyra</i> sp.			+	TD
<i>Staurastrum</i> sp.			+	P
<i>Staurastrum pseudotetracerum</i> (Nordstedt) West & G.S. West			+	P
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs			+	P
<i>Stichococcus contortus</i> (Lemmermann) Hindák			+	TD
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg			+	J
<i>Tetraëdron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg			+	J
<i>Tetraëdron</i> sp.			+	J
<b>Euglenophyceae</b>				
<i>Euglenaria clavata</i> (Skuja) Karnkowska & E.W. Linton			+	W1
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B. Marin & Melkonian			+	W1
<i>Phacus orbicularis</i> K. Hübner			+	W1
<i>Trachelomonas lacustris</i> Drezepolski			+	W2
<b>Bacillariophyceae</b>				
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	+			MP
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+			C
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen			+	P
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve			+	MP
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg			+	MP
<i>Cocconeis</i> sp.			+	MP
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G. Mann			+	MP
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann			+	A
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith			+	MP
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve			+	MP
<i>Cymbella lanceolata</i> C. Agardh			+	MP

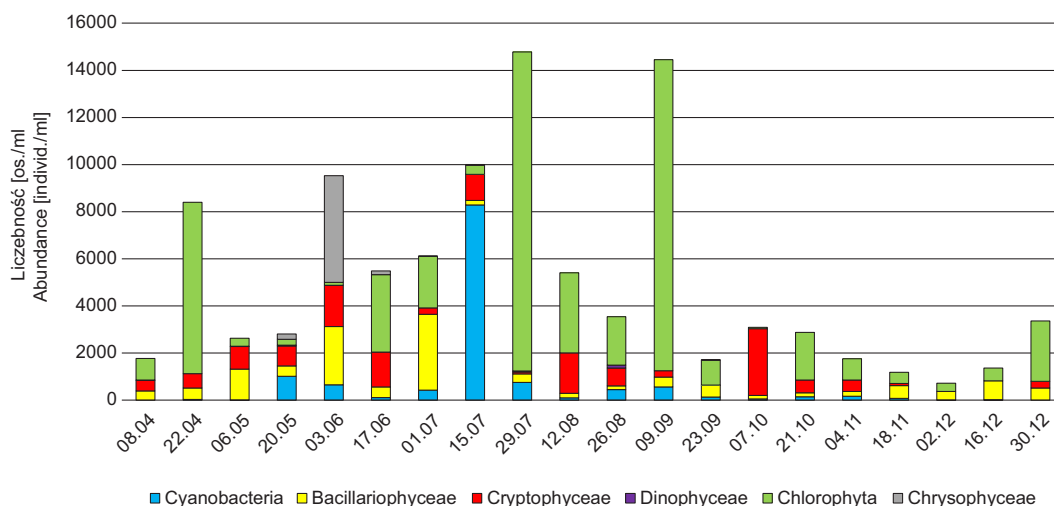
<i>Cymbella</i> sp.			+	MP
<i>Diatoma anceps</i> (Ehrenberg) Kirchner			+	MP
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann			+	MP
<i>Encyonema ventricosum</i> (C. Agardh) Grunow			+	MP
<b><i>Epithemia operculata</i> (C. Agardh) Ruck &amp; Nakov</b>			+	MP
<i>Epithemia zebra</i> (Ehrenberg)			+	MP
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot			+	MP
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow			+	MP
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+			P
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst			+	MP
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst			+	MP
<i>Lindavia bodanica</i> (Eulenstein ex Grunow) T. Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson			+	B
<i>Lindavia comta</i> (Kützing) T. Nakov			+	A
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs			+	MP
<i>Navicula radiosa</i> Kützing			+	MP
<i>Navicula</i> sp.			+	MP
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve			+	MP
<b><i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith</b>			+	D
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith			+	D
<i>Pinnularia</i> sp.			+	MP
<b><i>Stephanodiscus astraes</i> (Kützing) Grunow</b>			+	D
<i>Thalassiosira</i> sp.			+	A
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal			+	D
<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg) Compère			+	D
Cryptophyceae				
<b><i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl</b>			+	Y
<b><i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg</b>			+	Y
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja			+	Y
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg			+	Y
<i>Cryptomonas rostrata</i> O.V. Troitzkaja			+	Y
Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans			+	LM
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin			+	LM
<i>Gymnodinium fuscum</i> (Ehrenberg) F. Stein			+	Lo
<i>Gymnodinium</i> sp.			+	Lo
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F. Müller) Ehrenberg			+	Lo
<i>Peridinium</i> sp.			+	Lo
<i>Woloszynskia</i> sp.			+	Lo
Chrysophyceae				
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof			+	E
<b><i>Dinobryon divergens</i> O.E. Imhof</b>			+	E
Xanthophyceae				
<i>Tribonema</i> sp.			+	T

*Nitzschia acicularis*, *Ulnaria acus* i *Ulnaria capitata*), a także preferujących warunki  $\beta$ -mezosaprobowe (*Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella radiosa*, *Cymatopleura solea*, *Cymbella lanceolata*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria crotonensis*, *Gomphonella olivacea*, *Gyrosigma acuminatum* i *Navicula radiosa*) oraz eutrofię (*Amphora ovalis*, *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula*, *Cratichia cuspidata*, *Cyclotella radiosa*, *Cymatopleura solea*, *Gomphonella olivacea*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula cincta*, *Nitzschia acicularis*, *Ulnaria acus* i *Ulnaria capitata*) lub mezo-eutrofię (*Asterionella formosa*, *Caloneis silicula*, *Fragilaria construens* i *Navicula radiosa*).

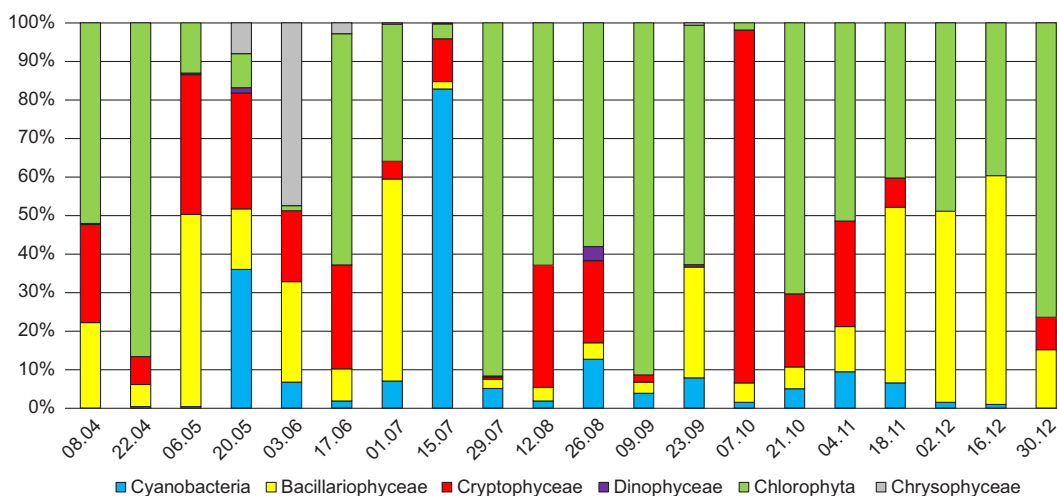
Liczba osobników fitoplanktonu wyraźnie zmieniała się w czasie (ryc. 3). Największą liczebność odnotowano latem, 29 lipca i 9 września (odpowiednio: 14 776 os./ml i 14 448 os./ml), kiedy udział zielenic w całkowitej liczebności fitoplanktonu był największy (ryc. 4). Najmniejsze liczebności ogólne stwierdzono na przełomie listopada i grudnia (minimalna wartość: 720 os./ml). W okresie, w którym prowadzono badania, najczęściej dominowały zielenice (ryc. 3), których udział w kwietniu, 17 czerwca, od 29 lipca do 23 września, 21 października, 4 listopada i 30 grudnia, przekraczał 50% całkowitej liczebności fitoplanktonu (ryc. 4). Duży udział w liczebności miały również okrzemki (szczególnie w okresie

wiosennym i jesienno-zimowym), a także kryptofity (głównie wiosną, w sierpniu i wczesną jesienią). Sinice osiągnęły największą liczebność 15 lipca (8281 os./ml), kiedy ich udział w całkowitej liczebności fitoplanktonu przekroczył 80% (ryc. 4), dzięki dużej liczbie osobników *Aphanizomenon flos-aquae* (5577 os./ml). Znaczny udział sinic (powyżej 30%) odnotowano również pod koniec maja (kiedy największą liczebność osiągnął gatunek *Aphanothece floccosa* – 646 os./ml) oraz pod koniec sierpnia (powyżej 10%, przy dużej liczebności *Cuspidothrix issatschenkoi* – 205 os./ml) (ryc. 4). Złotowiciowce z kolei osiągnęły stosunkowo dużą liczebność jedynie 3 czerwca (4522 os./ml) i 50% udziału w całkowitej liczebności fitoplanktonu). Liczebność przedstawicieli pozostałych grup fitoplanktonu (euglenin, bruzdnic i różnowiciowych) w okresie badań była bardzo niewielka (ryc. 3).

Struktura dominantów fitoplanktonu również zmieniała się w czasie. Najczęściej dominowała jednokomórkowa zielenica *Chlamydomonas* sp., która osiągała najwyższe wartości liczebności w okresie letnim, przy współdominacji kryptofitów – *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa* i sinicy *Gloeocapsa* sp. W lecie dominowała również okrzemka *Nitzschia acicularis* i sinica *Aphanizomenon flos-aquae*. Wiosną największą liczebność osiągnęły *Chroomonas acuta* (kryptofit), *Epithemia operculata* (okrzemka), *Dinobryon divergens* (złotowiciowiec), *Aphanothece floccosa* (sinica) oraz *Chlamydomonas* sp. i *Kirchneriella contorta* (jednokomórkowe zielenice). Jesienią natomiast dominowały *Chlamydomonas* sp. (zielenica), *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa* (kryptofity) oraz *Nitzschia palea* (okrzemka). W okresie zimowym dominowały już tylko okrzemka *Stephanodiscus astraea* i zielenica *Chlamydomonas* sp.

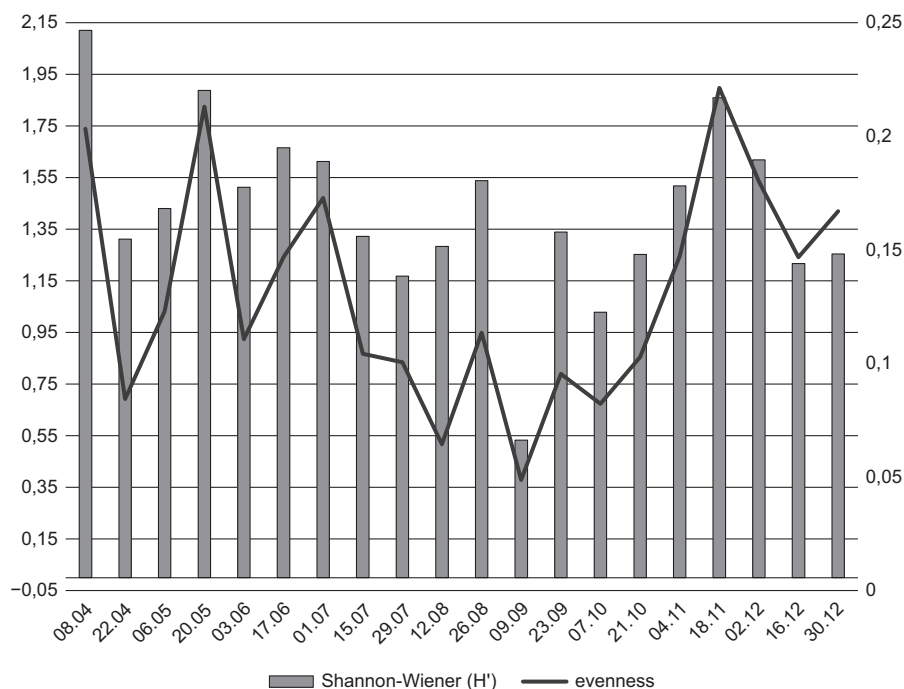


Ryc. 3. Zmiany liczebności fitoplanktonu w czasie w Jeziorze Chrzypskim w 2018 roku  
Fig. 3. Temporal changes in phytoplankton abundance in the Chrzypskie Lake in 2018



Ryc. 4. Udział procentowy poszczególnych grup systematycznych glonów w całkowitej liczbie osobników fitoplanktonu w Jeziorze Chrzypskim w 2018 roku  
Fig. 4. Temporal changes in percentage contributions of particular systematic groups of algae to the total number of phytoplankton individuals in the Chrzypskie Lake in 2018





Ryc. 5. Zmiany w czasie wartości współczynnika różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera ( $H'$ ) oraz współczynnika równomierności *evenness* dla fitoplanktonu w Jeziorze Chrzypskim w 2018 roku

Fig. 5. Temporal changes of Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ) of phytoplankton and evenness index in the Chrzypskie Lake in 2018

Analiza zależności między liczebnością ogólną fitoplanktonu a temperaturą wody wykazała istotną statystycznie korelację dodatnią ( $r = 0,74$ ). Natomiast analiza korelacji pomiędzy poszczególnymi grupami systematycznymi fitoplanktonu a parametrami fizyczno-chemicznymi wody wykazała istotną statystycznie zależność tylko w przypadku sinic ( $r = 0,69$ ) i temperatury wody. Zależności pomiędzy liczebnością ogólną poszczególnych grup systematycznych fitoplanktonu, dominantów i współdominantów a odczynem wody były nieistotne statystycznie.

Wartości współczynnika różnorodności gatunkowej (Shannona-Wienera) oscylowały pomiędzy 0,5 a 2,1 (średnia wartość: 1,4). Najniższe wartości współczynnika różnorodności oraz współczynnika równomierności *evenness* odnotowano 9 września, natomiast najwyższe ich wartości wystąpiły 8 kwietnia, 20 maja i 18 listopada (ryc. 5).

## DYSKUSJA I WNIOSKI

W strukturze gatunkowej fitoplanktonu Jeziora Chrzypskiego licznie występowały zielenice, okrzemki i sinice, typowe dla wód mezo-eutroficznych oraz eutroficznych. Największą frekwencję w badanych próbach (powyżej 80%) osiągnęły taksony charakterystyczne dla wód bogatożywnych (*Amphora ovalis*, *Closterium acutum* var. *variabile*, *Fragilaria crotonensis*, *Ulnaria acus*), ale również mezo-eutroficznych (*Ceratium hirundinella*, *Sphaerocystis planctonica*) (ROSÉN 1981, VAN DAM i in. 1994, REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in.

2009). Na podstawie systemu klasyfikacji strategii życiowych fitoplanktonu, opracowanego przez REYNOLDSA (1988), uwzględniającego indywidualne reakcje ewolucyjne gatunków na stres, zaburzenia oraz wykorzystanie zasobów siedliskowych, większość wyżej wymienionych taksonów reprezentowała strategię życiową typu **R** (tolerujące zaburzenia). Dominują one, gdy dostępność biogenów jest duża i są tolerancyjne na limitację światła. Jedynie dwa gatunki (*Ceratium hirundinella* i *Sphaerocystis planctonica*) reprezentowały strategię typu **S** (tolerujące stres). Te gatunki dominują w środowisku o silnym niedoborze składników pokarmowych. Charakterystyka ekologiczna okrzemek (według listy VAN DAMA i in. 1994) wykazała przewagę gatunków wskazujących na eutrofię i zasadowy odczyn wody, a także na  $\beta$ -mezosaprobę. W składzie taksonomicznym fitoplanktonu przeważały gatunki charakterystyczne dla wód mętnych, płytkich i bogatożywnych, z grup funkcjonalnych **MP** oraz **J**.

Biorąc pod uwagę liczebność poszczególnych grup systematycznych, fitoplankton Jeziora Chrzypskiego na badanym stanowisku miał charakter zielenicowo-okrzemkowo-kryptofitowy. W akwenie stwierdzono klasyczny przebieg sukcesji glonów w ciągu roku (KAJAK 1998). W okresie wiosennym i zimowym zbiorowisko fitoplanktonu było zdominowane przez okrzemki, natomiast latem – głównie przez zielenice i sinice. Wysokie wartości liczebności ogólnej fitoplanktonu w lipcu i na początku września (z wyraźną dominacją zielenic) były związane z wysoką temperaturą wody, co potwierdziły wyniki analiz

statystycznych. Najczęstszym dominantem wśród zielenic był *Chlamydomonas* sp. Ze względu na przynależność do grupy glonów o strategii życiowej typu C („współzawodnicy”) charakteryzuje się on dużym potencjałem konkurencyjności, co może tłumaczyć jego dominację w zbiorowiskach fitoplanktonu przez niemal cały okres badań, niezależnie od pory roku (REYNOLDS 1988). Według NASSARA & SHAMS EL-DIN (2006) oraz ZĘBEK (2009) gatunki z rodzaju *Chlamydomonas* charakteryzują się szybkim tempem rozwoju oraz preferują wody eutroficzne, szczególnie bogate w związek azotu. Dużą liczebność (w kwietniu) osiągnęła także zielenica chlorokokalna z grupy funkcjonalnej F – *Kirchneriella contorta*, zasiedlająca przejrzyste i mezo-eutroficzne jeziora, tolerująca niskie stężenie biogenów (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009).

Wśród okrzemek dominujących stwierdzono gatunki z grupy funkcjonalnej D, tolerujące żyzne i mętne wody: *Stephanodiscus astraea* (dominował w zimie) oraz *Nitzschia acicularis* i *Nitzschia palea* (dominowały latem). Dwa ostatnie gatunki, o strategii życiowej typu R, są charakterystyczne dla wód bogatożywnych (REYNOLDS 1988, REYNOLDS i in. 2002).

Niemal w całym okresie badań dominowały gatunki z grupy kryptofitów, będące przedstawicielami grupy funkcjonalnej Y (*Chroomonas acuta* i *Cryptomonas erosa*), które wskazywały na eutrofię wody. Jednak ponieważ gatunki te reprezentują mieszaną strategię życiową (CRS), można je zaliczyć do organizmów o szerokiej walencji ekologicznej (REYNOLDS 1988, REYNOLDS i in. 2002).

Duża liczebność (powyżej 8 tys. os./ml) i dominacja sinic w połowie lipca były spowodowane wysoką temperaturą wody, co wykazały wyniki analiz statystycznych. Dane literaturowe potwierdzają dodatnią zależność między liczebnością sinic a temperaturą (REYNOLDS & WALSBY 1975, PAERL & HUISMAN 2009, MEHNERT i in. 2010, LÜRLING i in. 2013). Wśród sinic dominował *Aphanizomenon flos-aquae* z rzędu Nostocales (wrażliwy na niedobór fosforu i jednocześnie tolerujący niskie stężenie związków azotu), a w maju *Aphanothece floccosa*, preferujące wody eutroficzne i reprezentujące różne grupy funkcjonalne, odpowiednio: H1 i K (REYNOLDS i in. 2002, PADISAK i in. 2009). Optymalnymi warunkami dla rozwoju *Aphanizomenon flos-aquae*, który osiągnął najwyższe wartości liczebności wśród sinic, są temperatura w przedziale 20–22°C i pH około 7,5 (BURCHARDT 1997), co potwierdziły niniejsze badania. Intensywnemu rozwojowi sinic w lipcu sprzyjała więc wysoka temperatura i odczyn zasadowy wody.

Krótkotrwała dominacja złotowiciowców na początku czerwca wynikała z dużej liczebności *Dinobryon divergens*. Gatunek ten, występujący pospolicie w wodach mezotroficznym (GABKA i in. 2019), należy do taksonów reprezentujących strategię rozwoju typu CS i może pojawiać się w zbiornikach eutroficznych (REYNOLDS 2006).

W stosunku do wcześniejszych lat badań (BRÓDKA & MACIAS 2016), kiedy w zbiorowiskach fitoplanktonu dominowały *Ceratium furcoides*, *Ceratium hirundinella* i *Cryptomonas ovata*, struktura dominantów w 2018 roku uległa przebudowie. Większy udział zielenic, okrzemek preferujących eutrofię i sinic wskazuje na wzrost żyzności wody w Jeziorze Chrzypskim. Niewielka liczebność euglenin wskazuje natomiast na brak dużej ilości rozpuszczonej materii organicznej w wodzie, którą preferuje ta grupa glonów (KAWECKA & ELORANTA 1994, WOŁOWSKI & KOWALSKA 2009).

Niskie wartości współczynnika różnorodności gatunkowej Shannona–Wienera (min. 0,5; maks. 2,2; średnia wartość 1,4) oraz *evenness* (0,05–0,2), świadczą o małej różnorodności gatunkowej i zdecydowanej dominacji pojedynczych gatunków z jednoczesnym małym udziałem pozostałych taksonów, co jest charakterystyczne dla jezior o dużej żyzności (STOYNEVA 1998). Najniższe wartości obu współczynników pokrywały się z terminami poboru prób, kiedy w zbiorowiskach fitoplanktonu wyraźnie dominowały zielenice (w lipcu i we wrześniu ich udział w całkowitej liczebności glonów przekraczał 91%) i kryptofity (w październiku – 92% udziału). Dla porównania, wartości współczynnika Shannona–Wienera i *evenness* w eutroficznym Jeziorze Swarzędzkim były nieco niższe niż w Jeziorze Chrzypskim i oscyływały odpowiednio pomiędzy: 0,6–1,25 oraz 0,03–0,06 (CELEWICZ & ZNOJEK 2020). Z kolei w hipertroficznym Jeziorze Syczyńskim wartości współczynnika Shannona–Wienera oscyływały pomiędzy 0,04–1,38 (TOPOROWSKA & PAWLIK-SKOWROŃSKA 2014).

Badania przeprowadzone w 2018 roku w pobliżu kąpieliska na Jeziorze Chrzypskim pozwoliły na wstępne określenie jakości wody, a szczególnie kierunku i tempa zmian stanu trofii akwenu. Wartości indeksu troficznego z udziałem krążka Secchiego wykazały słabo eutroficzny charakter wód jeziora. Średnia widzialność (1,7 m) w sezonie wegetacyjnym w 2018 roku pogorszyła się w stosunku do roku 2010, w którym wynosiła 2,7 m (DZIESZKO & ZWOŁIŃSKI 2015). Różnica w przejrzystości wody pomiędzy latami badań mogła również wynikać z różnych stanowisk badawczych. Najmniejszą widzialność w 2018 roku notowano w lipcu, kiedy wystąpiły wysokie wartości liczebności sinic i zielenic.

Wyniki analiz fykologicznych wskazują na umiarkowanie eutroficzny charakter wód jeziora oraz na  $\beta$ -mezosaprobę. Badania wykazały krótkotrwałą dominację sinic w okresie letnim (pomimo optymalnych warunków termicznych i zasadowego odczynu wody) oraz niewielki udział glonów preferujących dużą ilość rozpuszczonej materii organicznej w wodzie – euglenin. W porównaniu z wcześniejszymi latami badań, kiedy w ogóle nie notowano dominacji sinic, a przejrzystość wody była większa, można stwierdzić wzrost poziomu trofii.

Zagrożeniem dla jakości wód Jeziora Chrzypskiego jest presja rekreacyjno-turystyczna, która może prowadzić do dalszego zanieczyszczenia wody, szczególnie w pobliżu kąpielisk. W celu przeciwdziałania szybkiemu wzrostowi żywności wody ważne jest propagowanie zasad rolnictwa proekologicznego na obszarze zlewni jeziora. Postępujący proces eutrofizacji prowadzi do zaburzenia równowagi ekologicznej w ekosystemach wodnych, co przejawia się częstymi i długotrwałymi zakwitami sinic. Stanowi to zagrożenie nie tylko dla samego akwenu i żyjących w nim organizmów, ale także dla zdrowia i życia ludzi wypoczywających nad jeziorem. *Aphanizomenon flos-aquae*, który osiągnął dominację na terenie kąpieliska Jeziora Chrzypskiego w lipcu 2018 roku, należy do gatunków potencjalnie toksycznych. Sinice produkujące toksyny, uwalniają je podczas rozkładu ich komórek. W przyszłości, w razie dalszego wzrostu liczebności sinic, wody jeziora nie będą mogły być użytkowane rekreacyjnie. W celu zachowania walorów przyrodniczych i spowolnienia postępującej eutrofizacji, a także w celu kontrolowania liczebności i biomasy sinic potencjalnie toksycznych, Jezioro Chrzypskie powinno być poddawane corocznym badaniom hydrobiologicznym, szczególnie w sezonie letnim.

## LITERATURA

- BORICS G., TÓTHMÉRÉSZ B., VÁRBÍRÓ G., GRIGORSZKY I., CZÉBELY A., GÖRGÉNYI J. (2016): Functional phytoplankton distribution in hypertrophic systems across water body size. *Hydrobiologia* 764(1): 81–90.
- BRÓDKA S., MACIAS A. (red.) (2016): Jeziora w parkach krajobrazowych województwa wielkopolskiego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- BURCHARDT L. (1997): *Aphanizomenon flos-aquae* – forma steno- czy eurytopowa? W: L. Burchardt, B. Messyasz (red.). XVII Zjazd Hydrobiologów Polskich. Poznań, 8–11 września 1997. Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Poznań: 102–103.
- CARLSON R. E., SIMPSON J. (1996): A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society, Madison.
- CELEWICZ S., ZNOJEK J. (2020): Ocena jakości wody Jeziora Swarzędzkiego (zachodnia Polska) na podstawie fitoplanktonu, pięć lat po przerwaniu zrównoważonej rekultywacji. *Steciana* 24: 45–57.
- CHOIŃSKI A. (2006): Katalog jezior Polski. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- DOCHIN K., KUNOVA V., NIKOLOVA L. (2020): Functional groups of algae in small shallow fishponds. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 26(3): 680–689.
- DYREKTYWA 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. (2000). Dz.U. L 327 z 22.12.2000.
- DZIESZKO P., ZWOLIŃSKI Z. (2015): Trophic diversity of Poznań Lakeland lakes. *Limnological Review* 15: 61–69.
- ETTL H. (1983): Chlorophyta. I. Phytomonadina. W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, t. 9. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- ETTL H., GÄRTNER G. (1988): Chlorophyta. II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, t. 10. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- FÖRSTER K. (1982): Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Conjugatophyceae. Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae). W: H.J. Elster, W. Ohle (red.). Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebietencz, cz. 16, t. 8/1. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- FOTT B. (1972): Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Tetrasporales. W: H.J. Elster, W. Ohle (red.). Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten, cz. 16, t. 6. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- GĄBKA M., MESSYASZ B., LISEK D., JONIAK T. (2019): Zbiorowiska makrofitów i fitoplanktonu Jeziora Powidzkiego. W: B. Nowak (red.). Jezioro Powidzkie wczoraj i dziś. Seria publikacji naukowo-badawczych IMGW-PIB, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa: 99–112.
- GIEŁDA-PINAS K., DZIESZKO P., ZWOLIŃSKI Z., LIGMANN-ZIELIŃSKA A. (2015): Two strategies of agent-based modelling application for management of lakeland landscapes at a regional scale. *Quaestiones Geographicae* 34: 33–50.
- KAJAK Z. (1998): *Hydrobiologia. Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KAWECKA B., ELORANTA P. (1994): *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KLIMASZYK P. (2012): May a cormorant colony be a source of coliform and chemical pollution in a lake? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41: 67–73.
- KLIMASZYK P., RZYMSKI P. (2013): Impact of cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) colonies on microbial pollution in lakes. *Limnological Review* 13: 139–145.

- KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K. (1989): Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4. Nostocales. *Algalogical Studies* 56: 247–345.
- KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K. (1999): Cyanoprokaryota. Chroococcales. W: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t.19/1. Gustav Fischer Verlag, Jena – Stuttgart – Lübeck – Ulm.
- KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K. (2005): Cyanoprokaryota. Oscillatoriales. W: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner, M. Schagerl (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 19/2. Elsevier/Spectrum, Heidelberg.
- KOMÁREK J., FOTT B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. W: H.J. Elster, W. Ohle (red.). *Die Binnengewässer. Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten*, cz. 16, t. 7/1. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H. (1986): Bacillariophyceae: Naviculaceae. W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 2/1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H. (1988): Bacillariophyceae: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 2/2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H. (1991a): Bacillariophyceae: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. W: H. Ettl, J. Gerloff, G. Gärtner, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 2/3. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H. (1991b): Bacillariophyceae: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Gesamtliteraturverzeichnis. W: H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- LÜRLING M., ESHETU F., FAASSEN E. J., KOSTEN S., HUSZAR A.L.M. (2013): Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology* 58: 552–559.
- MEHNERT G., LEUNERT F., CIRÉS S., JÖHNK K.D., RÜCKER J., NIXDORF B., WIEDNER C. (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research* 32: 1009–1021.
- NASSAR M.Z., SHAMS EL-DIN N.G. (2006): Seasonal dynamics of phytoplankton community in the Bitter Lake and Tamsah Lake. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 32(1): 198–219.
- PADISAK J., CROSSETTI L., NASELLI-FLORES L. (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- PAERL H.W., HUISMAN J. (2009): Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27–37.
- PASZTALENIC A., KUTYŁA S. (2015): The ecological status of lakes in national and landscape parks: Does the location of a lake and its catchment within a protected area matter? *Polish Journal of Environmental Studies* 24: 227–240.
- POPOVSKÝ J., PFIESTER L.A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, t. 6. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart – New York.
- PROJEKT Programu Ochrony Środowiska dla Powiatu Międzychodzkiego na lata 2020–2023 z perspektywą na lata 2024–2027. (2020). [https://bip.umww.pl/artykuly/2826781/pliki/20210114125848\\_3095.pdf](https://bip.umww.pl/artykuly/2826781/pliki/20210114125848_3095.pdf)
- REYNOLDS C.S. (1988): Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. W: C.D. Sandgren (red.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 388–433.
- REYNOLDS C.S. (2006): *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- REYNOLDS C., HUSZAR V., 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 Reviews* 50: 437–481.
- ROSÉN G. (1981): Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* 13: 263–290.
- SALMASO N., TOLOTTI M. (2021): Phytoplankton and anthropogenic changes in pelagic environments. *Hydrobiologia* 848: 251–284.
- SIEMIŃSKA J. (1964): Chrysophyta. II. Bacillariophyceae – okrzemki. W: K. Starmach (red.). *Flora słodkowodna Polski*, t. 6. PWN, Warszawa.
- SIKORA J., WARTECKA-WAŻYŃSKA A. (2015): Walory turystyczne parków krajobrazowych a farmy wiatrowe. *Ekonomia i Środowisko* 3(54): 56–66.
- STARMACH K. (1966): Cyanophyta, Glaucophyta. W: K. Starmach (red.). *Flora słodkowodna Polski*, t. 2. PWN, Warszawa.
- STARMACH K. (1980): Chrysophyta. I. Chrysophyceae – złotowiciowce oraz wiciowce bezbarwne – Zooflagellata wolnożyjące. W: K. Starmach (red.). *Flora słodkowodna Polski*, t. 5. PWN, Warszawa.

- STARMACH K. (1968): Chrysophyta. III. Xantophyceae – Różnowiciowe. W: K. Starmach (red.). Flora słodkowodna Polski, t. 7. PWN, Warszawa.
- STARMACH K. (1972): Chlorophyta. III. Zielenice nitkowate: Ulothrichales, Ulvales, Prasiolales, Sphaeropleales, Cladophorales, Chaetophorales, Trentepohliales, Siphonales, Dichotomosiphonales. W: K. Starmach, J. Siemińska (red.). Flora słodkowodna Polski, t. 10. PWN, Warszawa – Kraków.
- STARMACH K. (1974): Cryptophyceae – Kryptofity, Dinophyceae – Dinofity, Raphidophyceae – Rafidofity. W: K. Starmach (red.). Flora słodkowodna Polski, t. 4. PWN, Warszawa – Kraków.
- STARMACH K. (1983): Euglenophyta – Eugleniny. W: K. Starmach, J. Siemińska (red.). Flora słodkowodna Polski, t. 3. PWN, Warszawa – Kraków.
- STARMACH K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. W: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (red.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, t. 1. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- STARMACH K. (1989): Plankton roślinny wód słodkowodnych. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej. PWN, Warszawa – Kraków.
- STATISTICA for Windows (Computer program manual 6.0 PL). (2002). StatSoft Inc., Tulsa.
- STOYNEVA M. P. (1998): Development of the phytoplankton of the shallow Srebarna Lake (north-eastern Bulgaria) across a trophic gradient. Hydrobiologia 369: 259–267.
- TOPOROWSKA M., PAWLIK-SKOWROŃSKA B. (2014): Four-year study on phytoplankton biodiversity in a small hypertrophic lake affected by water blooms of toxigenic cyanobacteria. Polish Journal of Environmental Studies 23: 491–499.
- TROJAN P. (1980): Ekologia ogólna. PWN, Warszawa.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKEDAM J. (1994): A coded checklist and ecological indicators values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28(1): 117–133.
- WENDZONKA J. (2012): Sierakowski Park Krajobrazowy. W: P. Basiński, M. Tarant (red.). Obszary Natura 2000 i parki krajobrazowe w województwie wielkopolskim. Wyd. P.W. Formator sp. z o. o. Toruń, Poznań – Toruń: 66–72.
- WIOŚ (2010): Raport, [http://poznan.wios.gov.pl/wios/ocena2010/jeziora2010/klasyfikacja\\_wskaznikow\\_2010/Jez\\_Chrzypskie\\_2010.pdf](http://poznan.wios.gov.pl/wios/ocena2010/jeziora2010/klasyfikacja_wskaznikow_2010/Jez_Chrzypskie_2010.pdf)
- WIOŚ (2011): Raport, <http://poznan.wios.gov.pl/monitoring-srodowiska/publikacje/raport2010/raport2010.pdf>
- WIOŚ (2015): Raport, [http://poznan.wios.gov.pl/gis/ocena2016/jeziora/Jez\\_Chrzypskie\\_2015.pdf](http://poznan.wios.gov.pl/gis/ocena2016/jeziora/Jez_Chrzypskie_2015.pdf)
- WOŁOWSKI K., KOWALSKA J. (2009): Eugleniny i inne glony występujące w stawie Ogrodu Botanicznego UJ. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica 16: 145–154.
- ZĘBEK E. (2009): Qualitative and quantitative changes of green algae with relation to physiochemical water parameters in the urban lake Jeziorak Mały. Polish Journal of Natural Sciences 24: 60–75.