

EUTROFIZACJA ZBIORNIKA ZAPOROWEGO TRESNA W ASPEKTCIE JEGO REKREACYJNEGO WYKORZYSTANIA

Ewa Jachniak¹, Izabela Suchanek²

¹ Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała, e-mail: ejachniak@ath.bielsko.pl

² Studentka Ochrony Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała

STRESZCZENIE

W artykule zaprezentowano wielkość biomasy oraz skład gatunkowy glonów planktonowych, które występowały w wodach zbiornika Tresna w czasie trwania badań. Badania prowadzono w sezonie wegetacyjnym 2012 r., a próby pobierano z dwóch stanowisk badawczych (T1 – rejon ujścia rzeki Soły do zbiornika oraz T2 – rejon zapory). Na podstawie wyżej wymienionych parametrów oraz dodatkowo stężeń fosforu ogólnego określono poziom zeutrofizowania wód zbiornika. Przy uwzględnieniu tych parametrów podjęto też próby określenia możliwości rekreacyjnego wykorzystania jego wód.

Słowa kluczowe: biomasa fitoplanktonu, bioindykatory, eutrofizacja, zbiornik zaporowy.

THE EUTROPHICATION OF THE TRESNA DAM RESERVOIR IN TERMS OF ITS RECREATIONAL USE

ABSTRACT

The paper presents the values of phytoplankton biomass and species composition of the planktonic algae. These phytoplankton organisms occurred in the reservoir water during research. The research was conducted during the vegetative season in 2012 year and the samples were taken from two research points (T1 – the part of river Sola inflow to the reservoir and T2 – the part of the reservoir dam). On the basis of the above-mentioned parameters and addition the concentrations of total phosphorus, the eutrophication level of reservoir water was defined. Attempts were also made to determine the possibilities of the recreational use of its water, based on these parameters.

Keywords: phytoplankton biomass, bioindicators, eutrophication, dam reservoir.

WSTĘP

Zbiorniki, które pełnią funkcje rekreacyjne, powinny charakteryzować się niskim poziomem zeutrofizowania, niskimi stężeniami związków biogenych oraz niewielkim rozwojem fitoplanktonu. Wskazane byłoby budowanie ich na względnie czystych rzekach, których niestety w Polsce ciągle jest niewiele. Wzrastający stopień zeutrofizowania zbiorników wodnych powoduje różnorakie problemy sanitarne, które stanowią zagrożenie dla zdrowia wypoczywających ludzi [Kasza 2009, Yang i in. 2008, Trojanowska i in. 2010, Saghi i in. 2015]. Masowo rozwijające

się organizmy fitoplanktonowe (nieraz tworzące liczne zakwity) powodują zmianę właściwości organoleptycznych wód (smaku, zapachu, barwy), często tworzą kożuchy na powierzchni wód, sprawiając, że nie nadaje się ona do celów użytkowych. Pogarszają w ten sposób nie tylko warunki estetyczne, ale też sanitarne wód zbiornikowych [Rakowska i in. 2005, Kabziński i Grabowska 2008, Kasza 2009, TieGang i in. 2011].

W niższych warstwach wody także wówczas występują deficyty tlenu i następuje śmierć organizmów wodnych, w tym ryb. Taki stan wód zbiornikowych psuje i ogranicza możliwości jego

rekreacyjnego wykorzystania [Kasza 2009, Trojanowska i in. 2010].

Ponadto, jednym z niekorzystnych skutków występowania nadmiernej ilości glonów, a zwłaszcza sinic jest także uwalnianie toksycznych metabolitów podczas rozkładu starzejących się i martwych komórek. Według niektórych autorów toksyny mogą stanowić nie tylko wtórne metabolity, ale istnieją też szczepy toksygeniczne – produkujące toksyny [Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005].

W rezultacie działania toksyn następuje również śnięcie ryb oraz wzrost śmiertelności innych zwierząt, np. makrofauny dennej [Carmichael 1994, Falconer i in. 1988, TieGang i in. 2011, Fernández i in. 2015]. Toksyny sinicowe stanowią także zagrożenie dla zdrowia człowieka. Spożycie wody zawierającej hepatotoksyny może powodować: wysypkę naskórną, gorączkę, wymioty, biegunkę oraz ostre uszkodzenia wątroby. Prawdopodobnie systematyczne przyjmowanie niewielkich dawek hepatotoksyn może prowadzić do chronicznych zaburzeń funkcjonowania układu pokarmowego i wątroby [Carmichael 1994, ZhengJian i in. 2013]. Dermatotoksyny natomiast mogą powodować reakcje alergiczne i choroby skóry [Bucka i Wilk-Woźniak 2005, Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005].

Zbiorniki o funkcjach rekreacyjnych (zwłaszcza jeśli są narażone na dostawę znacznej ilości zanieczyszczeń i związków biogenych) powinny być stale monitorowane ze względu na zdrowie wypoczywających ludzi.

Celem pracy było określenie stopnia zeutrofizowania wód zbiornika przy uwzględnieniu wielkości biomasy oraz składu gatunkowego fitoplanktonu.

TEREN BADAŃ

Badania prowadzono na terenie zbiornika zaporowego Tresna, który jest największym i najwyższym położonym w kaskadzie rzeki Soły akwenem. Ma typowo podgórski charakter, bowiem cechuje się dużą głębokością (średnia głębokość wynosi 9,4 m, maksymalna – 28 m) oraz dużą maksymalną powierzchnią (964 ha). Zbiornik oraz tereny przyległe do niego leżą w Kotlinie Żywieckiej. Zbocza kotliny z jednej strony otaczają lasy Beskidu Żywieckiego, a z drugiej Beskidu Śląskiego.

Parametry hydrologiczno-morfometryczne zbiornika prezentuje tabela 1.

Tabela 1. Parametry hydrologiczno-morfometryczne zbiornika [Osuch-Chacińska i in. 2007, Stachowicz i Czernoch 1992, RZGW – Kraków, oddz. Żywiec]

Table 1. Morphometric-hydrologic parameters of reservoir [Osuch-Chacińska i in. 2007, Stachowicz i Czernoch 1992, RZGW – Kraków, oddz. Żywiec]

Parametr	Dane
Rzeka	Soła
Powierzchnia zlewni do przekroju zapory (km ²)	1030
Pojemność całkowita (mln m ³)	98,11
Pojemność użytkowa (mln m ³)	54,65
Średnia głębokość (m)	9,4
Maksymalna głębokość (m)	28
Czas retencji wody (doby)*	58,7
Powierzchnia czaszy (ha)	964
Funkcje zbiornika	ochrona przeciwpowodziowa, produkcja energii elektrycznej oraz funkcje wyrównawcze dla poziomu wód rzeki Soły poniżej zbiornika, a także funkcje rekreacyjno-turystyczne

* Obliczono, dzieląc objętość zbiornika przez średni dobowy dopływ rzeki Soły.

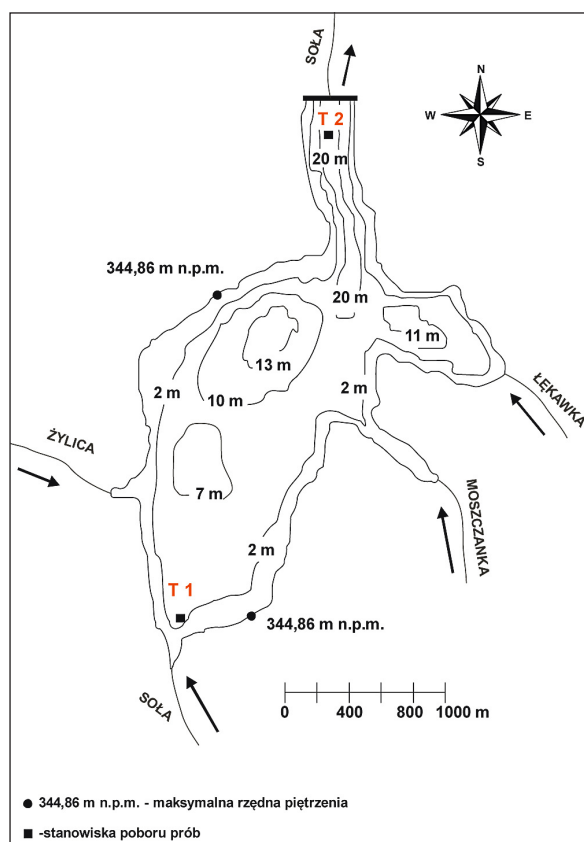
Jako pierwszy w kaskadzie Soły, jest najbardziej narażony na dostawę zanieczyszczeń i związków biogenych oraz zamulanie. W wyniku sedymentacji związków mineralnych i substancji organicznej dopływających wraz z rzeką, w zbiorniku następuje powolny wzrost ilości osadów dennych i zmniejszanie się pojemności użytkowej zbiornika [Stachowicz i Czernoch 1992].

Warunki fizykochemiczne panujące w zbiorniku kształtowane są głównie jakością wód rzeki Soły. Wzrost zanieczyszczeń rzeki powodują ośrodki przemysłowe w Węgierskiej Górcie oraz Żywcu. Gęsta zabudowa terenów przylegających do zbiornika, znaczna powierzchnia oraz niedostatecznie rozwinięta sieć kanalizacyjna stanowi istotne źródło zanieczyszczeń jego wód. Część ścieków odprowadzana jest do oczyszczalni w Żywcu. W ostatnim czasie podejmuje się wiele działań, mających na celu skanalizowanie obszarów w zlewni zbiornika, nadal jednak w przeważającej części gospodarka wodno-ściekowa jest nieuporządkowana [Machowski i in. 2005, Jaguś 2011, Jachniak i Jaguś 2013], co w ostatecznym efekcie wpływa niekorzystnie na jakość wód zbiornika. Zbiornik wykorzystywany bywa na szeroką skalę do celów rekreacyjnych. Liczne ośrodki wczasowe oraz pola namiotowe, a także duża ilość miejsc kempingowych sprawiają, że zbiornik stanowi atrakcję dla wczasowiczów.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Próby wody do badań fitoplanktonu pobierano z dwóch stanowisk badawczych (T1 – rejon ujścia rzeki Soły i T2 – rejon zapory) w okresie wegetacyjnym 2012 roku. Próby pobierano co miesiąc od kwietnia do września (rys. 1).

Analizy jakościowe i ilościowe fitoplanktonu przeprowadzono za pomocą mikroskopu świetlnego Nikon Eclipse 200. Do analizy użyto komory o wysokości 0,4 mm i średnicy 20 mm. Glony liczono w 17 polach widzenia, w trzech powtórzeniach. Zagęszczenie poszcze-



Rys. 1. Zarys zbiornika i stanowiska poboru prób [Jachniak 2010, zmodyfikowane]

Fig. 1. The contour of the reservoir and the places for taking samples [Jachniak 2010, modified]

gólnych okazów obliczono według Lunda i in. [1958]. Oznaczeń taksonomicznych dokonano w oparciu o klucze Starmacha [1989], Hindąka [1996], Cox [1999]. Biomasa (podawaną w mokrej masie) obliczono przyrównując organizmy fitoplanktonowe do brył geometrycznych. W celu wyliczenia biomasy posłużono się następującym przelicznikiem [Rott 1981]:

$$1 \mu\text{m}^3 = 1/1 \cdot 10^9 \text{ mm}^3 = 1/1 \cdot 10^9 \text{ mg} \quad (1)$$

Do oceny stanu troficznego badanego zbiornika wykorzystano klasyfikację Heinonena [1980], uwzględniającą wielkość biomasy fitoplanktonu oraz gatunki wskaźnikowe glonów. Za dodatkowe kryterium w ocenie stopnia zeutrofizowania wód zbiornikowych przyjęto stężenia fosforu ogólnego, udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, oddział w Bielsku-Białej. Uwzględniono kryterium OECD (1982) podawane przez Dojlido [1995] na podstawie wartości granicznych dla średniego rocznego stężenia fosforu ogólnego. Wartości graniczne dla określonych poziomów troficznych zaprezentowano w tabeli 2.

Oceny trofii dokonano także w oparciu o gatunki wskaźnikowe glonów planktonowych, przy wykorzystaniu specjalistycznej literatury [Negro i in. 2000, Reynolds 2000, Rakowska i in. 2005, Bucka i Wilk-Woźniak 2007, Ptacnik i in. 2009, Järvinen i in. 2013].

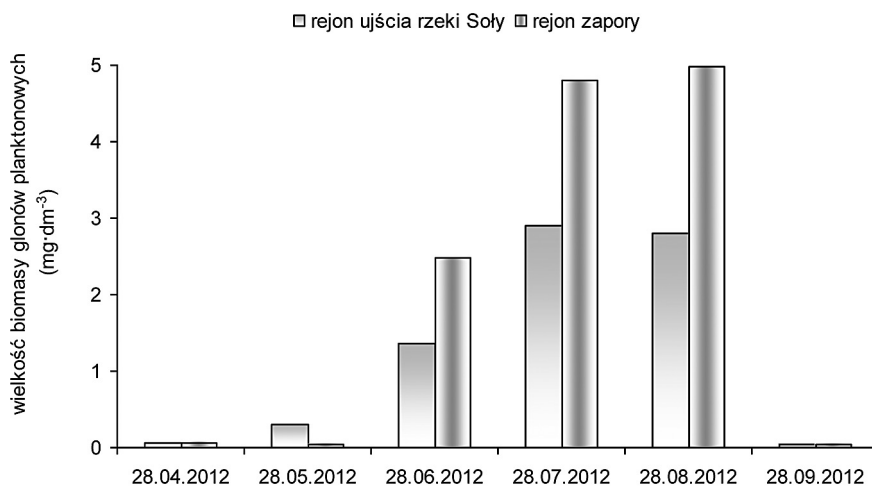
WYNIKI

Przeprowadzone badania wykazały, że najwyższa biomasa glonów planktonowych wystąpiła w sierpniu i osiągnęła $4,988 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ na stanowisku w rejonie zapory (rys. 2). Podobną wartość stwierdzono w lipcu ($4,791 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) na tym samym stanowisku. Z kolei minimalna biomasa wystąpiła w maju na stanowisku w rejonie zapory ($0,044 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) (rys. 2). Przeważnie w części dopływowej za-

Tabela 2. Wartości graniczne dla poszczególnych poziomów troficznych, uwzględniające wielkość biomasy glonów planktonowych oraz stężenia fosforu ogólnego [Heinonen 1980, OECD 1982, Dojlido 1995]

Table 2. The boundary values for particular of trophy levels, which are including the biomass of planktonic algae and the concentrations of the total phosphorus [Heinonen 1980, OECD 1982, Dojlido 1995]

Typ troficzny jeziora	Zakresy średnich wartości ogólnej biomasy fitoplanktonu [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	Graniczne wartości stężeń fosforu ogólnego [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]
Jeziora oligotroficzne	0.14–0.68	< 0,01
Jeziora mezotroficzne	1.21–1.98	0,01–0,035
Jeziora eutroficzne	3.45–6.93	0,035–0,1
Jeziora hipertroficzne	17.5	> 0,1



Rys. 2. Zmienność biomasy glonów planktonowych w wodach zbiornika, w poszczególnych okresach badawczych
Fig. 2. The variability of the algae planktonic biomass in the reservoir water, in particular of the research periods

notowane wielkości biomasy były niższe niż w rejonie zapory. Prawdopodobnie wynikało to z bardziej turbulentnego charakteru rzeki w tym rejonie. Jedynie właśnie w maju wartość była delikatnie wyższa, mogło to wynikać z dopływu większej ilości zawiesiny w tym okresie wraz z biogenami, w wyniku wiosennych deszczy. Obliczono również procentowy udział poszczególnych grup glonów w całkowitej biomacie fitoplanktonu (rys. 3).

Na obu stanowiskach najwyższym udziałem procentowym cechowały się okrzemki (*Bacillariophyceae*) (ich udział wahał się między 45% – pod koniec września i 84,5% – w kwietniu, na stanowisku w rejonie ujścia oraz 18% – we wrześniu i 90,5% – w kwietniu, w rejonie zapory). Ich rozwój w tych porach roku może wiązać się z ich preferencjami, gdyż najczęściej pojawiają się one w okresach wiosennych i jesiennych, podczas mieszania wody [Wilk-Woźniak 2003].

Jedynie w okolicy ujścia Soły do zbiornika, pod koniec lipca udział euglenin (*Euglenophyceae*) znacznie przewyższył (80%) wielkość biomasy okrzemek. W okresie letnim wzrósł też procentowy udział zielenic (*Chlorophyceae*) w całkowitej biomacie fitoplanktonu i wynosił on od 16,5% (lipiec) do 33% (wrzesień) w rejonie ujścia, a w rejonie zapory odpowiednio w tych samych okresach badawczych: 55% i 65%. Można to wiązać ze zwiększonym dopływem związków biogenych do wód zbiornika w wyniku napływu dużej liczby wczasowiczów w okresie letnim (grupy tych glonów rozwijają się bowiem z reguły w wodach bardziej zanieczyszczonych).

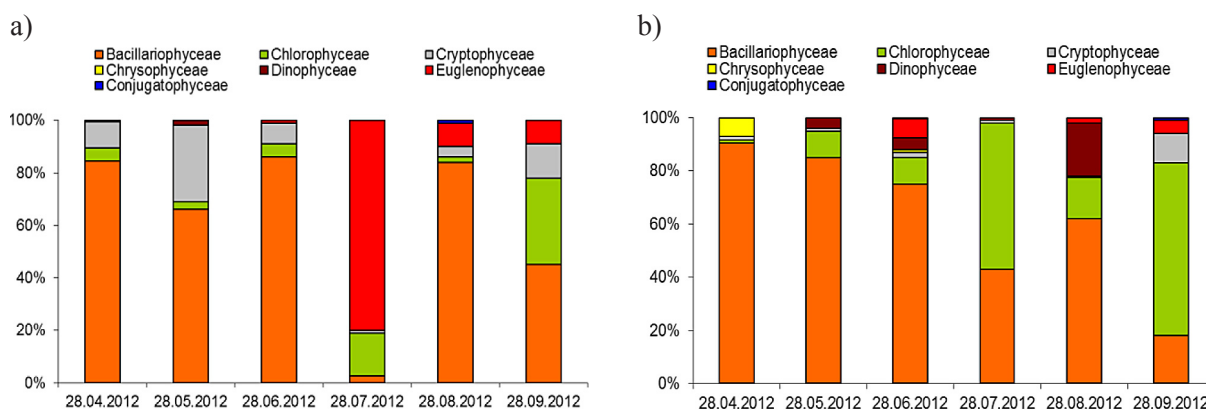
W rejonie ujścia udział pozostałych grup glonów (złotowiciowców (*Chrysophyceae*),

bruzdnic (*Dinophyceae*), sprzężnic (*Conjugatophyceae*)) był niewielki i nie przekraczał 2%, a w rejonie zapory z kolei były to złotowiciowce, eugleniny i sprzężnice (najwyższy ich procentowy udział wynosił zaledwie 7%).

Mikroskopowe analizy składu gatunkowego glonów planktonowych wykazały występowanie w wodach zbiornika taksonów cechujących się szerokim zakresem tolerancji ekologicznej, m. in. okrzemek *Asterionella formosa* Hass. i *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot oraz kryptofitów *Cryptomonas erosa* Ehr., a także gatunków występujących w ściśle określonych warunkach – stenobiontów, które stanowią bardzo dobre bioindykatory zanieczyszczenia środowisk wodnych [Reynolds 2000, Rakowska i in. 2005, Järvinen i in. 2013, Wilk-Woźniak i in. 2013, Fernández i in. 2015]. Należały do nich, m. in.: okrzemki *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun. in Cl. i Grun., *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Ralfs (Ehr.) Simonsen oraz zielenice chlorokokalne: *Scenedesmus* sp., *Pediastrum* sp., *Coelastrum* sp. i *Tetraedron* sp.

W opinii Negro i in. [2000] rozwój gatunków z rodzajów: *Coelastrum* sp., *Pediastrum* sp. oraz *Scenedesmus* sp. wskazuje na eutroficzny status wód zbiornika. Z kolei według Lepistö i Rosenström [1998] gatunki okrzemek, takich jak: *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Ralfs (Ehr.) Simonsen oraz *Fragilaria crotonensis* Kitt. są wskaźnikami eutrofii. Zanotowano je także w licznych eutroficznych jeziorach fińskich.

W próbach wody pobranych ze zbiornika zanotowano również gatunki wskazujące na okresowy spadek poziomu trofii. Były to dino-



Rys. 3. Procentowy udział poszczególnych grup glonów planktonowych w całkowitej biomasy fitoplanktonu, w wodach zbiornika: a) rejon ujścia Soły b) rejon zapory

Fig. 3. The percent share of the particular groups of planktonic algae in the whole biomass of phytoplankton, in the reservoir water

fity *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh. i złotowiciowce z rodzaju *Dinobryon*.

Pozytywnym aspektem badań była nieobecność sinic, które z reguły są wskaźnikami eutrofizacji. To może wskazywać, że wody zbiornika nie są jeszcze silnie zeutrofizowane, bowiem organizmy te stanowią w większości wskaźniki eutrofizacji [Ryding i Rast za Wilk-Wozniak 2003, Ptacnik i in. 2009, Järvinen i in. 2013].

W tabeli 3 zaprezentowano poziom zeutrofizowania wód zbiornikowych w oparciu o wielkość biomasy fitoplanktonu i stężenia fosforu ogólnego. Wielkości biomasy fitoplanktonu wskazują na charakter oligo- /mezotroficzny wód zbiornika, ale w okresach letnich na występowanie warunków eutroficznych. Z kolei stężenia fosforu ogólnego wskazały na wzrost poziomu trofii w ostatnim czasie.

DYSKUSJA

Rekreacyjny charakter zbiorników wodnych obliuguje do ich ochrony, bowiem zapewnienie wypoczywającym ludziom odpowiednich warunków sanitarnych i estetycznych jest bardzo istotne. Przeprowadzone badania wskazały, że wody zbiornika Tresna nie są silnie zeutrofizowane, ale w okresie letnim, zarówno skład gatunkowy, jak i wielkość biomasy glonów planktonowych pokazuje znaczny wzrost poziomu trofii, wartości biomasy mieszczą się bowiem w granicach eutrofii, zwłaszcza na stanowisku w rejonie zapory. To oznacza, że szczególnie w sezonie letnim wody zbiornika powinny być badane pod względem biologicznym i fizykochemicznym, żeby w razie wzrostu trofii podjąć natychmiastowe kroki zaradcze. Z kolei porównując stężenia fosforu w latach 2011 i 2013 można

Tabela 3. Troficzna klasyfikacja wód zbiornikowych, na podstawie biomasy fitoplanktonu i stężenia fosforu ogólnego
Table 3. The trophic classification of the reservoir water, based on phytoplankton biomass and concentrations of the total phosphorus

Wartości ogólnej biomasy fitoplanktonu [mg·dm ⁻³]					
Stanowisko poboru prób		T1	Typ troficzny	T2	Typ troficzny
Termin poboru prób	28. 04. 2012	0,056	oligotrofia	0,066	oligotrofia
	28. 05. 2012	0,31	oligotrofia	0,044	oligotrofia
	28. 06. 2012	1,351	mezotrofia	2,487	mezo-/eutrofia
	28. 07. 2012	2,896	mezo-/eutrofia	4,791	eutrofia
	28. 08. 2012	2,794	mezo-/eutrofia	4,988	eutrofia
	28. 09. 2012	0,05	oligotrofia	0,049	oligotrofia
Wartość średnia		1,24	mezotrofia	2,07	mezo-/eutrofia
Średnie wartości stężeń fosforu ogólnego w rejonie zapory [mg·dm ⁻³]					
Termin poboru prób	2010	–	–	0,017	mezotrofia
	2013	–	–	0,042	eutrofia

zauważyć wzrost procesów eutrofizacyjnych w wodach zbiornika.

Dość silny rozwój zielenic w okresie letnim może wiązać się z dostawą do zbiornika podwyższonej ilości związków biogenych, spowodowanych nasilonym ruchem turystycznym wokół zbiornika. Zbiornik posiada bowiem silnie rozwiniętą bazę turystyczną, z licznymi ośrodkami wczasowymi, przystaniami ze sprzętem wodnym oraz plażami. W okresie letnim liczni wczasowicze korzystają z wód zbiornika w celach rekreacyjnych. Niestety to również odbija się na czystości wód akwenu. Turyści często nie przestrzegają zasad i wyrzucają śmieci oraz resztki jedzenia do wody albo zostawiają na plażach, skąd zanieczyszczenia łatwo przenikają do wód.

W opinii Negro i in. [2000] rozwój gatunków zielenic z rodzajów: *Coelastrum* sp., *Pediastrum* sp. oraz *Scenedesmus* sp. świadczy o eutroficznym statusie wód zbiornika. Zielenice te były także licznie obserwowane w portugalskim jeziorze eutroficznym Braças [Danielsen 2010]. Z kolei według Lopes i in. [2005] gatunki z rodzaju *Tetraedron* występują w wodach bardzo żyznych, bogatych w fosfor.

Negro i in. [2000] potwierdzają, że okrzemki *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Ralfs (Ehr.) Simonson), obecne w wodach zbiornika, preferują wody eutroficzne. Inne natomiast okrzemki *Fragilaria crotonensis* Kitt. były obserwowane w zbiornikach eutroficznych, m. in. w Sulejowskim zbiorniku zaporowym [Rakowska i in. 2005].

Na niższy poziom trofii wód zbiornikowych wskazywały dinofity *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh. i złotowiciowce z rodzaju *Dinobryon*. Dinofity te rzadko rozwijają się w wodach obfitujących w związki organiczne [Bucka i Wilk-Woźniak 2007], z kolei złotowiciowce preferują wody o charakterze oligotroficznym, dobrze natlenione i o niskiej produktywności [Forsström i in. 2005, Bucka i Wilk-Woźniak 2007, Ptacnik i in. 2009, Järvinen i in. 2013].

Brak obecności sinic może potwierdzać, że wody zbiornika nie są silnie zeutrofizowane, bowiem organizmy te stanowią w większości wskaźniki eutrofizacji [Ryding i Rast za Wilk-Woźniak 2003, Ptacnik i in. 2009, Järvinen i in. 2013]. Należy jednak prowadzić kontrolne badania, obejmujące większą część zbiornika, w celu wyeliminowania potencjalnych zakwitów sinicowych.

Monitoring zbiorników rekreacyjnych jest bardzo istotny, nie tylko ze względów sanitar-

nych, ale też gospodarczych czy ekonomicznych. Znany zbiornik Sulejowski wykorzystywany rekreacyjnie (kiedyś także jako wodociągowy), obecnie jest akwenem bardzo zdegradowanym. Co roku kwitną sinice, co sprawia, że wody zbiornika nie nadają się do użytku [Burchardt i Pawlik-Skowrońska 2005, Kabziński i Grabowska 2008, Trojanowska i in. 2010]. W tej sytuacji zamiera turystyka, co powoduje, że gminy ponoszą straty finansowe. Wprawdzie obecne są plany dotyczące rekultywacji wód tego zbiornika, ale ze względu na koszty nie zostały jeszcze zrealizowane [Pozyczka 2013, Materiały Urzędu Gminy Sulejów - <http://www.sulejow.pl/asp/pl>].

Skuteczne metody rekultywacji są bardzo drogie i gmin nie stać na pokrycie kosztów z tym związanych, dlatego zanim dojdzie do katastrofy ekologicznej powinno się zapobiegać nadmiernej eutrofizacji i jej negatywnym skutkom.

WNIOSKI

1. Najwyższe biomasy glonów planktonowych wystąpiły w okresie letnim i wskazywały na eutroficzny charakter wód zbiornikowych, w pozostałych okresach biomasa glonów była niższa i wody wykazywały charakter oligo- / mezotroficzny.
2. Skład gatunkowy glonów planktonowych potwierdzał stan eutroficzny wody zbiornikowej w sezonie letnim. Rozwinęły się zielenice typowe dla tych wód, m.in. *Coelastrum* sp., *Pediastrum* sp., *Tetraedron* sp. Mogło to być spowodowane dopływem biogenów w wyniku zwiększonego ruchu turystycznego. Z kolei brak sinic mógł wskazywać, że wody zbiornika nie są silnie zeutrofizowane, ale należy je kontrolować, aby w razie wystąpienia zakwitów podjąć odpowiednie kroki zaradcze.

BIBLIOGRAFIA

1. Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2005. A contribution to the knowledge of some potentially toxic cyanobacteria species forming blooms in water bodies – chosen examples. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (3), Institute of Oceanography, Gdańsk, 43–53.
2. Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2007. Glony pro- i eukariotyczne zbiorowisk fitoplanktonu w zbiornikach wodnych Polski Południowej. *Instytut Ochrony Przyrody – PAN, Kraków*, ss. 352.

3. Burchardt L., Pawlik-Skowrońska B. 2005. Zakwity sinic – konkurencjamiędrzygatunkowai środowiskowe zagrożenie. Wiadomości botaniczne, 49, (1/2), 39–49.
4. Carmichael W.W. 1994. Toksyny cyjanobakterii. Świat Nauki, 3, 32–39.
5. Cox E. J. 1999. Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman and Hall, London, ss. 107.
6. Danielsen R. 2010. Dissimilarities in the recent histories of two lakes in Portugal explained by local-scale environmental processes. J. Paleolimnol., 43, 513–534.
7. Dojlido J. R. 1995. Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, ss. 342.
8. Falconer I.R., Smith J.V., Jackson A.R.B., Jones A., Runnegar M.T.C. 1988. Oral toxicity of a bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* administered to mice over periods up to one year. J. Toxicol. Environ. Health, 24, 291–305.
9. Fernández C., Estrada V., Parodi E. R. 2015. Factors Triggering Cyanobacteria Dominance and Succession During Blooms in a Hypereutrophic Drinking Water Supply Reservoir. Water Air Soil Pollut. 226 (73), 1–13.
10. Forsström L., Sorvari S., Korhola A., Rautio M. 2005. Seasonality of phytoplankton in subarctic Lake Saanajärvi in NW Finnish Lapland. Polar. Biology, 28, 846–861.
11. Heinonen P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publ. Water res. Inst., Nat. Board of waters, Finland, 37, 1–91.
12. Hindák F. 1996. Key to the unbranched filamentous green algae (Ulotrichineae, Ulotrichales, Chlorophyceae). Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti Pri Sav, Supplement 1, Slovenska Botanická Spoločnosť Pri Sav, Bratislava, 1–77.
13. Jachniak E. 2010. Wpływ czynników fizykochemicznych oraz hydrologicznych na przebieg procesów eutrofizacyjnych w wybranych zbiornikach zaporowych południowej Polski. Praca doktorska. Uniwersytet Rolniczy, Kraków, ss. 236.
14. Jachniak E., Jaguś A. 2013. Obniżanie trofii wód w systemach kaskadowych, na przykładzie kaskady Soły (południowa Polska). Inżynieria Ekologiczna, 32, 65–73.
15. Jaguś A. 2011. Ocena stanu troficznego wód zbiorników kaskady Soły. Proceedings of ECOpole, 5 (1), 233–238.
16. Järfelt H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Ann. Acad. Sci. Fenn., A IV, 18, 1–29.
17. Järvinen M., Drakare S., Free G., Lyche-Solheim A., Phillips G., Skjelbred B., Mischke U., Ott I., Poikane S., Søndergaard M., Pasztaleniec A., Wichelen J., V., Portielje R. 2013. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes. Hydrobiologia, 704, 97–113.
18. Kabziński A. K. M., Grabowska H. 2008. Rozwój zakwitów sinicowych w Polsce na przykładzie zbiornika sulejowskiego. Gospodarka Wodna, 5, 194–207.
19. Kasza H. 2009. Zbiorniki zaporowe. Znaczenie – eutrofizacja – ochrona. ATH, Bielsko-Biała, ss. 366.
20. Lepistö L., Rosenström U. 1998. The most typical phytoplankton taxa in four types of Boreal lakes. Hydrobiologia, 369/370, Kluwer Academic Publishers, Belgium, 89–97.
21. Lopes M. R., Bicudo C. de M., Carla Ferragut M. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. Hydrobiologia, 542, 235–247.
22. Lund J. W. G., Kipling C., Le Gren E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. Hydrobiologia, 1, 144–170.
23. Machowski R., Rzętała M., Rzętała M., Wistuba B. 2005. Zbiornik Żywiecki. Charakterystyka fizycznogeograficzna i znaczenie społeczno-gospodarcze. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Oddział katowicki, Sosnowiec, ss. 80.
24. Materiały Urzędu Gminy Sulejów (http://www.sulejow.pl/asp/pl_start.asp?typ=13&menu=12&artykul=3120&akcja=artykul).
25. Negro A. I., De Hoyos C., Vega J. C. 2000. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaíso reservoir (NW Spain). Hydrobiologia, 424, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 25–37.
26. OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control, Paris, ss. 154.
27. Osuch-Chacińska L., Bałus S., Bores-Meinike D., Drzyżdzyk W., Fiedler K., Olszewski A., Ryzak R., Stanach-Bałus K. 2007. Kaskada rzeki Soły. Zbiorniki Tresna, Porąbka, Czaniec. Monografia. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Krakowie, Warszawa, s. 167.
28. Pożyczka R. 2013. Zalew Sulejowski bez wody, Tomaszowski Informator Tygodniowy, 13 (1184).
29. Ptacnik R., Solimini A., Brettum P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. Hydrobiologia, 633, 75–82.
30. Rakowska B., Sitkowska M., Szczepocka E., Szulc B. 2005. Cyanobacteria water blooms associated with various eukaryotic algae in the Sulejów rese-

- ervoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (1), Institute of Oceanography, Gdańsk, 31–38.
31. Reynolds C. S. 2000. Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic – state change. *Hydrobiologia*, 424, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 123–132.
 32. Rott E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43/1, Birkhäuser Verlag Basel, 34–62.
 33. Saghi H., Karimi L., Javid A. H. 2015. Investigation on trophic state index by artificial neural networks (case study: Dez Dam of Iran). *Appl Water Sci.* 5, 127–136.
 34. Stachowicz K., Czernoch M. 1992. Charakterystyka ekologiczna zbiorników zaporowych na Sole. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa, ss. 72.
 35. Starmach K. 1989. Plankton roślinny wód słodkich. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej. PWN, Warszawa – Kraków, ss. 496.
 36. TieGang Z., JingQiao M., HuiChao D., DeFu L. 2011. Impacts of water release operations on algal blooms in a tributary bay of Three Gorges Reservoir. *Science China. Technological Sciences*, 54(6), 1588–1598.
 37. Trojanowska A. A., Izydorzyc K. 2010. Phosphorus Fractions Transformation in Sediments Before and After Cyanobacterial Bloom: Implications for Reduction of Eutrophication Symptoms in Dam Reservoir. *Water Air Soil Pollut.*, 211, 287–298.
 38. Wilk-Woźniak E. 2003. Phytoplankton – formation reflecting variation of trophic in dam reservoirs, *Ecohydrology and Hydrobiology*, Proceedings of the XXth International Phycological Symposium, 3 (2), 213–219.
 39. Wilk-Woźniak E., Ligęza S., Shubert E. 2013. Effect of Water Quality on Phytoplankton Structure in Oxbow Lakes under Anthropogenic and Non-Anthropogenic Impacts. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 42 (4), 421–427.
 40. Yang X, Xiang Wu X., Hao H., He Z. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9 (3), 197–209.
 41. ZhengJian Y., DeFu L., DaoBin J., XIAO Shang-Bin X., YuLing H., Jun M. 2013. An eco-environmental friendly operation: An effective method to mitigate the harmful blooms in the tributary bays of Three Gorges Reservoir. *Science China. Technological Sciences*, 56 (6), 1458–1470.