

OCENA STANU TROFICZNEGO WÓD ZBIORNIKA ZAPOROWEGO WAPIENICA

Ewa Jachniak¹, Michal Holubčík², Marzena Ćmiel³, Kamila Gazda³

¹ Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-300 Bielsko-Biała, e-mail: ejachniak@ath.bielsko.pl

² Department of Power Engineering, University of Žilina, Univerzitna 1, 010 26 Žilina, Slovakia, e-mail: michal.holubcik@fstroj.uniza.sk

³ Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała

STRESZCZENIE

W artykule określono poziom trofii wód zbiornika zaporowego Wapienica na podstawie składu gatunkowego oraz biomasy glonów planktonowych, a także stężeń chlorofilu *a*. Badania prowadzono w sezonie wegetacyjnym 2013 r.; próby pobierano z dwóch stanowisk badawczych (W1 – rejon ujścia rzeki Wapienicy do zbiornika oraz W2 – rejon zapory) za pomocą batometru. Całkowita biomasa glonów oraz koncentracja chlorofilu *a* z obu badanych rejonów była raczej niska, co pozwoliło zaklasyfikować wody zbiornika do oligo- /mezotroficznych. Jedynie w części zaporowej w okresie letnim obserwowano podwyższony poziom trofii (Heinonen 1980). Na podobny charakter troficzny wód zbiornika (oligo- /mezotroficzny) wskazały także gatunki glonów obserwowane w próbach: *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun. in Cl. i Grun., *Chrysococcus minutus* (Fritsch) Nygaard. Na okresowy wzrost poziomu trofii mogła wskazywać okrzemka *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm., charakterystyczna dla wód słabo eutroficznych oraz obserwowane licznie w okresie letnim zielenice z rodzajów: *Pediastrum* i *Coelastrum*.

Słowa kluczowe: biomasa fitoplanktonu, bioindykatory, chlorofil *a*, status troficzny.

EVALUATION OF THE WATER TROPHIC STATE OF WAPIENICA DAM RESERVOIR

ABSTRACT

In this publication the trophy level of Wapienica dam reservoir, based on the composition species of planktonic algae and their biomass, and concentrations of chlorophyll *a*, was defined. The research was conducted during the vegetative season in 2013 year; the samples were taken from two research points (W1 – the part of river Wapienica inflow to reservoir and W2 – the part of the reservoir dam) by using bathometer. The whole biomass of planktonic algae and concentration of chlorophyll *a* from two research areas were low and it allowed to classify water of this reservoir to oligo-/ mesotrophic. Only in the part of the reservoir dam, in summer season, an increased trophy level was observed (Heinonen 1980). A similar trophic character (oligo-/ mesotrophic) of the water reservoir was also indicated by algae species: *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun. in Cl. and Grun., *Chrysococcus minutus* (Fritsch) Nygaard. For a temporary increase of the trophy level, the diatom *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm. could indicate, because it is a typical species in poorly eutrophic water. The green algae (*Pediastrum* and *Coelastrum*, which were observed in summer season) could also indicate for a rise of the trophic state, because they are typical for eutrophic water.

Keywords: biomass of phytoplankton, bioindicators, chlorophyll *a*, trophic status.

WSTĘP

Zbiorniki zaporowe należą do specjalnej kategorii akwenów wodnych. Łączą bowiem w sobie cechy wód płynących i jezior. Nazywane są hybrydami rzeczno-jeziornymi

[Kajak 2001, Wetzel 2001, Jachniak 2010]. Budowane są w różnych celach: przeciwpowodziowych, wodociągowych, hydroenergetycznych, żeglugowych oraz rekreacyjnych.

Dbanie o czystość wód, zwłaszcza w zbiornikach wodociągowych oraz rekreacyjnych, ma

szczególnie istotne znaczenie, bo zły stan wody może wpłynąć na zdrowie ludzi. Ciągły monitoring tych zbiorników jest bardzo ważny, zarówno pod względem analiz parametrów fizykochemicznych, jak i biologicznych. Organizmy żywe, m. in. glony planktonowe stanowią dobre bioindykatory poziomu zeutrofizowania ekosystemów wodnych. Niektóre gatunki rozwijają się najlepiej w warunkach oligotroficznych, inne z kolei preferują środowiska bardziej eutroficzne [Reynolds 2000, Jachniak 2010, Ligęza i Wilk-Woźniak 2011, Järvinen i in. 2013, Wang i in. 2013, Wilk-Woźniak i in. 2013]. Wyznaczenie stopnia zeutrofizowania wód jest niezmiernie ważne, ponieważ pozwala zapobiegać lub też walczyć z nadmierną eutrofizacją.

Celem badań było oszacowanie poziomu zeutrofizowania zbiornika zaporowego Wapienica na podstawie struktury gatunkowej i biomasy glonów planktonowych oraz stężeń chlorofilu *a*.

TEREN BADAŃ

Zbiornik zaporowy Wapienica należy do typowo podgórskich zbiorników wodnych. Usytuowany jest na południu województwa śląskiego, w Dolinie Wapienicy, w granicach miasta Bielska-Białej. Otoczony jest górami Beskidu Śląskiego, zlewnia jest prawie całkowicie zalesiona, dlatego w bardzo niewielkim stopniu jest narażony na działalność człowieka. Zbiornik charakteryzuje się znaczną średnią głębokością (8 m) oraz dużą maksymalną głębokością, która może dochodzić do 20 m. Ponadto cechuje go niewielka maksymalna powierzchnia (17,5 ha). Podstawową funkcją zbiornika jest dostarczanie wody dla potrzeb komunalnych i dlatego został objęty bezpośrednią strefą ochrony sanitarnej. Na terenie zbiornika istnieje zakaz prowadzenia gospodarki rybackiej oraz każdej formy rekreacji [Chorąży i in. 1993, Więzik i in. 2000, Dudek i in. 2005]. Parametry hydrologiczno-morfometryczne zbiornika zaprezentowano w tabeli 1.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

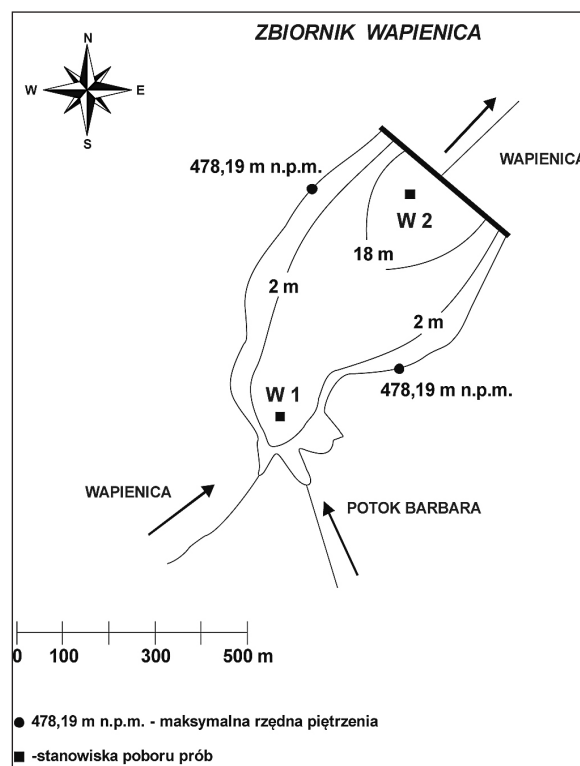
Próby wody do badań fitoplanktonu oraz chlorofilu *a* pobierano z dwóch stanowisk badawczych (W1 – rejon ujścia rzeki Wapienicy do zbiornika oraz W2 – rejon zaporę) (rys. 1). Badania prowadzono w roku 2013, od maja do października. Analizy glonów

Tabela 1. Parametry hydrologiczno-morfometryczne zbiornika [Chorąży i in. 1993, Więzik i in. 2000, Dudek i in. 2005]

Table 1. Morphometric-hydrologic parameters of reservoir

Rodzaj parametru	Dane
Rzeka	Wapienica
Powierzchnia zlewni do przekroju zaporę (km ²)	11,1
Pojemność całkowita (mln m ³)	1,1
Pojemność użytkowa (mln m ³)	1,04
Średnia głębokość (m)	8
Maksymalna głębokość (m)	20
Czas retencji wody (doby)*	43,8
Powierzchnia czaszy (ha)	17,5
Funkcje zbiornika	zaopatrzenie w wodę pitną miasta Bielska-Białej, ochrona przeciwpowodziowa

* Obliczono, dzieląc objętość zbiornika przez średni dobowy dopływ rzeki stanowiącej główny dopływ Wapienicy.



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

Fig. 1. The contour of reservoir and localization places for taking samples

planktonowych przeprowadzono w laboratorium ATH w Bielsku-Białej, za pomocą mikroskopu świetlnego Nikon Eclipse 200. Zagęszczenie poszczególnych okazów obliczo-

no według Lunda i in. [1958] oraz określono wielkość biomasy fitoplanktonu (podawaną w mokrej masie) – metodą przyrównywania komórek do figur geometrycznych [Rott 1981]. W celu wyliczenia biomasy posłużono się następującym przelicznikiem [Rott 1981]:

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

Dokonano też oznaczenia składu gatunkowego fitoplanktonu, wykorzystując klucze Starmacha [1989], Hindáka [1996], Cox [1999]. Wszystkie oznaczenia gatunków zostały skonsultowane ze specjalistami.

Oznaczenie koncentracji chlorofilu *a* przeprowadzono za pomocą metody spektrofotometrycznej, zgodnie z Polską Normą PN – 86/C – 05560.02.

Trofię badanego zbiornika oszacowano zgodnie z kryterium OECD (1982) podawanym przez Dojlido [1995] na podstawie wartości granicznych dla średniego rocznego stężenia chlorofilu *a* ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz klasyfikacją Heinonena [1980], uwzględniającą wielkość biomasy fitoplanktonu (tabela 2).

Dodatkowo oceny trofii dokonano w oparciu o skład gatunkowy fitoplanktonu i gatunki wskaźnikowe, przy uwzględnieniu specjalistycznej literatury [Reynolds 2000, Bucka i Wilk-Woźniak 2007, Ligęza i Wilk-Woźniak 2011, Järvinen i in. 2013].

WYNIKI

Przeprowadzone badania wykazały, że wielkość biomasy fitoplanktonu w wodach zbiornika oscylowała pomiędzy $0,011 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,91 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Najniższą wartość zanotowano pod koniec września 2013 r. w rejonie ujścia rzeki Wapienicy do zbiornika, z kolei najwyższą na początku sierpnia 2013 r. w rejonie zapory (rys. 2). Okres letni cechował

się zwiększonym rozwojem glonów ze względu na większe natężenie napromieniowania i wzrost temperatury wody. Z reguły na stanowisku w rejonie zapory zbiornika stwierdzano wyższe wartości biomasy glonów planktonowych niż w rejonie ujścia. Może mieć na to wpływ prawdopodobnie bardziej stabilny charakter wody w tej części zbiornika, a także brak zacielenia. Promieniowanie słoneczne dociera tu przez większą część dnia, co umożliwia bardziej efektywne prowadzenie procesu fotosyntezy i wpływa na lepszy rozwój glonów. W rejonie ujścia rzeki Wapienicy występują bardziej turbulentne warunki powodowane przez dopływającą rzekę. W takich warunkach rozwijają się jedynie glony drobne i to w niewielkim stopniu. Miejsce to jest również bardziej zacielenie w porównaniu z rejonem zapory.

Podobne wyniki zanotowano także w przypadku stężeń chlorofilu *a*. Wyższe koncentracje tego barwnika występowały na stanowisku przy zaporze. Maksymalne koncentracje stwierdzono pod koniec września ($15,37 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$) na stanowisku w rejonie zapory, a najniższe pod koniec sierpnia i października ($0,44 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$) na stanowisku w rejonie cofki (rys. 3).

Na podstawie powyższych analiz określono charakter troficzny wód zbiornika.

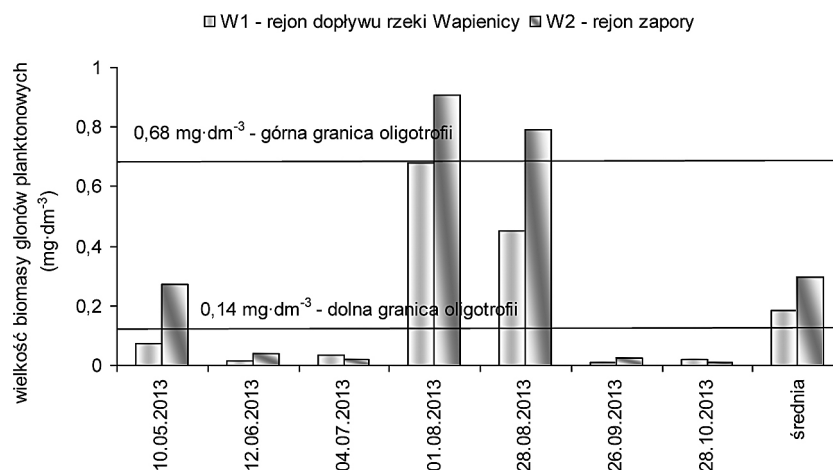
Wartości biomasy fitoplanktonu wskazywały w pewnych okresach badań na oligo-/mezotrofię (głównie w okresie letnim i w rejonie zapory). Z kolei w okolicy ujścia potoku Wapienica do zbiornika woda wykazywała cechy ultraoligotrofii i oligotrofii w całym okresie badawczym.

Stężenia chlorofilu *a* wskazywały na wystąpienie warunków oligotroficznych (w rejonie ujścia) we wszystkich okresach badań. Z kolei w pewnych okresach badań (1.08.2013 i 26.09.2013) na stanowisku w rejonie zapory, wody zbiornika wykazały nawet cechy eutrofii. Na okresowy wzrost żyzności mógł wpły-

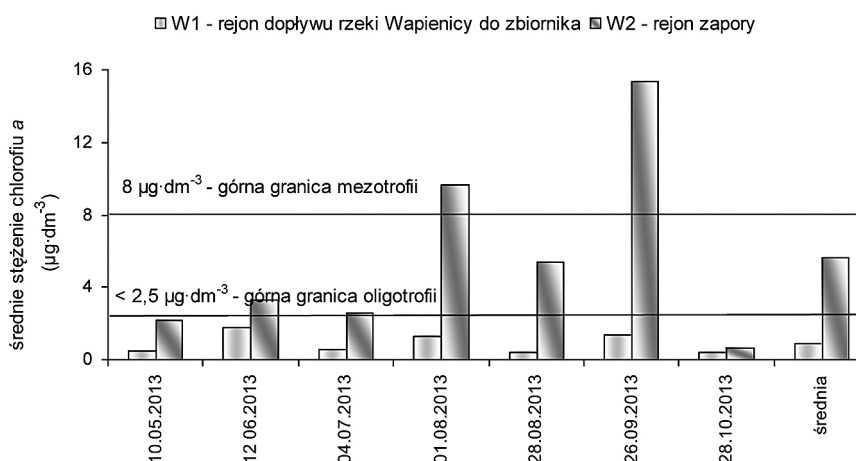
Tabela 2. Wartości graniczne obejmujące wielkość biomasy glonów planktonowych oraz stężenia chlorofilu *a* dla poszczególnych poziomów trofii (Heinonen 1980, OECD 1982, Dojlido 1995)

Table 2. The boundary values, which are including the biomass of planktonic algae and the concentrations of the chlorophyll *a* for particular of trophy levels

Typ troficzny jeziora	Zakresy średnich wartości ogólnej biomasy fitoplanktonu ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)	Graniczne wartości stężeń chlorofilu <i>a</i> ($\mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$)
Jeziora oligotroficzne	0,14–0,68	< 2,5
Jeziora mezotroficzne	1,21–1,98	2,5–8
Jeziora eutroficzne	3,45–6,93	8–25
Jeziora hipertroficzne	17,5	> 25



Rys. 2. Zmienność biomasy fitoplanktonu w wodach zbiornika w badanym okresie
Fig. 2. The variability of phytoplankton biomass in the water of the reservoir in the research period



Rys. 3. Zmienność stężeń chlorofilu a w wodach zbiornika w badanym okresie
Fig. 3. The variability of chlorophyll a concentrations in the water of the reservoir in the research period

nać okres badań, ponieważ wówczas panowała słoneczna pogoda, lato było bardzo ciepłe, a to mogło spowodować wzmożony rozwój glonów. Zwiększony ruch turystyczny (wokół zbiornika wyznaczone są szlaki turystyczne) również nieznacznie mógł wpłynąć na dopływ biogenów do zbiornika.

Skład gatunkowy fitoplanktonu jest dodatkowym czynnikiem informującym o statusie troficznym ekosystemów wodnych.

Mikroskopowe analizy glonów planktonowych wskazały na występowanie w wodach zbiornika gatunków rozwijających się w różnych typach wód, m. in. okrzemek *Asterionella formosa* Hass., *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot oraz kryptofitów *Cryptomonas erosa* Ehr., a także gatunków występujących w ściśle określonych warunkach – stenobiontów, m. in. okrzemek *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun.

in Cl. i Grun., *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm., *Encyonema* sp., *Eunotia*, sp., złotowiciowców *Dinobryon cylindricum* Imhof oraz dinofitów *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh. Stenobionty stanowią dobre bioindykatory stanu zeutrofizowania ekosystemów wodnych.

W próbach pobranych z tego zbiornika zaobserwowano liczną obecność gatunków okrzemek, preferujących wody natlenione i oligo- oraz oligo- /mezotroficzne: *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun. in Cl. i Grun., *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz., *Encyonema* sp., *Eunotia*, sp.

Częstą obserwacją w próbach dinofitu *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh. w wodach zbiornika (głównie w okresie letnim) tłumaczyć można również jego preferencjami. Najczęściej przebywają one w wodach bogatszych w substancje mineralne, rzadko natomiast rozwijają się w wodach

obfitujących w związki organiczne [Bucka i Wilk-Woźniak 2007].

Silny rozwój złotowiciowców (głównie gatunki: *Dinobryon cylindricum* Imhof i *Chrysococcus minutus* (Fritsch) Nygaard) również potwierdzają oligotroficzny charakter wód tego zbiornika, ponieważ należą one do typowo oligotroficznych.

Obecność wyżej wymienionych gatunków glonów wskazuje na oligotroficzny charakter wód tego zbiornika, choć niektóre z nich, np. okrzemki *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm. i zielenice z rodzaju *Pediastrum* i *Coelastrum* (obserwowane w okresie letnim) mogą potwierdzać okresowy wzrost trofii. Rozwijają się one bowiem w wodach słabo i silnie eutroficznych.

Z kolei podczas obserwacji mikroskopowych nie zaobserwowano sinic, co jest prawdopodobnie związane z ich wymaganiami środowiskowymi (glony te rozwijają się właśnie głównie w wodach eutroficznych) [Ptacnik i in. 2009, Järvinen i in. 2013]. To może potwierdzać niski poziom trofii w wodach zbiornika.

DYSKUSJA

Systematyczny monitoring wód zbiorników zaporowych (zarówno pod względem fizykochemicznym, jak i biologicznym) jest niezmiernie istotny, zwłaszcza w zbiornikach wodociągowych. W żyznych zbiornikach zaporowych następuje zmiana właściwości organoleptycznych wody (zapachu, smaku oraz barwy) oraz pojawiają się inne negatywne skutki (m. in. zatykanie filtrów wodociągowych oraz wydzielanie toksycznych metabolitów, zwłaszcza przez sinice), powstałe w wyniku masowo rozwijających się glonów planktonowych [Grabowska, 2005, Jachniak 2010].

Zbiornik ten, ze względu na swoje położenie, nie jest poddawany wpływowi działalności ludzkiej, ponieważ główne osadnictwo skupia się poniżej zapory. Według Kaszy [1992] gęstość zaludnienia oraz stopień rolniczego wykorzystania zlewni wpływa na wielkość odpływu nutrientów z jej obszaru. Dlatego niewielka (prawie zerowa – jedynie turyści) antropopresja i lesisty charakter zlewni ograniczają ładunki nutrientów, które mogłyby spowodować wzrost procesów eutroficyjnych.

Dość niskie wartości biomasy glonów planktonowych i stężeń chlorofilu *a* pozwoliły zakla-

syfikować wody zbiornika właśnie do oligo-/meztroficznych. W próbach pobranych ze zbiornika Wapienica zaobserwowano liczne występowanie okrzemek z gatunku *Achnanthes lanceolata* (Bréb.) Grun. in Cl. i Grun. (mogą one wskazywać na wysoką jakość wód, ponieważ są czułe na zanieczyszczenie i rozwijają się w wodach dobrze natlenionych) [Bubak i Bogaczewicz-Adamczak 2005] oraz *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz. (są one typowe dla wód oligo-/meztroficznych [Cattaneo i in. 2004]. Inne okrzemki (*Encyonema*, *Eunotia*), licznie odnotowywane w wodach tego zbiornika, były również obserwowane w innych oligotroficznych zbiornikach wodnych: kanadyjskich stawach arktycznych [Keatley i in. 2009] oraz morawskich leśnych stawach w Czechach [Pouličková i in. 2006].

Silny rozwój złotowiciowców może wskazywać na oligotroficzny charakter wód tego zbiornika, ponieważ dwa najczęściej obserwowane w próbach gatunki (*Chrysococcus minutus* (Fritsch) Nygaard i *Dinobryon cylindricum* Imhof.) rozwijają się w wodach oligotroficznych [Järnefelt 1952, Bucka i Wilk-Woźniak 2007]. Ptacnik i in. [2009] oraz Järvinen i in. [2013] potwierdzają, że złotowiciowce preferują wody oligotroficzne i dobrze natlenione.

Na okresowy wzrost żyzności wód zbiornika (zwłaszcza w okresie letnim) mogą wskazywać niektóre gatunki glonów: okrzemki *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm. oraz zielenice z rodzaju *Pediastrum* i *Coelastrum*. Według Buckiej i Wilk-Woźniak [2007] okrzemki te preferują wody słabo eutroficzne, z kolei w opinii Herrmanna [2010] rozwój wyżej wymienionych zielenic świadczy o eutroficznym statusie wód zbiornika. Zielenice te były licznie obserwowane w jeziorach eutroficznych: portugalskim jeziorze Braças [Danielsen 2010] i chińskim jeziorze Wuli [Song i in. 2010].

Wyniki przeprowadzonych badań pokazują, że badany zbiornik może bez zastrzeżeń pełnić funkcję dostarczania wody dla celów komunalnych, ponieważ jego wody nadają się do wykorzystania do celów wodociągowych. Porównując obecne wyniki badań z wynikami z lat wcześniejszych (2004–2006) status troficzny zbiornika (oszacowany przy uwzględnieniu biomasy i struktury gatunkowej fitoplanktonu oraz stężeń chlorofilu *a*) [Jachniak 2010, Jachniak i Kozak 2011] utrzymuje się na tym samym poziomie. Konieczny jest jednak dalszy monitoring wód zbiornika, w celu ochrony przed wzrostem żyzności.

WNIOSKI

1. Biomasa fitoplanktonu w wodach zbiornika oraz koncentracja chlorofilu *a* osiągnęły niskie wartości, które wahały się odpowiednio pomiędzy 0,011 mg·dm⁻³ i 0,91 mg·dm⁻³ oraz 0,44 µg·dm⁻³ i 15,37 µg·dm⁻³. Z reguły na stanowisku w rejonie zapory zbiornika stwierdzano wyższe wartości niż w rejonie ujścia.
2. Tak niskie wartości biomasy glonów planktonowych i stężeń chlorofilu *a* wskazały, że wody zbiornikowe wykazują niski poziom trofii. Jedynie na stanowisku w rejonie zapory zaobserwowano okresowy wzrost trofii (mezo- i eutrofię).
3. Gatunki glonów planktonowych, w większości, należały do typowo oligotroficznych taksonów, co może potwierdzać niski poziom trofii w wodach zbiornika.

LITERATURA

1. Bubak I., Bogaczewicz-Adamczak B. 2005. Fossil diatoms and chrysophyceae cysts as indicators of palaeoecological changes in Lake Ostrowite (Tuchola Pinewoods). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (3), 269–286.
2. Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2007. Glony pro- i eukariotyczne zbiorowisk fitoplanktonu w zbiornikach wodnych Polski Południowej. Instytut Ochrony Przyrody – PAN, Kraków, s. 352.
3. Cattaneo A., Couillard Y., Wunsam S., Courcelles M. 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32, 163–175.
4. Chorąży B., Holeksa J., Korbel J., Lelek M., Nowak S., Przybylski M., Pyrlik J. 1993. Park Ekologiczny Doliny Wapienicy. Materiały Urzędu Miasta, Bielsko-Biała, s. 29.
5. Cox E.J. 1999. Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman and Hall, s. 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, s. 342.
8. Dudek P., Kenig P., Gońka K., Jankowski T., Szpiła L., Dzida D., Iskra A., Ryś M., Purzycki R. 2005. Wodociągi i kanalizacja w Bielsku-Białej w 110 rocznicę uruchomienia wodociągu w Bielsku (1895–2005). *Aqua S.A., Bielsko-Biała*, s. 191.
9. Forsström L., Sorvari S., Korhola A., Rautio M. 2005. Seasonality of phytoplankton in subarctic Lake Saanajärvi in NW Finnish Lapland. *Polar Biol.*, 28, 846–861.
10. Grabowska M. 2005. Cyanoprokaryota blooms in the polyhumic Siemianówka dam reservoir in 1992 – 2003. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34 (1), 73–85.
11. Heinonen P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publ. Water Res. Inst., National Board of Waters, Finland*, 37, s. 91.
12. Herrmann M. 2010. Palaeoecological reconstruction of the late Oligocene Maar Lake of Enspel, Germany using lacustrine organic walled algae. *Palaeobio. Palaeoenv.*, 90, 29–37.
13. Hindák F. 1996. Key to the unbranched filamentous green algae (*Ulotrichineae*, *Ulotrichales*, *Chlorophyceae*). *Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti Pri Sav, Supplement 1, Slovenska Botanicka Spoločnost Pri Sav*, s. 77.
14. Jachniak E. 2010. Wpływ czynników fizykochemicznych oraz hydrologicznych na przebieg procesów eutrofizacyjnych w wybranych zbiornikach zaporowych południowej Polski. *Maszynopis, Rozprawa doktorska. Uniwersytet Rolniczy w Krakowie, Kraków*, s. 239.
15. Jachniak E., Kozak J.L., 2011. Glony planktonowe – bioindykatory poziomu zeutrofizowania dwóch zbiorników zaporowych: Wapienicy i Kozłowej Góry. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 12, 43–50.
16. Järnefelt H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Sci. Fenn.*, A IV, 18, s. 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. Kajak Z. 2001. *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Wydawnictwo PWN, s. 360.
19. Kasza H. 1992. Changes in the aquatic environment over many years in the three dam reservoirs in Silesia (southern Poland) from the beginning of their existence – causes and effects. *Acta Hydrobiologica*, 34, 65–114.
20. Keatley B. E., Douglas M. S. V., Blais J. M., Mallory M. L., Smol J. P. 2009. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia*, 621, 191–205.

21. Ligęza S., Wilk-Woźniak E. 2011. The occurrence of a *Euglena pascheri* and *Lepocinclis ovum* bloom in an oxbow lake in southern Poland under extreme environmental conditions. *Ecological Indicators*, 11, 929–929.
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, 14–170.
23. OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control, Paris, s. 154.
24. Poulíčková A., Kitner M., Hašler P. 2006. Vertical distribution of attached algae in shallow fishponds of different trophic status. *Biologia*, 61 (1), 1–9. Section Botany,
25. 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.
26. Reynolds C. S. 2000. Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic – state change. *Hydrobiologia*, 424, 123–132.
27. Rott E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43 (1), 34–62.
28. Song X., Liu Z., Yang G., Chen Y. 2010. Effects of resuspension and eutrophication level on summer phytoplankton dynamics in two hypertrophic areas of Lake Taihu, China. *Aquat. Ecol.*, 44, 41–54.
29. Starmach K. 1989. Plankton roślinny wód słodkich. Metody badania i klucze do oznaczania gatunków występujących w wodach Europy Środkowej. PWN, s. 496.
30. Wang L. Ch., Behling H., Lee T. Q., Li H. Ch., Huh Ch. A., Shiao L. J., Chen S. H., Wu J. T. 2013. Increased precipitation during the Little Ice Age in northern Taiwan inferred from diatoms and geochemistry in a sediment core from a subalpine lake. *J. Paleolimnol.*, 49, 619–631.
31. Wetzel R.G. 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. Academic Press. San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, s. 1006.
32. Więzik B., Bojarski A., Stonawski J., Franik H. 2000. Instrukcja utrzymania i eksploatacji zbiornika retencyjnego Wapienica. Materiały Aqua S.A., Bielsko-Biała, s. 70.
33. 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.