

Ewa JACHNIAK¹, Marek WILMAN²

¹ University of Bielsko-Biala, Institute of Engineering Sciences, Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biala, Poland

² Graduate of the University of Bielsko-Biala, Student of the University of Silesia in Katowice, Poland

ORCID / e-mail:

¹ 0000-0002-2444-8999 / ejachniak@ubb.edu.pl

² marek.wilman@o365.us.edu.pl

Ocena stanu troficznego wód zbiornika Tresna na podstawie stężenia chlorofilu

Słowa kluczowe:

chlorofil a, zbiornik zaporowy, eutrofizacja

Assessment of the trophic state of the Tresna reservoir water based on chlorophyll concentration

Keywords:

chlorophyll a, dam reservoir, eutrophication

Abstract

The aim of this research was to assess the state of eutrophication of the Tresna dam reservoir. Knowledge of the degree of eutrophication of the reservoir water is very important, because water with a high degree of eutrophication is often unsuitable for use (especially recreational and water supply). The trophic state was determined based on chlorophyll a concentrations. In addition, the species composition of planktonic algae in the reservoir water was also analyzed in the summer period. The water samples for research were taken during the vegetation season in 2023 year during 5 months (from May to September) from two research points – T1 (the beach area in Zarzecze) and T2 (the area of the dam in Tresna). Chlorophyll a concentrations in the area of the beach in Zarzecze exceeded the lower limit values for mesotrophy for most of the study period. In turn, in May and August, they indicated the eutrophic nature of the reservoir water. The average concentration of chlorophyll a in the study period in this region ($7.24 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) indicates the mesotrophic character of the water. In turn, chlorophyll a concentrations at the research site in Tresna (near the reservoir dam) were more variable during the research period and they indicated a state from oligotrophy to eutrophy. The average chlorophyll a concentration ($5.27 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) while allowed to classify the water of this region as mesotrophic. The dominant taxa of algae in the water samples were *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa* (diatoms), *Pediastrum duplex* and *Gloeotilila* (green algae) and *Ceratium hirundinella* (dinoflagellates). The numerous presence of *Fragilaria crotonensis* and *Asterionella formosa* in the samples may indicate an increase in the level of eutrophication, because they live in large numbers in eutrophic water and sometimes creating blooms. In turn, the presence of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* may confirm a more temporarily moderate the level of fertility in the reservoir water and a small amount of organic compounds.

1. WSTĘP

Ochrona i monitoring jakości wód zbiorników zaporowych, również poziomu ich zeutrofizowania, są szczególnie istotne ze względu na małą ilość zasobów wodnych w Polsce, a także duże ich zanieczyszczenie.

Na małą ilość zasobów wodnych w Polsce wpływa przede wszystkim zmienność sezonowa warunków pogodowych (krótkotrwałe i nawałne deszcze w okresie wiosennym i letnim oraz łagodne zimy zwłaszcza w ostatnich latach), a także duże zróżnicowanie fizjograficzne kraju (najwięcej opadów notuje się w górach, gdzie znaczne spadki terenu sprzyjają szybkiemu spływowi powierzchniowemu wody). Stwierdza się, że na jednego mieszkańca Polski objętość odnawialnych zasobów wody słodkiej osiąga niecałe 1600 m³ na rok, co może stwarzać zagrożenie tzw. stresem wodnym. Według analiz ONZ za graniczny poziom zagrożenia przyjmuje się wartość 1700 m³ na mieszkańca [Witryna/Website gov.pl]. Tak mała ilość wody przypadająca rocznie na 1 mieszkańca w Polsce jest wielkością 2,5-krotnie niższą od średniej europejskiej (4560 m³) i 3,5-krotnie niższą od średniej światowej (5658 m³) [Wyszowski i in. 2018, Buta i in. 2023, Wojciechowska i in. 2024].

Zbiornik Tresna ze względu na pełnione funkcje rekreacyjne powinien podlegać szczególnej ochronie i badaniom zarówno jakości wód, jak i poziomu eutrofizacji, gdyż wzrost poziomu żyzności, a także pogorszenie jakości wody stwarza zagrożenie sanitarne dla użytkowników, zmniejsza również walory użytkowe i rekreacyjne wód zbiornikowych. Może prowadzić także do całkowitej degradacji takiego ekosystemu wodnego.

Poważne skutki eutrofizacji są niebezpieczne, zwłaszcza w zbiornikach rekreacyjnych oraz wodociągowych. Wydzielanie toksyn sinicowych groźnych dla zdrowia ludzi (często wywołujących wysypki skórne oraz zapalenia skóry i problemy gastryczne), a także zatykanie filtrów wodociągowych przez nitkowate sinice i zielenice oraz wysokie koszty uzdatniania związane ze stosowaniem różnych nowoczesnych technologii uzdatniania, to tylko niektóre z nich [Boyer i in. 2009, Sonarghare i in. 2020, Kim i in. 2020, Hwang 2020, Mishra 2023, Chen i in. 2024]. Dobrym sposobem oceny poziomu trofii wód zbiorników wodnych jest pomiar stężeń chlorofilu *a*, ponieważ wyraża on wielkość biomasy glonów planktonowych i wskazuje na ich rozwój. Jest uznawany za jeden z najważniejszych wskaźników jakości wód powierzchniowych i wskaźnik oceny poziomu eutrofizacji [Boyer i in. 2009, Kim i in. 2020, Szatyłowicz i Siemieniuk 2025].

Celem badań była ocena stanu eutrofizacji zbiornika zaporowego Tresna w roku 2023, szczególnie w rejonie plaży w Zarzeczcu oraz w rejonie zapory zbiornika w Tresnej. Znajomość stopnia eutrofizacji wód zbiornika jest bardzo istotna, ponieważ wody o wysokim stopniu eutrofizacji często nie nadają się do użytkowania (zwłaszcza rekreacyjnego i wodociągowego). W takich wodach częste są zakwity glonów, które niosą wiele negatywnych skutków dla roślin wodnych, zwierząt oraz człowieka (m.in. poprzez ograniczenie dostępu światła w głębsze warstwy wody, ograniczenie fotosyntezy i deficyty tlenowe, zmiany właściwości organoleptycznych, wydzielanie toksycznych gazów oraz toksyn uwalnianych przez niektóre sinice). Monitoring stężeń chlorofilu *a* (jako wskaźnika wyrażającego wielkość biomasy glonów) pozwala na wychwycenie pewnych zmian w poziomie żyzności wody i podjęcie w odpowiednim czasie kroków zaradczych, zanim nastąpi degradacja wód zbiornikowych.

2. METODY BADAŃ

2.1. Obszar badań

Zbiornik Tresna wchodzi w skład zbiorników kaskady rzeki Soły (Rys. 1). Jest pierwszym, najwyżej położonym zbiornikiem. Maksymalna powierzchnia czaszy zbiornika wynosi 964 ha, a maksymalna głębokość 28 m. W skład kaskady Soły wchodzi też zbiorniki Porąbka i Czaniec.



Rys. 1. Mapa kaskady Soły
[google.maps; zmodyfikowane].

Fig. 1. Map of the Soła Cascade
[based on google.maps – modified].

Zbiornik Tresna pełni głównie funkcje przeciwpowodziowe, energetyczne i rekreacyjne. W Tresnej rezerwa powodziowa wynosi w okresie letnim 35,35 mln m³, a w okresie zimowym 23,97 mln m³, co pozwala na ochronę terenów poniżej zbiornika przed powodzią [Bałus i in. 2007]. Produkcja energii elektrycznej zależy od ilości wody, która zasila zbiorniki kaskady – elektrownie wykorzystują zasoby pojemności użytkowej tych zbiorników. W warunkach normalnych, ponad 95% zmagazynowanej w zbiornikach wody przepływa przez turbiny elektrowni, a zaledwie niewielka jej część jest upuszczana jałowo. Elektrownia w Tresnej wytwarza energię szczytową i planuje swoją pracę w dowolnym czasie, na bazie dyspozycji, które

dotyczą sumarycznej ilości wody odprowadzonej ze zbiornika w ciągu doby. Elektrownia Tresna pracuje również jako interwencyjna, a dodatkowe zrzucane ilości wody są magazynowane czasowo w zbiorniku Porąbka, do czego wykorzystywana jest nawet jego pojemność powodziowa [Bałus i in. 2007].

Powstanie dużych akwenów w atrakcyjnym terenie Beskidów przyczyniło się do podniesienia walorów nie tylko turystyczno-wypoczynkowych, ale także krajobrazowych regionu (oba wyżej położone zbiorniki wodne – Tresna oraz Porąbka – pełnią funkcje rekreacyjne). Wokół zbiornika Tresna rozmieszczone są liczne ośrodki wczasowe, m.in. Laguna Beskidów Lake View Żywiec, Ośrodek Sportów Wodnych i Rekreacji Neptun, Zajazd „Na Zaporze”, Ośrodek Żeglarski Politechniki Krakowskiej, Domki nad jeziorem Wodnik [informacja według google.maps].

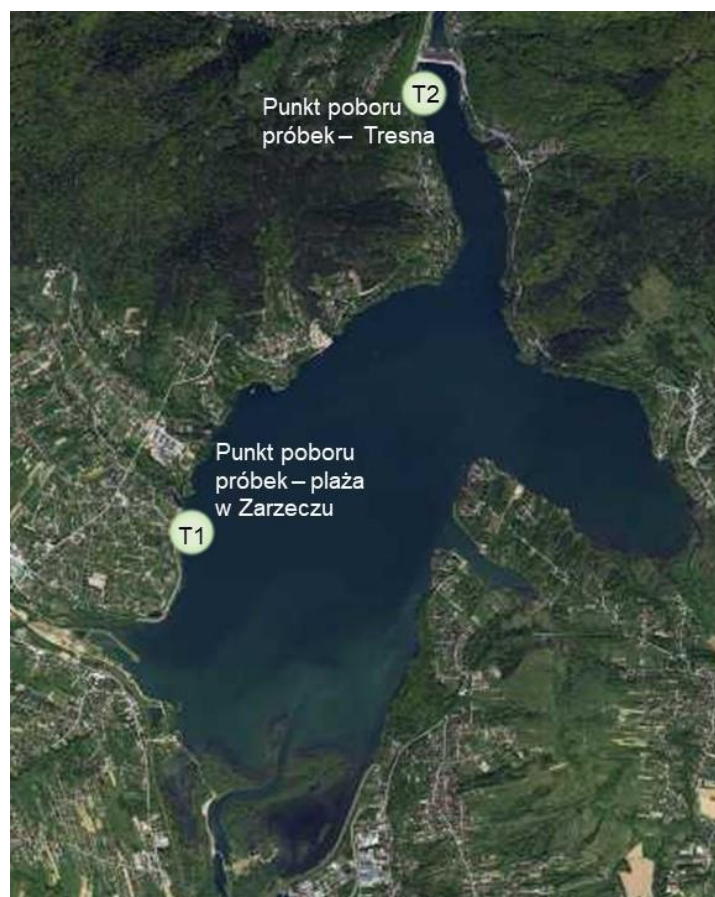
Jakość wód zbiornika kształtowana jest przez rzekę Sołę oraz inne dopływy, m.in. Żylicę, Łękawkę oraz Moszczankę. Parametry morfometryczno-hydrologiczne zbiornika prezentuje poniższa tabela (Tab. 1).

Tab. 1. Parametry morfometryczno-hydrologiczne zbiornika Tresna [Jaguś 2017, Kaskada Soły Broszura].
Tab. 1. Morphometric and hydrological parameters of the Tresna Reservoir [Jaguś 2017, Kaskada Soły Broszura].

Parametr	Zbiornik Tresna
Wiek zbiornika (ilość lat eksploatacji w 2024 roku)	57
Typ zapory	ziemno-narzutowa z rdzeniem glinianym
Lokalizacja zapory (kilometr biegu Soły)	40,03
Normalny poziom piętrzenia (m n.p.m.)	341,00 (lato) 342,30 (zima)
Głębokość średnia (m)	9,94
Głębokość maksymalna (m)	28,00
Powierzchnia zlewni (km ²)	1030,00
Powierzchnia zalewu (ha) maksymalna (przy maksymalnym poziomie piętrzenia)	967,00
Pojemność całkowita (mln m ³) przy maksymalnym poziomie piętrzenia	96,11
Funkcje zbiornika	przeciwpowodziowe, hydroenergetyczne, rekreacyjne

2.2. Metodyka badań

Próby wody do badań chlorofilu *a* pobierano z dwóch punktów pomiarowych – T1 i T2. Pierwszy punkt pomiarowy zlokalizowany był w pobliżu plaży w miejscowości Zarzecze, drugi natomiast znajdował się niedaleko zapory zbiornika Tresna (Rys. 2-4).



Rys. 2. Punkty poboru prób wody (T1 i T2) w zbiorniku Tresna [google.maps; zmodyfikowane].

Fig. 2. Water sampling points (T1 and T2) in the Tresna Reservoir [based on google.maps – modified].

Badania prowadzono w odstępach miesięcznych od maja do września w 2023 r. Próbkę pobierano z 2 wyżej wymienionych stanowisk pomiarowych do 2 przezroczystych butelek PET o pojemności 2 dm³. Próbkę były pobierane z głębokości około 0,5 m. Przed przystąpieniem do poboru próbek mierzono temperaturę wody, notowano również sytuację pogodową oraz inne parametry: występowanie fal, poziom wody, zachmurzenie, wilgotność powietrza i prędkość wiatru w obu punktach pomiarowych.

Po dostarczeniu próbek do laboratorium Gleboznawczo-Geologicznego Uniwersytetu Bielsko-Bialskiego oznaczono zawartość chlorofilu *a* występującego w glonach planktonowych oraz wartości pH i przewodności elektrolitycznej prób wody.



Rys. 3. Punkt poboru próbek T1 w rejonie plaży w Zarzeczu (fot. M. Wilman).
Fig. 3. Sampling point in the area of the beach in Zarzecze (photo by M. Wilman).



Rys. 4. Punkt poboru próbek T2 nieopodal zapory w Tresnej (fot. M. Wilman).
Fig. 4. Sampling point near the dam in Tresna (photo by M. Wilman).

Stężenie chlorofilu *a* określono metodą spektrofotometryczną monochromatyczną zgodnie z normą PN-86/C-05560/02. Badanie pH prób wody wykonano metodą potencjometryczną z wykorzystaniem pH-metru inoLab pH Level 2 firmy WTW, a przewodność elektrolityczną oznaczono metodą potencjometryczną za pomocą konduktometru inoLab Cond Level 2 firmy WTW wyposażonego w elektrodę konduktometryczną Tetra Con 325 oraz układ do automatycznej kompensacji temperatury.

Dodatkowo w sezonie typowo letnim, czyli w lipcu i sierpniu, pobrano próby wody do badań glonów. Poddawano je odpowiedniemu zagęszczaniu (poprzez odsączenie wody znad osadu) w celu otrzymania właściwej wielkości próbki do badania. Próby do badań glonów zostały utrwalone 33 kroplami płynu Lugola i pozostawione w celu sedymentacji glonów w chłodnym i ciemnym miejscu na 24-48 godzin zgodnie z przyjętą metodyką oznaczania glonów [Starmach 1989, Kawecka i Eloranta 1994]. W celu zliczenia glonów zastosowano komorę osadową typu Kolkwita. Fitoplankton oznaczano i liczono za pomocą mikroskopu NIKON ECLIPSE 200 w 17 polach widzenia, w 2 powtórzeniach. Strukturę gatunkową glonów planktonowych określono przy użyciu kluczy do oznaczania glonów [Starmach 1989, Cox 1999, Picińska-Fałtynowicz i Błachuta 2012].

Stan troficzny wód zbiornika określono za pomocą zaprezentowanych w Tabeli 2 wartości granicznych dla średniego rocznego stężenia chlorofilu *a* zgodnie z kryterium OECD [OECD 1982, Dojlido 1995].

Tab. 2. Wartości graniczne stężeń chlorofilu *a* dla typów troficznych wód [OECD 1982, Dojlido 1995].

Tab. 2. Limit values of chlorophyll *a* concentrations for water thropic types [OECD 1982, Dojlido 1995].

Typ troficzny	Stężenie chlorofilu <i>a</i> (µg/dm ³)
Oligotroficzne	≤2,5
Mezotroficzne	2,5-8
Eutroficzne	8-25
Hipertroficzne	≥25

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. Charakterystyka fizykochemiczna wody zbiornikowej

Tabele 3 i 4 prezentują warunki pogodowe obserwowane w dniach poboru prób, wybrane parametry chemiczne badanej wody (pH i przewodność) oraz warunki hydrologiczne w zbiorniku (stan wody i falowanie).

Temperatura wody zbiornikowej w okresie badań wahała się pomiędzy 18°C w maju i 23°C w czerwcu oraz sierpniu w rejonie Zarzecza, a temperatura powietrza z kolei oscylowała pomiędzy 12°C w lipcu i 24°C w sierpniu. W pobliżu zapory najniższą temperaturę odnotowano w maju (19°C), a najwyższe stwierdzono w czerwcu i sierpniu (22°C). Temperatura powietrza z kolei w tym rejonie oscylowała pomiędzy 12°C w lipcu i 23°C w sierpniu.

Tab. 3. Wartości wybranych parametrów obserwowane i zmierzone podczas badań na stanowisku T1 (w rejonie plaży w Zarzeczu).**Tab. 3.** Values of selected parameters observed and measured during study at site T1 (in the beach area of Zarzecze).

Parametr	Punkt poboru próbek T1 – plaża Zarzecze				
	31.05.2023	28.06.2023	26.07.2023	27.08.2023	19.09.2023
Temperatura otoczenia (°C)	18	19	12	24	19
Temperatura wody (°C)	18	23	22	23	21
Przewodność (µs/cm)	192	216	227	209	213
pH	7,50	7,80	7,94	8,16	8,15
Opad atmosferyczny	brak	brak	wystąpił	brak	brak
Zachmurzenie	bezchmurnie	pochmurnie	całkowite	umiarkowane	duże
Falowanie	wzburzone	brak	brak	brak	brak
Poziom wody	podwyższony	umiarkowany	umiarkowany	podwyższony	umiarkowany

Tab. 4. Wartości wybranych parametrów obserwowane i zmierzone podczas badań na stanowisku T2 (w rejonie zapory w Tresnej).**Tab. 4.** Values of selected parameters observed and measured during study at site T2 (in the dam area of Tresna).

Parametr	Punkt poboru próbek T2 – Tresna				
	31.05.2023	28.06.2023	26.07.2023	27.08.2023	19.09.2023
Temperatura otoczenia (°C)	19	17	12	23	18
Temperatura wody (°C)	19	22	21	22	21
Przewodność (µs/cm)	189	216	231	218	216
pH	6,89	7,45	7,58	6,96	7,84
Opad atmosferyczny	brak	brak	wystąpił	brak	brak
Zachmurzenie	bezchmurnie	pochmurnie	całkowite	umiarkowane	duże
Falowanie	brak	wzburzone	brak	umiarkowane	brak
Poziom wody	podwyższony	umiarkowany	umiarkowany	podwyższony	umiarkowany

Najwyższe wartości przewodności elektrolitycznej wody stwierdzone w lipcu (227 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w rejonie Zarzecza i 231 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w okolicy zapory) wynikają prawdopodobnie z opadów deszczu w dniu poboru prób, a także okresów burzowych i nawałnych deszczy obserwowanych w dniach poprzedzających pobór prób. Spowodowały one wypłukanie soli mineralnych z gleb otaczających zbiornik oraz dopływ dużej ilości soli mineralnych i zanieczyszczeń z otaczającej zlewni. Dopływ substancji pochodził także z rzek zasilających zbiornik, głównie Soły, Żyli-cy oraz Łękawki.

Odczyn wody w zbiorniku na stanowisku w Zarzeczu był zasadowy i wartości pH zwiększały się wraz z upływem kolejnych miesięcy – najwyższe odnotowano w sierpniu i we wrześniu (odpowiednio 8,16 i 8,15). Z kolei na stanowisku w Tresnej wartości pH były bardziej zmienne w ciągu sezonu badawczego i nie zawsze wskazywały na zasadowość. W trzech terminach wartości pH były poniżej 7,5, co przypuszczalnie wynika z lokalizacji tego stanowiska w terenie bardziej zalesionym. Na odczyn wody wpływ mają kwasy fulwowe oraz humusowe dopływające z obszarów leśnych.

3.2. Stężenia chlorofilu a w wodach zbiornika

Tabele 5 i 6 prezentują stężenia chlorofilu a określone dla poszczególnych stanowisk w okresie poboru prób, a także wartości średnie, minimalne, maksymalne oraz odchylenie standardowe.

Tab. 5. Wyniki stężeń chlorofilu a w okresie badań w obu punktach pomiarowych.

Tab. 5. Results of chlorophyll a concentrations during the study period at both measurement points.

Parametr	31.05.2023	28.06.2023	26.07.2023	27.08.2023	19.09.2023
Zawartość chlorofilu a ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)	Punkt poboru próbek T1 – plaża Zarzecze				
	12,03	5,88	4,01	8,91	5,35
	Punkt poboru próbek T2 – rejon zapory zbiornika				
	1,60	4,46	0,67	3,56	16,04

Tab. 6. Stężenia średnie, minimalne i maksymalne chlorofilu a oraz odchylenie standardowe w obu punktach pomiarowych.

Tab. 6. Average, minimum and maximum chlorophyll a concentrations, along with standard deviation at both sampling points.

Stanowisko pomiarowe	Średnie stężenie chlorofilu a (mg/dm^3)	Minimalne stężenie chlorofilu a (mg/dm^3)	Maksymalne stężenie chlorofilu a (mg/dm^3)	Odchylenie standardowe
T1 plaża Zarzecze	7,24	4,01	12,03	2,88
T2 rejon zapory	5,27	0,67	16,04	5,55

Stanowisko T2 cechowało się większym zróżnicowaniem zmienności stężeń chlorofilu a niż stanowisko T1, na co wskazywały wartości odchylenia standardowego i wariancji: odpowiednio 5,55 i 30,84 – T2 oraz 2,88 i 8,31 – stanowisko T1.

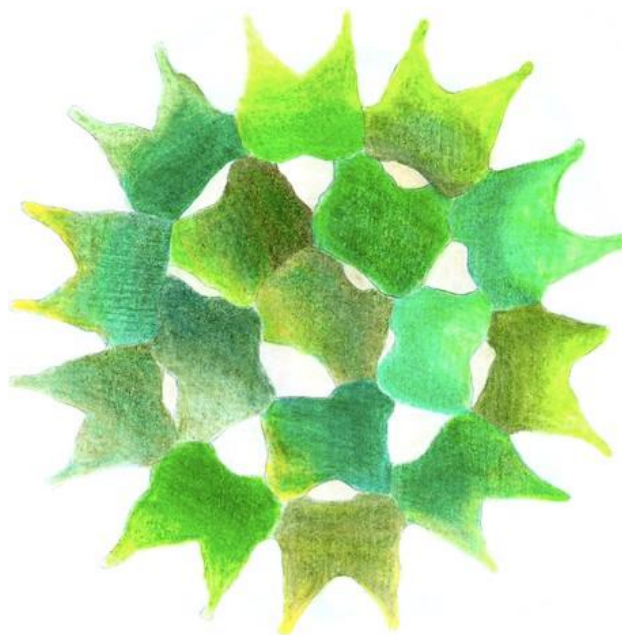
Stężenia minimalne chlorofilu a wystąpiły w lipcu na obu stanowiskach pomiarowych, natomiast maksymalne w maju w rejonie plaży w Zarzeczu oraz we wrześniu w rejonie zapory. Minimalne stężenia chlorofilu a w lipcu wynikały prawdopodobnie z okresu burzowego

i nawałnych deszczy w dniach poprzedzających pobór prób oraz dużego zachmurzenia i opadu deszczu w dniu poboru prób. Deszcze prawdopodobnie przyczyniły się do migracji glonów w głębsze warstwy wody, a także ich odpływowi w kierunku zapory i poza zbiornik wraz z płynącą wodą, stąd niskie stężenia chlorofilu *a* w tym rejonie. Najwyższe stężenia chlorofilu *a* obserwowane w maju i sierpniu w rejonie plaży w Zarzeczcu prawdopodobnie wynikały z usytuowania samego stanowiska w rejonie uczęszczanym przez plażowiczów i rozmieszczenia licznych ośrodków czasowych w tym rejonie. Spływy zanieczyszczeń związanych z działalnością ludzką, w tym głównie ścieków komunalnych, mogły wpłynąć na rozwój glonów planktonowych, a tym samym wzrost stężeń chlorofilu *a* w tym rejonie zbiornika w okresie letnim. Ścieki komunalne są w dużej mierze przyczyną rozwoju glonów ze względu na duży udział w nich fosforu rozpuszczalnego bardzo łatwo dostępnego dla glonów. Fosfor jest jednym z najbardziej eutrofogennych pierwiastków, powodujących eutrofizację [Kasza 2009, Trojanowska i Izydorczyk 2010, Tetzlaff i in. 2015, Salim i in. 2020]. Wyższe stężenia chlorofilu *a* były też związane z wysoką temperaturą wody i naprzemiennie występującą słoneczną, ale i bardzo burzową pogodą. Maksymalne stężenie chlorofilu *a* stwierdzone w rejonie zapory we wrześniu z kolei prawdopodobnie wynikało z nagrzania wody w okresie letnim i utrzymywania wysokiej temperatury wody w tym okresie, także braku falowania oraz spływu zanieczyszczeń z rejonu zbiornika w kierunku jego zapory. Spokojna tafla wody w dniu poboru ułatwiła migrację komórek glonów w kierunku światła i bliżej powierzchni, stąd wyższe stężenie chlorofilu *a* w tym okresie. Wysokie stężenia chlorofilu *a* uwarunkowane wyższymi temperaturami wody i powietrza oraz słoneczną pogodą w okresie letnim były obserwowane w wielu zbiornikach wodnych, m.in. w jeziorze Sanabria, w jeziorze Garda, w Donghu Lake w Wuhan oraz zbiorniku Siemiatycze [Negro i in. 2000, Salmaso i in. 2017, Yang i in. 2020, Szatyłowicz i Siemieniuk 2025].

3.3. Glony planktonowe rozwijające się w wodach zbiornika

W badaniach mikroskopowych próbek wody przeprowadzonych w okresie letnim obserwowano dużą różnorodność gatunkową glonów planktonowych. Najczęściej jednak obserwowano okrzemki, zielenice, bruzdnice i kryptofity. Gatunkami dominującymi w próbach wody były okrzemki *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, *Tabelaria*, *Navicula*, zielenice *Pediastrum duplex* (Rys. 5) i *Gloeotilla*. Z bruzdnic dominował jeden gatunek *Ceratium hirundinella*, a z kryptofitów obserwowano głównie *Chroomonas* i *Cryptomonas erosa*.

Liczna obecność w próbach okrzemek *Fragilaria crotonensis* oraz *Asterionella formosa* może wskazywać na wzrost poziomu eutrofizacji, ponieważ w dużej ilości bytują one w wodach eutroficznych, czasem tworząc zakwity. Podobnie zielenice *Pediastrum* i *Coelastrum* obserwowane w wodach zbiornika są typowymi dla wód eutroficznych [Danielsen 2010, Kozak i in. 2017, Salmaso i in. 2017]. Z kolei bruzdnica *Ceratium hirundinella* unika wód bogatych w związki organiczne, obserwowana jest też wymiennie z sinicami *Microcystis aeruginosa* przy spadku trofii [Bucka i Wilk-Woźniak 2007]. To może z kolei wskazywać na umiarkowany stan troficzny w wodach tego zbiornika i małą ilość związków organicznych w obrębie badanych stanowisk. W wodach zbiornika nie obserwowano sinic, co może być pewnym potwierdzeniem niższego poziomu trofii w okresie letnim – większość gatunków tej grupy wskazuje na eutrofizację wody zbiornikowej [Reynolds 2000, Järvinen i in. 2013, Bora i in. 2016, Kozak i in. 2017, Salmaso i in. 2017].



Rys. 5. *Pediatrum duplex* Meyen 1829 (opracowanie M. Wilman na podstawie zdjęć mikroskopowych).
Fig. 5. *Pediatrum duplex* Meyen 1829 (prepared by M. Wilman based on microscopic images).

3.4. Ocena stanu troficznego wód zbiornika

Tabela 7 prezentuje status troficzny wód zbiornika w analizowanych punktach pomiarowych na podstawie stężeń chlorofilu *a*.

Tab. 7. Stężenia chlorofilu *a* w okresie badań na obu stanowiskach badawczych wraz z przypisanym poziomem troficznym.

Tab. 7. Chlorophyll *a* concentrations during the study period at both sampling points, with the assigned trophic level.

Miesiąc	T1 – plaża Zarzecze		T2 – rejon zapory	
	Stężenie chlorofilu <i>a</i> (µg/dm ³)	Typ troficzny	Stężenie chlorofilu <i>a</i> (µg/dm ³)	Typ troficzny
V	12,03	eutroficzny	1,60	oligotroficzny
VI	5,88	mezotroficzny	4,46	mezotroficzny
VII	4,01	mezotroficzny	0,67	oligotroficzny
VIII	8,91	eutroficzny	3,56	mezotroficzny
IX	5,35	mezotroficzny	16,04	eutroficzny
V-IX	7,24 (średnia)	mezotroficzny	5,27 (średnia)	mezotroficzny

Stężenia chlorofilu *a* w rejonie plaży w Zarzeczu w większości okresu badawczego przekraczały dolne wartości graniczne dla mezotrofii. Z kolei w okresie maja i sierpnia wskazywały one na eutroficzny charakter wód zbiornika. Średnie stężenie chlorofilu *a* w okresie badawczym na tym stanowisku wyniosło 7,24 µg/dm³ i wskazuje na charakter mezotroficzny wód tego rejonu zbiornika.

Z kolei stężenia chlorofilu *a* na stanowisku badawczym w Tresnej w pobliżu zapory w okresie maja oraz lipca były bardzo niskie i wskazywały na oligotrofię. Zupełnie inny charakter troficzny stwierdzono we wrześniu, kiedy stężenia chlorofilu *a* wyniosły aż 16,04 µg/dm³, co pozwoliło zaklasyfikować wody zbiornikowe w tym rejonie do eutroficznych. Ponadto stę-

żenia chlorofilu *a* otrzymane w czerwcu oraz sierpniu ($4,46 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ oraz $3,56 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) wskazywały na charakter mezotroficzny. Średnie stężenie chlorofilu *a* w okresie badawczym w rejonie zapory wyniosło $5,27 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i wskazuje na charakter mezotroficzny wód tego rejonu zbiornika.

Podsumowując, wody zbiornikowe w analizowanych miejscach można zaklasyfikować do mezotroficznych, z okresowym wzrostem poziomu żyzności do eutrofii, zwłaszcza w okresie letnim. Ze względu na rekreacyjny charakter tego zbiornika stan czystości jego wód oraz poziom eutrofizacji powinny być poddawane stałej kontroli pod względem hydrobiologicznym.

4. WNIOSKI

1. Stężenia minimalne chlorofilu *a* wystąpiły w lipcu na obu stanowiskach pomiarowych ($4,01 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ – T1 i $0,67 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ – T2), natomiast maksymalne w maju i sierpniu w rejonie plaży w Zarzeczcu ($12,03 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ i $8,91 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz we wrześniu w rejonie zapory ($16,04 \mu\text{g}/\text{dm}^3$).
2. Zmierzone stężenia chlorofilu *a* wskazywały na umiarkowany poziom żyzności badanych rejonów zbiornika, z okresową tendencją do wzrostu w kierunku eutrofizacji.
3. Zaobserwowane w okresie letnim w wodach zbiornika glony wskazują na okresowe występowanie warunków eutroficznych (m.in. *Fragilaria crotonensis* i *Asterionella formosa*) w zbiorniku. Nie jest to jednak sytuacja zagrażająca wodom zbiornika, wymaga natomiast dokonywania częstszych pomiarów, zarówno stężeń chlorofilu *a*, jak i innych parametrów chemicznych, ale także badania pod względem struktury glonów planktonowych występujących w wodach zbiornikowych.

LITERATURA

- Bałus S., Boros-Meinike D., Drzyżdżyk W., Fiedler K., Olszewski A., Osuch-Chacińska L., Ryżak R., Stanach-Bałus K. 2007. Kaskada rzeki Soły – Zbiornik Tresna, Porąbka, Czaniec. Monografia. Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Bora A., Gogoi H.K., Veer V. 2016. Algal Wealth of Northeast India. [W:] Bioprospecting of Indigenous Bioresources of North-East India (red. J. Purkayastha). Springer Science+Business Media, Singapore, 215–228.
- Boyer J.N., Kelble C.R., Ortner P.B., Rudnick D.T. 2009. Phytoplankton Bloom Status: Chlorophyll *a* Biomass as an Indicator of Water Quality Condition in the Southern Estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, 9, 56–67.
- Bucka H., Wilk-Woźniak E. 2007. Pro- and eukaryotic algae of phytoplankton communities in reservoirs water in southern Poland. Institute of Freshwater Biology – PAN, Kraków.
- Buta B., Wiatkowski M., Gruss Ł., Tomczyk P., Kasperek R. 2023. Spatio-temporal evolution of eutrophication and water quality in the Turawa dam reservoir, Poland. *Scientific Reports*, 13:9880, 1–25.
- Chen P., Ye G., Xu X., Xi W., Xu D. 2024. Water environmental capacity analysis and eutrophication assessment of water-supplied reservoirs. *Desalination and Water Treatment*, 317, 1–8.
- Cox E.J. 1999. Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman and Hall, London.
- Danielsen R. 2010. Dissimilarities in the recent histories of two lakes in Portugal explained by local-scale environmental processes. *Journal of Paleolimnology*, 43, 513–534.
- Hwang S. 2020. Eutrophication and the ecological health risk. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(17), 6332, 1–6.
- Dojlido J. 1995. Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Jaguś A. 2017. Kaskada Soły jako źródło wody wodociągowej. *Acta Geographica Silesiana*, 11/3(27), 25–30.
- Jarvinen 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. 2013. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes. *Hydrobiologia*, 704, 97–113.

- Kaskada Soły – Broszura Okręgowej Dyrekcji Gospodarki Wodnej w Krakowie i Inspektoratu Eksploatacji Wód w Żywcu. Okręgowa Dyrekcja Gospodarki Wodnej w Krakowie, Kraków.
- Kasza H. 2009. Zbiorniki zaporowe. Znaczenie – Eutrofizacja – Ochrona. ATH, Bielsko-Biała.
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. Outline of the ecology of the freshwater and terrestrial environments algae. PWN, Warszawa.
- Kim K.B., Jung M.K., Tsang Y.F., Kwon H.H. 2020. Stochastic Modeling of Chlorophyll-a for Probabilistic Assessment and Monitoring of Algae Blooms in the Lower Nakdong River, South Korea. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123066, 1–32.
- Kozak A., Goldyn R., Dondajewska R., Kowalczywska-Madura K., Holona T. 2017 Changes in phytoplankton and water quality during sustainable restoration of an urban lake used for recreation and water supply. *Water*, 9(713), 1–16.
- Mishra R.K. 2023. The effect of Eutrophication on Drinking Water. *International Research Journal of Pure and Applied Physics*, 10(2), 1–10.
- Negro A.I., De Hoyos C., Vega J.C. 2000. Phytoplankton structure and dynamics in Lake Sanabria and Valparaso reservoir (NW Spain). *Hydrobiologia*, 424, 25–37.
- OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- Picińska-Fałtynowicz J., Błachuta J. 2012. The key to identify phytoplankton organisms from rivers and lakes for monitoring purposes of surface water bodies in Poland. Library of Environmental Monitoring, Warszawa.
- Reynolds C.S. 2000. Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic state change. *Hydrobiologia*, 424, 123–132.
- Salim N.A.A., Abdullah N.H., Ahmad N., Puteh M.H. 2020. Phosphorus and eutrophication in water. [W:] Issues and Technology in Water Contaminants (red. M.H. Puteh i N.H. Abdullah). UTM, Johor Bahru, 121–137.
- Salmaso N., Boscaini A., Capelli C., Cerasino L. 2017. Ongoing ecological shifts in a large lake are driven by climate change and eutrophication: evidences from a three-decade study in Lake Garda, *Hydrobiologia*, 824(1), 177–195.
- Sonarghare P.C., Masram S.C., Sonparote U.R., Khaparde K.P., Kharkate S.K., Shinkhede 2020. Causes and Effects of Eutrophication on Aquatic Life (A Review). *International Journal for Environmental Rehabilitation and Conservation*, XI (SP2), 213–218.
- Starmach K. 1989. The phytoplankton of freshwater. The methods of research and keys to identification of species occurring in water of Central Europe. PWN, Warsaw-Krakow.
- Szatylowicz E., Siemieniuk A. 2025. Seasonal Changes in the Concentration of Chlorophyll “A” in the Waters of the Siemiatycze Reservoir. *Architecture, Civil Engineering, Environment*, 1, 175–183.
- Yang X., Jiang Y., Deng X., Zheng Y., Yu Z. 2020. Temporal and Spatial Variations of Chlorophyll a Concentration and Eutrophication Assessment (1987-2018) of Donghu Lake in Wuhan Using Landsat Images. *Water*, 12(2192), 1–18.
- Tetzlaff B., Krause D., Marowsky K., Bock A. 2015. Eutrophication problems in Lake Altmühl as a result of phosphorus inputs from diffuse and point sources. *Hydrology Wasserbewirtschaftung*, 59(1), 23–36.
- Trojanowska A.A., Izydorczyk K. 2010. Phosphorus fractions transformation in sediments before and after cyanobacterial bloom: implications for reduction of eutrophication symptoms in dam reservoir, *Water Air Soil Pollution*, 211, 287–298.
- Witryna/Website gov.pl: <https://www.gov.pl/web/susza/najnowszy-raport-gus--polska-na-24-miejscu-w-unii-europejskiej-pod-wzgledem-odnawialnych-zasobow-wody-slodkiej> (dostęp 28 V 2025 r.).
- Wojciechowska M., Bochenek D., Gorzkowska E., Hejne J., Kafara E., Kieńczykowska A., Marciniak K., Nowakowska B., Siewiera W., Wroński M., Wrzosek A. 2024. Ochrona środowiska. GUS, Warszawa.
- Wyszkowski K., Kolano Ł., Siedlanowska-Chałuda, O. Lewandowska A. 2018. Raport Zarządzanie zasobami wodnymi w Polsce 2018. Global Compact Network Poland, Warszawa.