

## Badania skuteczności funkcjonowania korytowego systemu podczyszczającego zastosowanego na rzece Młynówka (województwo lubuskie)

Małgorzata Bonisławska<sup>1\*</sup>, Agnieszka Rybczyk<sup>1</sup>, Arkadiusz Nędzarek<sup>1</sup>, Przemysław Czerniejewski<sup>1</sup>, Agnieszka Tórz<sup>1</sup>, Michał Łopata<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, ul. K. Królewicza 4b, 71-550 Szczecin

<sup>2</sup> Wydział Nauk o Środowisku, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, ul. R. Prawocheńskiego, 10-720 Olsztyn-Kortowo

\* Autor do korespondencji: [mbonislawaska@zut.edu.pl](mailto:mbonislawaska@zut.edu.pl)

### STRESZCZENIE

Przeprowadzono roczną ocenę funkcjonowania systemu filtrów wypełnionych kształtkami z polipropylenu i keramzytem, usytuowanych w korycie rzeki, których zadaniem była redukcja zawiesin ogólnych oraz biogenów w wodzie przed jej odprowadzeniem do śródmiejskiego jeziora. Wykazano, że z powodu złej konserwacji i małej ilości zabiegów czyszczących, skuteczność systemu znacznie spadła w stosunku do okresu prawidłowej eksploatacji. Dotyczyło to przede wszystkim wyczerpania możliwości zatrzymywania głównego pierwiastka biogenego – fosforu. W okresie monitorowania obiekt utrzymał zdolność do redukcji zanieczyszczeń organicznych, zawiesin i azotu.

**Słowa kluczowe:** hipertrofia, oczyszczanie wstępne, ciek wodny, fosfor, azot

## Investigation of the effectiveness of the cleaning flume system applied on the Młynówka River (Lubusz voivodeship)

### ABSTRACT

An annual assessment pertaining to the functioning of the filter systems filled with polypropylene and gravelite profiles, located in the river bed, to reduce total suspensions and biogenic compounds in the water before it was directed to the city lake, was carried out. It has been shown that due to poor maintenance and a small number of cleaning operations, the efficiency of the system has decreased considerably, comparing to the period of correct operation. This was mainly related to the exhaustion of the ability to retain the main biogenic element – phosphorus. Throughout the monitoring period, the facility retained the ability to reduce organic pollutants, suspended solids and nitrogen.

**Keywords:** hypertrophy, pretreatment plant, watercourse, phosphorus, nitrogen

### WSTĘP

Urbanizacja i industrializacja powodują szereg zagrożeń dla środowiska, w tym nasilenie degradacji ekosystemów wodnych [Nędzarek et al., 2015]. W szczególnie niekorzystnej sytuacji, z uwagi na położenie, są jeziora śródmiejskie. Negatywne czynniki (takie jak intensywne rolnictwo na obszarze zlewni i dopływ ścieków oraz wód deszczowych z obszarów zurbanizowanych) mogą wzajemnie się wzmacniać prowadząc do przyspie-

szonej eutrofizacji i degradacji jezior [O’neil et al., 2012; Merugu i Seetharaman, 2013; Driedger et al., 2015; Bhateria and Jain, 2016]. Należy podkreślić, że jeziora śródmiejskie, obok ważnej funkcji ekologicznej, odgrywają także ważną rolę w rozwoju społeczeństwa. Zwiększają one walory turystyczne krajobrazu miejskiego stanowiąc atrakcyjne miejsce dla różnych form wypoczynku, przez co mogą stwarzać nowe szanse rozwoju ekonomicznego [Hall and Härkönen, 2006; Konu et al., 2010; Łopata et al., 2013a; Parszuto et al., 2017].

Do tej grupy jezior należy Jezioro Klasztorne Górne, narażone zarówno na dopływ zanieczyszczeń ze zlewni wykorzystywanej rolniczo jak i z obszaru Strzelec Krajeńskich. Jak podają Łopata i in. [2013b] głównymi źródłami zanieczyszczeń tego jeziora są wody rzeki Młynówki (szczególnie w okresie zrzutu wody z gospodarstwa rybackiego do rzeki), spływ ze zlewni bezpośredniej (w tym z terenów zurbanizowanych) oraz wędkarstwo. Na przestrzeni lat podjęto liczne zabiegi ochronne (m.in. objęcie zabudowań zlewni bezpośredniej kanalizacją sanitarną; uporządkowanie obrzeży zbiornika czy wyeliminowanie nielegalnego wyrzucania odpadów bytowych), jak i zabiegi rekultywacyjne jeziora (aplikacja koagulantu glinowego, przebudowa struktury ichtiofauny poprzez wzrost udziału gatunków ryb drapieżnych) [Łopata et al., 2013b; 2015a].

Zabiegiem wspomagającym ochronę jeziora przed dopływami zanieczyszczeń wprowadzanych wodami rzeki Młynówki była, przeprowadzona w latach 2007-2014, instalacja w korycie ciekłu modułów filtracyjnych wypełnionych polipropylem i keramzytem [Łopata et al., 2015b; 2017]. Zastosowanie tego rodzaju wypełnień podyktowane było koniecznością uzyskania rozwiniętej powierzchni biofilmu oraz podwyższonej zdolności sorpcyjnej, szczególnie fosforu, przez materiał mineralny. W grupie tego rodzaju sorbentów testowane oraz z powodzeniem stosowane są na przykład apatyty, boksyty, dolomity, żwiry, lateyty i wapienie [Jucherski 2017].

Celem naszych badań była ocena efektywności działania modułów filtracyjnych, pełniących funkcję podczyszczalni korytowej, usytuowanych na rzece Młynówce oraz porównanie jakości wody Jeziora Klasztorne Górnego z wodą odpływającą z tych modułów.

## OBSZAR BADAŃ

Jezioro Klasztorne Górne położone jest na Pojezierzu Dobiegniewskim w województwie lubuskim (52°52'59" N, 15°31'51" E). Powierzchnia jeziora: wynosi 19 ha, głębokość maksymalna 7,4 m; głębokość średnia 3,7 m. Jest to jezioro przepływowe i leży w zlewni rzeki Noteci. Czas retencji wody w jeziorze wynosi ok. 120 dni [Łopata i in., 2013b]. Zlewnia całkowita jeziora o charakterze rolniczym, ma powierzchnię 28,1 km<sup>2</sup>, natomiast zlewnia bezpośrednia ma powierzchnię 0,9 km<sup>2</sup> i są to tereny zabudowane Strzelec Krajeńskich oraz użytki rolne i zielone.

Rzeka Młynówka to ciek o długości 11 km. Jej źródło znajduje się w okolicach wsi Bronowice, a uchodzi do Kanału Otok (prawy dopływ Noteci). Powierzchnia zlewni rzeki wynosi 20 km<sup>2</sup> i ma charakter typowo rolniczy. Średni roczny przepływ jest rzędu 40 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup>. W górnym biegu, o długości 1120 m, rzeka bezpośrednio sąsiaduje ze stawami do hodowli karpia, a w środkowym biegu przepływa przez jeziora: Klasztorne Górne i Klasztorne Dolne [Łopata i in., 2015b].

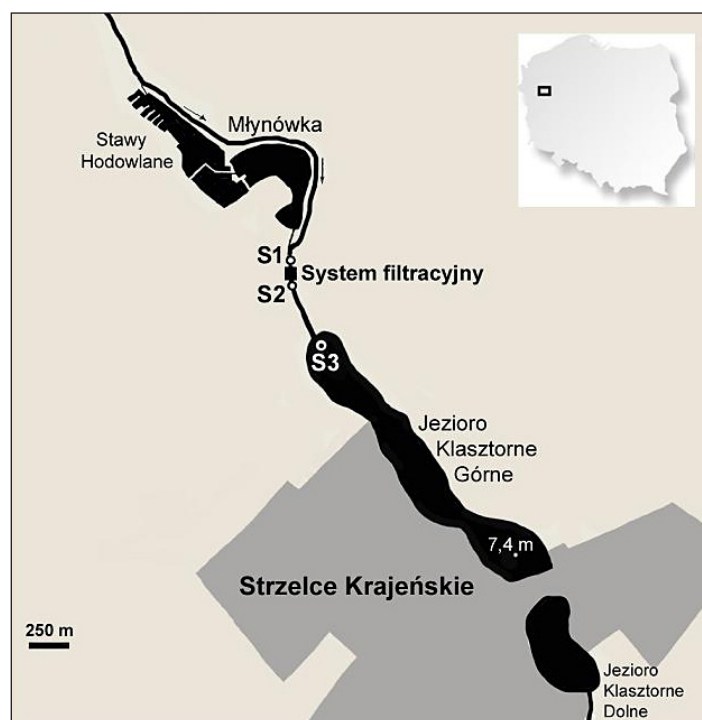
Zestaw 4 modułów filtracyjnych (o wymiarach 3,35×2,6×0,6 m i objętości ok. 5 m<sup>3</sup> każdy) zainstalowany został w korycie rzeki Młynówki w 2007 roku. Wykonane są z metalowych kątowników, metalowej siatki i wypełnione blokami filtracyjnymi wykonanymi z polipropylenu (biobloki - producent GEA 2H Water Technologies sp. z o.o.). Charakterystyka bloków: powierzchnia wymiany 15 m<sup>2</sup>×m<sup>-3</sup>, kąt ustawienia otworów przepływowych 60°, średnica wewnętrzna otworu 45 mm, grubość ścianek szkieletu 1,1 mm, masa własna <1,1 g cm<sup>-3</sup>. W 2014 i 2015 roku system modułów doposażono w dodatkowe elementy – sekcja filtrów z wypełnieniem keramzytowym, charakteryzującym się zdolnością sorpcji jonów fosforanowych, amonowych i azotanowych. Moduły są oddalone od siebie o 1 m. Brzegi rzeki na tym odcinku rzeki umocniono faszyną [Łopata et al., 2013b, 2015a-b; 2017]. Czyszczenie filtrów w okresie objętym niniejszymi badaniami odbyło się trzykrotnie i dotyczyło fragmentu instalacji (2 moduły z bioblokami).

Próbki wody pobierano z następujących stanowisk kontrolnych (rys. 1):

- S1 – rzeka Młynówka, 50 m przed modułami filtrującymi wodę, (15°31'27,7"N, 52°53'34,8"E). Szerokość ciekłu 3,6 m, głębokość 0,5 m, przepływ wody 34,86 dm<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup> (±9,4).
- S2 – rzeka Młynówka, 100 m za modułami filtrującymi wodę (15°31'25,6"N, 52°53'32,8"E). Szerokość ciekłu 3,4 m, głębokość 0,5 m, przepływ wody 3,6 dm<sup>3</sup>/s (±10,5).
- S3 – jezioro Klasztorne Górne, strefa litoralu, 100 m od ujścia rzeki Młynówki do jeziora (15°31'31,2"N, 52°53'18,6"E). Głębokość jeziora w punkcie kontrolnym 1,3 m.

## MATERIAŁ I METODY BADAWCZE

Badania prowadzono od maja 2016 do kwietnia 2017 roku. Próbki wody pobierano co 30 dni z warstwy powierzchniowej. Bezpośrednio w terenie mierzono temperaturę wody, pH oraz konduk-



Rys. 1. Lokalizacja rejonu badań oraz punktów poboru próbek wody (S1, S2, S3)

Fig. 1. Location of the research area and sampling sites (S1, S2, S3)

tancję przy pomocy wielofunkcyjnego przyrządu CX-105 firmy Elmetron (Zabrze, Polska).

Wskaźniki hydrochemiczne oznaczano zgodnie z metodykami zalecanymi przez [APHA 1999]. Tlen rozpuszczony w wodzie (DO – dissolved oxygen) oznaczano metodą *Winklera*. Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BOD<sub>5</sub> - biological oxygen demand) oznaczano po pięciodobowej inkubacji próbki. Zasadowość ogólną oznaczano za pomocą 0,1N HCl wobec metyloranżu. Twardość ogólną (TH – total hardness) oznaczano kompleksometrycznie za pomocą 0,025N EDTA wobec czerni eriochromowej. Zawiesinę ogólną (TSS – total suspended solids) oznaczano metodą wagową z zastosowaniem filtrów szklanych GA-55 ADVANTEC (Japonia). W metodach kolorymetrycznych mierzono absorbancję przy zalecanych długościach fal ( $\lambda$ ) za pomocą spektrometru UV-VIS Spectroquant Pharo 300 firmy Merck (Niemcy). Chlorofil *a* oznaczano po ekstrakcji acetonem ( $\lambda = 665$  nm). Azot amonowy (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) oznaczano metodą indofenolową ( $\lambda = 640$  nm). Azot azotanowy(III) (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) oznaczano z sulfanilamidem ( $\lambda = 543$  nm). Azot azotanowy(V) (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oznaczano jak azot azotanowy(III) po redukcji azotu azotanowego(V) na kolumnie Cu/Cd. Azot całkowity (TN – total nitrogen) oznaczano jak azot azotanowy(V) po wcześniejszej mineralizacji nad-

siarczanem potasu. Azot organiczny (TON – total organic nitrogen) wyliczano z różnicy: TN-TIN, gdzie TIN (total inorganic nitrogen) wyliczono jako sumę N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>+N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>+N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Całkowity fosfor reagujący (TRP – total reactive phosphorus) oznaczano metodą z molibdeniamentu amonu i kwasem askorbinowym ( $\lambda = 882$  nm). Fosfor całkowity (TP – total phosphorus) oznaczano jak TRP po wcześniejszej mineralizacji nadsiarczanem potasu. Całkowity fosfor organiczny (TOP – total organic phosphorus) wyliczano z różnicy TP-TRP.

Wyniki badań poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem programu Statistica 12.1 (StatSoft Inc.). Dla wykazania istotności różnic pomiędzy stanowiskami zastosowano test nieparametryczny Kruskala-Wallisa.

## WYNIKI I DISKUSJA

Jezioro Klasztorne Górne zaliczane jest do jezior o intensywnym reżimie mieszania mas wody – w płosie północnym obserwuje się polimiksję, a w płosie południowym (o głębokości 7,4 m) obserwuje się tachymiksję. Pod względem żywności jezioro jeszcze do niedawna zaliczane było do hipertroficzných. Wskazywały na to warunki tlenowe (nasylenie wody tlenem w szczycie wegetacji

osiągało 240%) oraz wysokie koncentracje azotu i fosforu [Łopata et al., 2013b]. Poprawę warunków środowiskowych jeziora uzyskano wskutek przeprowadzanej w latach 2012–2014 rekultywacji, jednak pozostało ono wciąż zbiornikiem żyznym. Wysoką trofię jeziora także potwierdzają nasze badania. Woda w jeziorze jest dobrze natleniona (średnie stężenie tlenu w całym okresie badań przekroczyło 9 mgO<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>, stanowisko S3, tab. 1).

Jak przedstawiono w tabelach 2 do 5, najwyższą koncentrację tlenu rozpuszczonego w wodzie notowano latem (średnio 14,2 mgO<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>), a najniższą w sezonie zimowym (średnio 3,7 mgO<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>). Jednocześnie średnie stężenie materii organicznej, oznaczane jako BOD<sub>5</sub>, w tych sezonach wynosiło odpowiednio 6,4 i 1,5 mgO<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>. Zmienność sezonowa tych wskaźników mogła być spowodowana intensywnie przebiegającymi procesami asymilacji oraz dysymilacji w poszczególnych sezonach termicznych. Także zmiany indikatorów charakteryzujących układ węglanowy wskazują na te procesy: twardość ogólna wody oraz zasadowość ogólna były minimalne latem (odpowiednio 267 mgCO<sub>3</sub> dm<sup>-3</sup> i 162 mgCaCO<sub>3</sub> dm<sup>-3</sup>) oraz maksymalne zimą (odpowiednio 316 mgCO<sub>3</sub> dm<sup>-3</sup> i 208 mgCaCO<sub>3</sub> dm<sup>-3</sup>). Wartości te potwierdzają jednocześnie stosunkowo wysoką pojemność buforową wody badanego jeziora.

Dla analizowanych pierwiastków biogennych w wodzie Jeziora Klasztorne Górne (stanowisko S3) wykazano przewagę azotu nad fosforem. Średnie koncentracje azotu całkowitego (TN) i fosforu całkowitego (TP) wynosiły odpowiednio 2,128 mgN dm<sup>-3</sup> i 0,285 mgP dm<sup>-3</sup> (tab. 1).

Biorąc pod uwagę stosunek molowy N:P wyliczony na podstawie stężeń TN i TP średnio wynosił 28, co wskazuje, że pierwiastkiem limitującym był fosfor. Według naszych badań w sezonie letnim stężenie TRP było ok. 4 razy niższe niż w sezonie wiosennym, natomiast stężenie azotu nieorganicznego obniżyło się jedynie o 50%. Limitację fosforem także może potwierdzać niski udział fosforu reagującego w TP (średnio 14%). Dla jezior o wysokim poziomie trofi obserwuje się znacznie wyższy udział fosforu reagującego w TP. Dla porównania np. Tórz i Nędzarek [2009] wykazali ponad 50% udział TRP w TP w wodach jeziora Żeglica, a Jańczak i in. [2011] w jeziorach Wdzydzkiego Parku Krajobrazowego wykazali 40-90%. Odmienna sytuacja odnotowana dla Jeziora Klasztorne Górnego obserwowana była w latach wcześniejszych przez Łopatę i in. [2013b]. Wówczas stężenie fosforu reagującego w warstwie trofogenicznej wynosiło poniżej 0,01 mgP dm<sup>-3</sup>, co stanowiło ok. 5% TP. Taki udział TRP w TP mógł być spowodowany inaktywacją

**Tabela 1.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe (±SD) wskaźników hydrochemicznych (oznaczonych w cyklu rocznym) w wodzie badanych stanowisk

**Table 1.** Average values and standard deviation (±SD) of hydrochemical factors (determined on an annual basis) in water control positions

Miejsce pobierania próbek	T	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	Chlorofil a	TSS	Cond.	TH	Zasadowość
	°C		mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	mg·m <sup>-3</sup>	mg·m <sup>-3</sup>	μS·cm <sup>-1</sup>	mgCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	mgCaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>	
S 1	10.9 <sup>a</sup> ±6.8	7.7 <sup>a</sup> ±0.2	7.8 <sup>a</sup> ±4.0	5.6 <sup>a</sup> ±3.5	42.6 <sup>b</sup> ±35.5	115 <sup>b</sup> ±84	503 <sup>a</sup> ±158	342 <sup>a</sup> ±55	216 <sup>a</sup> ±38
S 2	10.9 <sup>a</sup> ±6.8	7.6 <sup>a</sup> ±0.3	6.6 <sup>a</sup> ±3.7	4.7 <sup>a</sup> ±3.3	38.5 <sup>ab</sup> ±22.9	91 <sup>ab</sup> ±70	495 <sup>a</sup> ±165	349 <sup>a</sup> ±66	218 <sup>a</sup> ±57
S 3	12.0 <sup>a</sup> ±7.5	7.8 <sup>a</sup> ±0.3	9.2 <sup>a</sup> ±5.1	4.9 <sup>a</sup> ±3.4	16.9 <sup>a</sup> ±10.9	42 <sup>a</sup> ±25	477 <sup>a</sup> ±158	298 <sup>a</sup> ±30	191 <sup>a</sup> ±23
p	0.9145	0.2587	0.3922	0.8053	0.0366*	0.0384*	0.9307	0.0636	0.5470
Miejsce pobierania próbek	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TIN	TON	TN	TRP	TOP	TP
	mgN·dm <sup>-3</sup>						mgP·dm <sup>-3</sup>		
S 1	0.083 <sup>ab</sup> ±0.066	2.011 <sup>a</sup> ±0.724	0.164 <sup>a</sup> ±0.121	2.250 <sup>b</sup> ±0.634	1.276 <sup>a</sup> ±0.828	3.534 <sup>b</sup> ±0.915	0.066 <sup>a</sup> ±0.043	0.412 <sup>a</sup> ±0.245	0.477 <sup>a</sup> ±0.260
S 2	0.091 <sup>b</sup> ±0.066	1.684 <sup>a</sup> ±0.696	0.174 <sup>a</sup> ±0.107	1.949 <sup>ab</sup> ±0.602	1.299 <sup>a</sup> ±1.038	3.247 <sup>b</sup> ±1.118	0.079 <sup>a</sup> ±0.052	0.423 <sup>a</sup> ±0.221	0.504 <sup>a</sup> ±0.243
S 3	0.029 <sup>a</sup> ±0.019	1.295 <sup>a</sup> ±0.723	0.216 <sup>a</sup> ±0.235	1.540 <sup>a</sup> ±0.667	0.587 <sup>a</sup> ±0.412	2.128 <sup>a</sup> ±0.749	0.035 <sup>a</sup> ±0.040	0.246 <sup>a</sup> ±0.312	0.285 <sup>a</sup> ±0.309
p	0.0268*	0.0787	0.7354	0.0417*	0.0776	0.0035*	0.0824	0.2248	0.1375

S1 – rzeka Młynówka przed systemem filtrów; S2 – rzeka Młynówka za systemem filtrów; S3 – jezioro Klasztorne Górne. S1 – Młynówka river before filter system, S2 – Młynówka river behind filter system, S3 – Klasztorne Górne lake. Test nieparametryczny Kruskala-Wallisa, wartości oznaczone takimi samymi indeksami (małe litery) nie różnią się przy p<0.05. Nonparametric test Kruskala-Wallisa, mean values marked with identical superscripts are not significantly different at p<0.05.



fosforu koagulantem glinowym, który wówczas zastosowano [Łopata et al., 2015a].

Jezioro Klasztorne Górne posiada jednak znacznie rozbudowany mechanizm magazynowania fosforu w osadach cennych. W okresie poprzedzającym rekultywację notowano wysokie koncentracje fosforu w strefie naddennej ( $0,334 \text{ mgP dm}^{-3}$ ), w wodach nadosadowych ( $1,35 \text{ mgP dm}^{-3}$ ) oraz w wodach między osadowych ( $>4,8 \text{ mgP dm}^{-3}$ ) i narażone jest na wewnętrzne wzbogacanie wody w fosfor uwalniany z osadów dennych [Łopata et al., 2013b]. Po okresie rekultywacji poziom zasilania wewnętrznego znacznie się obniżył (przeciętnie pięciokrotny spadek powyższych wartości), ale osady dennie wciąż mogą stanowić rezerwuuar biodostępnych form tego pierwiastka. Sytuacja ta może mieć miejsce między innymi ze względu na wciąż wysokie zapotrzebowanie tlenowe osadów dennych związane z ich znaczną miąższością i organicznym charakterem. Zgodnie z klasyczną teorią Einsele/Mortimera warunki redukcyjne w interfacie woda-osad denny sprzyjają uwalnianiu fosforu wcześniej zaadsorbowanego na cząstkach depozytów jeziornych, zwłaszcza frakcji związanej z żelazem [Forsberg 1989]. Tym samym, w sytuacji wzrostu stężenia fosforu reagującego, przy jednocześnie wysokiej koncentracji nieorganicznych form azotu (zwłaszcza azotu azotanowego - średnie stężenie odnotowaliśmy na poziomie  $1,295 \text{ mgN dm}^{-3}$ ), może dojść do intensywnego wzrostu biomasy autotrofów. W trakcie naszych badań, produkcję

pierwotną należy uznać za niską – latem stężenie chlorofilu *a* wynosiło  $19,2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ . Łopata i in. [2015a] wykazali, że przeprowadzona inaktywacja fosforu za pomocą chlorku poliglinowego, wspomagana biomanipulacją, spowodowała zmniejszenie tempa rozwoju organizmów autotroficznych, a takie wskaźniki jak  $\text{BOD}_5$  i chlorofil *a* osiągnęły wartości spełniające kryteria „dobrego stanu ekologicznego” wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 roku (Dz. U. 2014 poz. 1482).

Wobec powyższego wskazane jest podejmowanie wszelkich działań mających na celu między innymi ograniczanie dopływu substancji pożywkowych (jak wykazaliśmy wcześniej -szczególnie fosforu) do jeziora. Takim działaniem było zainstalowanie modułów filtracyjnych w rzece Młynówce, ok. 400 m przed jej ujściem do jeziora [Łopata et al., 2015b; 2017]. W latach 2014–2015 wykazano pozytywny wpływ systemu filtrującego na redukcję azotu i fosforu w wodzie rzeki. Poziom skuteczności eliminacji fosforu wynosił 20-25%, i był uznany za satysfakcjonujący [Łopata et al., 2017].

W badaniach przeprowadzonych w latach 2016–2017 wykazano, że system filtracyjny nie spełniał w pełni założonej funkcji oczyszczalni, a odnotowane różnice stężeń oznaczanych wskaźników pomiędzy stanowiskami S1 i S2, zarówno dla całego okresu badawczego (tab. 1), jak i w poszczególnych sezonach termicznych, nie były istotne (tab. 2–5).

**Tabela 2.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe ( $\pm\text{SD}$ ) oznaczanych wskaźników w wodzie badanych stanowisk w sezonie wiosennym

**Table 2.** Average values and standard deviation ( $\pm\text{SD}$ ) of determined factors in spring season

Miejsce pobierania próbek	T	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	Chlorofil a	TSS	Cond.	TH	Zasadowość
	°C		mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	mg·m <sup>-3</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	μS·cm <sup>-1</sup>	mgCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	mgCaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>	
S 1	16.6 <sup>a</sup> ±3.6	7.9 <sup>a</sup> ±0.1	8.2 <sup>a</sup> ±3.9	6.3 <sup>a</sup> ±3.4	40.7 <sup>a</sup> ±28.8	150 <sup>b</sup> ±80	497 <sup>a</sup> ±276	309 <sup>a</sup> ±39	186 <sup>a</sup> ±23
S 2	16.6 <sup>a</sup> ±3.6	7.8 <sup>a</sup> ±0.1	6.4 <sup>a</sup> ±2.7	4.9 <sup>a</sup> ±2.4	47.0 <sup>a</sup> ±22.8	135 <sup>b</sup> ±56	427 <sup>a</sup> ±233	308 <sup>a</sup> ±46	203 <sup>a</sup> ±38
S 3	17.3 <sup>a</sup> ±4.1	7.9 <sup>a</sup> ±0.3	8.6 <sup>a</sup> ±4.2	4.2 <sup>a</sup> ±1.8	17.6 <sup>a</sup> ±19.3	53 <sup>a</sup> ±31	531 <sup>a</sup> ±256	307 <sup>a</sup> ±50	191 <sup>a</sup> ±34
p	0.9693	0.6054	0.7564	0.6266	0.3502	0.1796	0.8814	0.9976	0.5470
Miejsce pobierania próbek	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TIN	TON	TN	TRP	TOP	TP
	mgN·dm <sup>-3</sup>						mgP·dm <sup>-3</sup>		
S 1	0.102 <sup>a</sup> ±0.071	1.560 <sup>a</sup> ±0.365	0.146 <sup>a</sup> ±0.094	1.809 <sup>a</sup> ±0.391	2.398 <sup>a</sup> ±0.720	4.207 <sup>a</sup> ±1.042	0.082 <sup>a</sup> ±0.047	0.447 <sup>a</sup> ±0.145	0.529 <sup>a</sup> ±0.173
S 2	0.121 <sup>a</sup> ±0.97	1.247 <sup>a</sup> ±0.567	0.162 <sup>a</sup> ±0.092	1.530 ±0.502 <sup>a</sup>	2.501 <sup>a</sup> ±1.317	4.031 <sup>a</sup> ±1.713	0.111 <sup>a</sup> ±0.065	0.467 <sup>a</sup> ±0.210	0.578 <sup>a</sup> ±0.267
S 3	0.029 <sup>a</sup> ±0.007	1.734 <sup>a</sup> ±0.230	0.037 <sup>a</sup> ±0.021	1.800 <sup>a</sup> ±0.209	0.934 <sup>a</sup> ±0.648	2.734 <sup>a</sup> ±0.441	0.054 <sup>a</sup> ±0.058	0.172 <sup>a</sup> ±0.106	0.226 <sup>a</sup> ±0.164
p	0.3079	0.3979	0.1467	0.6274	0.1548	0.3208	0.512	0.1578	0.114

Objaśnienia oznaczeń zob. tabela 1.

**Tabela 3.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe ( $\pm$ SD) oznaczanych wskaźników w wodzie badanych stanowisk w sezonie letnim**Table 3.** Average values and standard deviation ( $\pm$ SD) of determined factors in summer season

Miejsce pobierania próbek	T	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	Chlorofil a	TSS	Cond.	TH	Zasadowość
	°C		mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>		mg·m <sup>-3</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	μS·cm <sup>-1</sup>	mgCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	mgCaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>
S 1	18.7 <sup>a</sup> ±4.6	7.8 <sup>a</sup> ±0.2	8.0 <sup>a</sup> ±4.9	6.5 <sup>a</sup> ±3.3	72.9 <sup>a</sup> ±35.1	211 <sup>b</sup> ±52	460 <sup>a</sup> ±134	276 <sup>a</sup> ±27	179 <sup>a</sup> ±11
S 2	18.7 <sup>a</sup> ±4.5	7.8 ±0.1 <sup>a</sup>	5.6 <sup>a</sup> ±5.6	3.8 <sup>a</sup> ±3.8	51.0 <sup>a</sup> ±14.0	108 <sup>b</sup> ±127	413 <sup>a</sup> ±40	275 <sup>a</sup> ±32	135 <sup>a</sup> ±54
S 3	21.75 <sup>a</sup> ±0.8	8.0 <sup>a</sup> ±0.5	14.2 <sup>a</sup> ±5.4	6.4 <sup>a</sup> ±3.6	19.2 <sup>a</sup> ±19.7	52 <sup>a</sup> ±34	464 <sup>a</sup> ±168	268 <sup>a</sup> ±11	162 <sup>a</sup> ±6
p	0.6756	0.7520	0.3773	0.7253	0.2372	0.2876	0.9076	0.9307	0.4767

Miejsce pobierania próbek	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TIN	TON	TN	TRP	TOP	TP
	mgN·dm <sup>-3</sup>						mgP·dm <sup>-3</sup>		
S 1	0.049 <sup>a</sup> ±0.008	1.662 <sup>a</sup> ±0.346	0.155 <sup>a</sup> ±0.029	1.867 <sup>a</sup> ±0.325	0.924 <sup>b</sup> ±0.104	2.791 <sup>a</sup> ±0.221	0.072 <sup>ab</sup> ±0.001	0.517 <sup>a</sup> ±0.084	0.588 <sup>a</sup> ±0.083
S 2	0.092 <sup>a</sup> ±0.018	1.118 <sup>a</sup> ±0.580	0.210 <sup>a</sup> ±0.094	1.419 <sup>a</sup> ±0.468	0.885 <sup>b</sup> ±0.033	2.304 <sup>a</sup> ±0.436	0.115 <sup>b</sup> ±0.038	0.415 <sup>a</sup> ±0.224	0.531 <sup>a</sup> ±0.186
S 3	0.045 <sup>a</sup> ±0.044	0.872 <sup>a</sup> ±0.083	0.036 <sup>a</sup> ±0.002	0.951 <sup>a</sup> ±0.129	0.399 <sup>a</sup> ±0.200	1.351 <sup>a</sup> ±0.330	0.012 <sup>a</sup> ±0.011	0.243 <sup>a</sup> ±0.210	0.273 <sup>a</sup> ±0.224
p	0.3204	0.2665	0.1139	0.1558	0.0480	0.0519	0.0464	0.4293	0.3002

Objaśnienia oznaczeń zob. tabela 1.

**Tabela 4.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe ( $\pm$ SD) oznaczanych wskaźników w wodzie badanych stanowisk w sezonie jesiennym**Table 4.** Average values and standard deviation ( $\pm$ SD) of determined factors in autumn season

Miejsce pobierania próbek	T	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	Chlorofil a	TSS	Cond.	TH	Zasadowość
	°C		mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>		mg·m <sup>-3</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	μS·cm <sup>-1</sup>	mgCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	mgCaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>
S 1	6.6 <sup>a</sup> ±0.1	7.5 <sup>a</sup> ±0.2	11.0 <sup>a</sup> ±4.2	8.0 <sup>a</sup> ±3.4	50.0 <sup>a</sup> ±41.8	95 <sup>a</sup> ±81	560 <sup>a</sup> ±59	383 <sup>b</sup> ±40	253 <sup>b</sup> ±29
S 2	6.6 <sup>a</sup> ±0.1	7.5 <sup>a</sup> ±0.1	9.7 <sup>a</sup> ±4.8	7.5 <sup>a</sup> ±4.4	40.7 <sup>a</sup> ±33.6	85 <sup>a</sup> ±76	618 <sup>a</sup> ±152	409 <sup>b</sup> ±57	269 <sup>b</sup> ±36
S 3	7.9 <sup>a</sup> ±2.1	7.7 <sup>a</sup> ±0.1	11.9 <sup>a</sup> ±3.8	7.89 <sup>a</sup> ±3.95	17.5 <sup>a</sup> ±3.8	31 <sup>a</sup> ±1	490 <sup>a</sup> ±17	292 <sup>a</sup> ±17	193 <sup>a</sup> ±11
p	0.3529	0.3853	0.8200	0.9854	0.4643	0.4729	0.3205	0.0306	0.0315

Miejsce pobierania próbek	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TIN	TON	TN	TRP	TOP	TP
	mgN·dm <sup>-3</sup>						mgP·dm <sup>-3</sup>		
S 1	0.144 <sup>b</sup> ±0.069	1.717 <sup>b</sup> ±0.187	0.316 <sup>a</sup> ±0.051	2.177 <sup>b</sup> ±0.158	0.564 <sup>a</sup> ±0.187	2.741 <sup>b</sup> ±0.276	0.083 <sup>a</sup> ±0.055	0.391 <sup>a</sup> ±0.299	0.473 <sup>a</sup> ±0.285
S 2	0.127 <sup>ab</sup> ±0.049	1.653 <sup>b</sup> ±0.297	0.285 <sup>a</sup> ±0.022	2.065 <sup>b</sup> ±0.288	0.545 <sup>a</sup> ±0.328	2.610 <sup>b</sup> ±0.125	0.082 <sup>a</sup> ±0.024	0.488 <sup>a</sup> ±0.277	0.577 <sup>a</sup> ±0.264
S 3	0.035 <sup>a</sup> ±0.010	0.467 <sup>a</sup> ±0.078	0.499 <sup>a</sup> ±0.209	1.002 <sup>a</sup> 0.146±	0.507 <sup>a</sup> ±0.217	1.509 <sup>a</sup> 0.282±	0.057 <sup>a</sup> ±0.044	0.124 <sup>a</sup> ±0.073	0.180 <sup>a</sup> ±0.075
p	0.0464	0.0005	0.1557	0.0008	0.9615	0.0014	0.7113	0.1687	0.2342

Objaśnienia oznaczeń zob. tabela 1.

Porównując wartości średnie z całego okresu badawczego redukcję wykazano dla pH, DO, BOD<sub>5</sub>, konduktancji, chlorofilu *a*, zawiesiny ogólnej oraz azotu azotanowego(V), azotu nieorganicznego i azotu całkowitego (redukcję w przedziale 1–21%, odpowiednio pH i zawiesina ogólna). Natomiast dla pozostałych wskaźników odnotowaliśmy wzrost koncentracji w wodzie odpływającej ze złoża (wzrost od 1 do 20%, odpowiednio zasadowość ogólna i TRP) (tab. 6).

Wzrost koncentracji fosforu w wodzie odpływającej z systemu filtrującego należy uznać za szczególnie niebezpieczny dla jeziora. Maksymalny wzrost stężenia TRP (ok. 60%) odnotowano w sezonie letnim, natomiast w sezonie wiosennym wzrost był o ok. połowę niższy. Odnotowany wzrost ładunku fosforu dopływającego do jeziora w sezonie letnim może przyczynić się do wzrostu stężenia TRP w warstwie trofogenicznej i zmniejszenia limitującej roli fosforu. Jedynie

**Tabela 5.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe ( $\pm$ SD) oznaczonych wskaźników w wodzie badanych stanowisk w sezonie zimowym

**Table 5.** Average values and standard deviation ( $\pm$ SD) of determined factors in winter season

Miejsce pobierania próbek	T	pH	DO	BOD <sub>5</sub>	Chlorofil a	TSS	Cond.	TH	Zasadowość
	°C		mgO <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	mg·m <sup>-3</sup>	mg·dm <sup>-3</sup>	μS·cm <sup>-1</sup>	mgCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	mgCaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>	
S 1	4.2 <sup>a</sup> ±2.2	7.6 <sup>a</sup> ±0.3	4.35 <sup>a</sup> ±0.9	1.9 <sup>a</sup> ±0.5	16.9 <sup>a</sup> ±9.6	37 <sup>a</sup> ±11	480 <sup>a</sup> ±168	378 <sup>b</sup> ±35.3	234 <sup>a</sup> ±26
S 2	4.2 <sup>a</sup> ±2.3	7.5 <sup>a</sup> ±0.4	4.4 <sup>a</sup> ±1.2	2.4 <sup>a</sup> ±0.9	19.4 <sup>a</sup> ±7.7	40 <sup>a</sup> ±32	494 <sup>a</sup> ±145	381 <sup>b</sup> ±33	239 <sup>a</sup> ±21
S 3	4.2 <sup>a</sup> ±2.9	7.7 <sup>a</sup> ±0.1	3.7 <sup>a</sup> ±0.7	1.5 <sup>a</sup> ±0.5	14.1 <sup>a</sup> ±2.5	35 <sup>a</sup> ±32	419 <sup>a</sup> ±189	317 <sup>a</sup> ±12	208 <sup>a</sup> ±4
p	1.000	0.6846	0.6416	0.3563	0.6804	0.9484	0.8502	0.0469	0.2016

Miejsce pobierania próbek	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TIN	TON	TN	TRP	TOP	TP
	mgN·dm <sup>-3</sup>						mgP·dm <sup>-3</sup>		
S 1	0.026 <sup>b</sup> ±0.004	2.989 <sup>a</sup> ±0.634	0.034 <sup>a</sup> ±0.021	3.049 <sup>a</sup> ±0.610	1.101 <sup>a</sup> ±0.227	4.151 <sup>b</sup> ±0.504	0.028 <sup>a</sup> ±0.030	0.327 <sup>a</sup> ±0.401	0.356 <sup>a</sup> ±0.432
S 2	0.025 <sup>b</sup> ±0.005	2.529 <sup>a</sup> ±0.405	0.052 <sup>a</sup> ±0.045	2.605 <sup>a</sup> ±0.398	1.125 <sup>a</sup> ±0.554	3.730 <sup>b</sup> ±0.660	0.021 <sup>a</sup> ±0.014	0.319 <sup>a</sup> ±0.271	0.341 <sup>a</sup> ±0.284
S 3	0.013 <sup>a</sup> ±0.001	1.967 <sup>a</sup> ±0.614	0.232 <sup>a</sup> ±0.177	2.211 <sup>a</sup> ±0.768	0.449 <sup>a</sup> ±0.328	2.660 <sup>a</sup> ±0.571	0.010 <sup>a</sup> ±0.002	0.446 <sup>a</sup> ±0.597	0.456 <sup>a</sup> ±0.595
p	0.0056	0.1623	0.1150	0.3147	0.1356	0.0483	0.5502	0.9448	0.9272

Objaśnienia oznaczeń zob. tabela 1.

**Tabela 6.** Zróżnicowanie (w %) średnich wartości oznaczonych wskaźników pomiędzy stanowiskami badawczymi

**Table 6.** Differentiation (in %) of mean values of determined factors for research positions

Wskaźnik	S2/S1		S3 w porównaniu do			
	Redukcja na filtrach	Wzrost po filtrach	S1		S2	
			Wartość niższa	Wartość wyższa	Wartość niższa	Wartość wyższa
	%					
Temperatura	-	-	-	10	-	10
pH	1	-	-	1	-	3
DO	15	-	-	18	-	39
BOD <sub>5</sub>	16	-	13	-	-	4
Chlorofil a	10	-	60	-	56	-
Przewodność	2	-	5	-	4	-
TH	-	2	13	-	15	-
Zasadowość	-	1	12	-	13	-
TSS	21	-	64	-	54	-
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-	10	65	-	68	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	16	-	36	-	23	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	6	-	32	-	24
TIN	13	-	32	-	21	-
TON	-	2	54	-	55	-
TN	8	-	68	-	65	-
TRP	-	20	47	-	56	-
TOP	-	3	40	-	42	-
TP	-	6	40	-	44	-

jesienią i zimą system filtrujący redukował TRP odpowiednio o 1,2% i 25%.

Za Łopatą i in. [2017] można wnioskować, że redukcja koncentracji analizowanych wskaźników

w systemie filtrującym była sumarycznym efektem procesów fizykochemicznych (sedymentacja stałych zanieczyszczeń), chemicznych (sorpcja) i biologicznych (wzrost biofilmu). Natomiast wzrost

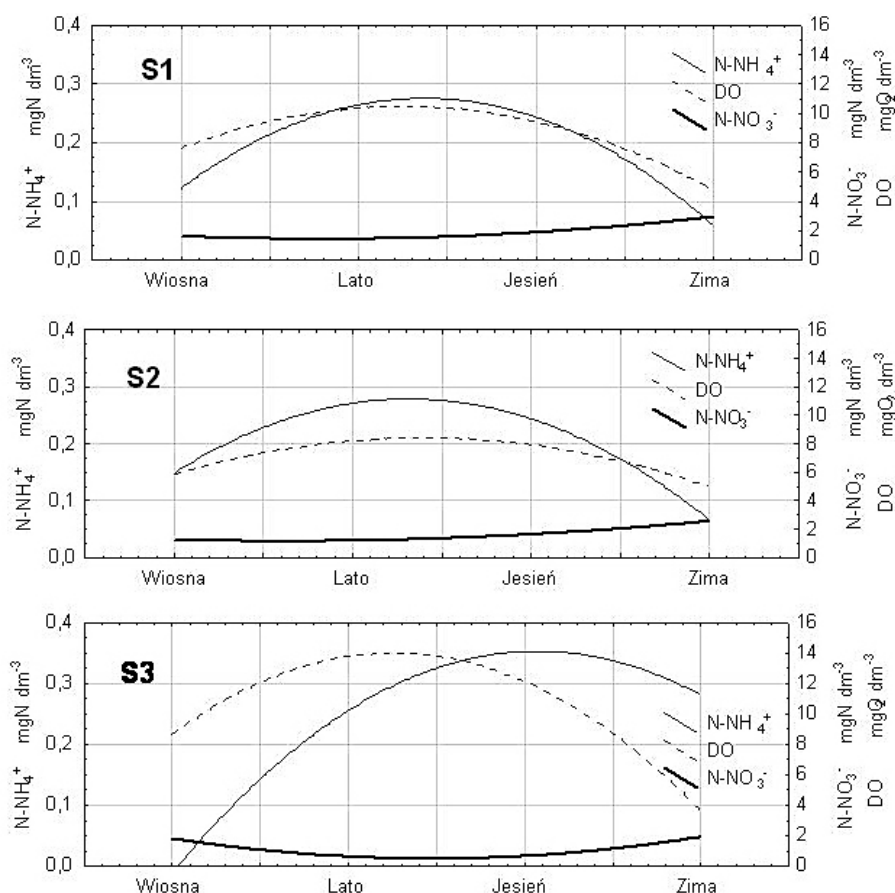
zasadowości oraz  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$  i TRP, należy tłumaczyć procesami destrukcji materii organicznej w systemie filtrującym oraz wydzielaniem do środowiska produktów metabolicznych biofilmu. Należy pamiętać, że instalacje do oczyszczania wody funkcjonujące jak opisywany obiekt tylko do pewnego momentu działają jako pułapka dla zanieczyszczeń niesionych wraz z przepływem. Wypełnienia polipropylenowe zastosowane w części modułów zdolne są do wychwytywania przede wszystkim cząstek zawieszonych i ich zagęszczania wskutek naporu hydraulicznego, lecz po pełnym wysyceniu wolnych przestrzeni między żebrami kształtek muszą być zregenerowane poprzez mechaniczne usunięcie osadu. Badania niniejsze potwierdzają konieczność regularnego oczyszczania biobloków, co więcej wskazują na niebezpieczeństwo wtórnego uwalniania wcześniej zretencjonowanych zanieczyszczeń, zarówno zawartych w zawieszynie, jak i biosorbowanych przez organizmy naturalnie kolonizujące złożo. Nieco inne mechanizmy oczyszczania reprezentują moduły z wypełnieniem keramzytowym. Materiał ten, podobnie jak kształtki polipropylenowe porasta z czasem biofilmem, lecz nie jest w stanie skutecznie zatrzymać zawiesziny, ponieważ wypełnienie granulatem keramzytowym znacznie szybciej niż biobloki ulega kolmatacji. Z kolei, ze względu na znaczną zawartość reaktywnych form wapnia, żelaza i glinu [Zhu et al., 2003] wykazuje powinowactwo do fosforu. Jednak i w tym przypadku pojemność sorpcyjna dla tego pierwiastka ma skończony wymiar. Jak wynika z badań wielu autorów [Vohla et al., 2011] zdolność ta waha się od kilkudziesięciu miligramów do kilku gramów P w przeliczeniu na 1 kg masy wypełnienia, zaś okres wysycenia trwa zazwyczaj od kilku miesięcy do kilku lat. Zatem materiał ten musi być poddawany okresowej wymianie. Również w tym przypadku pozostawianie zbyt długo wysyconego fosforem złoża może być niebezpieczne dla środowiska wodnego ze względu na możliwą częściową desorpcję luźno zaadsorbowanej puli fosforanów na powierzchni tlenków i wodorotlenków żelaza i glinu [Masoń and Tomaszek, 2010]. Wyniki niniejszych badań zdają się wskazywać na główną rolę tego procesu w spadku skuteczności analizowanej instalacji. Zatem w przypadku modułów opartych na wypełnieniach keramzytowych należy podkreślić istotność wielkości złoża w stosunku do obciążenia hydraulicznego – małe instalacje (a do takich należy badany obiekt) będą wymagać odpowiednio częściej wymiany wypełnień.

Z grupy oznaczanych form azotu redukcje stężeń w każdym sezonie termicznym odnotowano dla  $\text{N-NO}_3^-$ , TIN oraz TN (azot azotanowy(V) był główną nieorganiczną formą azotu), a maksymalne redukcje odnotowano wiosną i latem (dla azotu azotanowego(V) odpowiednio 20,1% i 32,7%). Redukcje azotu azotanowego(III) odnotowano jesienią i zimą (odpowiednio o 11,8 i 3,8%), a azotu amonowego jedynie jesienią (redukcja o 9,8%). Należy wskazać, że zmienność sezonowa azotu amonowego w rzece Młynówce charakteryzowała się wysokimi koncentracjami wiosną, latem i jesienią (średnio nawet powyżej  $0,300 \text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) przy jednocześnie wysokiej koncentracji azotu azotanowego(V) (stężenia w zakresie  $1,118\text{--}1,717 \text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) oraz obniżeniem koncentracji w sezonie zimowym (średnie stężenia  $0,034$  i  $0,052 \text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ , odpowiednio na stanowisku S1 i S2), któremu towarzyszył wzrost stężenia azotu azotanowego(V) (średnie stężenia  $2,989$  i  $2,529 \text{ mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ , odpowiednio stanowiska S1 i S2) przy jednoczesnym obniżeniu stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie (rys. 2).

Podobna zmienność sezonowa koncentracji azotu nieorganicznego i tlenu rozpuszczonego w wodzie była także zaobserwowana w jeziorze (stanowisko S3, rys. 2). Takie zmienności wskazują na intensywne procesy amonifikacji, nityfikacji i denityfikacji zachodzące w rzece oraz w jeziorze, charakterystyczne dla ekosystemów o wysokim poziomie trofii [Wetzel 2001].

Jezioro Klasztorne Górne w porównaniu do rzeki Młynówki charakteryzowało się niższymi koncentracjami większości wskaźników hydrochemicznych, zarówno dla wartości średnich z całego okresu badawczego (tab. 1), jak i dla wartości średnich w poszczególnych sezonach termicznych (tab. 2–5). Dla całego okresu badań średnioroczne wartości były niższe od 4% (konduktancja) do 68% ( $\text{N-NO}_2^-$ ) (tab. 6). Jednak tylko średnie stężenia zawiesziny ogólnej, azotu azotanowego(III), TIN, TN oraz chlorofilu *a* w jeziorze były istotnie niższe od stężeń odnotowanych w rzece (tab. 1). Wyniki naszych badań wskazują jednoznacznie, że wody rzeki Młynówki mogą przyczynić się do wzrostu trofii jeziora Klasztorne Górne, a zainstalowany w rzece system filtracyjny nie spełnia obecnie swojej funkcji ochronnej. Ta funkcja, jak wykazali Łopata i in. [2017], była osiągnięta w pierwszym okresie działalności podczyszczalni. Badania nie wykazały długofalowości zamierzonego efektu. O ile obciążenie wody materią organiczną po przejściu





**Rys. 2.** Porównanie zmienności sezonowej N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oraz DO na stanowiskach badawczych (S1 – rzeka Młynówka przed systemem filtrów; S2 – rzeka Młynówka za systemem filtrów; S3 – jezioro Klasztorne Górne)  
**Fig. 2.** Comparison of seasonal variability of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oraz DO in research positions (S1 – Młynówka river before filter system, S2 – Młynówka river behind filter system, S3 – Klasztorne Górne lake)

przez system filtrów w stosunku do wód rzecznych ulega obniżeniu (BOD niższe o 16%, tab. 6), o tyle niepokojący jest wzrost stężeń mineralnych form azotowych i fosforowych substancji biogenych (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> o 16%, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> o 10% i TRP o 20%, tab. 6), odprowadzanych do jeziora.

## WNIOSKI

1. Jezioro Klasztorne Górne jest zeutrofizowanym akwenem o niekorzystnych warunkach morfometryczno-zlewniowych, i dużym potencjale produktywności biologicznej, dlatego niezbędne jest prowadzenie zabiegów ochronnych, zmierzających do ograniczenia dopływu substancji biogenych ze źródeł zlewniowych.
2. Zainstalowany w korycie rzeki Młynówki system filtracyjny w początkowym okresie funkcjonowania zmniejszył ładunek materii organicznej oraz azotu i fosforu do jeziora.

Nasze badania nie wykazały długofalowości zamierzonego efektu, głównie w odniesieniu do fosforu. Wysoka dynamika sezonowych zmian w redukcji lub wzbogacaniu wody w biogeny wskazują na niestabilność w funkcjonowaniu wypracowanego już systemu filtrującego. Przyczyną zaobserwowanego zjawiska może być nadmiernie rozwinięty biofilm, który wykorzystuje substancje biogenne do wzrostu i podtrzymywania metabolizmu, a po zakończeniu cyklu życiowego wzbogaca wody rzeki w substancje biogenne, przez co może on negatywnie wpływać na stan ekologiczny jeziora.

3. Należy przyjąć, że otrzymane w obecnym doświadczeniu rezultaty były efektem niewłaściwej konserwacji modułów i małej ilości zabiegów czyszczących system filtrów (3 w ciągu 12-tu miesięcy). Dla uzyskania długofalowego efektu oczyszczającego, wskazane jest stałe monitorowanie sprawności działania

filtrów, które pozwoli na opracowanie schematu okresowej konserwacji uwzględniającej czyszczenie i/lub wymianę wypełnień.

## BIBLIOGRAFIA

1. APHA 1999. Standard methods for examination of water and wastewater. 20<sup>th</sup> ed. American Public Health Association. Washington D.C. ss. 1325.
2. Bhatia R., Jain D. 2016. Water quality assessment of lake water: a review. *Sustainable Water Resources Management*, 2(2), 161–173. doi: [10.1007/s40899-015-0014-7](https://doi.org/10.1007/s40899-015-0014-7).
3. Driedger A.G.J., Dürr H.H., Mitchell K., Van Cappellen P. 2015. Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: a review. *Journal of Great Lakes Research*, 4(1), 9–19.
4. Forsberg C. 1989. Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. *Hydrobiologia*, 176/177, 263–277.
5. Hall C.M., Härkönen T. 2006. Lake tourism: an introduction to lacustrine tourism systems, [in:] Hall C.M., Härkönen T. (eds), *Lake tourism. An integrated approach to lacustrine tourism systems*, Aspect of tourism, Channel View Publications, Clevedon: 3–26.
6. Jańczak J., Maślanka W., Nowiński K. 2011. Causes of polytrophism of three lakes in the Wdzydze Landscape Park. *Limnological Review*, 11(3), 97–103.
7. Jucherski A., Nastawny M., Walczowski A., Józwiakowski K., Gajewska M. 2017. Badania przydatności alkalicznych materiałów filtracyjnych do usuwania fosforanów z biologicznie oczyszczonych ścieków bytowych. *Ochrona Środowiska*, 39(1), 33–38.
8. Konu H., Tuohino A., Komppula R. 2010. Lake Wellness - a practical example of a new service development (NSD) concept in tourism industries. *Journal of Vacation Marketing*, 16(2), 125–139.
9. Łopata M., Gawrońska H., Wiśniewski G., Jaworska B. 2013a. Restoration of two shallow, urban lakes using the phosphorus inactivation method - preliminary results. *Water Science and Technology*, 68(10), 2127–2135.
10. Łopata M., Wiśniewski G., Czerniawski R., Czerniejewski P., Domagała J. 2013b. Możliwości odnowy Jeziora Klasztorne Górnego w Strzelcach Krajeńskich. W: Wiśniewski R. (red.) *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Toruń, 135–144.
11. Łopata M., Wiśniewski G., Czerniawski R., Czerniejewski P., Brzozowska R., Jaworska B., Korzeniewska E. 2015a. Rekultywacja Jeziora Klasztorne Górnego w Strzelcach Krajeńskich metodą inaktywacji fosforu i biomanipulacji. W: Wiśniewski R. (red.) *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Toruń, 85–92.
12. Łopata M., Czerniawski R., Czerniejewski P., Wiśniewski G. 2015b. Możliwości wykorzystania modułów filtracyjnych do oczyszczania dopływów powierzchniowych jezior na przykładzie ciekłu Młynówka w Strzelcach Krajeńskich. W: Wiśniewski R. (red.) *Ochrona i rekultywacja jezior*. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Toruń, 93–04.
13. Łopata M., Czerniejewski P., Wiśniewski G., Czerniawski R., Drozdowski J. 2017. The use of expanded clay aggregate for the pretreatment of surface waters on the example of a tributary of Lake Klasztorne Górne in Strzelce Krajeńskie. *Limnological Review*, 17(1) 3–9. doi: [10.1515/limre-2017-0001](https://doi.org/10.1515/limre-2017-0001).
14. Masłoń A., Tomaszek J.A. 2010. Keramzyt w systemach oczyszczania ścieków. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej*, 271, 85–98.
15. Merugu C.S., Seetharaman R. 2013. Comparative analysis of land use and lake water quality in rural and urban zones of south Chennai, India. *Environment, Development and Sustainability*, 15(2), 511–528.
16. Nędzarek A., Bonisławska M., Tórz A., Gajek A., Socha M., Harasimiuk F.B. 2015. Water quality in the central reach of the Ina River (West Pomerania, Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(1), 207–214.
17. O'neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334.
18. Parszuto K., Tandyrak R., Łopata M., Mikulewicz S., Grochowska J., Dunalska J. 2017. Development of Drwęckie lake in Ostróda for tourist and recreational purposes, and its impact on the burden to the natural environment in the shoreline zone. *Polish Journal of Natural Sciences*, 32(1), 105–120.
19. Tórz A., Nędzarek A. 2009. The nitrogen and phosphorus cycles at the Żegliza lake Waters (Międzyodrze, West Pomerania region). *Limnological Review*, 9(1), 27–38.
20. Vohla C., Kõiva M., Bavorb H., Chazarenc F., Mandera Ü. 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment. *Ecological Engineering*, 37, 70–89.
21. Wetzel R.G 2001. *Limnology: Lake And River Ecosystem*, 3<sup>rd</sup> ed. Academic Press.
22. Zhu T., Maehlum T., Jenssen P., Krogstad T. 2003. Fate of phosphorus in a light - weight aggregate wastewater treatment wetland, In: *Proceedings to the Eight (IWA) International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, University of Dar Es Salaam. 16–19 September 2003.