

Wpłynęło 01.06.2017 r.  
Zrecenzowano 06.07.2017 r.  
Zaakceptowano 13.07.2017 r.  
A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

## ZMIANY WARUNKÓW ABIOTYCZNYCH MAŁEJ RZEKI Z UWZGLĘDNIENIEM WPLYWU WÓD POPRODUKCYJNYCH Z HODOWLI RYB

**Małgorzata BONISŁAWSKA<sup>1)</sup> ABDEF, Arkadiusz NĘDZAREK<sup>1)</sup> ABCDE,  
Agnieszka RYBCZYK<sup>1)</sup> ABEF, Przemysław CZERNIEJEWSKI<sup>2)</sup> AEF,  
Beata ŻUK<sup>1)</sup> B**

<sup>1)</sup> Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Sozologii Wód

<sup>2)</sup> Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Gospodarki Rybackiej

### Streszczenie

Ocena zmian warunków abiotycznych cieku z uwzględnieniem wpływu wód zrzutowych ze stawów karpowych została wykonana w ciągu 6 miesięcy na górnym odcinku rzeki Młynówki. Wybrane wskaźniki hydrochemiczne wody, pobranej w czterech stanowiskach kontrolnych, oznaczano zgodnie z metodami APHA. Wody cieku charakteryzowały się typową dla niewielkich rzek północnej Polski zmiennością termiki wody wraz z ich biegiem, lekko zasadowym odczynem (pH = 7,5–7,7) dobrym natlenieniem – stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie (ang. DO – dissolved oxygen) zawierało się w przedziale 7,4–9,1 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, a natlenienie 67,6–76,7% O<sub>2</sub>, z wyjątkiem miesięcy zimowych. Zawartość materii organicznej (BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Ct</sub>, chlorofil *a*) charakteryzowała się dużą zmiennością i sezonowością z biegiem rzeki. Dla BZT<sub>5</sub> wartości zawierały się w przedziale 3,8–9,5 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, dla ChZT<sub>Ct</sub> 8,4–73,9 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, a dla chlorofilu *a* w przedziale 3,7–94,1 mg·m<sup>-3</sup>. Badany odcinek rzeki należy uznać za zasobny w pierwiastki biogeniczne. Średnie stężenie azotu nieorganicznego wynosiło 2,166 mg N·dm<sup>-3</sup>, a fosforu reagującego 0,078 mg P·dm<sup>-3</sup>, wartości te były odpowiednio 18 i 7,8 razy większe od koncentracji notowanych w wodach niepoddanych antropopresji. Wykazano podwyższone, niespełniające wymogów dla ryb karpowatych wartości BZT<sub>5</sub>, zawiesiny ogólnej (ang. TSS – total suspended solids), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i fosforu całkowitego (ang. TP – total phosphorus). Na jakość wody w rzece Młynówce istotny wpływ, oprócz naturalnych czynników hydrologicznych i zlewniowych, mogą mieć wprowadzane wody poprodukcyjne ze stawów karpowych.

**Słowa kluczowe:** eutrofizacja, główne jony, jakość wody, mała rzeka, skład wody

**Do cytowania For citation:** Bonisławska M., Nędzarek A., Rybczyk A., Czerniejewski P., Żuk B. 2017. Zmiany warunków abiotycznych małej rzeki z uwzględnieniem wpływu wód poprodukcyjnych z hodowli ryb. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 17. Z. 4 (60) s. 5–23.

## WSTĘP

Małe rzeki stanowią ważny element ekosystemów lądowych, kształtują między innymi warunki hydrologiczne oraz bioróżnorodność [OBOLEWSKI 2011]. Na skład chemiczny wody w rzekach wpływają skumulowane czynniki naturalne (np. wypłukiwanie składników mineralnych z materiału geologicznego budującego zlewnię rzeki, wahania przepływu) oraz różne czynniki antropogeniczne (odprowadzanie ścieków bytowych do rzek, spływ powierzchniowy azotu i fosforu z pól uprawnych) [ANGYAL i in. 2016; BARTNIK, MONIEWSKI 2016; BOLDESKUL i in. 2016; NĘDZAREK i in. 2015a]. Dla wód lotycznych charakterystyczny jest wzrost stężenia substancji rozpuszczonych wraz z biegiem rzeki [NĘDZAREK i in. 2015a; SKORBIŁOWICZ, OFMAN 2015]. Taka tendencja obserwowana jest już w małych strumieniach nawet w obszarach Ziemi o znikomej antropopresji, jak np. dla strumieni alpejskich [ZOBRIST 2010], czy strumieni w morskiej Antarktyce [NĘDZAREK i in. 2014; 2015b].

W przypadku małych rzek ważnym źródłem zanieczyszczeń jest działalność gospodarza związana z chowem i hodowlą ryb. Obecnie w intensywnej akwakulturze dąży się do zwiększenia produkcji oraz skrócenia cyklu hodowlanego poprzez większe zagęszczenie obsady ryb oraz wprowadzenie nowej generacji pasz [AMIRKOLAIE 2011; DAVIDSON i in. 2013]. Woda w stawach hodowlanych zanieczyszczana jest substancjami wydalnymi przez ryby oraz resztkami nieoprabianej i niestrawionej paszy. Powoduje to wzrost koncentracji zawiesiny ogólnej oraz wzrost obciążenia materią organiczną, wody te są także zasobne w organiczne i nieorganiczne związki fosforu i azotu [BOYD 2003; BONISŁAWSKA i in. 2013; 2016]. Odprowadzane wody poprodukcyjne powodują zmianę warunków abiotycznych odbiornika, mogą być także źródłem środków leczniczych i dezynfekujących oraz pasożytów i bakterii wywołujących choroby ryb [PIEDRAHITA 2003]. Stawy hodowlane usytuowane są często w sąsiedztwie małych rzek, dlatego wody poprodukcyjne mogą stanowić źródło zanieczyszczeń dla odbiornika i w istotny sposób niekorzystnie wpływać na ekosystem [BOYD 2003; NOOTONG i in. 2012].

Celem przeprowadzonych badań była analiza zmian składu jakościowego wody górnego odcinka rzeki Młynówki (długość ok. 3000 m), poddanego silnej antropopresji spowodowanej między innymi wodami poprodukcyjnymi sezonowo spuszczanymi ze stawów karpowych. Stan czystości wody badanego odcinka rzeki określono zgodnie z obowiązującym prawodawstwem.

## MIEJSCE BADAŃ

Rzeka Młynówka stanowi niewielki V rzędowy ciek o długości 11 km płynący na Pojezierzu Dobiegniewskim (województwo lubuskie). Pod względem hydrograficznym należy do zlewni rzeki Odry. Ciek ten początek swój bierze w okolicach

wsi Bronowice, zaś uchodzi do Kanału Otok, który jest prawym dopływem Noteci. W środkowym biegu przepływa przez dwa jeziora: Klasztorne Górne i Dolne (znajdujące się w obrębie miasta Strzelce Krajeńskie). Powierzchnia zlewni Młynówki wynosi  $20 \text{ km}^2$  i ma charakter typowo rolniczy. Z uwagi na to, że większość wód opadowych retencjonowana jest w niewielkich oczkach śródpolnych, niepołączonych z Młynówką, ciek charakteryzuje się niewielkim średnim rocznym przepływem  $40 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Grunty otaczające ciek użytkowane są jako łąki kośne oraz pola uprawne [ŁOPATA i in. 2015; WIOŚ 1999].

W górnym biegu tego ciek, na długości 1120 m, Młynówka bezpośrednio sąsiaduje z kompleksem stawów do produkcji karpia. Piętrzenie wody odbywa się za pomocą zastawki zlokalizowanej w km 8 + 200 (do rzędnej 69,40 m n.p.m.). Obiekt hodowlany składa się z 3 stawów o łącznej powierzchni lustra wody 13,0 ha (6,5; 4,0 i 2,5 ha). Na podstawie ważnego do 30.05.2024 r. pozwolenia wodnoprawnego pobór wody z Młynówki odbywa się od marca do września w ilości  $78,697 \text{ m}^3$ , natomiast zrzut wód poprodukcyjnych następuje w ciągu 2 miesięcy (październik i listopad) w ilości  $129,720 \text{ m}^3$ , przy maksymalnym natężeniu przepływu wody w leżaku mnicha wynoszącym  $0,10 \text{ m}^3$ . Ze względu na swoje położenie obiekt stawowy, oprócz wód Młynówki, ma kilka naturalnych źródeł wybijających z dna stawów, co wpływa na częsty spust wód produkcyjnych w innych okresach roku. Zgodnie z pozwoleniem wodnoprawnym przepływ nienaruszalny w Młynówce wynosi nie mniej niż  $0,065 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  [Decyzja 2004].

W stawach produkuje się metodą ekstensywną karpia (z żywieniem naturalnymi paszami) oraz ryby dodatkowe, takie jak: karaś, lin, szczupak, przy czym wydajność z 1 ha lustra wody nie przekracza  $800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Od 2013 r. największy staw został dopuszczony jako łowisko wędkarskie. Wody poprodukcyjne, ze względu na krótki odcinek pomiędzy miejscem zrzutu a wpływem ciek (ok. 300 m) do jeziora Klasztorne Górne, są istotnym źródłem zanieczyszczeń tego akwenu, wykorzystywanego rekreacyjnie przez mieszkańców gminy Strzelce Krajeńskie [ŁOPATA i in. 2015].

Gospodarka wodno-ściekowa w gminie Strzelce Krajeńskie jest uregulowana i nie ma wpływu na jakość wód Młynówki [ŁOPATA i in. 2015]. Na badanym odcinku ciek występują mało cenne ryby cierniowate: ciernik (*Gasterosteus aculeatus* L.) i cierniczek (*Pungitius pungitius* L.) oraz sporadycznie w punktach zlokalizowanych w okolicy stawów hodowlanych stwierdza się karpia (*Cyprinus carpio* L.), okonia (*Perca fluviatilis* L.) i słonecznicę (*Leucaspius delineatus* Heckel.) [CZERNIEJEWSKI, CZERNIAWSKI 2008].

Badania wody rzeki Młynówki prowadzono w jej górnym biegu, od źródła do ujścia do jeziora Klasztorne Górne na czterech stanowiskach kontrolnych (rys. 1).

**Stanowisko S1** – zlokalizowane było 780 m od źródeł rzeki Młynówki (współrzędne geograficzne:  $15^{\circ}30'45,5''\text{N}$ ;  $52^{\circ}54'7,5''\text{E}$ ). W miejscu poboru próbek wody szerokość ciek wynosi 1,2 m, a średnia głębokość 0,15 m. Dno bez większych przegłębień pokryte jest mułem (90%) i piaskiem (10%). Brzeg porośnięty jest wy-



Rys. 1. Lokalizacja punktów poboru próbek wody (S1, S2, S3, S4) górnego odcinka rzeki Młynówki; źródło: opracowanie własne

Fig. 1. Location of the sampling sites (S1, S2, S3, S4) in the upper section of the Młynówka River; source: own elaboration

spowo rzepichą ziemnowodną (*Rorippa amphibia* L.) oraz liniowo tatarakiem (*Acorus calamus* L.) i trzcina pospolitą (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud).

**Stanowisko S2** – znajdowało się 1350 m w dół cieku (współrzędne geograficzne: 15°31'30,2" N; 52°53'37,4" E) od stanowiska S1. W tym miejscu Młynówka stanowi rów opaskowy stawów karpowych. Szerokość w miejscu poboru prób wynosi 1,8 m, a głębokość 0,25 m. Dno, bez większych przegłębień pokrywa muł (90% udziału) oraz piasek (10%). Roślinność wodna porasta pasmowo wzdłuż obu brzołów cieku (głównie: trzcina pospolita; pałka wąskolistna (*Typha angustifolia* L.)).

**Stanowisko S3** – zlokalizowane było bezpośrednio za mniczem stawów karpowych, którym odprowadzane są wody poprodukcyjne z obiektu hodowli ryb (współrzędne geograficzne: 15°31'28,0" N; 52°53'35,7" E). Średnica rury odprowadzającej wodę ze stawów hodowlanych wynosi 1 m. W okresie prowadzonych badań wodę z tego stanowiska pobrano w październiku, listopadzie i w grudniu 2016 r. (tylko w tym okresie była spuszczana woda ze stawów).

**Stanowisko S4** – zlokalizowane było 50 m poniżej kanału, którym odprowadzana jest woda ze stawów hodowlanych z usytuowanym stanowiskiem S3 (współrzędne geograficzne: 15°31'27,7" N; 52°53'34,8" E). Szerokość cieku w miejscu poboru prób wynosi 3,6 m, głębokość 0,5 m. Dno jest wyrównane, bez przegłębień i pokryte mułem o miąższości 1,2 m. Wśród roślinności wyróżnia się rzęsa drobna (*Lemna minor* L.).

Według niepublikowanych danych Zarządu Melioracji w Strzelcach Krajeńskich, przepływ wody w rejonie stanowiska S1 waha się w granicach  $6,25\text{--}11,5\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , a przepływ średnioroczny wynosi  $9,8\pm 2,5\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Natomiast na stanowisku S2 średnioroczny przepływ wynosi  $15,3\pm 3,55\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , a na stanowisku S4 wzrasta do  $34,86\pm 9,4\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Na stanowisku S3 przepływ wody uzależniony jest od spuszczenia wody ze stawów hodowlanych, główne zrzuty wody odbywają się w okresie jesiennym – wówczas przepływ przekracza  $26\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$ .

## MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania prowadzono w okresie od 15 czerwca 2016 r. do 15 stycznia 2017 r. Próbkę pobierano co 30 dni z warstwy powierzchniowej, w centralnej części każdego stanowiska badawczego. Bezpośrednio w terenie mierzono temperaturę wody, pH oraz konduktancję za pomocą wielofunkcyjnego przyrządu CX-105 firmy Elmetron (Zabrze, Polska).

Oznaczanie wskaźników hydrochemicznych wykonano zgodnie z metodykami zalecanymi przez APHA [1999]. Tlen rozpuszczony w wodzie (ang. DO – dissolved oxygen) oznaczano metodą Winklera, a procentowe natlenienie wyliczano z zastosowaniem tablicy Foxa. Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT<sub>5</sub>, ang. BOD<sub>5</sub> – biological oxygen demand) oznaczano po pięciodobowej inkubacji próbek. Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT<sub>Cr</sub>, ang. COD<sub>Cr</sub> – chemical oxygen demand) oznaczano metodą dwuchromianową. Metodami miareczkowymi oznaczano zasadowość ogólną (za pomocą 0,1 N HCl wobec metyloranżu); twardość ogólną (ang. TH – total hardness) oznaczano kompleksometrycznie (za pomocą 0,025N EDTA wobec czerni eriochromowej); jony chlorkowe oznaczano argentometryczną metodą Mohra; jony Ca<sup>2+</sup> i Mg<sup>2+</sup> oznaczano kompleksometrycznie wobec czerni eriochromowej i mureksydu. Zawiesinę ogólną (ang. TSS – total suspended solids) oznaczano metodą wagową z zastosowaniem glass fiber filter GA-55 ADVANTEC (Japonia). Pozostałe wskaźniki oznaczano metodami kolorymetrycznymi z zastosowaniem spektrofotometru UV-VIS Spectroquant Pharo 300 firmy Merck (Niemcy). Mierzono absorbancję przy zalecanych długościach fal ( $\lambda$ ). Siarczany (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) oznaczono turbidymetrycznie z BaCl<sub>2</sub> ( $\lambda = 420\text{ nm}$ ). Żelazo oznaczano z fenantroliną ( $\lambda = 510\text{ nm}$ ). Chlorofil *a* oznaczano po ekstrakcji acetonem ( $\lambda = 665\text{ nm}$ ). Azot amonowy (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) oznaczano metodą indofenolową ( $\lambda = 640\text{ nm}$ ). Azot azotanowy(III) (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) oznaczano z sulfanilamidem ( $\lambda = 543\text{ nm}$ ). 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 (ang. TN – total nitrogen) oznaczano jak azot azotanowy(V) po wcześniejszej mineralizacji nadsiarczanem potasu. Całkowity azot organiczny (ang. TON – total organic nitrogen) wyliczano z różnicy: TN – (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Całkowity fosfor reagujący (ang. TRP – total reactive phosphorus) oznaczano metodą z molibdenianem amonu i kwasem askor-

binowym ( $\lambda = 882$  nm). Fosfor całkowity (ang. TP – total phosphorus) oznaczano jak TRP po wcześniejszej mineralizacji nadsiarczanem potasu. Całkowity fosfor organiczny (ang. TOP – total organic phosphorus) wyliczano z różnicy TP – TRP.

Wyniki badań poddano analizie statystycznej z wykorzystaniem programu Statistica 12.1 (StatSoft Inc.). Współzależności oznaczanych wskaźników wyznaczano za pomocą korelacji liniowej Pearsona ( $r$ ). Do wykazania istotności różnic pomiędzy stanowiskami kontrolnymi zastosowano analizę wariancji ANOVA oraz test post hoc Newmana–Kuelsa. Poziom istotności testów statystycznych wynosił 0,05.

## WYNIKI I Dyskusja

### WARUNKI HYDROCHEMICZNE

Średnia temperatura wody w rzece Młynówce nie przekraczała 10,0°C, a zmienność sezonowa tego parametru (rys. 2, tab. 1) była charakterystyczna dla wód powierzchniowych strefy klimatu umiarkowanego [MARSZELEWSKI, PIUS 2016; WETZEL 2001].

Wykazano typową dla rzek zmienność temperatury wraz z biegiem w poszczególnych sezonach termicznych. Latem temperatura wody zwiększała się z biegiem rzeki (z 16,2°C na stanowisku S1 do 21,9°C na stanowisku S4), a zimą malała od 3,1°C do 2,7°C (odpowiednio stanowiska 1 i 4) (rys. 3).

Analiza wariancji wykazała brak różnic statystycznie istotnych pomiędzy średnią temperaturą wody na stanowiskach badawczych (tab. 1).

Odczyn wody na badanych stanowiskach był lekko zasadowy, średnie pH było w przedziale 7,5–7,7 (tab. 1). Najwyższe pH odnotowane latem (pH = 7,93 na stanowiskach S2 i S4) oraz proporcjonalna zależność z chlorofilem  $a$  ( $r = 0,40$ ) pozwalają wnioskować, że odczyn wody modyfikowany był procesami fotosyntezy, analogicznie jak np. w wodach rzeki Ina [NĘDZAREK i in. 2015a].

Generalnie woda była zasobna w tlen rozpuszczony, stężenie DO zawierało się w przedziale 7,4–9,1 mg O<sub>2</sub> dm<sup>-3</sup>, a natlenienie 67,6–76,7% O<sub>2</sub> (tab. 1). W sezonie zimowym odnotowano obniżoną zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie. W styczniu stężenie DO wynosiło: 2,6; 2,0 i 5,2 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup> (rys. 3), a natlenienie 19,4; 15,0 i 38,8% O<sub>2</sub> (odpowiednio na stanowiskach S1, S2 i S3). Wskaźniki te były proporcjonalnie zależne od temperatury wody, dla DO zależność miała słabą siłę oddziaływania ( $r = 0,32$ ), a natlenienie było istotnie skorelowane ( $r = 0,61$ ) (rys. 4).

Jednocześnie słabe skorelowanie z BZT<sub>5</sub> ( $r = 0,34$  dla DO i  $r = 0,36$  dla natlenienia) oraz chlorofilem  $a$  ( $r = 0,28$  dla DO i  $r = 0,37$  dla natlenienia) pozwalają wnioskować, że warunki tlenowe kształtowane były zarówno przez dyfuzję oraz asymilację/dysymilację, a żaden z tych procesów nie przeważał.

Zawartość materii organicznej (BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Cr</sub>, chlorofil  $a$ ) była bardzo zmienna, jednocześnie wskaźniki te istotnie różnicowały stanowiska badawcze (tab. 1).

**Tabela 1.** Wartości średnie oraz odchylenie standardowe (SD) oznaczonych wskaźników hydrochemicznych w wodzie stanowisk badawczych (S1, S2, S3, S4) zlokalizowanych na rzece Młynówka

**Table 1.** Mean values and standard deviation (SD) of the hydrochemical indices in the water in the sampling sites (S1, S2, S3, S4) in the Młynówka River

Miejsce poboru próbek Sampling site	n	Temperatura Temperature		pH	DO		% O <sub>2</sub>	BZT <sub>5</sub> BOD <sub>5</sub>	ChZT <sub>Cr</sub> COD <sub>Cr</sub>	Chlorofil <i>a</i> Chlorophyll <i>a</i>	TSS						
		°C	mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>		mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	mg·m <sup>-3</sup>											
S1	6	8,7±4,8 a	8,00±3,4 a	7,5±0,2 a	68,4±29,0 a	3,8±2,0 a	8,4±2,1 a	3,7±2,3 a	14,3±5,6 a								
S2	6	9,8±6,4 a	7,4±3,2 a	7,5±0,2 a	67,6±35,6 a	5,8±2,3 ab	20,0±10,9 ab	21,3±16,9 a	90,7±92,8 a								
S3	3	7,2±0,8 a	9,1±2,6 a	7,7±0,2 a	75,4±22,1 a	9,5±1,8 bc	73,9±21,0 c	94,1±17,0 c	116,7±73,1 a								
S4	6	10,0±6,6 a	8,5±2,4 a	7,7±0,2 a	76,7±28,7 a	7,4±2,8 ab	40,5±12,9b	57,5±27,1 b	121,7±85,1 a								
n		N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		TON		TN		TRP		TOP		TP	
		mg N·dm <sup>-3</sup>		mg N·dm <sup>-3</sup>		mg N·dm <sup>-3</sup>		mg P·dm <sup>-3</sup>		mg P·dm <sup>-3</sup>		mg P·dm <sup>-3</sup>		mg P·dm <sup>-3</sup>		mg P·dm <sup>-3</sup>	
		0,042±0,021 a	0,101±0,088 a	0,265±0,128 b	0,124±0,056 ab	0,430±0,223 a	0,617±0,243 a	0,097±0,044 a	0,316±0,210 a	0,413±0,210 a							
		0,134±0,082 a	0,121±0,053 ab	0,536±0,136 c	0,402±0,149 a	0,881±0,328 a	1,100±0,254 a	0,073±0,030 a	0,420±0,187 a	0,494±0,198 a							
		0,130±0,022 a	0,126±0,095 ab	0,220±0,107 b	0,840±0,277 a	0,313±0,146 a	0,840±0,277 a	0,070±0,013 a	0,380±0,108 a	0,451±0,114 a							
0,093±0,065 a						0,069±0,020 a	0,506±0,218 a	0,575±0,216 a									
n		Konduktancja Conductivity		Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	TH	Zasadowość Alkalinity		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Fe						
		μS·cm <sup>-1</sup>					mg CaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>					mg·dm <sup>-3</sup>					
		643,5±54,0 a	56,8±5,4 b	55,5±12,0 a	312,6±28,1 b	149,1±11,4 b	37,8±6,1 a	0,029±0,010 a									
		554,8±69,2 a	48,8±4,6 a	59,5±18,9 a	250,8±45,9 a	137,6±20,6 b	31,7±8,5 a	0,024±0,006 a									
		521,7±31,5 a	46,2±2,9 a	75,7±41,5 a	233,8±26,3 a	93,2±28,9 a	39,6±18,2 a	0,022±0,011 a									
526,5±79,8 a	52,3±3,2 ab	56,6±24,9 a	228,8±39,0 a	114,6±25,0 ab	33,8±8,9 a	0,021±0,009 a											

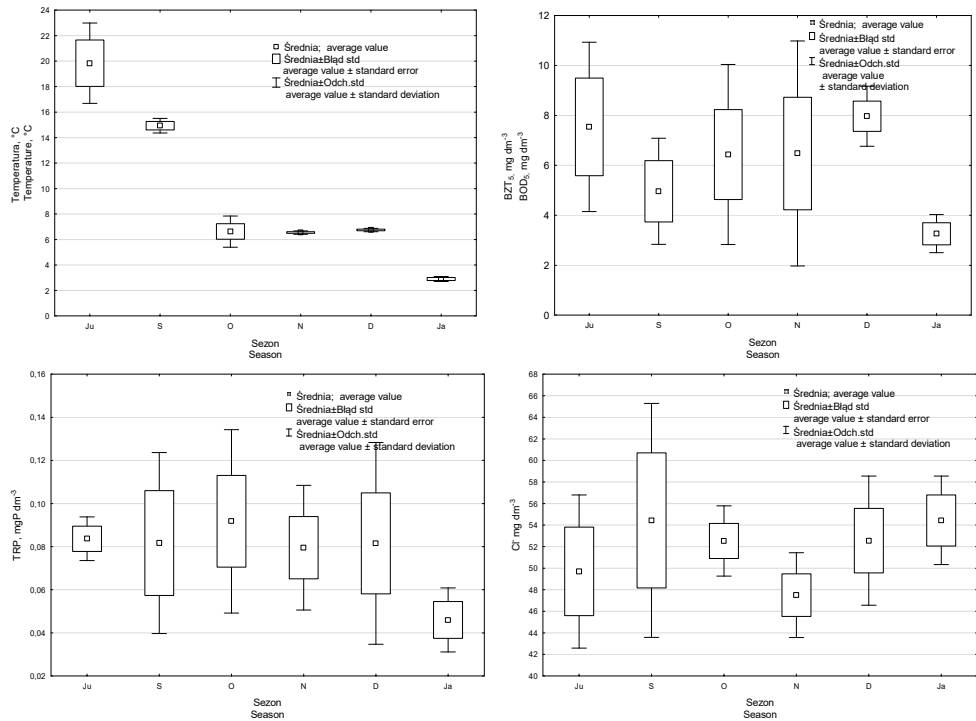
Analiza wariancji ANOVA  $p < 0,05$ ; wartości oznaczone takimi samymi indeksami (małe litery) nie różnią się istotnie na poziomie  $p < 0,05$  (test post hoc Newman-Kuels).

Variance analysis ANOVA  $p < 0,05$ ; values marked with different letters differ significantly at  $p < 0,05$  (Newman-Kuels post-hoc test).

Objasnienia : DO = tlen rozpuszczony w wodzie; BZT<sub>5</sub> = biochemiczne zapotrzebowanie na tlen; ChZT<sub>Cr</sub> = chemiczne zapotrzebowanie na tlen; TSS = zawiesina ogólna; TON = całkowity azot organiczny; TN = azot całkowity; TRP = całkowity fosfor organiczny; TOP = fosfor całkowity; TP = twardość ogólna.

Explanations: DO = dissolved oxygen; BOD<sub>5</sub> = biological oxygen demand; COD<sub>Cr</sub> = chemical oxygen demand; TSS = total suspended solids; TON = total organic nitrogen; TN = total nitrogen; TRP = total reactive phosphorus; TOP = total organic phosphorus; TP = total phosphorus; TH = total hardness.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

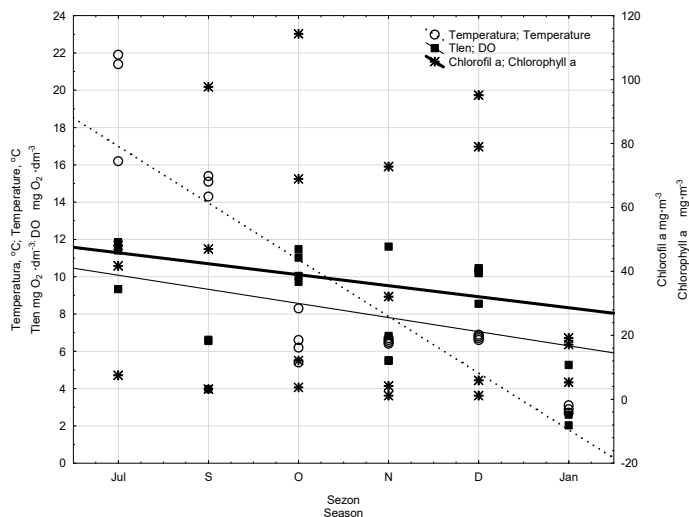


Rys. 2. Zmienność sezonowa temperatury wody, biochemicznego zapotrzebowania na tlen (BZT<sub>5</sub>), całkowitego fosforu reagującego (TRP) i jonów chlorkowych (Cl<sup>-</sup>); Ju = lipiec, S = wrzesień, O = październik, N = listopad, D = grudzień, Ja = styczeń; źródło: wyniki własne

Fig. 2. Seasonal variability temperature of water, biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), total reactive phosphorus (TRP) and chloride ions (Cl<sup>-</sup>); Ju = July, S = September, O = October, N = November, D = December, Ja = January; source: own study

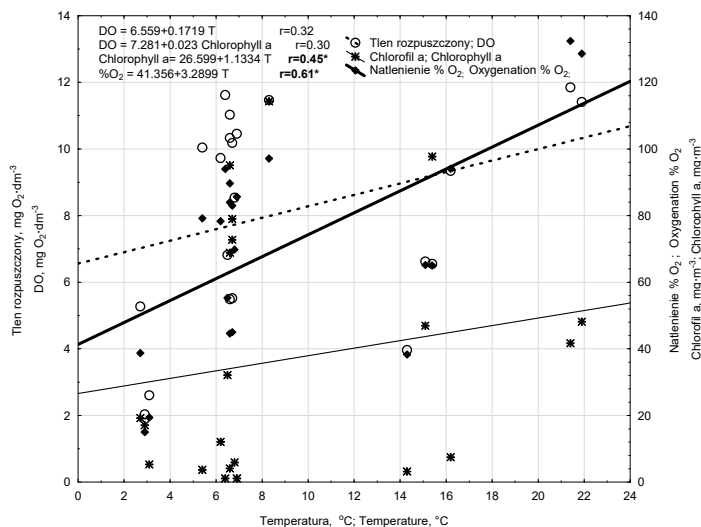
Dla BZT<sub>5</sub> wartości średnie zawierały się w przedziale 3,8–9,5 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, dla ChZT<sub>Cr</sub> 8,4–73,9 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, a dla chlorofilu *a* w przedziale 3,7–94,1 mg·m<sup>-3</sup> (tab. 1). Najmniejsze stężenia tych wskaźników notowano na stanowisku S1, a najwyższe na stanowisku S3. BOD<sub>5</sub> istotnie różnicował stanowiska S1 i S3, a ChZT<sub>Cr</sub> istotnie zróżnicowany był pomiędzy stanowiskami S1/S3, S1/S4, S2/S3 oraz S3/S4. Natomiast chlorofil *a* nie różnicował jedynie stanowisk S1 i S2 (tab. 1). Ogólna tendencja zmian sezonowych (zaprezentowana na rysunku 2. na przykładzie BZT<sub>5</sub>) charakteryzowała się spadkiem zawartości materii organicznej pomiędzy lipcem a wrześniem, następnie wzrostem pomiędzy październikiem i grudniem, i kolejnym obniżeniem wartości w styczniu. Wykazana tendencja wzrostu stężeń tych wskaźników wraz z biegiem rzeki oraz istotna korelacja BZT<sub>5</sub> i ChZT<sub>Cr</sub> z chlorofilem *a* ( $r = 0,65$  i  $r = 0,77$ , odpowiednio) oraz istotne skorelowanie chlorofilu *a* z temperaturą wody ( $r = 0,45$ ) (rys. 4) pozwalają wnioskować, że materia organiczna była w znacznym stopniu autochtoniczna.





Rys. 3. Trendy zmienności sezonowej temperatury wody, tlenu rozpuszczonego w wodzie (DO) i chlorofilu *a*; Jul = lipiec, S = wrzesień, O = październik, N = listopad, D = grudzień, Jan = styczeń; źródło: wyniki własne

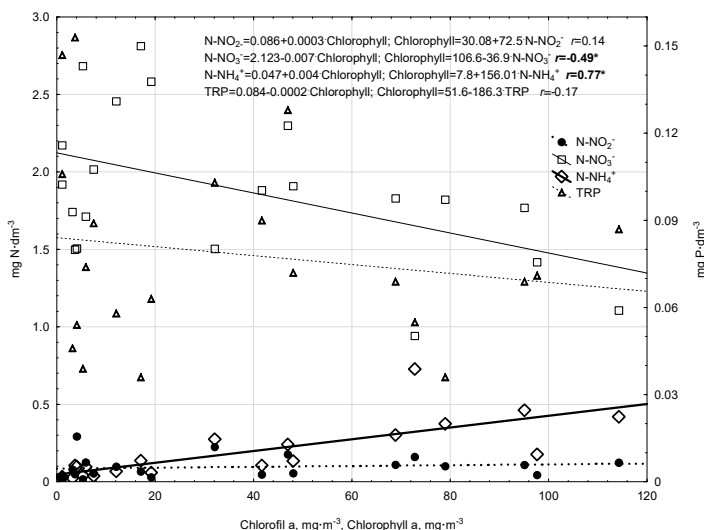
Fig. 3. Trends of seasonal variability of temperature of water dissolved oxygen (DO) and chlorophyll *a*; Jul = July, S = September, O = October, N = November, D = December, Jan = January; source: own study



Rys. 4. Zależności liniowe tlenu rozpuszczonego w wodzie (DO), natlenienia oraz chlorofilu *a* od temperatury oraz równania regresji;  $r$  = współczynnik korelacji Pearsona, \* korelacja istotna statystycznie; źródło: wyniki własne

Fig. 4. Linear relationships between dissolved oxygen (DO), oxygenation and chlorophyll *a* and temperature and regression equations;  $r$  = Pearson correlation coefficient, \* statistically significant correlation; source: own study

Za RABALAIS [2002] oraz MEYBECK [1982] badany odcinek rzeki Młynówki należy uznać za zasobny w pierwiastki biogeniczne. Średnie stężenie azotu nieorganicznego wynosiło  $2,166 \text{ mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$ , a fosforu reagującego  $0,078 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ , wartości te są odpowiednio 18 i 7,8 razy wyższe od koncentracji notowanych w wodach nie poddanych antropopresji [MEYBECK 1982]. Formy azotu nieorganicznego można uszeregować następująco:  $\text{N-NO}_3^- > \text{N-NH}_4^+ > \text{N-NO}_2^-$ , a średnie stężenia wynosiły odpowiednio 1,884; 0,187 i  $0,095 \text{ mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Azot azotanowy był istotnie skorelowany z chlorofilem *a* ( $r = -0,49$ ), natomiast TRP nie ( $r = -0,17$ ) (rys. 5).



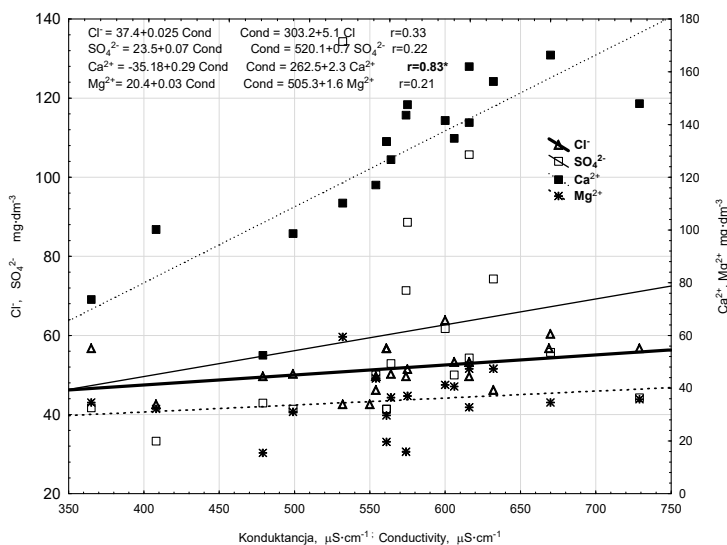
Rys. 5. Równania regresji dla współzależności liniowej chlorofilu *a* oraz nieorganicznych form azotu i całkowitego fosforu reagującego (TRP);  $r$  = współczynnik korelacji Pearsona, \* korelacja istotna statystycznie; źródło: wyniki własne

Fig. 5. Regression equations for linear relationship of chlorophyll *a* and inorganic forms of nitrogen and total reactive phosphorus (TRP);  $r$  = Pearson correlation coefficient, \* statistically significant correlation; source: own study

Te formy N i P są pobierane przez autotrofy, dlatego w ekosystemach niepoddanych nadmiernej antropopresji obserwuje się ich minimalne koncentracje w szczycie produkcji pierwotnej [SCHINDLER 2006]. W naszych badaniach koncentracja azotu azotanowego utrzymywała się na wysokim poziomie przez cały okres prowadzonych badań, bez wyraźnego obniżenia w sezonie letnim, natomiast stężenie TRP latem nie różniło się istotnie od stężeń w kolejnych sezonach (dopiero w styczniu stężenie TRP obniżyło się do ok.  $0,04 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) (rys. 2). Wobec powyższego, można wnioskować, że azot azotanowy ( $\text{N-NO}_3^-$ ) nie limitował produkcji pierwotnej. Takim czynnikiem mógł być natomiast TRP, na co wskazuje wyznaczony stosunek N:P wynoszący średnio 7:4. Badana rzeka zasobna była

w azot organiczny (średnie stężenie  $0,644 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) oraz w azot amonowy (istotnie skorelowany z chlorofilem *a*,  $r = 0,77$  – rys. 5). Te formy azotu mogły być dla autotrofów wewnętrznym źródłem azotu nieorganicznego powstającego w procesach amonifikacji, a następnie nityfikacji. Azot amonowy był istotnie skorelowany z BZT<sub>5</sub> ( $r = 0,82$ ) oraz proporcjonalnie współzależny z azotem organicznym ( $r = 0,22$ ) i azotem azotynowym ( $r = 0,37$ ). Natomiast azot azotanowy był ujemnie współzależny z BZT<sub>5</sub> ( $r = -0,51$ ), azotem azotynowym ( $r = -0,44$ ) i azotem amonowym ( $r = -0,58$ ), zależności te były istotne statystycznie.

Stężenia jonów głównych były zbliżone do stężeń notowanych w innych rzekach Polski [JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK i in. 2006; NĘDZAREK i in. 2015a; SKORBIŁOWICZ, OFMAN 2015]. Z jonów głównych średnie stężenie siarczanów było nieznacznie większe od średniego stężenia jonów chlorkowych (odpowiednio  $60,3$  i  $51,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ), natomiast stężenie wapnia było ponad 3-krotnie większe od stężenia magnezu (odpowiednio  $127$  i  $35 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Jony główne pozytywnie wpływały na konduktancję, ale wapń można uznać za najważniejszy czynnik ją kształtujący (istotna korelacja  $\text{Ca}^{2+}$  z konduktancją  $r = 0,83$  – rys. 6).



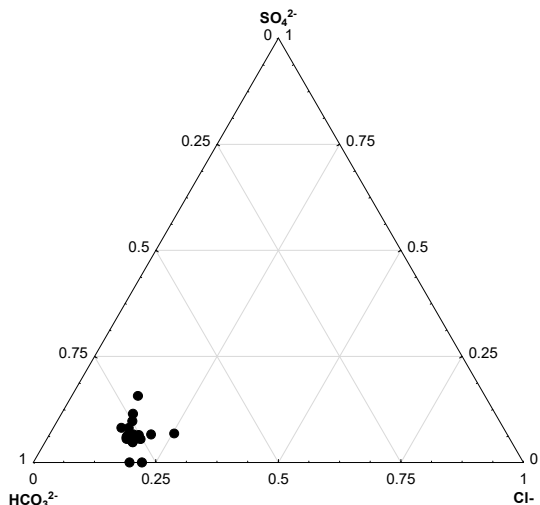
Rys. 6. Współzależności liniowe konduktancji i jonów głównych oraz równania regresji;  $r$  = współczynnik korelacji Pearsona, \* korelacja istotna statystycznie; źródło: wyniki własne

Fig. 6. Linear relationships of conductance and main ions and regression equations;  $r$  = Pearson correlation coefficient, \* statistically significant correlation; source: own study

Wody rzeki Młynówki można uznać za wodorowęglanowo-siarczanowe, wykres zawartości anionów przebiegał bowiem wyłącznie wzdłuż linii  $\text{HCO}_3^- - \text{SO}_4^{2-}$  (rys. 7).

Rys. 7. Diagram trójkątny jonów głównych (w molach); źródło: wyniki własne

Fig. 7. Triangular diagram of main anions (in mole percent); source: own study



Mogła na to wpływać budowa geologiczna jej zlewni, złożona głównie z utworów polodowcowych i aluwialnych oraz materiału osadów dennych (dno rzeki jest piaszczysto-muliste). Dla porównania, wody rzeki wiejskiej Horodnianki płynącej przez pola, łąki, pastwiska, stawy hodowlane i zabudowę podmiejską należały do wodorowęglanowo-wapniowego typu hydrochemicznego [JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK i in. 2006], zaś strumienie w morskiej Antarktyce płynące przez obszary zbudowane ze skał bazaltowych zaliczane są do wodorowęglanowo-chlorkowych, aniony zlokalizowane są bowiem wyłącznie wzdłuż linii  $\text{Cl}^- - \text{HCO}_3^-$  na diagramie trójkątnym [NĘDZAREK i in. 2015b].

Za BOLDESKUL i in. [2016] można wnioskować, że przewaga siarczanów nad jonami chlorkowymi mogła być efektem rozkładu materii organicznej w glebach próchnicznych zlewni bezpośredniej oraz materiału organicznego zdeponowanego w osadach dennych badanej rzeki. Natomiast wzrost stężenia jonów chlorkowych w sezonie zimowym (rys. 2), mógł być spowodowany dopływem z wodami opadowymi NaCl stosowanego w tym czasie do posypywania dróg [NĘDZAREK i in. 2015a]. Ze względu na stosunkowo wysoką twardość wody (średnio  $384,8 \text{ mg CO}_3^{2-} \cdot \text{dm}^{-3}$ ), stabilną alkaliczność oraz stosunkowo stałe pH można przyjąć, że woda w rzece Młynówce miała wysoką buforowość [porównaj NĘDZAREK i in. 2009] i była odporna na zakwaszenie. Jak podaje DICKSON [1983], wody tego typu mają zasadowość przekraczającą  $75,0 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$  (w naszych badaniach średnia zasadowość wynosiła  $259,7 \pm 52 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$ ).

#### OCENA JAKOŚCI WODY

Wykazany dla większości wskaźników brak istotności różnic pomiędzy stano-  
wiskami badawczymi (tab. 1) pozwala wnioskować, że skład chemiczny wody

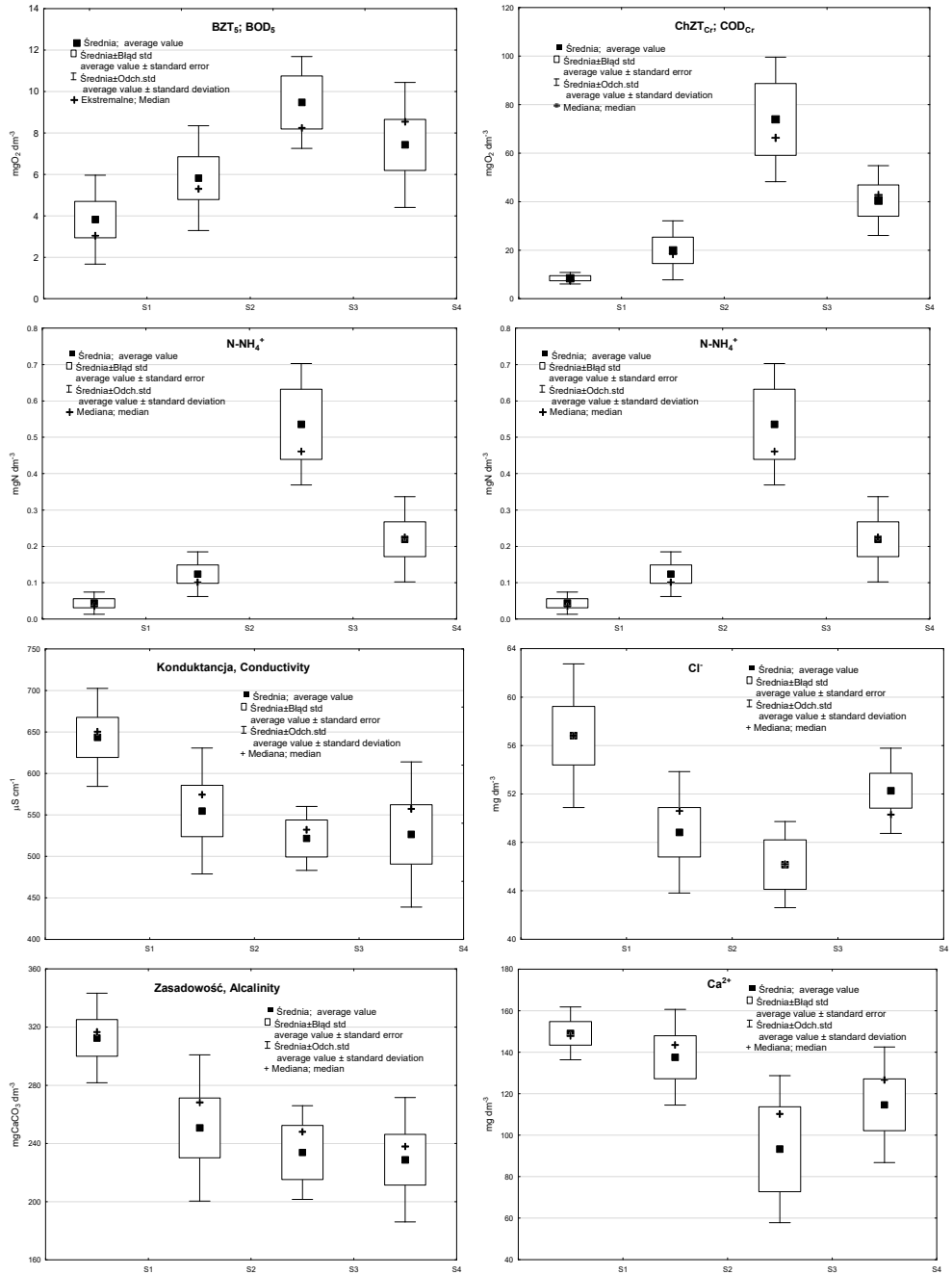
w Młynówce kształtowany był głównie przez procesy naturalne (cykl hydrologiczny i dopływ substancji mineralnych wypłukiwanych ze zlewni). Jednak odnotowane wysokie koncentracje części oznaczanych wskaźników w wodzie stanowiska S3 (tab. 1) wskazują, że warunki hydrochemiczne stanowiska S4 modyfikowane były wodą odprowadzaną ze stawów hodowlanych. Jak przedstawiono na rysunku 8., stężenia  $\text{ChZT}_{\text{Cr}}$ , chlorofilu *a* i azotu amonowego były istotnie wyższe na stanowisku S3 w porównaniu do stanowisk S2 i S4 (tab. 1).

Wody odprowadzane z systemów hodowli ryb obciążone są głównie materią organiczną, azotem amonowym oraz fosforem ogólnym. Ich źródłem są uwalniane do wody produkty przemiany materii ryb oraz niezjedzona pasza [BONISŁAWSKA i in. 2013; 2016; TEODOROWICZ 2013].

Na stanowisku S3 odnotowano największą produkcję pierwotną (największe stężenie chlorofilu *a*). Jednocześnie w porównaniu do stanowiska S2, na stanowisku S3 odnotowano istotnie mniejsze stężenie azotu azotanowego oraz brak zróżnicowania TRP (tab. 1, rys. 8). Stanowisko S3 także różniło się istotnie niższą koncentracją azotu azotanowego  $\text{N-NO}_3^-$  w stosunku do stanowiska S1. Stosunkowo stały poziom TRP (nawet przy intensywnej produkcji pierwotnej) można uzasadnić szybkimi procesami biochemicznymi zachodzącymi w ekosystemie (tab. 1). Przykładowo HINO [1989] wykazał, że różne formy fosforu organicznego uwalniane są przez fitoplankton, i w czasie kilku minut w znacznej części przekształcane do TRP na drodze hydrolizy enzymatycznej. W naszych badaniach 80% fosforu całkowitego stanowił fosfor organiczny i jego hydroliza mogła uzupełniać TRP pobierany przez autotrofy.

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. [Rozporządzenie MŚ 2011] badany odcinek rzeki Młynówki należy zaklasyfikować jako nizinna rzeka zwirowa. Ocena uzyskanych wartości wskaźników fizykochemicznych wód tego ciekup przeprowadzona zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. [Rozporządzenie MŚ 2016] wskazuje na stan tego odcinka rzeki poniżej dobrego. Z grupy 19 oznaczanych wskaźników średnie wartości trzech z nich spełniały wymogi I klasy jakości (taką klasę czystości odnotowano na wszystkich stanowiskach kontrolnych). Do tej grupy wskaźników należały: temperatura wody pH, DO. Natomiast koncentracje  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ , TN, TRP,  $\text{SO}_4^{2-}$  mieściły się w II klasie czystości. Koncentracje pozostałych 11 wskaźników w całym okresie badań i na wszystkich stanowiskach były wysokie i nie spełniały wymogów dla II klasy czystości wód (tab. 2).

Niezadawalający stan jakości wody w Młynówce notowany był już w latach wcześniejszych. Badania prowadzone przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska wykazały, że w 1998 r. zły stan sanitarny wody spowodowany był podwyższoną zawartością potasu,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ , TRP, TP i Zn oraz niską zawartością tlenu rozpuszczonego w wodzie (III klasa czystości) [WIOŚ 1999]. W naszych badaniach także odnotowaliśmy podwyższone wartości azotu amonowego TRP oraz sporadycznie obniżone stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie.



Rys. 8. Porównanie zróżnicowania stanowisk badawczych ze względu na BZT<sub>5</sub>, ChZT<sub>Cr</sub>, chlorofil *a*, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, konduktancję, Cl<sup>-</sup>, zasadowość i Ca<sup>2+</sup>; źródło: opracowanie własne

Fig. 8. Comparison of sampling sites in terms of BOD<sub>5</sub>, COD<sub>Cr</sub>, chlorophyll *a*, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, conductivity, Cl<sup>-</sup>, alkalinity i Ca<sup>2+</sup>; source: own elaboration

**Tabela 2.** Ocena jakości wody zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska... [2016]**Table 2.** Water quality assessment according to the Order of the Minister of Environment... [2016]

Wskaźniki Indicators		Rozporządzenie MŚ... [2016] Order of the Minister of Environment [2016]		Miejsce poboru próbek Sampling site			
		klasa I class I	klasa II class II	S1	S2	S3	S4
T	°C	≤22	≤24	I			
pH		7,4–8,1	6,7–8,1	I			
DO		≥5,6	≥5,3	I			
BZT <sub>5</sub> BOD <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> ·dm <sup>-3</sup>	≤3	≤4,5	II	nie spełniają wymogów klasy II above class II		
ChZTCr CODCr		≤24	≤30	I		nie spełniają wymogów klasy II above class II	
TSS	mg·dm <sup>-3</sup>	≤9,0	≤15,7	II	nie spełniają wymogów klasy II above class II		
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg N·dm <sup>-3</sup>	≤0,01	≤0,03	nie spełniają wymogów klasy II above class II			
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		≤0,7	≤2,2	I			
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		≤0,19	≤0,635	I	II		
TN		≤2,2	≤3,8	I			
TRP	mg P·dm <sup>-3</sup>	≤0,065	≤0,101	II			
TP		≤0,2	≤0,33				
Konduktancja Conductivity	μS·cm <sup>-1</sup>	≤380	≤491	nie spełniają wymogów klasy II above class II			
Cl <sup>-</sup>	mg Cl <sup>-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	≤14,4	≤18,2				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	≤28,8	≤82,5	II			
TH	mg CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ·dm <sup>-3</sup>	≤225	≤266				
Zasadowość Alkalinity	mg CaCO <sub>3</sub> ·dm <sup>-3</sup>	≤200	≤222,6	nie spełniają wymogów klasy II above class II			
Ca <sup>2+</sup>	mg Ca <sup>2+</sup> ·dm <sup>-3</sup>	≤76,5	≤78,6				
Mg <sup>2+</sup>	mg Mg <sup>2+</sup> ·dm <sup>-3</sup>	≤9,2	≤11,3				

Dla wód klasy III, IV i V wartości granicznych nie ustala się.

Standard values not established for waters of classes III, IV and V.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

(poniżej 5,3 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>, co odpowiada normatywom II klasy czystości). Pogorszone warunki tlenowe odnotowaliśmy we wrześniu 2016 r. na stanowiskach S1 i S4 (DO odpowiednio: 3,62 i 4,55 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>) oraz w styczniu 2017 r. na stanowiskach S1, S2 i S4 (DO odpowiednio 2,61; 2,03; 5,27 mg O<sub>2</sub>·dm<sup>-3</sup>).

Monitoring wód powierzchniowych prowadzony przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Zielonej Górze (zgodnie z zapisami: Ramowej dyrektywy wodnej 2000/60/WE) wykazał, że w latach 2010–2015 stan ekologiczny tej rzeki był umiarkowany [PRONIN i in. 2016]. Biorąc to pod uwagę wyniki badań porównano z normatywnymi zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych [Rozporządzenie MŚ 2002]. Z grupy normatywnych wskaźników (DO, temperatura, pH; BOD<sub>5</sub>, TSS, TP, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) wykazano podwyższone wartości BOD<sub>5</sub>, TSS, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i TP, a ich koncentracje nie spełniały wymogów nawet dla ryb karpiowatych (przykładowo wartości graniczne N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> wynoszą: dla ryb łososiowatych 0,01 mg N·dm<sup>-3</sup>, a dla ryb karpiowatych 0,03 mg N·dm<sup>-3</sup>, natomiast wartości graniczne TP wynoszą odpowiednio 0,2 i 0,4 mg P·dm<sup>-3</sup>).

## WNIOSKI

1. Zmienność temperatury wody wraz z biegiem rzeki krótkiego odcinka rzeki Młynówki była typowa dla wód lotycznych: latem temperatura rośnie a zimą maleje wraz z biegiem. Odnotowane warunki tlenowe nie powinny stwarzać zagrożenia dla biocenozy. Dyfuzja/asymilacja/dysymilacja były równoważnymi procesami kształtującymi zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie. Woda była zasobna w azot i fosfor, a produkcja pierwotna mogła być limitowana dostępnością TRP.

2. Wodorowęglanowo-siarczanowy charakter wody w rzece mógł być kształtowany przez spływ powierzchniowy z obszaru zlewni zbudowanej z utworów polodowcowych i aluwialnych oraz przez przemiany geochemiczne piaszczysto-mulistych osadów dennych. Jednocześnie rozkład materii organicznej zdeponowanej w osadach dennych oraz w zlewni bezpośredniej mógł wpływać na większe stężenie siarczanów w stosunku do jonów chlorkowych.

3. Zgodnie z obowiązującym prawodawstwem, stan wody tego odcinka rzeki należy ocenić jako poniżej dobrego. Wody tego ciekłu na badanym odcinku nie spełniają wymogów do bytowania ryb karpiowatych w warunkach naturalnych.

4. Odprowadzanie wód poprodukcyjnych ze stawów hodowlanych należy uznać za jeden z czynników istotnie wpływających na jakość wody górnego odcinka rzeki Młynówka.

## BIBLIOGRAFIA

- AMIRKOLAIE A.K. 2011. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. *Reviews in Aquaculture*. Vol. 3. Iss. 1 s. 19–26. DOI 10.1111/j.1753-5131.2010.01040.x.
- APHA 1999. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20<sup>th</sup> ed. Washington D.C. American Public Health Association. ISBN 978-0875532356 ss. 1325.



- ANGYAL Z., SARKOZI E., GOMBAS A., KARDOS L. 2016. Effects of land use on chemical water quality of Tyree small streams in Budapest. *Open Geosciences*. Vol. 8 s. 133–142.
- BARTNIK A., MONIEWSKI P. 2016. Changes in water quality of a small urban river triggered by deep drainage of a construction site. *Journal of Water and Land Development*. No. 31 s. 11–22. DOI 10.1515/jwld-2016-0032.
- BOLDESKUL A.G., SHAMOV V.V., GARTSMAN B.I., KOZHEVNIKOVA N.K., GUBAREVA T.S., LUTSHENKO T.N. 2016. Chemical composition of geographical types of the small River basin waters (Central Sikhote-Alin Mountins Pacific Asia). *Water Resources*. No. 43. Iss. 1 s. 145–157.
- BONISŁAWSKA M., TAŃSKI A., MOKRZYCKA M., BRYŚIEWICZ A., NĘDZAREK A., TÓRZ A. 2013. The effect of effluents from rainbow trout ponds on water quality in the Gowienica River. *Journal Water of Land Development*. No. 19 s. 3–11. DOI 10.2478/jwld-2013-0012.
- BONISŁAWSKA M., NĘDZAREK A., RYBCZYK A., ŻUK B., TÓRZ A., SOCHA M., TAŃSKI A., GRONOWSKI S., PENDER R. 2016. Wpływ hodowli materiału zarybieniowego na jakość wody poprodukcyjnej odprowadzanej do środowiska [The effect of stocking fish production on the quality of water discharged from the hatchery]. *Inżynieria Ekologiczna*. Vol. 49 s. 143–150. DOI 10.12912/23920629/64514.
- BOYD C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*. Vol. 226. Iss. 1–4 s. 101–112. DOI:10.1016/S0044-8486(03)00471-X.
- CZERNIEJEWSKI P., CZERNAWSKI R. 2008. Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzanych biogenów w zanętach na przykładzie niewielkiego jeziora Północno Zachodniej Polski [Analysis of the intensity of angling pressure and the amount of nutrients in groundbaits introduced on the example of a small lake in Northwest Poland]. *Analiz i Prognozowanie System Uprawnienia, Trudy IX Międzynarodowej naučno-praktycznej konferencji młodych uczonych, studentów i aspirantów Sankt Petersburg*. Izdatel'stvo PGUPS s. 27–35.
- DAVIDSON J., GOOD C., BARROWS F.T., WELSH C., KENNEY P.B., SUMMERFELT S.T. 2013. Comparing the effects of feeding a grain- or a fish meal-based diet on water quality waste production and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance within low exchange water recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*. Vol. 52 s. 45–57. DOI 10.1016/j.aquaeng.2012.08.001.
- Decyzja 2004. Pozwolenie wodnoprawne udzielone Zdzisławowi Szylarowi przez Starostę Strzelecko-Drezdeneckiego [Water permit granted Zdzisławowi Szylarowi by Starosta Strzelecko-Drezdenecki]. 29.04.2004 r. Strzelce Krajeńskie. ŚB.U.S6223/IV-4/10/4.
- DICKSON W. 1983. Water acidification – effects and countermeasures. In: *Ecological Effects of Acid Deposition*. National Swedish Environmental Protection Board Report PM s. 267–273.
- HINO S. 1989. Characterization of orthophosphate release from dissolved organic phosphorus by gel filtration and several hydrolytic enzymes. *Hydrobiologia*. Vol. 174. Iss. 1 s. 49–55.
- JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., ZIELIŃSKI P., GÓRNIAK A. 2006. Stopień degradacji rzeki wiejskiej w bezpośrednim sąsiedztwie Białegostoku [Degradation of a rural river in close vicinity of Białystok]. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 6. Z. 2 (18) s. 143–153.
- ŁOPATA M., CZERNAWSKI R., CZERNIEJEWSKI P., WIŚNIEWSKI G. 2015. Możliwości wykorzystania modułów filtracyjnych do oczyszczania dopływów powierzchniowych jezior na przykładzie cieku Młynówka w Strzelcach Krajeńskich. W: *Ochrona i rekultywacja jezior [The possibility of using the filter modules for the treatment of surface tributaries of lakes. A study of watercourse Młynówka in Strzelce Karjeńskie*. In: *Lake protection and restoration*]. Red. R. Wiśniewski. Toruń. PZLiTS s. 93–104.
- MARSZELEWSKI W., PIUS B. 2016. Long-term changes in temperature of river waters in the transitional zone of the temperate climate: a case study of Polish rivers. *Hydrological Sciences Journal*. Vol. 61(8) s. 1430–1442.

- MEYBECK M. 1982. Carbon nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*. Vol. 282 s. 401–450.
- NĘDZAREK A., TÓRZ A., DROST A. 2014. Selected elements in surface waters of Antarctica and their relations with the natural environment. *Polar Research*. Vol. 33. Iss. 1. DOI 10.3402/polar.v33.21417.
- NĘDZAREK A., BONISŁAWSKA M., TÓRZ A., GAJEK A., SOCHA M., HARASIMIUK F.B. 2015a. Water quality in the central reach of the Ina River (West Pomerania Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol. 24. No. 1 s. 207–214. DOI 10.15244/pjoes/26971.
- NĘDZAREK A., TÓRZ A., PODLASIŃSKA J. 2015b. Ionic composition of terrestrial surface waters in Maritime Antarctic and the processes involved in formation. *Antarctic Science*. No. 27(2) s. 150–161. DOI 10.1017/S0954102014000522.
- NĘDZAREK A., TÓRZ A., STEPANOWSKA K. 2009. The influence of intensive fish nutrition on the quality of cooling waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 383 s. 51–59. DOI 10.2478/v10009-009-0031-7.
- NOOTONG K., NURIT S., POWTONGSOOK S. 2012. Control of inorganic nitrogen and suspended solids concentrations in a land-based recirculating aquaculture system. *Engineering Journal*. Vol. 17. Iss. 1 s. 49–59. DOI 10.4186/ej.2013.17.1.49.
- BOLEWSKI K. 2011. Composition and density of plant-associated invertebrates in relation to environmental gradients and hydrological connectivity of wetlands. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 40. Iss. 4 s. 52–63.
- PIEDRAHITA R.H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*. Vol. 226. Iss. 1–4 s. 35–44. DOI 10.1016/S0044-8486(03)00465-4.
- PRONIN E., MASŁOWSKA M., SUSEK P. 2016. Rzeki. W: Stan środowiska w województwie lubuskim w latach 2013–2015 [Rivers. In: Report on environmental status in Lubuskie Province in the years 2013–2015]. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Zielona Góra. WIOŚ s. 73–100. [Dostęp 25.11.2016]. Dostępny w Internecie: [http://www.zgora.pios.gov.pl/wp-content/uploads/2016/11/Raport\\_2016-www-18012017.pdf](http://www.zgora.pios.gov.pl/wp-content/uploads/2016/11/Raport_2016-www-18012017.pdf)
- RABALAIS N.N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*. Vol. 31. Iss. 2 s. 102–112. DOI 10.1579/0044-7447-31.2.102.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 4 października 2002 r. w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać wody śródlądowe będące środowiskiem życia ryb w warunkach naturalnych [Order of the Minister of Environment of 4th. October 2002 on requirements that should be fulfilled in inland waters being natural fish habitats]. *Dz.U.* 2002. Nr 176 poz. 1455.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [Order of the Minister of Environment of 9th November 2011 on classification of uniform parts of surface waters and on environmental quality standards for priority substances]. *Dz.U.* 2011. Nr 257 poz. 1545.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych [Order of the Minister of Environment of 21 July 2016 on classification of uniform parts of surface waters and on environmental quality standards for priority substances]. *Dz.U.* 2016. poz. 1187.
- SCHINDLER D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*. Vol. 51. Iss. 1(2) s. 356–363. DOI 10.4319/lo.2006.51.1\_part\_2.0356.

- SKORBIŁOWICZ M., OFMAN P. 2015. Changes in specific loads of mineral components outflowing from catchment area of river Supraśl in 2001–2009. *Journal of Ecological Engineering*. Vol. 16. Iss. 1 s. 135–140. DOI 10.12911/22998993/598.
- TEODOROWICZ M. 2013. Surface water quality and intensive fish culture. *Archives of Polish Fisheries*. Vol. 21. Iss. 2 s. 65–111. DOI 10.2478/aopf-2013-0007.
- WETZEL R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press San Diego. Elsevier Science. ISBN 978-01-274-4760-5 ss. 1006.
- WIOŚ 1999. Informacja o stanie środowiska w powiecie strzelecko-dreźnieńskim [Information on environmental status in strzelecko-dreźnieński county]. Gorzów Wlkp. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Zielonej Górze ss. 27.
- ZOBRIST J. 2010. Water chemistry of Swiss Alpine River. W: *Alpine waters*. Red. U. Bundi. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag. No. 6 s. 95–118.

Małgorzata BONISŁAWSKA, Arkadiusz NĘDZAREK, Agnieszka RYBCZYK,  
Przemysław CZERNIEJEWSKI, Beata ŻUK

## CHANGES IN ABIOTIC CONDITIONS OF A SMALL RIVER CONSIDERING THE EFFECT OF DISCHARGE FROM FISH PONDS

**Key words:** eutrophication, main ions, small river, water composition, water quality

### S u m m a r y

Changes in abiotic conditions, considering the effect of water discharged from carp ponds were assessed in the upper section of the Młynówka River (within 6 months). The analyses of hydrochemical indicators were conducted according to methodology recommended by APHA. The river's water was characterised by a variation in temperature with the distance from the source, which is typical of rivers of northern Poland, slightly alkaline reaction ( $\text{pH} = 7.5\text{--}7.7$ ), good oxygenation ( $\text{DO}$  – dissolved oxygen concentration within  $7.4\text{--}9.1 \text{ mg O}_2\cdot\text{dm}^{-3}$ , oxygenation  $67.6\text{--}76.7\%$   $\text{O}_2$ ) except for winter months. Organic matter content ( $\text{BOD}_5$ ,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , chlorophyll *a*) was characterised by a large seasonal variation and varied with the river course. For  $\text{BOD}_5$  the values were within  $3.8\text{--}9.5 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ , for  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  within  $8.4\text{--}73.9 \text{ mg O}_2\cdot\text{dm}^{-3}$  and for chlorophyll *a* within  $3.7\text{--}94.1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ . The studied river section should be regarded as rich in biogenic substances. The mean concentration of inorganic nitrogen was  $2.166 \text{ mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$  and the reactive phosphorus  $0.078 \text{ mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ , the values were respectively 18 and 7.8 times higher than those recorded for waters not subject to anthropopressure. The values of  $\text{BOD}_5$ , TSS (total suspended solids),  $\text{N-NO}_2^-$  and TP (total phosphorus) were increased, not meeting the requirements for cyprinid fishes. Besides the natural hydrological and catchment area features, the water quality in the Młynówka River was significantly affected by the discharge of water from the carp ponds.

**Adres do korespondencji:** dr hab. inż. Małgorzata Bonisławska, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Sozologii Wód, ul. K. Królewicza 4, pawilon B, 71-550 Szczecin; tel. +48 91 449-65-76, e-mail: małgorzata.bonisławska@zut.edu.pl