

Porównanie wybranych parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych wód Zbiornika Czorsztyńskiego w latach 1998 i 2005

Comparison of chosen physico-chemical and biological parameters of the Czorsztyński dam reservoir in 1998 and 2005

ELŻBIETA WILK-WOŹNIAK, AGNIESZKA POCIECHA, GRAŻYNA MAZURKIEWICZ-BOROŃ

Institut Ochrony Przyrody PAN, Al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, e-mail: wilk@iop.krakow.pl

Abstract. Chosen physico-chemical parameters of the Dunajec River on the section before influx of the water into Czorsztyński dam reservoir were compared to those in the water column of dam reservoir and in the epilimnion layer. Differences in water temperature in the river and in the dam reservoir were observed as well as higher concentrations of phosphates and nitrate nitrogen. The concentration of ammonia nitrogen was more or less similar in the river and in the dam reservoir. The highest concentrations of nitrate nitrogen leaching from the catchments into the reservoir were recorded in spring.

Abiotic and biotic parameters of the Czorsztyński dam reservoir were also analyzed during the vegetation periods in 1998 and 2005. In 1998, the dynamics of both abiotic and biotic parameters indicated the first stage of the reservoir development. The research in 1998 revealed a stagnant water ecosystem, characterized by rapid development of phytoplankton biomass (chlorophyll *a*) with low biodiversity compared to 2005. Results from 2005 showed, that development of the dam reservoir ecosystem had finished and trophic status of water was described as mesotrophic. Other differences between both of studied years, 1998 and 2005, were as follows: lower concentration of phosphates in 2005, lower concentration of chlorophyll *a* in 2005, higher conductivity in 2005; and lower biodiversity of zooplankton in 2005.

Key words: abiotic and biotic factors, phytoplankton, zooplankton, river, dam reservoir

WSTĘP

Zbiorniki zaporowe powstają przez sztuczne przegrodzenie tamą doliny rzeki. Powstałe skutkiem tego przekształcenia rzek nie odpowiadają ich naturalnemu charakterowi i dlatego ekosystemy zbiorników zaporowych określane są jako

„ekosystemy wód sztucznie zmienionych” (Wilk-Woźniak 2009).

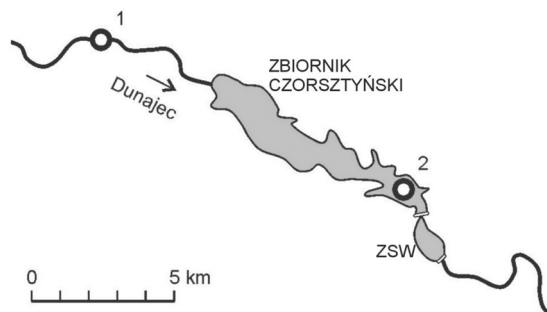
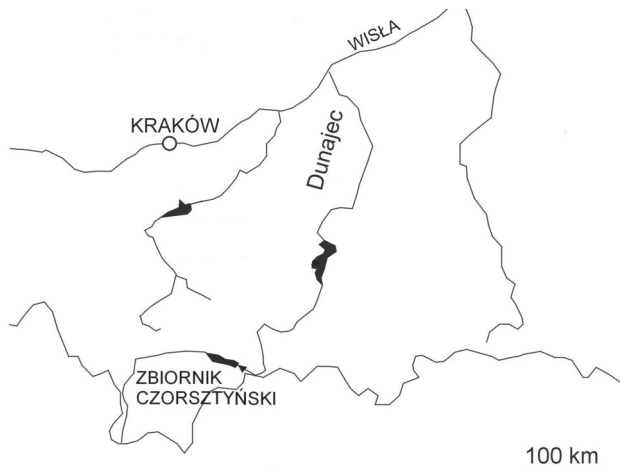
Zbiorniki zaporowe są niezwykle ważne ze względu na gromadzoną w nich wodę a Polska należy do krajów, gdzie deficyt wody może stać się uciążliwy. W zależności od typu doliny rzecznej, na której zlokalizowane są zbiorniki, wyróżnia

się dwa typy zbiorników: nizinne i podgórskie/górskie.

W Polsce istnieje 99 „większych sztucznych zbiorników zaporowych” (Kasza 2009). Autor podaje, że są to zbiorniki o pojemności całkowitej większej niż 2 mln m³. Tylko w niewielu z nich prowadzone były lub są kompleksowe badania hydrochemiczne i hydrobiologiczne. W Polsce południowej są to: Zbiornik Goczałkowicki (Krzyżanek i in. 1986, Kasza 1995) i Zbiornik Dobczycki (Starmach, Mazurkiewicz-Boroń 2000) oraz okresowo Zbiornik Wisła Czarne i Rybnik (Kasza 1995, Wróbel 1995), Zbiornik Rożnowski i Czchowski (Bombówna 1990; Wilk-Woźniak, Bucka 2000), Zbiornik Soliński (Płużański i in. 1990, Bijok i in. 1999), kaskada Zbiorników

Tresna, Porąbka, Czaniec (Bombówna, Bucka 1974), Besko (Tomaszek, Czerwieńiec 2000).

Prognozy jakości wody Zbiornika Czorsztyńskiego przewidywały postępującą degradację wód zbiornika w wyniku procesów eutrofizacyjnych (Sanecki, Bucka 1992; Mazurkiewicz-Boroń 2002). Od początku istnienia zbiornika (1997) prowadzono fragmentaryczne badania naukowe dotyczące wybranych elementów ekosystemu. Dotyczyły one m.in.: składu gatunkowego glonów (Mrozińska-Broda, Czerwik-Marcinkowska 2004), ichtiofauny Zbiorników Czorsztyń-Sromowce Wyżne (Starmach, Jelonek 2003), relacji troficznych fito-zooplaktton (Pociecha, Wilk-Woźniak 2005), oceny stanu troficznego zbiornika (Mazurkiewicz-Boroń 2002, Wilk-Woźniak i in.



Objaśnienia: ZSW - Zbiornik Sromowce Wyżne
miejsca poboru prób: 1. Harkłowa, 2. pelagial Zbiornika Czorsztyńskiego

Ryc. 1. Usytuowanie Zbiornika Czorsztyńskiego, miejsca poboru prób.
Localization of the Czorsztyński dam reservoir, sampling points.

2007) i strategii rozwojowych glonów (Wilk-Woźniak 2009).

Jednak w celu oceny stanu ekosystemu zbiornikowego niezbędne są kompleksowe i wieloletnie badania, które dostarczają informacji na temat przebiegu fizyko-chemicznych i biologicznych procesów oraz zmian spowodowanych wzajemnym oddziaływaniem wód rzecznych i zbiorników. Prezentowane w niniejszym artykule dane przedstawiają zarys zależności rzeka-zbiornik oraz stan Zbiornika Czorsztyńskiego w jego początkowej fazie kształtowania się nowego ekosystemu wodnego (1998 r.) oraz siedem lat później (2005 r.).

TEREN BADAŃ

Badania przeprowadzono na Zbiorniku Czorsztyńskim, będącym elementem Zespołu Zbiorników Wodnych Czorsztyń-Niedzica i Sromowce Wyżne, położonym w Polsce południowej, na obszarze Pienin i Podhala. Zespół zbiorników pełni funkcje: energetyczną, przeciwpowodziową i rekreacyjną. Zbiornik Czorsztyński należy do jednych z najwyższych położonych i największych pod względem powierzchni oraz jednych z najgłębszych zbiorników zaporowych w Polsce (Dępczyński 2005, Kasza 2009). Usytuowany jest na Dunajcu, karpackim dopływie górnej Wisły (Ryc. 1).

Zbiornik został utworzony przez spiętrzenie wód Dunajca około 300 m poniżej wzgórza zamkowego w Niedzicy. Zapora Zbiornika Czorsztyńskiego usytuowana jest na 173,3 km rzeki Dunajec. Napełnienie zalewu ukończono w 1997 roku. Normalny poziom piętrzenia wynosi 529 m n.p.m. Powierzchnia zlewni obejmuje 1148 km², w tym zlewnia bezpośrednia 104,1 km². Maksymalna powierzchnia zbiornika wynosi 1226 ha, natomiast pojemność maksymalna 231,9 mln m³. Długość zbiornika wynosi około 11 km, szerokość około 1 km. Charakteryzuje się średnią głębokością 19 m, a maksymalną 46 m (Mazurkiewicz-Boroń 2002). Przy średnim poziomie dopływu, woda w zbiorniku wymienia się około trzy razy w roku (czas retencji wody ok. 111 dni).

W okresie lata wykształca się w nim stratyfikacja termiczna. Dzięki temu w zbiorniku można wyróżnić:

- epilimnion – warstwa wód powierzchniowych, prześwietlonych, o najwyższej temperaturze, w której rozwija się fitoplankton,
- metalimnion – warstwa pośrednia pomiędzy epi- i hipolimnionem, w której stwierdza się najostrejszy spadek temperatury,
- hipolimnion – strefa wód głębinowych, bez dostępu światła, z niską temperaturą.

Jest zbiornikiem typu dimiktycznego, co oznacza, że całkowite mieszanie wody w stabilnym roku hydrologicznym odbywa się dwukrotnie: wiosną i jesienią.

MATERIAŁ I METODY

Próby do badań parametrów fizycznych i chemicznych oraz fito- i zooplanktonu pobierano 5-litrowym batometrem typu „Toń” w sezonie wegetacyjnym w 1998 i 2005 r. z pelagialu – najgłębszej części Zbiornika Czorsztyńskiego (Ryc. 1). Próby pobierano w profilu pionowym od powierzchni do dna co 2,5 m. Próby do badań wód Dunajca pobierano w Harklowej 5-litrowym batometrem wprost z nurtu rzeki.

Pomiary i analizy fizyczno-chemiczne właściwości wód obejmowały: temperaturę wody, przezroczystość, pH, przewodnictwo właściwe, koncentrację tlenu rozpuszczonego, stężenie fosforanów, azotu amonowego i azotanowego. Temperaturę wody i przezroczystość (widoczność krążka Secchiego) mierzono w czasie pobierania materiału do badań. Pozostałe analizy przeprowadzono w laboratorium Zakładu Biologii Wód PAN i Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Analizy prowadzono według metodyki Hermanowicz i in. (1976). Oznaczenia koncentracji chlorofilu *a* w wodzie wykonano metodą etanolową na gorąco (Nusch 1980).

Próby do badań ilościowych fitoplanktonu utrwalano płynem Lugola w 1-litrowej szklanej butelce i odstawiano do sedymentacji na 24 h. Następnie postępowano zgodnie ze standardową procedurą wg Starmacha (1955). Analizy ilościowe przeprowadzono w komorze o wysokości 0,4 mm i średnicy 22 mm według Lund i in. (1958). Próby do analiz jakościowych zagęszczano siatką planktonową o średnicy oczek 10 μm i oglądano jako materiał żywy w mikroskopie świetlnym w tym

samym dniu, co pobór prób. Próby dokumentowano zdjęciami mikroskopowymi przy użyciu aparatu Coolpix Nikon. Następnie próby utrwalano płynem Lugola i kontynuowano oznaczanie w późniejszym czasie. Analizy jakościowe i ilościowe wykonywano przy użyciu mikroskopu Jenaval firmy Zeiss.

Badania zooplanktonu obejmowały analizę gatunkową i ilościową. Próby cedzono przez siatkę planktonową o średnicy oczek 50 μm i utrwalano 4% roztworem formaliny. W laboratorium materiał analizowano pod powiększeniem 70–300 X w komorze o pojemności 0,5 ml. Zwierzęta planktonowe oznaczano do gatunku lub rodzaju. Analizy ilościowe przeprowadzono zgodnie z metodami używanymi w badaniach hydrobiologicznych (Wetzel 1991).

Dane dotyczące wielkości przepływów rzek wpływających do zbiornika zostały udostępnione przez: Zespół Elektrowni Wodnych Niedzica S.A.

WYNIKI

Rzeka – zbiornik

W Zbiorniku Czorsztyńskim średnia temperatura całego słupa wody, w tym również epilimnionu, była niższa w okresie wiosny w porównaniu do temperatury wpływających wód Dunajca. W lecie średnia temperatura była nieco wyższa w epilimnionie niż w rzece, a jesienią jej wartości były zbliżone tak w rzece, jak i w zbiorniku.

Koncentracja fosforanów w każdym sezonie

była wyższa w dopływających wodach rzecznych w porównaniu do średniej zawartości w słupie wody oraz w epilimnionie zbiornika. W Dunajcu i w zbiorniku koncentracje azotu amonowego były zbliżone, jedynie wiosną były nieco wyższe w rzece. Koncentracja azotu azotanowego w każdej porze roku wykazała wyższe wartości w rzece, przy czym w okresie wiosny były to wartości najwyższe. Stwierdzono wyższą koncentrację chlorofilu *a* w wodach zbiornika w porównaniu do rzeki (Tab. I).

Czynniki abiotyczne

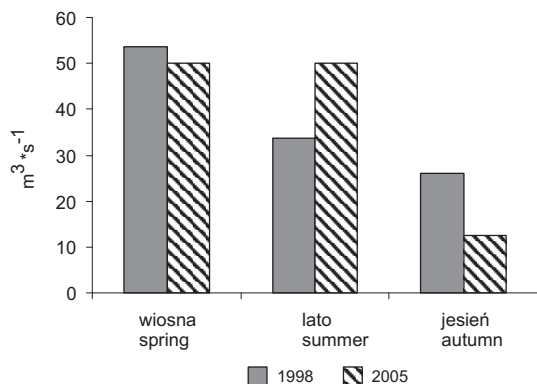
Wiosna i lato, w przeciwieństwie do okresu jesiennego, to sezony, w których stwierdzono największe objętości wód wpływających do Zbiornika Czorsztyńskiego. W 2005 r. wiosna i lato charakteryzowały się podobnymi wielkościami dopływów. Okres jesieni, podobnie w 1998 r. i 2005 r., to najniższe wartości przepływów (Ryc. 2).

Średnie temperatury wody w zbiorniku w obu okresach badawczych wykazały wartości zbliżone. Wykazano najwyższe wartości temperatury w epilimnionie, niższe w metalimnionie i najniższe w hypolimnionie (Ryc. 3A). Podobny obraz widoczny jest wiosną, a szczególnie latem, kiedy istnieje dobrze wykształcona stratyfikacja termiczna. W obu przypadkach wyższe wartości występowały w 2005 r. w porównaniu do 1998 r. (Ryc. 3B i C). Pod względem termiki wody w 2005 r., wartości temperatury jesienią były niższe w porównaniu do jesieni 1998 r. Natomiast w obu okresach jesiennych

Tabela I. Porównanie wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wód rzeki przed Zbiornikiem Czorsztyńskim Dunajec (DH – Dunajec Harkłowa) oraz w całym słupie wody (ZC) i epilimnionie zbiornika (ZC – epi).

Comparison of chosen physico-chemical parameters of the Dunajec River in section before the Czorsztyński dam reservoir (DH – Dunajec Harkłowa), in the water column (ZC) and in the epilimnion of the Czorsztyński dam reservoir (ZC – epi).

Średnie wartości Mean value	wiosna spring			lato summer			jesień autumn		
	DH	ZC średnia mean	ZC epi	DH	ZC średnia	ZC epi	DH	ZC średnia mean	ZC epi
temperatura (C) temperature	11,0	7,16	8,51	15,0	14,64	16,92	12,5	12,88	12,90
PO ₄ -P (mg*L ⁻¹)	0,098	0,030	0,030	0,150	0,040	0,030	0,160	0,050	0,050
NH ₄ -N (mg*L ⁻¹)	0,27	0,25	0,25	0,25	0,26	0,24	0,25	0,26	0,25
NO ₃ -N (mg*L ⁻¹)	1,01	0,97	0,90	0,65	0,53	0,45	0,59	0,42	0,42
chlorofil <i>a</i> (μg*L ⁻¹)	6,66	8,73	12,82	7,10	8,81	17,56	9,48	4,05	4,44



Ryc. 2. Średni roczny przepływ rzeki Dunajec i Niedziczanki dopływających do Zbiornika Czorszyńskiego w latach 1998 i 2005.

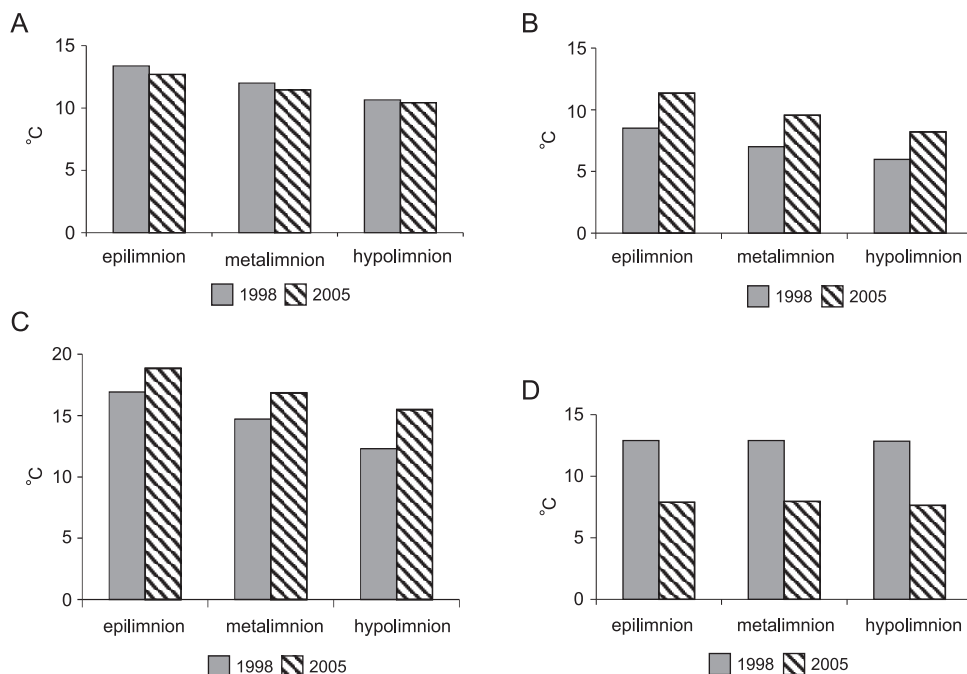
Mean annual flows of the Dunajec and Niedziczanka River (1998, 2005) flowing into the Czorszyński dam reservoir.

widoczne jest wyraźne wyrównanie temperatury w całym słupie wody (homotermia) (Ryc. 3D).

Czynnikiem mającym istotne znaczenie dla rozwoju fitoplanktonu jest dostępność światła,

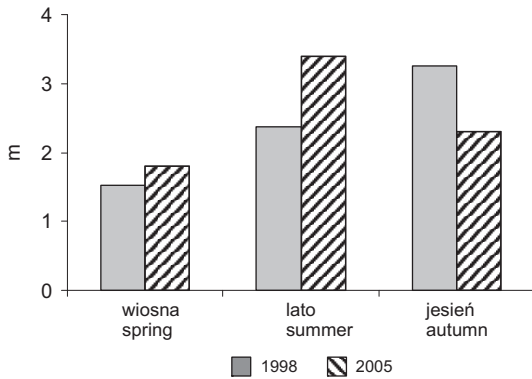
mierzona głębokością przenikania światła (widzialność krążka Secchiego) i określana jako przezroczystość. Słaba przezroczystość wody może być efektem silnego rozwoju fitoplanktonu lub obecnością zawiesiny w wodzie. W roku 2005 średnie wartości przezroczystości były nieco wyższe niż w 1998 r. W obu sezonach wiosennych przezroczystość była najniższa, natomiast w sezonach jesiennych 1998 r. i letnim 2005 r. najwyższa (Ryc. 4).

Czynniki chemiczne, takie jak koncentracja mineralnych form azotu i fosforu, warunkują tendencje wzrostu trofii zbiorników zaporowych i są związkami pokarmowymi dla fitoplanktonu. Z badań wynika, że stężenie fosforanów w 1998 r. było zdecydowanie wyższe niż w 2005 r. Jednocześnie w obu okresach badań stwierdzono niższe średnie stężenie fosforanów w epilimnionie w porównaniu do meta- i hypolimnionu (Ryc. 5A). Największe różnice pomiędzy koncentracją fosforanów w poszczególnych warstwach słupa wody zostały stwierdzone w okresach letnich. Wiosną



Ryc. 3. Średnia temperatura wód epi-, meta- i hypolimnionu: A – w latach 1998 i 2005, B – w sezonach wiosennych, C – w sezonach letnich, D – w sezonach jesiennych.

Mean water temperature of epi-, meta and hypolimnion: A – 1998 and 2005, B – in the springs seasons, C – in the summers seasons, d-in the autumns seasons.



Ryc. 4. Średnia przezroczystość dla poszczególnych sezonów w latach 1998 i 2005.
Mean transparency for particular seasons in 1998 and 2005.

w obu latach badań wartości fosforanów były zbliżone w całym słupie wody. Jesienią 1998 r. stwierdzono wyraźny wzrost fosforanów w epi- i metalimnionie, przy jednoczesnym spadku w hypolimnionie. W 2005 r. w całym słupie wody poziom fosforanów był niemierzalny na wszystkich badanych głębokościach. (Ryc. 5B i C).

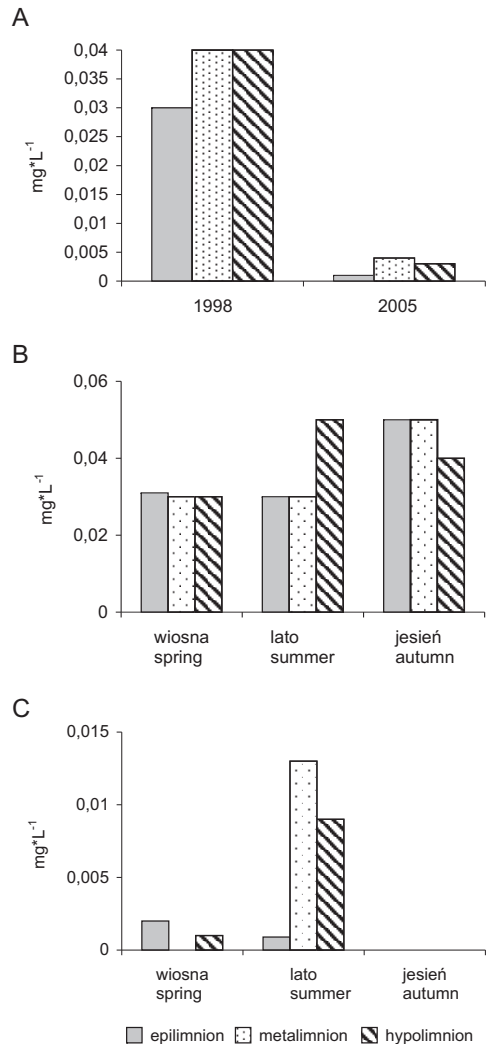
Stężenie azotu amonowego utrzymywało się na zbliżonym poziomie w obu latach badań.

Najwyższe średnie wartości tego parametru stwierdzono w warstwie hypolimnionu w 1998 r., a w 2005 w epilimnionie, chociaż niewiele wyższe w porównaniu z hypolimnionem (Ryc. 6A). Jednakże rozkład stężeń w sezonach dla każdego roku był odmienny. W 1998 r. najwyższe wartości azotu amonowego stwierdzono w hypolimnionie niezależnie od sezonu, podczas gdy w 2005 r. tylko wiosną i latem, chociaż nie były to znaczne różnice (Ryc. 6B i C).

Drugą istotną formą azotu, niezbędną dla rozwoju niektórych grup fitoplanktonu, jest azot azotanowy. Wartości stężeń tej formy azotu mineralnego były zbliżone w obu okresach badawczych oraz podobnie rozkładały się wartości średnie: najniższe występowały w epilimnionie, a najwyższe w hypo- lub metalimnionie (Ryc. 7A). W 1998 r. stwierdzono najwyższe wartości średniego stężenia azotu azotanowego w okresie wiosennym, mniejsze w letnim, a najmniejsze w jesiennym (Ryc. 7B). W 2005 r. stwierdzono podobny rozkład średniego stężenia azotanowego w meta- i hypolimnionie. W epilimnionie

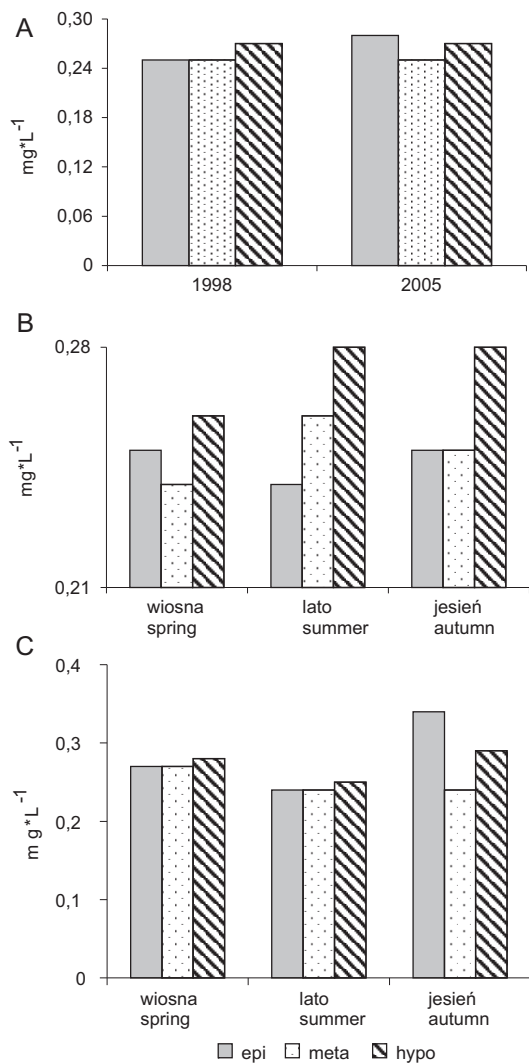
stwierdzono najwyższe wartości wiosną, najniższe latem i ponowny wzrost jesienią (Ryc. 7C).

Parametry takie jak odczyn, nasycenie wody tlenem czy przewodnictwo elektrolityczne, wykazały zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi warstwami. Epilimnion – warstwa, w której rozwija się fitoplankton, charakteryzował się w stosunku do niższych warstw najwyższymi średnimi



Ryc. 5. Średnia koncentracja fosforanów w wodach epi-, meta- i hypolimnionu: A – wartości średnie w latach 1998 i 2005, B – wartości średnie w sezonach 1998 r., C – wartości średnie w sezonach 2005 r.

Mean concentration of phosphates in the epi-, meta- and hypolimnion: A – in 1998 and 2005, B – in particular seasons 1998, C – in particular seasons 2005.



Ryc. 6. Średnia koncentracja azotu amonowego w wodach epi-, meta- i hypolimnionu: A – wartości średnie w latach 1998 i 2005, B – wartości średnie w sezonach 1998 r., C – wartości średnie w sezonach 2005 r.

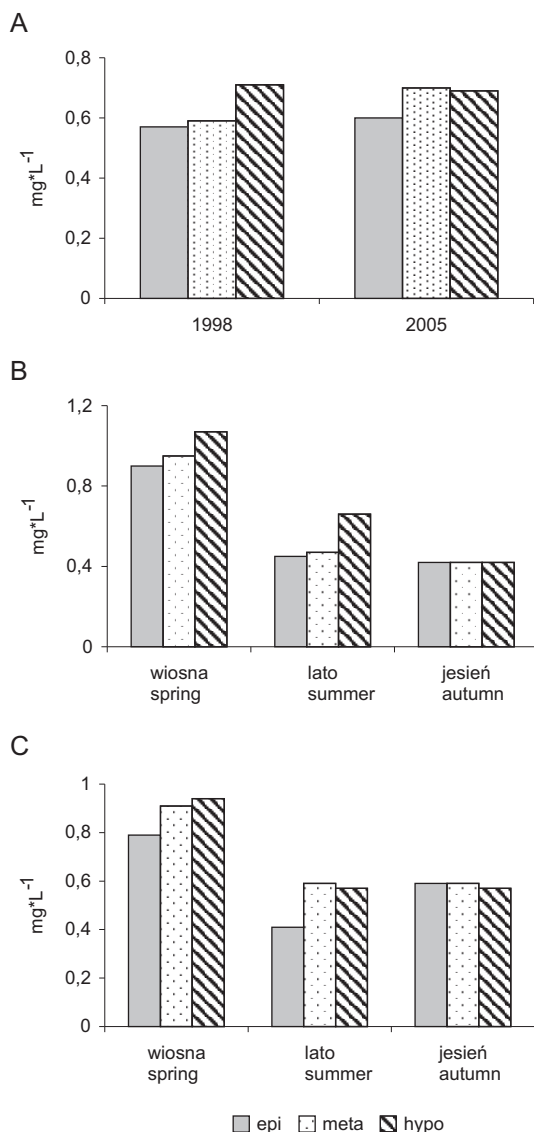
Mean concentration of ammonia nitrogen in the epi-, meta- and hypolimnion: A – in 1998 and 2005, B – in particular seasons 1998, C – in particular seasons 2005.

wartościami odczynu i natlenienia wody. Przewodnictwo elektrolityczne wody było wyższe w 2005 r. w porównaniu do 1998 r. (Tab. II).

Czynniki biologiczne

Miarą aktywności glonów jest chlorofil *a*. Stwierdzono średnią wyższą koncentrację tego parametru

w 1998 r. w porównaniu do roku 2005. W obu okresach badawczych zauważono klasyczny rozkład pionowy aktywności fitoplanktonu – najwyższe wartości chlorofilu *a* obecne były w warstwie epilimnionu (Ryc. 8A). W 1998 r. najwyższe wartości



Ryc. 7. Średnia koncentracja azotu azotanowego w wodach epi-, meta- i hypolimnionu: A – wartości średnie w latach 1998 i 2005, B – wartości średnie w sezonach 1998 r., C – wartości średnie w sezonach 2005 r.

Mean concentration of nitrate nitrogen in the epi-, meta- and hypolimnion: A – in 1998 and 2005, B – in particular seasons 1998, C – in particular seasons 2005.

Tabela II. Wybrane parametry fizyczno-chemiczne wód Zbiornika Czorszyńskiego w 1998 r. i 2005 r.
Chosen parameters of physico-chemical parameters of the Czorszyński dam reservoir in 1998 and 2005.

rok/year	epilimnion		metalimnion		hypolimnion	
	1998	2005	1998	2005	1998	2005
pH	8,44	8,50	8,18	8,15	8,09	8,19
nasycenie tlenem (%) oxygenation (%)	95,30	93,32	82,20	76,82	75,91	76,25
przewodnictwo (μS) conductivity (μS)	243,71	260,50	245,24	259,67	246,18	257,69

Tabela III. Dominujące grupy fitoplanktonu występujące w pelagialu Zbiornika Czorszyńskiego w poszczególnych sezonach 1998 i 2005 r.

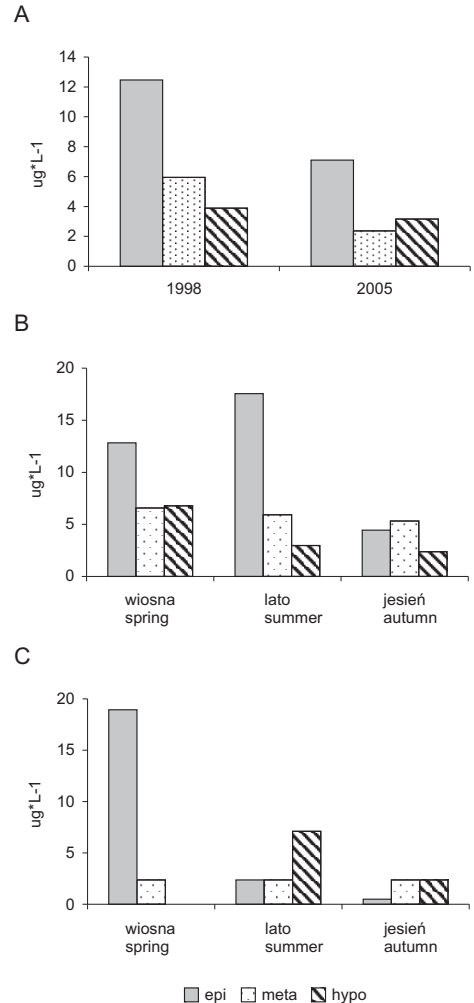
Dominants of phytoplankton in the pelagic zone of the Czorszyński dam reservoir in particular seasons 1998 and 2005.

Rok Year	wiosna spring	lato summer	jesień autumn
1998	okrzemki diatoms	okrzemki/kryptofity diatoms/ cryptophytes	okrzemki/ kryptofity diatoms/ cryptophytes
2005	kryptofity crypto- phytes	zielonice/okrzemki green algae/ diatoms	kryptofity cryptophytes

chlorofilu *a* stwierdzono w epilimnionie latem, natomiast w 2005 r. wiosną (Ryc. 8B). Jesienią w obu okresach badawczych na wszystkich poziomach stwierdzono bardzo niskie wartości tego parametru. Latem 2005 r. stwierdzono nietypową sytuację przedstawiającą podwyższone wartości tego parametru w hypolimnionie (Ryc. 8C).

W badanych okresach stwierdzono występowanie różnych grup glonów czasowo lub stale obecnych w fitoplanktonie. Porównując rok 1998 i 2005 zaobserwowano, że nastąpiły zmiany w grupach dominujących w poszczególnych sezonach oraz nastąpiło zwiększenie różnorodności gatunkowej fitoplanktonu w 2005 r. (Tab. III i IV). Zmiany te obserwowano zwłaszcza w grupie zielenic. Stwierdzono także większą różnorodność wśród sinic, złotowiciowców, okrzemek i sprzężnic. W 2005 r. dodatkowo pojawiły się gatunki reprezentujące grupę euglenin, czego nie stwierdzano w 1998 r.

Plankton zwierzęcy jest kolejnym ogniwem w sieci troficznej ekosystemu wodnego, którego dynamika związana jest z dynamiką fitoplanktonu.



Ryc. 8. Chlorofil *a* – wartości średnie w epi-, meta- i hypolimnionie: A – wartości średnie w latach 1998 i 2005, B – wartości średnie w sezonach 1998 r., C – wartości średnie w sezonach 2005 r.

Mean concentration of chlorophyll *a* in the epi-, meta- and hypolimnion: A – in 1998 and 2005, B – in particular seasons 1998, C – in particular seasons 2005.

Tabela IV. Grupy i taksony glonów stwierdzone w fitoplanktonie pelagialu Zbiornika Czorsztyńskiego w latach 1998 i 2005. Groups and taxons of phytoplankton found in the pelagic zone of the Czorsztyński dam reservoir in 1998 and 2005.

Rok/year	1998	2005
sinice <i>Cyanophyceae/ Cyanoprokaryota</i>	<i>Aphanocapsa</i> sp. <i>Snowella lacustris</i>	<i>Chroococcus turgidus</i> , <i>Cyanogranis</i> sp., <i>Phormidium</i> sp.,
złotowiciowce <i>Chrysophyceae</i>	<i>Mallomonas</i> sp.	<i>Chrysococcus rufescens</i> , <i>Dinobryon sertularia</i> , <i>Kephyrion ovum</i>
okrzemki <i>Bacillariophyceae</i>	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Auloseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Cyclotella stelligera</i> , <i>Cymbella</i> sp., <i>Diatoma vulgare</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> , <i>Gomphonema ventricosum</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Navicula</i> spp., <i>Nitzschia</i> spp., <i>Stephanodiscus neoastrea</i> ,	<i>Achnathes lanceolata</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>A. granulata</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Cyclotella</i> sp., <i>Cymbella</i> sp., <i>Diatoma tenuis</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> , <i>Gomphonema ventricosum</i> , <i>Navicula</i> spp., <i>Nitzschia aciculare</i> , <i>Nitzschia</i> spp., <i>Pinnularia</i> sp., <i>Rhoicosphaenia abbreviata</i> , <i>Surirella</i> sp., <i>Stephanodiscus neoastrea</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i> , <i>S. minutulus</i>
dinofity <i>Dinophyceae</i>	<i>Ceratium hirundinella</i> , <i>Gymnodinium fuscum</i> , <i>Peridinium cinctum</i>	<i>Ceratium hirundinella</i> typ <i>yuennanense</i> , <i>Gymnodinium fuscum</i> , <i>Peridinium cinctum</i>
kryptofity <i>Cryptophyceae</i>	<i>Plagioselmis minuta</i> var. <i>nannoplantica</i> , <i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Plagioselmis minuta</i> var. <i>nannoplantica</i> , <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>C. ovata</i>
eugleniny <i>Euglenophyceae</i>		<i>Euglena</i> sp., <i>Trachelomonas volvocina</i>
zielenice <i>Chlorophyta</i>	<i>Coelastrum microporum</i> , <i>C. reticulatum</i> , <i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> , <i>Desmodesmus quadricauda</i> , <i>Desmodesmus</i> spp., <i>Elakatothrix acuta</i> , <i>Pandorina morum</i> , <i>Pediastrum duplex</i> , <i>Scenedesmus ecornis</i> , <i>Tetraedron minimum</i>	<i>Coelastrum microporum</i> , <i>C. reticulatum</i> , <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> , <i>Desmodesmus opoliensis</i> , <i>Desmodesmus</i> sp., <i>Eutetramorus fotti</i> , <i>Kirchneriella</i> sp., <i>Koliella planctonica</i> , <i>Oocystis marssonii</i> , <i>Oocystis parva</i> , <i>Pediastrum duplex</i> , <i>Scenedesmus denticulatus</i> , <i>Schroederia setigera</i> , <i>S. spiralis</i> , <i>Tetraedron caudatum</i>
sprzężnice <i>Zygnematophyceae</i>	<i>Pleurotaenium</i> sp., <i>Staurastrum gracile</i>	<i>Closterium acutum</i> , <i>Cosmarium phaseolus</i> , <i>Staurastrum gracile</i>

Tabela V. Grupy i taksony zooplanktonu stwierdzone w pelagialu Zbiornika Czorsztyńskiego w latach 1998 i 2005. Groups and taxons of zooplankton found in the pelagic zone of the Czorsztyński dam reservoir in 1998 and 2005.

Rok/year	1998	2005
wrotki <i>Rotifera</i>	<i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Conochilus unicornis</i> , <i>Filinia longispina</i> , <i>Kellicotia longispina</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Keratella cochlearis</i> f. <i>tecta</i> , <i>Keratella quadrata</i> , <i>Notholca</i> sp., <i>Polyarthra dolichoptera</i> , <i>Polyarthra vulgaris</i> , <i>Polyarthra trigla</i> , <i>Pompholyx sulcata</i> , <i>Synchaeta oblonga</i> , <i>Synchaeta pectinata</i>	<i>Kellicotia longispina</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Keratella quadrata</i> , <i>Polyarthra vulgaris</i> , <i>Synchaeta oblonga</i> , <i>Synchaeta pectinata</i>
widłonogi <i>Copepoda</i>	<i>Cyclops scutifer</i> , <i>Cyclops strenuus</i> , <i>Cyclops vicinus</i> , <i>Diacyclops</i> sp., <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Thermocyclops hyalinus</i>	<i>Cyclops strenuus</i> , <i>Diacyclops</i> sp., <i>Eudiaptomus gracilis</i>
wioślarki <i>Cladocera</i>	<i>Bosmina crassicornis</i> , <i>Bosmina longirostris</i> , <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>Daphnia galeata</i> , <i>Daphnia longispina</i>	<i>Bosmina longirostris</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>Daphnia longispina</i> , <i>Diaphanosoma brachyurum</i>

Stwierdzono średnią wyższą liczebność zooplanktonu w 1998 r. w porównaniu do roku 2005. W obu okresach badawczych zauważono klasyczny pionowy rozkład liczebności zooplanktonu – najwyższa liczebność stwierdzona została w warstwie epilimnionu zarówno w 1998 r. jak i 2005 r. (Ryc. 9A), natomiast najniższa liczebność

wystąpiła wiosną w 1998 r. oraz jesienią w 2005 r. (Ryc. 9B i C). Największą różnorodność biologiczną stwierdzono wśród grupy wrotków (*Rotatoria*), szczególnie w roku 1998. Większość gatunków zaobserwowanych w roku 1998 była odnotowana także 2005 r. Wśród wioślarek (*Cladocera*) w roku 2005 stwierdzono dodatkowo

Tabela VI. Grupy zooplanktonu w pelagialu Zbiornika Czorszyńskiego dominujące w poszczególnych sezonach lat 1998 i 2005.

Dominants of zooplankton in the pelagic zone of the Czorszyński dam reservoir in particular seasons 1998 and 2005.

Rok Year	wiosna spring	lato summer	jesień autumn
1998	wrotki rotifers	wrotki/ wioślarki rotifers/ cladocerans	wrotki/widłonogi rotifers/copepods
2005	wrotki rotifers	widłonogi coepods	widłonogi/wrotki copepods/rotifers

obecność *Diaphanosoma brachyurum* (Tab. V). Porównując rok 1998 i 2005 stwierdzono, że nastąpiły zmiany w grupach dominujących w poszczególnych sezonach. Wrotki były grupą, która dominowała lub subdominowała w badanych latach, z wyjątkiem sezonu letniego w 2005 roku, kiedy to grupą dominującą były widłonogi (Tab. VI).

Relacje fito-zooplankton

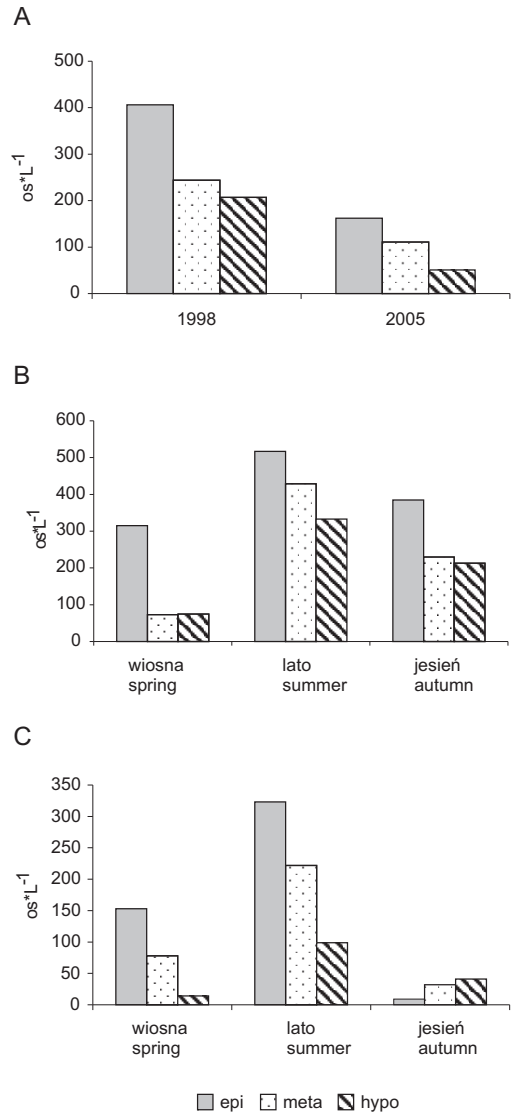
Dynamika liczebności fito- i zooplanktonu wykazała taki sam rozkład w obu grupach planktonu w badanych latach: 1998 i 2005 (Ryc. 10). Maksimum liczebności zarówno fito- jak i zooplanktonu wystąpiło w obu sezonach badawczych w okresie lata, wskazując, że była to najdogodniejsza pora roku dla rozwoju zarówno planktonu roślinnego, jak i zwierzęcego.

DYSKUSJA

Naukowa literatura zbiornikowa w Polsce jest dość obszerna, ale w większości dotyczy zbiorników nizinnych. Zbiorniki podgórskie badane są okazjonalnie i – jak do tej pory – tylko Zbiornik Dobczycki badany jest kompleksowo w sposób ciągły od początku swojego istnienia (Starmach, Mazurkiewicz-Boroń 2000).

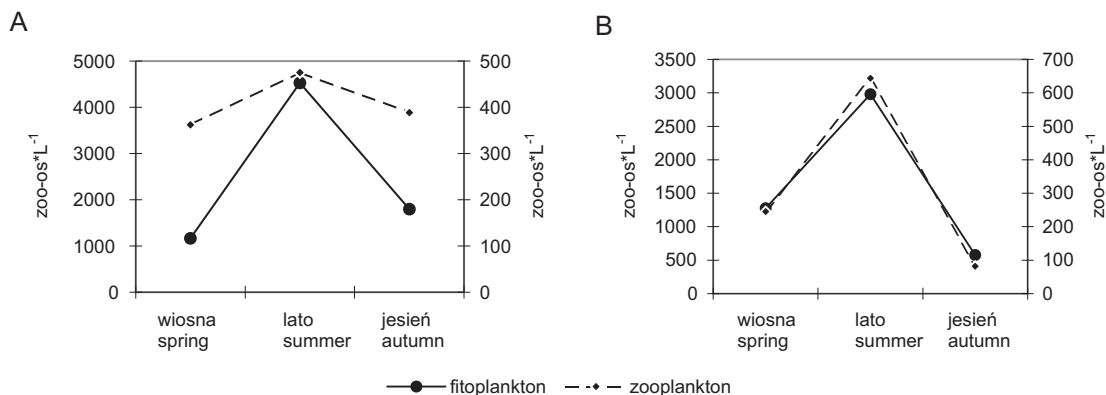
Zbiorniki zaporowe, zwłaszcza te zlokalizowane na rzekach podgórskich lub górskich, są w dużej mierze poddawane presji czynników fizycznych, a zwłaszcza czynnikowi hydrologicznemu (Leitão, Léglize 2000). Zmiany hydrologiczne są związane z klimatem. W przypadku sztucznych zbiorników są także zależne od decyzji

człowieka, co powoduje, że ekosystemy zbiorników zaporowych są systemami niestabilnymi i zaburzonymi. Tylko okresowo może pojawiać się stabilność ekosystemu zbiornikowego latem, kiedy obserwujemy wykształconą stratyfikację termiczną. Wielkość zaburzenia jest pochodną



Ryc. 9. Liczebność zooplanktonu – wartości średnie w epi-, meta- i hypolimnionie: A – wartości średnie w latach 1998 i 2005, B – wartości średnie w sezonach 1998 r., C – wartości średnie w sezonach 2005 r.

Mean density of zooplankton in the epi-, meta- and hypolimnion: A – in 1998 and 2005, B – in particular seasons 1998, C – in particular seasons 2005.



Ryc. 10. Dynamika liczebności fito- i zooplanktonu w sezonach: A – 1998 r., B – 2005 r.
Dynamics of phyto- and zooplankton in the seasons: A – 1998, B – 2005.

wielkości przepływów wód rzecznych wpływających do zbiornika.

Wielu autorów wskazuje, że najważniejszym czynnikiem decydującym o funkcjonowaniu ekosystemu zbiornika zaporowego są zmiany w dopływach wód rzecznych (Calijuri i in. 2002, Leitao i in. 2003, Mac Donagh i in. 2009). Wpływają one nie tylko na zmiany poziomu lustra wody, ale także na mieszanie się wód pomiędzy wykształconymi warstwami epi-, meta- i hypolimnionu, decydując o stabilności lub niestabilności ekosystemu. Odpowiedzialne są także za wielkość, rozkład i dynamikę czynników fizyczno-chemicznych, takich jak np. częstość wymiany wody, temperatura, przeźroczystość czy koncentracja związków pokarmowych.

Obecność stałych zaburzeń powoduje, że zbiorniki, jakkolwiek podobne do jezior, nie są nimi i ich funkcjonowanie nie może być w pełni oparte na wiedzy dotyczącej jezior. Potwierdza to opis dominacji glonów zaliczanych do różnych typów strategii i zmian w populacjach fitoplanktonu w głębokich jeziorach alpejskich (Kaiblinger i in. 2007) oraz głębokich zbiornikach zaporowych (Wilk-Woźniak 2009). W skali ogólnych rozważań porównywanie zbiorników zaporowych do jezior jest uzasadnione, ale przy szczegółowej ocenie należy wziąć pod uwagę odmiennosc ekosystemów jeziornych i zbiornikowych, mając na uwadze, że zbiorniki zaporowe powstały na skutek działalności człowieka.

Jedną z cech różnicującą jeziora i zbiorniki

zaporowe jest czas rozwoju, który dla zbiorników zaporowych jest znacznie krótszy w porównaniu do rozwoju jezior (Straškraba 1998). Kownacki i Starmach (1989), a za nimi Sanecki i Bucka (1992) wyróżniają cztery stadia rozwoju zbiornika zaporowego:

- 1) faza początkowa
- 2) faza eutrofizacji
- 3) faza „oligotrofizacji”
- 4) faza wtórnej (ponownej) eutrofizacji

Trudno jest jednoznacznie określić długość trwania każdego z etapów, jednak pewne jest, że faza początkowa trwa krótko (1–2 lata).

Pierwsze badania Zbiornika Czorszyńskiego przeprowadzone w 1998 r. pozwoliły na poznanie procesu kształtowania się wybranych elementów nowego ekosystemu. W okresie tym stwierdzono niewielką różnorodność gatunkową fitoplanktonu oraz wysoką jego biomasę (chlorofil *a*), co jest cechą charakterystyczną dla nowo formujących się ekosystemów zbiornikowych (Moustaka-Gouni i in. 2000). Obserwacje przeprowadzone w 2005 r. wskazują, że faza początkowa kształtowania się ekosystemu została zakończona, na co wskazywałaby większa różnorodność zbiorowisk fitoplanktonu oraz zmiana dominanta letniego z okrzemek/kryptofitów na zieleńce/okrzemki, przy niższych średnich wartościach chlorofilu *a*. Z drugiej jednak strony, mniejsza różnorodność w zespole zooplanktonu oraz pojawienie się charakterystycznego dla wód eutroficznych gatunku *Diaphanosoma brachyurum*, mogą wskazywać na

postępujący wzrost trofii lub okresowo zmienna trofię wód zbiornika (Wilk-Woźniak i in. 2007).

Zjawiska zachodzące w Zbiorniku Czorsztyńskim są typowe dla głębokich podgórskich zbiorników zaporowych. Maksymalne dopływy rzek wystąpiły w przypadku obu badanych lat w okresach wiosennych i letnich, co związane jest z typowym dla naszego klimatu reżimem hydrologicznym. W tych okresach rzeki naturalnie zasilane są wodami roztopowymi (wezbrania wiosenne) lub opadowymi (deszcze wiosenne i/lub letnie). Okresy jesieni to zwykle okresy najniższych przepływów wód rzecznych. Rozkład temperatur wody był również klasyczny dla tego typu zbiorników: najwyższe temperatury w lecie oraz w strefie epilimnionu, natomiast w okresie homotermii wyrównane temperatury we wszystkich trzech strefach (epi-, meta- i hypolimnionu).

Przeźroczystość również wykazała typowy rozkład. Najniższe wartości w obu latach badań stwierdzano w okresach wiosennych. W głębokich zbiornikach podgórskich lub górskich za zmiany przeźroczystości w dużej mierze odpowiada zawiesina wnoszona przez rzeki, a nie rozwijający się fitoplankton. W sezonach wiosennych, kiedy występują największe dopływy wód ze zlewni (= największa ilość wnoszonej zawiesiny), maleje przeźroczystość wody w zbiornikach, której spadek w tym samym okresie w jeziorach spowodowany jest rozwojem fitoplanktonu.

O ile stężenie form azotu (azot amonowy i azot azotanowy) pozostawało na podobnym poziomie w obu latach badań, to stężenie fosforanów w 2005 r. było niższe niż w 1998 r. Daje to podstawy do wnioskowania, że właśnie fosfor był czynnikiem limitującym rozwój fitoplanktonu w Zbiorniku Czorsztyńskim (Lampert, Sommer 1996). Wyrównane wartości stężeń fosforanów w słupie wody wiosną było związane zarówno z homotermią jak i wielkością dopływu z wodami rzeczными. Osiągnięcie wartości niemierzalnych jesienią 2005 r. może świadczyć o całkowitym wykorzystaniu tego czynnika w czasie letniego rozwoju glonów.

Najwyższe wartości azotu amonowego utrzymujące się w warstwie hypolimnionu w obu latach badań, można wyjaśnić autochtonicznym pochodzeniem tego składnika. Azot zawarty

w osadach powraca do wody, dzięki aktywności bakterii, głównie jako forma amonowa (Blomquist i in. 1994), stąd właśnie możliwe najwyższe wartości tego czynnika w hypolimnionie.

Azot azotanowy występuje w wodzie zbiornika głównie jako czynnik pochodzenia allochtonicznego (wniesiony z wodami rzek), dlatego w zbiornikach największe jego stężenia występują w okresie wiosny (Mazurkiewicz-Boroń 2002, Wilk-Woźniak 2009). Taki same zależności stwierdzono w przypadku Zbiorniku Czorsztyńskiego.

Porównując wyniki z obu lat badań nie stwierdzono większych różnic w odczynie pH. Nasylenie wody tlenem w obu okresach badawczych wykazało tendencję spadkową. Przy stwierdzanych najwyższych wartościach w epilimnionie, a najniższych w hypolimnionie. Wysokie nasycenie tlenem w strefie epilimnionu związane jest przede wszystkim z rozwojem fitoplanktonu. Niewielkie ilości fitoplanktonu w głębszych strefach oraz opadająca materia organiczna z obumarłych glonów i sinic powodowały niewielkie obniżenie wartości natlenienia. Maksymalny rozwój fitoplanktonu przypadł na okres lata (1998) lub wiosny (2005). Dynamika planktonu w badanym zbiorniku zaporowym była typowa dla głębokich, podgórskich zbiorników (Kyselowa, Krzeczowska-Wołoszyn 1974; Komárková, Hejzlar 1996; Kajak 1998). Liczniejsze występowanie fitoplanktonu przy równocześnie uboższym składzie gatunkowym w 1998 r., w porównaniu do 2005 r., wskazywało na początkową fazę kształtowania się tego zespołu. Stwierdzone gatunki w fito- i zooplanktonie zbiornika są gatunkami kosmopolitycznymi.

Relacje fito-zooplankton były typowe dla zbiorników o wodach mezotroficznych. Świadczy o tym brak przesunięcia w pikach rozwoju fito- i zooplanktonu (Sommer i in. 1986, Kajak 1998) – maksymalny rozwój fitoplanktonu wystąpił w tym samym okresie, co maksymalny rozwój zooplanktonu. Natomiast niektóre zaobserwowane relacje pomiędzy czynnikami fizyczno-chemicznymi i biologicznymi jak: spadek natlenienia wód zbiornika, wzrost przewodnictwa elektrolitycznego, podwyższone koncentracje mineralnych form azotu w hypolimnionie, mogą być zwiastunami postępujących procesów eutrofizacyjnych.

PODSUMOWANIE

1. Porównanie wybranych parametrów rzeki Dunajec przed wpłynięciem do Zbiornika Czorsztyńskiego wykazało zjawiska związane z różnicami ekosystemów lotycznych i lenitycznych (ekosystemy lotyczne to ekosystemy wód płynących, a lenityczne – wód stagnujących). Charakter wód odzwierciedlał się w sezonowym rozkładzie temperatur czy też koncentracji składników mineralnych (azotany, fosforany).

2. Azot azotanowy obecny w wodach zbiornika jest czynnikiem w dużej mierze pochodzenia allochtonicznego (wnoszony głównie przez rzekę, zwłaszcza w okresie wiosny).

3. Azot amonowy pozostawał na stałym i zbliżonym poziomie koncentracji zarówno w układzie rzeka-zbiornik, jak i w poszczególnych strefach (epi-, meta-, hypolimnion). Może to świadczyć o dużym zasilaniu wód zbiornika w ten składnik nie tylko poprzez rzekę, ale także na drodze przemian wewnątrz masy zbiornikowej.

4. Silny rozwój fitoplanktonu i zooplanktonu w Zbiorniku Czorsztyńskim, zwłaszcza w okresie wiosny i lata, był charakterystyczny dla podgórskich, głębokich zbiorników zaporowych o charakterze mezotroficznym.

5. Podstawowe czynniki fizyczno-chemiczne, wpływające na rozwój fito- i zooplanktonu, zachowywały swój rozkład czaso-przestrzenny w sposób charakterystyczny dla głębokich zbiorników zaporowych typu podgórskiego z oznakami wzrostu trofii wód.

PIŚMIENNICTWO

- Bijok P., Prus M., Prus T. 1999. Solina-Myczkowce cascade system: A newly created aquatic site in the Carpathian Mts for Long-Term Ecological Research in Poland. [W:] Proceedings of the ILTER Region Workshop, Mądralin near Warsaw, Poland, 16–18 September 1989. — Internationale Centre of Ecology PAS, Dziekanów Leśny, ss: 107–112.
- Blomquist P.A., Pettersson A., Hyenstrand P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic system. — *Archiv für Hydrobiologie*, **132**: 141–164.
- Bombówna M., Bucka H., 1974. *Some Carpathian reservoirs and their production relations*. — *Acta Hydrobiologica*, **16**: 379–400.
- Bombówna M. 1990. Chemical composition of the water in the dam reservoirs at Rożnów and Czchów (southern Poland) in 1982/83 compared with the condition of twenty years previously. — *Acta Hydrobiologica*, **32**: 293–311.
- Calijuri M.C., Dos Santos A.C.A., Jati S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoirs (Barra Bonita, S.P. – Brazil). — *Journal of Phytoplankton Research*, **24**(7): 617–634.
- Depczyński W. 2005. Przekłamania w statystykach dot. sztucznych zbiorników wodnych w Rocznikach Statystycznych. [W:] Materiały XI Konferencji Technicznej Kontroli Zapór, Polana Zgorzelisko, 9–11 maja 2005. — Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, ss. 69–76.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Kozirowski B. 1976. Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. — Arkady, Warszawa, 846 s.
- Kaiblinger C., Greisberger S., Teubner K., Dokuli M.T. 2007. Photosynthetic efficiency as a function of thermal stratification and phytoplankton size structure in an oligotrophic alpine lake. — *Hydrobiologia* **578**: 29–36.
- Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. — PWN, Warszawa, 355 s.
- Kasza H. 1995. Symptomy eutrofizacji a sukcesja ekologiczna w Goczałkowskim Zbiorniku Zaporowym. [W:] M. Zalewski (red.) *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*. — Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, ss. 143–154.
- Kasza H. 2009. Zbiorniki zaporowe. Znaczenie – eutrofizacja – ochrona. — Wydawnictwa Akademii Techniczno-Humanistycznej, Bielsko-Biała, 366 s.
- Komárkova J., Hejzlar J. 1996. Summer maxima of phytoplankton in the Rimov Reservoir in relation to hydrologic parameters and phosphorus loading. — *Archiv für Hydrobiologie*, **136**(2): 217–236.
- Kownacki A., Starmach J. 1989. Ocena jakości wód górnego Dunajca i kierunki zmian pod wpływem zabudowy hydrotechnicznej. Dunajec wczoraj – dziś – jutro. — Centralny Program Badań Podstawowych 04.10., SGGW-AR, **11**: 95–108.
- Krzyżanek E., Kasza H., Krzanowski W., Kulikowski T., Pająk G. 1986. Succession of communities in the Goczałkowice Dam Reservoir in the period 1955–1982. — *Archiv für Hydrobiologie*, **106**: 21–43.
- Kyselowa K., Krzeczowska-Wołoszyn Ł. 1974. Algae of dam reservoirs in the Sola cascade and neighbouring sectors of the river. — *Acta Hydrobiologica*, **16**(3–4): 401–416.
- Lampert W., Sommer U. 1996. *Ekologia wód śródlądowych*. — PWN, Warszawa.
- Leitão M. i Léglize L. 2000. Long-term variations of epilimnetic phytoplankton in an artificial reservoir during a 10-year survey. — *Hydrobiologia*, **424**: 39–49.

- Leitão M., Morata S.M., Rodriguez S., Vergon J.P. 2003. The effect of perturbations in phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). — *Hydrobiologia*, **502**: 73–83.
- Lund J.W.G., Kipling G., Le Cren E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. — *Hydrobiologia*, **11**: 143–170.
- Mac Donagh M.E., Casco M.A., Claps M.C. 2009. Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. — *Aquatic Ecology*, **43**: 371–381.
- Mazurkiewicz-Boroń G. 2002. Czynniki kształtujące procesy eutrofizacyjne w podgórszych zbiornikach zaporowych. — *Supplementa ad Acta Hydrobiologica*, **2**: 1–68.
- Moustaka-Gouni M., Albanakis K., Mitrakas M., Psilovikos A. 2000. Planktic autotrophs and environmental conditions in the newly-formed hydroelectric Thesaurus reservoir, Greece. — *Archiv für Hydrobiologie*, **149**: 507–526.
- Mrozińska-Broda T., Czerwik-Marcinkowska J. 2004. Eukaryotic algae and cyanobacteria in the River Dunajec upstream and downstream from the new dam reservoirs in Czorsztyn and Sromowce and their use for monitoring. — *Oceanological and Hydrobiological Studies*, **33**(3): 83–97.
- Nusch E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. — *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft: Ergebnisse der Limnologie*, **14**: 14–36.
- Plużański A., Półtorak T., Tomaszek J., Granops M., Żurek R., Dumnicka E. 1990. Charakterystyka limnologiczna zbiorników kaskady górnego Sanu (Solina Myczkowce). [W:] Z. Kajak (red.) *Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. Cz. 1. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek.* — Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa, ss. 264–281.
- Pociecha A., Wilk-Woźniak E. 2005. Dynamics of phyto- and zooplankton in the submountane dam reservoirs with different trophic status. — *Limnological Review*, **5**: 215–221.
- Sanecki J., Bucka H. 1992. Prognoses of changes in phytoceenoses of the River Dunajec (southern Poland) as a result of hydrotechnical constructions. — *Acta Hydrobiologica*, **34**: 357–373.
- Sommer U., Gliwicz M.Z., Lampert W., Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. — *Archiv für Hydrobiologie*, **106**: 433–471.
- Starmach K. 1955. *Metody badań planktonu.* — Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 133 s.
- Starmach J., Jelonek M. 2003. Ocena stanu ichtiofauny i środowiska wodnego Zbiornika Czorsztyńskiego. — *Supplementa ad Acta Hydrobiologica*, **6**: 65–87.
- Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) 2000. *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – Eutrofizacja – Ochrona.* — Zakład Biologii Wód PAN, Kraków, 261 s.
- Straškraba M. 1998. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. — *International Review of Hydrobiology, Spec. Issue*, **83**: 1–12.
- Tomaszek J.A., Czerwieńiec E. 2000. In situ denitrification measurements in reservoir sediments: an example from southeast Poland. — *Ecological Engineering*, **16**: 61–71.
- Wetzel R.G. 1991. *Limnology.* – Philadelphia – London – Toronto, W.B. Saunders, 767 s.
- Wilk-Woźniak E., Bucka H. 2000. Species diversity of algae and cyanobacteria in phytoplankton communities on the example of history of Rożnów dam reservoir. A review. — *Polish Archives of Hydrobiology*, **7**(2): 213–224.
- Wilk-Woźniak E., Pociecha A., Mazurkiewicz-Boroń G., Szarek-Gwiazda E. 2007. Assessment of the trophic state of submountaine dam reservoirs based on the biotic parameters. — *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego*, **4**: 307–313.
- Wilk-Woźniak E. 2009. Zmiany populacyjne w zbiorowiskach glonów planktonowych oraz ich strategię życiowe w warunkach ekosystemów wodnych sztucznie zmienionych. — *Studia Naturae*, **55**: 1–132.
- Wróbel S. (red.) 1995. *Zakwaszenie Czarnej Wisłki i eutrofizacja zbiornika zaporowego Wisła-Czarne.* — Centrum Informacji Naukowej, Kraków, 158 s.

SUMMARY

The studies were conducted in the Czorsztyński dam reservoir and the Dunajec River on the section before influx into the dam reservoir (Fig. 1). The Czorsztyński dam reservoir is located in the Southern Poland. The chosen physico-chemical parameters such as: water temperature, pH, oxygen saturation, conductivity, concentrations of phosphates, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen were measured. The biotic parameters like phytoplankton (chlorophyll *a*, density, composition) and zooplankton (density, composition) were studied as well. The comparison of chosen parameters of river and dam reservoir showed differences between both of ecosystems (Tab. I).

Abiotic parameters – the highest river inflows were observed during spring or summer, whereas the lowest inflows were recorded during the autumn months of 1998 and 2005 (Fig. 2). The average water temperature in 2005 showed a **similar** trend with **1998**. The differences between water temperature in different seasons are shown on Fig. 3b-3d. While comparing transparency we

found that the values were higher during 2005 than in 1998 (Fig. 4). Phosphates concentration was higher in 1998. Differences between layers and seasons are shown on Fig. 5A-C. The concentration of ammonia nitrogen was similar during both years (Fig. 6A) but was different among seasons (Fig. 6B and C).

The average concentration of nitrate nitrogen showed similar trend in 1998 and 2005 (Fig. 7A). The concentration of nitrate nitrogen was the highest during the spring and the lowest during the autumn of 1998 (Fig. 7B). Small differences were observed in 2005 (Fig. 7C). We also observed some differences between other parameters like: pH, oxygen saturation and conductivity during both years and in different layers (Tab. II).

Biotic parameters — we studied phyto- and zooplankton. In 1998, higher concentration of chlorophyll *a* was observed than in 2005. The highest concentration of chlorophyll *a* was in epilimnion (Fig. 8a). In 1998, the highest concentration of

chlorophyll *a* was observed during the summer, whereas in 2005 the highest amount was during the spring (Fig. 8b). Only in summer 2005 we observed a phenomenon — higher concentration of chlorophyll *a* in hypolimnion than in metalimnion (Fig. 8c). Differences in phytoplankton compositions and groups of dominants are given in Tab. III and IV. The highest density of zooplankton was observed in epilimnion, in both years 1998 and 2005 (Fig. 9a). The lowest density of zooplankton was observed in spring 1998 (Fig. 9b) and autumn 2005 (Fig. 9c). The differences in zooplankton compositions and groups of dominants are given in Tab. V and VI. Dynamics of both phyto- and zooplankton was similar during 1998 and 2005. Maximum densities were observed during the summer (Fig. 10a and b).

In the article we discussed differences between lotic-lentic ecosystems and development of Czorsztyński dam reservoir based on abiotic and biotic parameters and their relationships.

