



Ryc. 7. Zmiany stężenia fosforanów w hypolimnionie Zbiornika Dobczyckiego w latach 1987-2015

nu trofi środowiska wodnego Zbiornika Dobczyckiego była już zawarta w opracowaniach tzw. „prognozie” jeszcze przed jego zalaniem (Mazurkiewicz 1988, Amirowicz 1988, Jelonek, Starmach 1988).

Pierwotną przyczyną zakwalifikowania wód Zbiornika Dobczyckiego od początku istnienia do wód mezo-eutroficznych i eutroficznych było napełnienie go wodami, które niosły ładunek biogenów kilkakrotnie przewyższający określony według Vollenweidera (1976) ładunek krytyczny fosforu $L_c = 1.13 \text{ mg m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ świadczący o wysokim tempie eutrofizacji. Coroczny dopływ biogenów ze zlewni, której powierzchnia jest 80-krotnie wyższa od powierzchni zbiornika powodował silne jego obciążenie tymi substancjami, natomiast około 100 dniowy okres retencji wody oraz bardzo wysoka kumulacja fosforu (do 82 %) i azotu (do 75 %), szczególnie w pierwszym dziesięcioleciu istnienia zbiornika, nasilały i przyspieszały procesy eutrofizacyjne (Mazurkiewicz-Boroń 2002).

Długookresowa analiza większości wskaźników eutrofizacji zbiornika np. stężenia fosforanów przed wiosennym zakwitaniem wody (Ryc. 6), stężenia fosforanów w hypolimnionie (Ryc. 7), minimalne koncentracje tlenu w hypolimnionie (Ryc. 5) wyraźnie wskazuje na postępujący wzrost trofi wód zbiornika w pierwszym okresie funkcjonowania zbiornika oraz powolny spadek na przestrzeni kolejnych lat. Maksymalne stężenia fosforanów w hypolimnionie w okresie stagnacji letniej przedstawiają w początkowym okresie funkcjonowania zbiornika tendencję wzrostu, następnie powolny spadek i stabilizację. Natlenienie hypolimnionu w czasie stagnacji letniej wyrażone minimalnymi koncentracjami tlenu przedstawiało w wieloletnim niewielką tendencję zwyżkową, zakłóconą latami z częstszą wymianą wody w zbiorniku czyli z dużymi wezbrzeniami w zlewni. Wiosenne stężenie fosforanów w słupie wody było szczególnie wysokie w pierwszych latach funkcjonowania

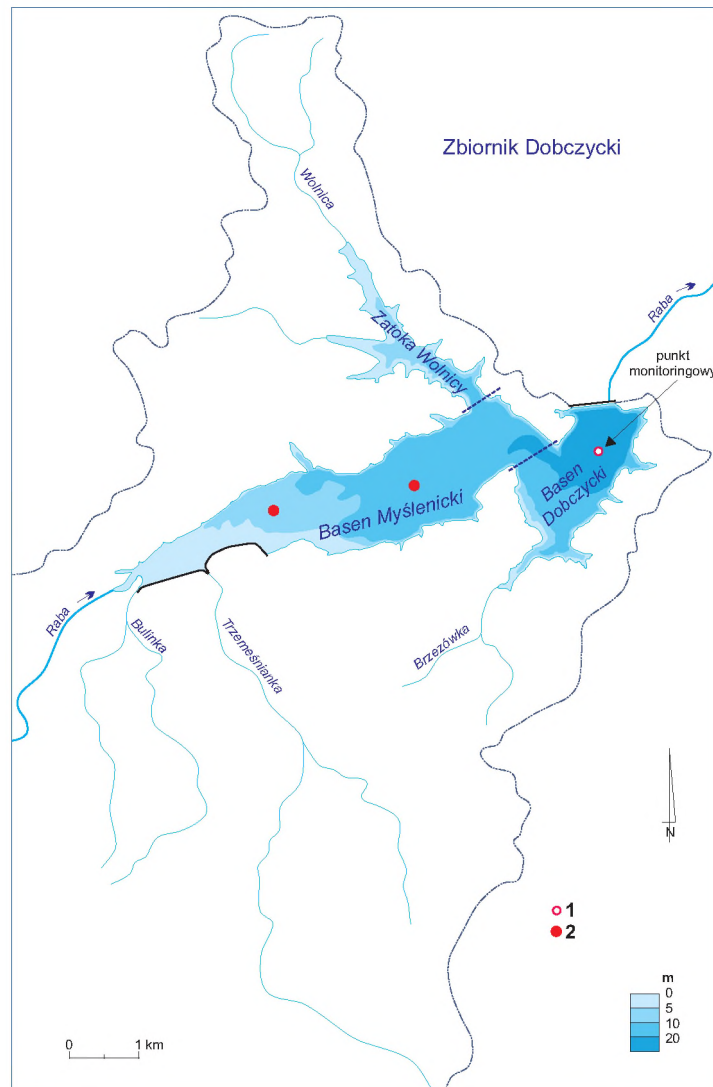
zbiornika. Od roku 1992 ilość fosforu przed wiosennym zakwitaniem malała, jednak była na tyle wysoka, że corocznie zapewniała bujny wiosenny rozwój glonów świadcząc o wysokim poziomie eutrofizacji.

Przebieg wartości tych wskaźników pomimo spadku w wieloletniej perspektywie jednoznacznie ilustruje ciągły postęp procesu eutrofizacji w Zbiorniku Dobczyckim. W efekcie objawiając się zakwitami glonów, i tworzeniem się warunków redukcyjnych przy dnie wzmagając powrót do wód zdeponowanych w osadach różnego rodzaju substancji, co obniża walory użytkowe wód zbiornika. Wraz z upływem lat i zmniejszeniem się ładunków N i P spływających ze zlewni (Ryc. 3), proces eutrofizacji i jej symptomy, w tym najbardziej wyraziste zakwity sinic, nieco osłabły.

Spowolnienie postępu eutrofizacji zbiornika obserwujemy dzięki takim wieloletnim procesom w zlewni jak zmniejszenie zużycia nawozów w rolnictwie, efekty uregulowania gospodarki wodno-ściekowej w gminach, wdrożenia programów ochrony zbiornika i zlewni, wzrost świadomości ekologicznej. Wprawdzie postęp eutrofizacji zwolnił, jednak należy nie zapominać, że jest to proces ciągły, charakteryzujący się tylko różnym tempem rozwoju. Aktualny obraz zwolnienia procesu eutrofizacji nie może osłabić działań chroniących zlewnię i zbiornik przed dopływem związków azotu i fosforu.

9.2 Metale ciężkie

Metale ciężkie w środowisku przyrodniczym cechuje duża trwałość, wysoki poziom bioakumulacji, a wiele z nich również wysoka toksyczność. Doprowadzone do środowiska pozostają w nim i oddziałują przez długi okres czasu ze względu na znikomy stopień degradacji. Metale ciężkie po przekroczeniu określonych



Ryc. 8. Zbiornik Dobczycki - stanowiska poboru prób do badań metali ciężkich; 1 - wody w latach 1993, 1994, 1998 i 2005-2008; 1 i 2 – osadów w latach 1994, 1998, 2005 i 2007

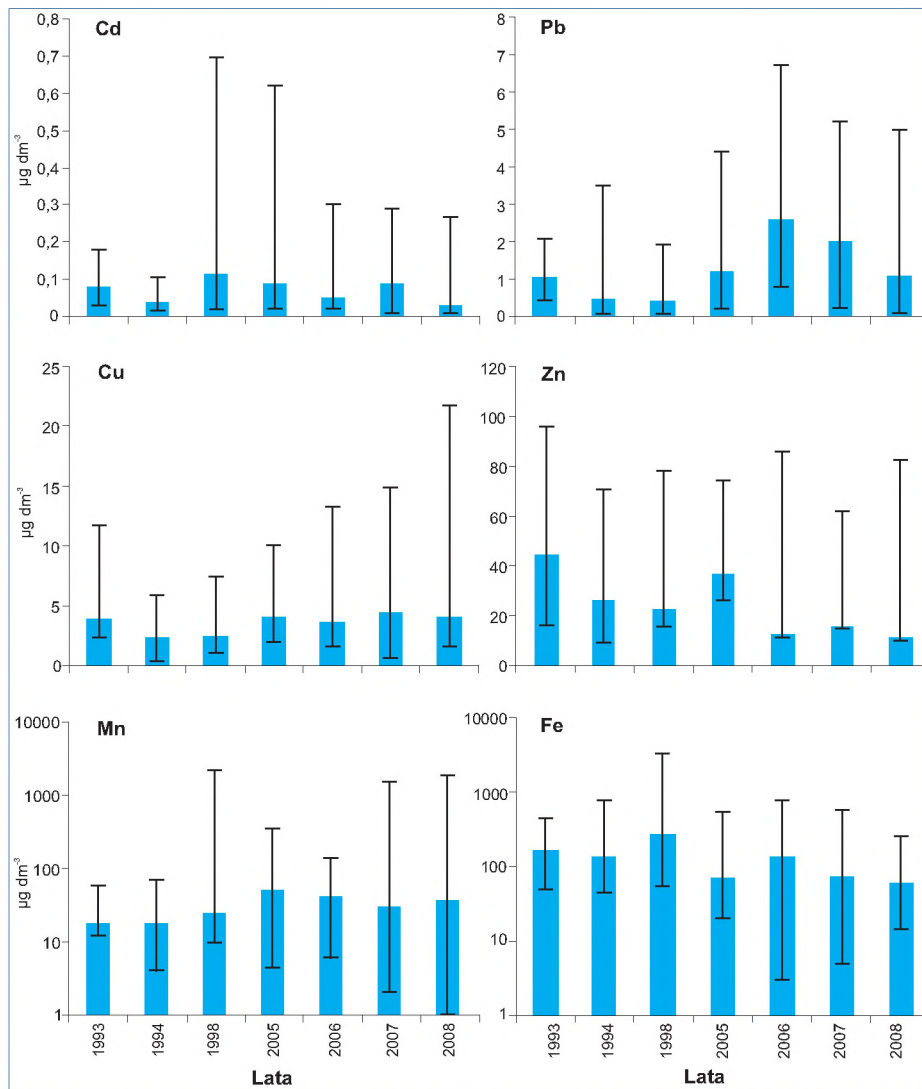
stężenia mogą działać toksycznie na organizmy. Przykładowo pierwiastki takie jak Cd, Pb, Cu i Zn wpływają niekorzystnie na procesy fotosyntezy u roślin czy hamują procesy samooczyszczania wód (Kabata-Pendias i Pendias 1999). Ołów już przy niskich stężeniach powoduje efekt hematologiczny i rozwój krzywizny kręgosłupa u ryb, a subletalne dawki Zn wpływają niekorzystnie na reprodukcję i wzrost ryb. Wysokie stężenia Cu powodują nadmierne wydzielanie śluzu, wytrącanie go na skrzelach i śmierć ryb przez uduszenie (Jezierska i Witeska 2001). Metale ciężkie wywołują również zmiany genetyczne u makrobezkręgowców żyjących w silnie zanieczyszczonych Cr, Pb, Zn i Cd osadach rzek i zbiorników wodnych (Michailova i in. 2009, 2012).

Dlatego w ciągu 30 lat funkcjonowania Zbiornika Dobczyckiego przeprowadzono wiele badań dotyczących metali ciężkich w abiotycznych (woda, osad) i biotycznych (ryby, makrofity) elementach ekosystemu. Celem ich było ustalenie czynników kształtujących stężenia metali ciężkich oraz

określenie potencjalnego zagrożenia dla biocenozy, a pośrednio dla człowieka, w związku z wykorzystaniem wody ze zbiornika dla celów pitnych (Szarek-Gwiazda 1998a, 1998b, 1999, 2000, 2005, 2013, Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń 2002, 2006, Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003, Gołaś i in. 2005, Szarek-Gwiazda i in. 2006, 2011). Niniejsze opracowanie przedstawia zmiany stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn, Fe) w wodzie i osadzie Zbiornika Dobczyckiego na przestrzeni lat. Prezentuje również wyniki badań dotyczące metali ciężkich w rybach i makrofitach ze Zbiornika Dobczyckiego (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003, Szarek-Gwiazda i in. 2006, Szarek-Gwiazda 2013).

9.2.1. Woda

Badania metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w wodzie Zbiornika Dobczyckiego prowadzono w latach 1993, 1994, 1998 i 2005-2008. Stanowisko poboru prób usytu-



Ryc. 9. Zakresy i mediany stężeń metali ciężkich w wodzie Zbiornika Dobczyckiego w latach 1993, 1994, 1998, 2005-2008

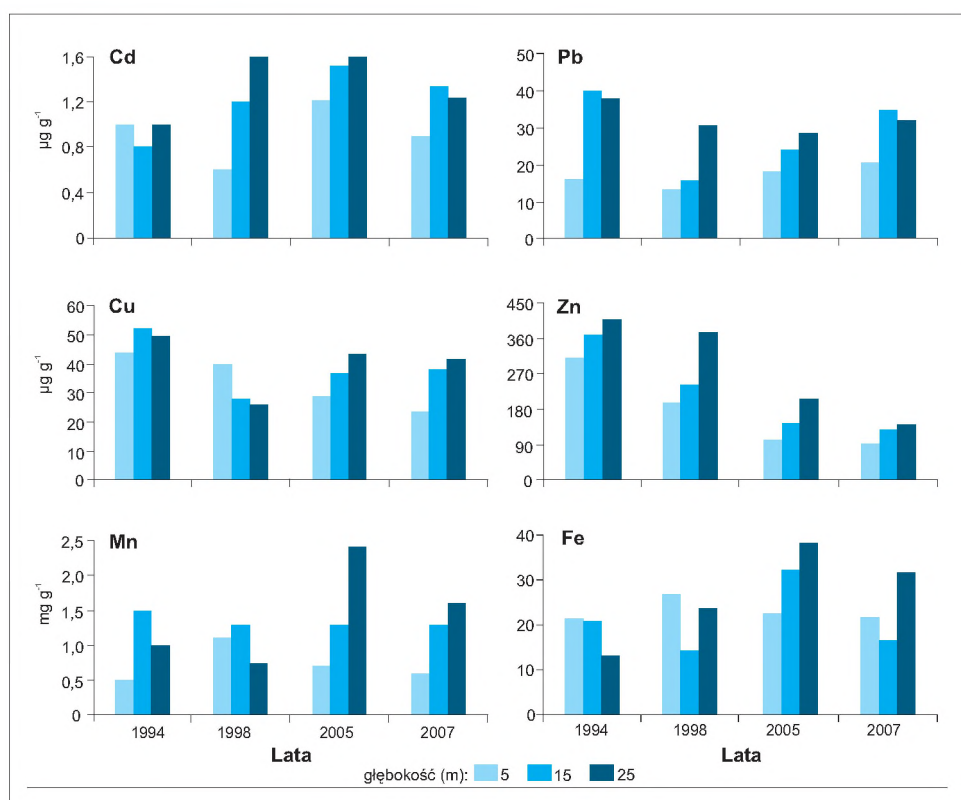
owane było w pelagialu Basenu Dobczyckiego (Ryc. 8). Lata 1993, 1994 i 2008 można uznać za hydrologicznie „suche”, lata 1998 i 2007 za hydrologicznie „mokre”, a lata 2005 i 2006 za hydrologicznie „przeciętne”.

Wody Zbiornika Dobczyckiego były w małym stopniu zanieczyszczone metalami ciężkimi w badanych latach. W zlewni rzeki Raby nie ma dużych zakładów przemysłowych, a stężenia metali ciężkich w zbiorniku kształtowane były przez czynniki naturalne i antropogeniczne, głównie przez ścieki komunalne i przemysłowe z miast i wsi położonych wzdłuż Raby, zanieczyszczenia obszarowe pochodzenia rolniczego, odcieki z wysypisk śmieci i odpadów, czy zanieczyszczenia pochodzenia atmosferycznego (Szarek-Gwiazda 2000, 2013).

Stężenia metali ciężkich w wodzie Zbiornika Dobczyckiego w badanych latach wykazywały znaczne zróżnicowanie (w $\mu\text{g dm}^{-3}$): Cd 0,01- 0,70, Pb 0,03-6,7, Cu 0,4-21,8, Zn 1,0-95,5, Mn 2-2233 i Fe 3-3296 (Ryc. 9). Kształtowały się one pod wpływem kompleksowego oddziaływania

dynamiki przepływu, składu chemicznego wody rzeki Raby oraz procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych zachodzących w zbiorniku. Spośród badanych metali ciężkich jedynie stężenia Zn w wodzie zbiornika wykazywały tendencję malejącą na przestrzeni lat (Ryc. 9), wskazującą na zmniejszenie zanieczyszczenia zbiornika tym metalem. Zanieczyszczenie Zn wody w latach 80-tych i na początku 90-tych XX wieku spowodowane było głównie zanieczyszczeniem atmosferycznym, przez emisje przemysłowe bliskiego, średniego i dalekiego zasięgu (Maneck i Tarkowski 1993). Ograniczenie emisji przemysłowych skutkowało prawie 3-krotnym zmniejszeniem stężeń Zn w wodzie zbiornika (Ryc. 9).

Zanieczyszczenie wody zbiornika pozostałymi metalami nie uległo zasadniczym zmianom na przestrzeni lat (Rys. 9). Głównym źródłem Cd i Fe było zanieczyszczenie obszarowe, związane z erozją rolniczo użytkowanych gleb. Wysokie stężenia tych metali występowały w wodzie zbiornika (główne w meta- i hypolimnionie)



Ryc. 10. Średnie stężenia metali ciężkich w osadzie Zbiornika Dobczyckiego w latach 1994, 1998, 2005-2008

podczas wysokich przepływów i wzebrań powodziowych (Szarek-Gwiazda 2013). Znalazło to odbicie w występowaniu wyższych median stężeń Cd w latach hydrologicznie „mokrych” i „przeciętnym” niż w latach hydrologicznie „suchych” (Ryc. 9). Znaczącym źródłem Fe w wodzie zbiornika było ponadto „zasilanie wewnętrzne”, jako skutek zachodzących procesów eutrofizacyjnych. Corocznie w wodzie przydennej zbiornika w okresie letniej stagnacji następowało obniżenie pH i wzrost warunków redukcyjnych, będące skutkiem dekompozycji materii organicznej. Warunki takie sprzyjały uwalnianiu Fe i Mn oraz związanych z nimi metali z osadu. Proces ten ograniczała poprawa natlenienia wód przydennej w okresie jesienno-mieszanym i podwyższonych przepływów (Szarek-Gwiazda 2005, 2013). Dlatego wysokie mediany stężeń Fe wystąpiły w latach 1998 i 2006, w których wysokie przepływy występowały wiosną lub wczesnym latem, a „zasilanie wewnętrzne” w czasie letniej stratyfikacji, a ponadto w hydrologicznie „suchych” latach 1993 i 1994 (Ryc. 9). Głównym źródłem Mn w wodzie zbiornika było „zasilanie wewnętrzne” oraz zanieczyszczenia obszarowe i komunalne (Szarek-Gwiazda 2013). Maksymalne stężenia Mn ($1500-2234 \mu\text{g dm}^{-3}$) obserwowane w wodzie przydennej zbiornika w okresie letniej stagnacji w latach 1998, 2007 i 2008 (Ryc. 9) były głównie skutkiem „zasilania wewnętrznego”. Jednak najwyższą medianę stężeń Mn stwierdzono w roku (2005) o znacznej fluktuacji przepływów, co wskazuje na wpływ zanie-

czyszczenia obszarowego. Maksymalną medianę stężeń Pb stwierdzono w hydrologicznie „przeciętnym” 2006 roku. Głównym źródłem Pb w wodzie zbiornika był ruch samochodowy, zanieczyszczenia komunalne i obszarowe, a mniejszym „zasilanie wewnętrzne”. Wysokie stężenia Cu w wodzie zbiornika były związane z dopływem ścieków komunalnych i występowały głównie w czasie długotrwałych okresów niskiego przepływu rzeki Raby (Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń 2002, Szarek-Gwiazda 2013). Najwyższą medianę stężeń Cu stwierdzono w hydrologicznie „suchym” 2008 roku (Ryc. 9). W okresie niskiego przepływu Raby stwierdzano również podwyższone stężenia innych metali (Cd, Pb, Zn, Mn) związane ze ściekami komunalnymi. Ścieki komunalne podczas wyższych przepływów rzeki ulegały rozcieńczeniu i następowało obniżenie stężeń metali w wodzie. Dodatkowym źródłem Cu w wodzie zbiornika było zanieczyszczenie obszarowe, a w mniejszym stopniu „zasilanie wewnętrzne”. Procesy eutrofizacyjne zachodzące w zbiorniku kształtowały stężenia metali z jednej strony przez pobór czy adsorpcję metali (Cd, Pb, Cu i Zn) przez glony, a z drugiej przez zmianę pH i warunków redox wpływających na cykl geochemiczny metali, zwłaszcza Fe i Mn.

Szczegółowy opis czynników kształtujących stężenia Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe w wodzie Zbiornika Dobczyckiego (w tym powodzi) został przedstawiony w pracach Szarek-Gwiazda (1998a, 2000, 2005, 2013) oraz Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń (2002, 2006).

9.2.2. Osad

Badania metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w osadzie Zbiornika Dobczyckiego prowadzono na trzech stanowiskach usytuowanych na głębokościach 5, 10 i 15 m wzdłuż długiej osi zbiornika w latach 1994, 1998, 2005 i 2007 (Ryc. 8). Szczegółowy opis usytuowania stanowisk, terminów oraz głębokości poboru próbek wody i osadu podano w pracach Szarek-Gwiazda (2000, 2013). Osady zbiornika były w małym stopniu zanieczyszczone Cd, Pb, Cu w badanych latach i Zn w latach 2005 i 2007 (Ryc. 10). Stężenia tych metali były niższe od wartości progowych PEL (*probable effects levels*, Cd 3,53, Pb 91,3, Cu 197, Zn 315, Ni 36 $\mu\text{g g}^{-1}$), a więc od stężeń, przy których szkodliwe oddziaływanie na organizmy występuje sporadycznie. Stężenia tych metali w osadzie były podobne do występujących w innych w małym stopniu zanieczyszczonych zbiornikach zaporowych, np. Solina (Gruca –Rokosz i in. 2004), Zemborzycki (Solecki i Chibowski 2000), a niższe od występujących w osadach zbiorników będących pod wpływem oddziaływania zanieczyszczeń miejskich i przemysłowych, np. Rybnik (Loska i Wiechuła 2003), czy Turawa (Ciesielczuk i Kusza 2007). Przekroczenia wartości PEL wykazywały stężenia Zn w większości próbek osadów (do 454 $\mu\text{g g}^{-1}$) w 1994 r. oraz w głębszej części zbiornika (do 476 $\mu\text{g g}^{-1}$) w 1998 roku. Mediany stężeń Zn w osadzie Zbiornika Dobczyckiego wskazują na zmniejszenie zanieczyszczenia osadu na przestrzeni lat (od 1993 do 2007 r.), a stężenia pozostałych metali nie wykazują jednolitego trendu (Ryc. 10). Źródła zanieczyszczenia Zbiornika Dobczyckiego Zn omówiono powyżej. Stwierdzono również przekroczenia wartości PEL dla stężeń Ni w 2007 roku (do 83,1 $\mu\text{g g}^{-1}$), które były głównie związane z podwyższoną jego zawartością w skałach zlewni (flisz karpacki) (Szarek-Gwiazda i in. 2011).

W osadzie Zbiornika Dobczyckiego wysokie stężenia metali ciężkich występowały głównie w strefie przejściowej i akumulacji (głębokości 15 i 25 m), gdzie następowało nagromadzenie składników organicznych, nieorganicznych i mineralnych (Szarek-Gwiazda i Sadowska 2010, Szarek-Gwiazda 2013). Taki trend obserwowany był dla Cd (lata 1998, 2005 i 2007), Pb, Cu (1994, 2005 i 2007), Zn oraz Mn i Fe (lata 2005 i 2007) (Ryc. 10). Osady w górnej części Zbiornika Dobczyckiego (głębokość 5 m) miały zazwyczaj niższe stężenia metali ciężkich. Akumulacja metali w tej części zbiornika związana jest ze zmniejszeniem przepływu i sedymentacją zanieczyszczonej metalami zawiesiny niesionej przez rzekę i występuje zazwyczaj w silniej zanieczyszczonych metalami zbiornikach. Fluktuacje stężeń metali ciężkich w osadzie Zbiornika Dobczyckiego w poszczególnych latach lub na głębokościach mogły być spowodowane zmianą zanieczyszczenia, resuspensją osadów oraz zmianami parametrów środowiskowych w systemie woda-osad (pH, potencjał redox; głównie Mn,

Cd i Fe) (Szarek-Gwiazda 2013). Przeprowadzone badania (Szarek-Gwiazda 2013) wykazały, że wezbranie powodziowe silnie modyfikuje przestrzenne rozmieszczenie zawartości frakcji pylasto-ilastej, materii organicznej i stężeń metali ciężkich w osadzie Zbiornika Dobczyckiego, zarówno poprzez sedymentację naniesionej ze zlewni i koryta rzeki zawiesiny i związanych z nią metali (głównie Cd, Pb, Zn i Mn), jak również przez resuspensję osadów. Istotne znaczenie ma również zasięg oddziaływania wezbrania powodziowego.

Formy występowania metali w osadzie

Metale ciężkie zakumulowane w osadzie mogą być w różnym stopniu mobilne i dostępne dla biocenozy, a decydują o tym formy (jonowymienna, węglanowa, łatwo redukowalna, średnio redukowalna, organiczno siarczkowa i pozostała) ich występowania. Przeprowadzone badania (Szarek-Gwiazda 1998b, 2005, 2013, Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń 2002, 2006) wykazały, że największą potencjalną mobilnością w części środkowej Zbiornika Dobczyckiego charakteryzowały się Mn i Cd, a na niektórych stanowiskach w części przybrzeżnej Cd, Mn, Pb, Zn i Cu. Metale te w większych ilościach występowały w formach: jonowymiennej, węglanowej i łatwo redukowalnej, które są wrażliwe na zmiany warunków środowiskowych (pH, potencjał redoks) w systemie woda-osad. Najmniejszą mobilnością charakteryzowało się Fe. Wyniki badań wskazują, że potencjalna mobilność metali ciężkich zakumulowanych w osadzie zbiornika zależy od nasilenia procesów eutrofizacyjnych.

9.2.3. Ryby

Zbiornik Dobczycki jest zanieczyszczony metalami ciężkimi w stopniu małym, a zatem mamy tu do czynienia z długoterminowym oddziaływaniem stosunkowo niskich stężeń metali na biocenozę zbiornika. Akumulacja metali ciężkich w tkankach ryb zależy od wielu czynników, a zwłaszcza od stężenia metalu w środowisku, czasu ekspozycji, gatunku ryby, drogi poboru metalu przez rybę, powinowactwa metalu do tkanki, wieku i wielkości okazu czy warunków środowiskowych (np. pH, zasolenia, alkaliczności) (Jeziarska i Witeska 2001, Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003).

W Zbiorniku Dobczyckim przeprowadzono badania stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Zn, Mn i Fe) w tkankach trzech gatunków ryb różniących się sposobem odżywiania: leszcza *Abramis brama* (L.), płoci *Rutilus rutilus* (L.) i sandacza *Sander lucioperca* (L.) (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003, Szarek-Gwiazda i in. 2006). Płoc jest gatunkiem bentosożernym odżywiającym się bezkręgowcami bentosowymi, glonami nitkowatymi i detrytusem, pokarm leszcza stanowi zooplankton i makrofauna denna, natomiast sandacz jest ga-

tunkiem drapieżnym. Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb wykazywały znaczne zróżnicowanie. Najniższe były one zawsze w tkance mięśniowej (w $\mu\text{g g}^{-1}$ suchej masy: Cd 0,01-0,06, Pb 0,4-0,8, Zn 37-54, Mn 1,0-2,9, Fe 20-40). Stężenia Cd i Pb w tkance mięśniowej ryb nie przekraczały dopuszczalnych stężeń tych pierwiastków w środkach spożywczych. Najwyższe stężenia Cd stwierdzano w nerkach (do $6,4 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci), Pb w skrzelach (do $5,4 \mu\text{g g}^{-1}$ u sandacza) i wątrobie (do $2,9 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci), Mn w skrzelach (do $53 \mu\text{g g}^{-1}$ u leszcza), Zn w nerkach (do $620 \mu\text{g g}^{-1}$ u płoci) i wątrobie (do $230 \mu\text{g g}^{-1}$ u leszcza), natomiast Fe w wątrobie, nerkach i skrzelach ryb (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003, Szarek-Gwiazda i in. 2006). Akumulacja metali ciężkich zachodziła głównie w narządach zawierających metalotioneiny (drobnochąsteczkowe białka) odgrywające istotną rolę w homeostazie jonów metali (Zn, Cu) niezbędnych dla prawidłowego metabolizmu organizmu, jak również w detoksykacji komórek z metali toksycznych (Cd, Hg) (Jezierska i Witeska 2001).

Bentosozerne płocie oraz planktonozerne i bentosozerne leszcze zazwyczaj akumulowały wyższe stężenia metali ciężkich (z wyjątkiem Pb) niż drapieżny sandacz. W tkankach płoci stwierdzono najwyższe stężenia Cd i Zn, a w tkankach leszcza Mn i Fe (Szarek-Gwiazda i in. 2006). Płocie i leszcze (częściowo) odżywiają się poszukując pokarmu w mule i dlatego są w większym stopniu narażone na metale zdeponowane w osadzie niż drapieżny sandacz. Kadm, który był najbardziej mobilnym pierwiastkiem w osadzie, był w największych ilościach akumulowany w tkankach płoci. Podwyższone zawartości metali ciężkich w skrzelach i nerkach sandacza w porównaniu do leszcza mogły wynikać z różnic tych gatunków w aktywności, nakładach energetycznych związanych z żerowaniem oraz zapotrzebowaniem na tlen. W kilku przypadkach stwierdzono różnice stężeń metali ciężkich w rybach z górnej i dolnej części Zbiornika Dobczyckiego, co wskazuje że dostępność metali dla ryb może być zróżnicowana nawet w małym stopniu zanieczyszczonym zbiorniku wodnym.

9.2.4. Makrofity

Stężenia metali ciężkich w poszczególnych częściach roślin wodnych (korzenie, łodyga, liście) są zróżnicowane i zależą od gatunku, warunków środowiska (stężenie metalu w wodzie i osadzie, czasu ekspozycji, pH, potencjału redox), drogi poboru metali, mechanizmów transportu, interakcji między metalami (Malec i in. 2011). W ostatnich latach prowadzono liczne badania poświęcone makrofitom wykazującym ponadprzeciętne zdolności do akumulacji substancji zanieczyszczających. Wykorzystywane są one w fitoremediacji, jako alternatywnej metody usuwania metali z zanieczyszczonych wód.

Badaniami objęto cztery gatunki makrofitów, tj. zanurzone: wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum* (L.)

i jezierzę morską *Najas marina* (L.), z liśćmi pływającymi: rdest ziemnowodny *Polygonum amphibium* (L.) oraz wynurzone: trzcinę pospolitą *Phragmites australis* ((Cav.) Trin. ex Steud) występujące w Zatoce Brzezowej i w Zatoce Wolnicy. Metale ciężkie (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) analizowano w pędzie jezierzki morskiej i wywłócznika kłosowego oraz w korzeniach, liściach i łodydze trzciny pospolitej i rdestu ziemnowodnego.

Powyższe gatunki makrofitów wykazały zróżnicowaną zdolność do akumulacji metali ciężkich w częściach nadziemnych. Wyższe stężenia Cd, Pb, Mn i Fe stwierdzono w makrofitach zanurzonych (jezierzki morskiej, wywłócznika kłosowego) i o liściach pływających (rdestu ziemnowodnego), a niższe w makroficie wynurzonej (trzciny pospolitej). Metale ciężkie w najwyższych stężeniach występowały w korzeniach rdestu ziemnowodnego i trzciny pospolitej. Wynika to z faktu, że makrofity wynurzone i zanurzone z dobrze rozwiniętym systemem korzeniowym pobierają metale głównie przez korzenie. Trzcina pospolita jest zaliczana do tzw. „root accumulators” (Aksoy i in. 2005), czyli kumuluje metale w korzeniach. Ołów w małym stopniu przemieszczał się z korzeni do pędów trzciny pospolitej i rdestu ziemnowodnego. Słaby transport pierwiastków toksycznych z korzeni do pędów makrofitów ma na celu ochronę tkanki fotosyntetycznej. Miedź i cynk jako pierwiastki niezbędne w procesach metabolicznych zachodzących w roślinie były w większych ilościach transportowane z korzeni do pędów badanych gatunków.

Stwierdzono podwyższoną akumulację w pędach jezierzki morskiej oraz wywłócznika kłosowego Cd i Mn, czyli pierwiastków charakteryzujących się największą potencjalną mobilnością w osadzie (Szarek-Gwiazda 2013). Stężenia metali ciężkich w makrofitach były niskie i typowe dla środowisk wodnych w małym stopniu zanieczyszczonych metalami ciężkimi.

Podsumowując, stężenia metali ciężkich w abiotycznych (woda, osad) i biotycznych (ryby, makrofity) elementach ekosystemu Zbiornika Dobczyckiego były typowe dla zbiorników wodnych w małym stopniu zanieczyszczonych. Zanieczyszczenie Cd, Pb, Cu, Mn i Fe wody i osadu zbiornika nie uległo zasadniczym zmianom, natomiast zanieczyszczenie Zn uległo zmniejszeniu na przestrzeni lat. Fluktuacje stężeń metali ciężkich w wodzie zbiornika zależne były od dynamiki przepływu, składu chemicznego wody rzeki Raby oraz procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych zachodzących w zbiorniku.

9.3 Fitoplankton

Fitoplankton to zespół organizmów fotosyntetyzujących przystosowanych do życia w toni wodnej okresowo lub na stałe (Reynolds 2006). Określenie to oznacza grupę ekologiczną, a nie jednostkę systematyczną. Organizmy

Bibliografia

- Aksoy A., Duman F., Sezen G. 2005. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*). *Journal of Freshwater Ecology*, 20, 783–785.
- Ciesielczyk T., Kusza G. 2007. Metale ciężkie w osadach dennych zbiornika zaporowego Jezioro Turawskie. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 31, 203–506.
- Gołaś J., Kubica B., Reczyński W., Kwiatek W.M., Jakubowska M., Skiba M., Stobiński M., Dutkiewicz M., Posmyk G., Jones K.W., Olko M., Górecki J. 2005. Preliminary studies of sediments from the Dobczyce drinking water reservoir. *Pol. J. Environ. Stud.*, 14, 577–584.
- Gruca-Rokosz R., Bartoszek L., Tomaszek J.A. 2004. Heavy metals in the bottom sediments of the Solina Reservoir. *Environment Protection Engineering*, 30, 45–50.
- Jeziarska B., Witeska M. 2001. Metal toxicity to fish. *Wyd. Akademii Podlaskiej, Monografie 42, Siedlce*, ss. 318.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Warszawa, PWN.
- Loska K., Wiechula D. 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51, 723–733.
- Malec P., Mysliwa-Kurdziel B., Prasad M.N.V., Waloszek A., Strzałka K. 2011. Role of aquatic macrophytes in biogeochemical cycling of heavy metals, relevance to soil-sediment continuum detoxification and ecosystem health. *W: Detoxification of Heavy Metals*. Berlin, Heidelberg, Springer, 345–368.
- Manecki A., Tarkowski J. 1993. Mineralogical and chemical characteristics of atmospheric dust pollution in the surroundings of Dobczyce Reservoir supplying drinking water for the city of Cracow. *Ekologia Polska*, 41, 289–307.
- Michailova P., Szarek-Gwiazda E., Kownacki A. 2009. Effect of contaminants on the genome of some species of genus *Chironomus* (Chironomidae, Diptera) live in sediments of Dunajec River and Czorsztyn Reservoir (Southern Poland). *Water Air Soil Pollut*, 202, 245–256.
- Michailova P., Warchałowska-Śliwa E., Szarek-Gwiazda E., Kownacki A. 2012. Does biodiversity of macroinvertebrates and genome response of Chironomidae larvae (Diptera) reflect heavy metal pollution in a small pond? *Environ Monit Assess*, 184, 1–14.
- Solecki J., Chibowski S. 2000. Examination of trace amount of some heavy metals in bottom sediments of selected lakes of South-Eastern Poland. *Pol. J. Environ. Stud.*, 9, 203–208.
- Szarek-Gwiazda E. 1998a. Horizontal, vertical and seasonal distribution of heavy metals in the water of a stratified dam reservoir (Dobczyce Reservoir, southern Poland). *Acta Hydrobiologica*, 40, 2, 113–120.
- Szarek-Gwiazda E. 1998b. The effect of abiotic factors on the content and mobility of heavy metals in the sediment of a eutrophic dam reservoir (Dobczyce Reservoir, southern Poland). *Acta Hydrobiologica*, 40, 2, 121–129.
- Szarek-Gwiazda E. 1999. Heavy metal contents in stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) (Cobitidae) living in the river above and below dam reservoir (Dobczyce Reservoir, southern Poland). *Polish Journal of Ecology*, 47, 2, 145–152.
- Szarek-Gwiazda E. 2000. Metale ciężkie w wodzie i osadzie dennym. *W: Starmach J., Mazurkiewicz-Boroń G. (red.): Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja – ochrona*. Kraków, ZBW PAN, 81–95.
- Szarek-Gwiazda E., Mazurkiewicz-Boroń G. 2002. Deposition of copper in the eutrophic, submontane Dobczyce dam reservoir (Southern Poland) – role of speciation. *Water Air Soil Pollut.*, 140, 203–218.
- Szarek-Gwiazda E., Amirowicz A. 2003. Bioaccumulation of trace elements in roach, *Rutilus rutilus* (L.) in a eutrophicated submontane reservoir. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna*, 10, 5, 445–453.
- Szarek-Gwiazda E. 2005. Manganese and iron accumulation in a eutrophic, submontane dam reservoir – the role of speciation. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 34, 3, 125–139.
- Szarek-Gwiazda E., Amirowicz A., Gwiazda R. 2006. Trace element concentrations in fish and bottom sediments of a eutrophic dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35, 4, 331–352.
- Szarek-Gwiazda E., Mazurkiewicz-Boroń G. 2006. Influence of cadmium and lead partitioning in water and sediment on their deposition in the sediment of a eutrophic dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35, 2, 141–157.
- Szarek-Gwiazda E., Sadowska I. 2010. Distribution of grain size and organic matter content in sediments of submontane dam reservoir. *Environment Protection Engineering*, 36, 1, 113–124.
- Szarek-Gwiazda E., Czaplicka-Kotas A., Szalińska E. 2011. Background concentrations of nickel in the sediments of the Carpathian dam reservoirs (southern Poland). *Clean Soil Air Water*, 39, 4, 368–375.
- Szarek-Gwiazda E. 2013. Czynniki kształtujące stężenia metali ciężkich w rzece Rabe i niektórych karpackich zbiornikach zaporowych. *Studia Naturae*, 60, 1–146.