

AUTOREFERAT

Ewa Danuta Szarek-Gwiazda

Instytut Ochrony Przyrody PAN, al. A. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

1. Imię i nazwisko

Ewa Danuta Szarek-Gwiazda

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/ artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.

1990 – magister biologii, specjalność – zoologia, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński. Tytuł pracy magisterskiej „Koncentracja metali ciężkich w mchu *Pleurozjum schreberi* w wybranych terenach leśnych Polski”.

2000 – doktor nauk rolniczych w zakresie zootechniki, Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu. Tytuł pracy doktorskiej „Zróżnicowanie stężeń i specjacja metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w wodzie i osadzie eutroficznego zbiornika zaporowego (Zbiornik Dobczycki, południowa Polska).

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

1990 – 2000 asystent w Zakładzie Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN w Krakowie,

2000 – 2003 adiunkt w Zakładzie Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN w Krakowie,

2004 – 2010 adiunkt w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie,

od 2010 specjalista biolog w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.

4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):

a) tytuł osiągnięcia naukowego

Szarek-Gwiazda E. 2013. Czynniki kształtujące stężenia metali ciężkich w rzece Rabie i niektórych karpaccich zbiornikach zaporowych. *Studia Naturae* 60, 1-146.

b) omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wiedza odnośnie substancji priorytetowych i szczególnie szkodliwych dla środowiska (należą do nich niektóre metale ciężkie), a zwłaszcza substancji mających tendencję do akumulacji w osadach i / lub faunie i florze jest nadal niewystarczająca. Czynniki kształtujące cykl geochemiczny metali ciężkich w podgórskich rzekach i zbiornikach zaporowych są nadal słabo poznane.

Celem przeprowadzonych przeze mnie badań było określenie czynników decydujących o transporcie metali ciężkich Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe w wodach karpackiej rzeki i zbiorników zaporowych oraz ich akumulacji w osadach zbiorników. Szczególną uwagę zwróciłam na hydrologię (w tym wezbrania powodziowe) zasilającej rzeki oraz procesy eutrofizacyjne zachodzące w zbiorniku. Badania miały na celu zweryfikowanie następujących hipotez:

- (1) czynniki hydrologiczne znacząco kształtują stężenia niektórych metali ciężkich w wodzie rzeki karpackiej;
- (2) zbiorniki zaporowe zaburzają procesy transportu metali ciężkich w rzece karpackiej;
- (3) cykl geochemiczny metali ciężkich w karpackich zbiornikach zaporowych kształtowany jest w dużej mierze przez czynniki klimatyczno-hydrologiczne i procesy eutrofizacyjne;
- (4) materia mineralna (związki Al, Mn, Fe, frakcje pylasto-ilaste) ma dominujące znaczenie w akumulacji metali ciężkich w osadach zbiorników karpackich, a kształtowane przez czynniki hydrodynamiczne rozmieszczenie składników mineralnych i organicznych decyduje o rozmieszczeniu metali ciężkich na dnie zbiornika.

Badania miały również na celu oszacowanie zagrożenia dla biocenozy ze strony metali ciężkich, zwłaszcza zakumulowanych w osadzie. W tym celu określiłam: (1) formy ich występowania w osadzie czyli potencjalną mobilność i biodostępność, (2) akumulację metali ciężkich w makrofitach.

Szczegółowe badania przeprowadziłam w rzece Rabie i usytuowanym na niej Zbiorniku Dobczyckim (ZD), a badania porównawcze w Zbiorniku Czorsztyńskim (ZC) i Zbiorniku Rożnowskim (ZR) na Dunajcu. Zbiorniki różnią się szeregiem cech, między innymi: wiekiem, morfometrią, czasem retencji wody oraz trofią. Badaniami objęłam Cd i Pb, czyli pierwiastki znajdujące się na liście substancji priorytetowych, Cu i Zn należące do grupy substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska oraz Mn i Fe decydujące o procesach migracji i akumulacji innych metali ciężkich.

A. Czynniki decydujące o migracji metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w wodzie rzeki Raby określiłam w oparciu o comiesięczne czteroletnie (2005-2008) badania rzeki powyżej i poniżej Zbiornika Dobczyckiego.

Stwierdziłam, że fluktuacje stężeń metali ciężkich w wodzie Raby powyżej zbiornika kształtowane były przez czynniki klimatyczno-hydrologiczne, zlewniowe oraz procesy fizyczno-chemiczne i biologiczne zachodzące w rzece. Rzekę Rabę charakteryzowała znaczna fluktuacja przepływów: wielokrotnie występowały podwyższone przepływy, pięciokrotnie wysokie przepływy, a dwukrotnie wezbrania powodziowe (czerwiec 2005, wrzesień 2007). Na podstawie średniej z wielolecia lata 2005 i 2006 uznałam za hydrologicznie przeciętne, rok 2007 za hydrologicznie „mokry”, a rok 2008 za hydrologicznie „suchy”. Przepływy kształtował stężenia metali ciężkich, głównie Fe, Mn, Cd i Pb, związane z erozją gleb i zanieczyszczeniem obszarowym spowodowanym rolniczym użytkowaniem zlewni (Hipoteza 1). Fluktuacje stężeń metali ciężkich przy niskich i przeciętnych przepływach Raby związane

były z zanieczyszczeniami komunalnymi, migracją metali (Cu, Cd i Zn) z rozpuszczoną materią organiczną oraz z zawartością tlenu rozpuszczonego i pH (Fe). Związki Fe odgrywały istotną rolę w migracji Pb, Cu i Zn, a Mn w migracji Pb i Cu w latach hydrologicznie przeciętnych i roku hydrologicznie „mokrym, a związki Mn w migracji Cd w roku hydrologicznie „suchym”.

Wyniki badań wykazały, że stężenia metali ciężkich w wodzie rzeki poniżej zbiornika kształtowane były przez czynniki zlewniowe i procesy eutrofizacyjne zachodzące w zbiorniku. Procesy eutrofizacyjne zachodzące w zbiorniku wpływały negatywnie na jakość wody odpływającej powodując obniżenie odczynu i zawartość tlenu rozpuszczonego, a wzrost zawartość materii organicznej oraz stężeń Mn i Fe i innych metali (Pb, Cd) w okresie letniej stagnacji, gdy nie występowały wysokie przepływy (Hipoteza 2). Porównanie ładunków metali ciężkich w wodzie Raby powyżej i poniżej zbiornika pozwoliło stwierdzić: (1) niewielki wpływ zbiornika na stężenia Cu w rzece, (2) odpływ ze zbiornika Fe i Mn niezależnie od warunków hydrologicznych i Cd w roku hydrologicznie „suchym”, (3) niewielką akumulację w zbiorniku Pb i Zn.

B. Czynniki decydujące o migracji Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe w wodach karpackich zbiorników zaporowych określiłam w oparciu o czteroletnie, comiesięczne badania Zbiornika Dobczyckiego (2005-2008) i jednoroczne (maj, wrzesień, listopad 2005) porównawcze badania zbiorników: Dobczyckiego, Czorsztyńskiego i Rożnowskiego.

Wyniki badań wykazały, że stężenia metali ciężkich w wodach karpackich zbiorników zaporowych pozostawały głównie pod wpływem dynamiki przepływu i składu chemicznego wody zasilającej rzeki oraz procesów eutrofizacyjnych zachodzących w zbiorniku (Hipoteza 3). Warunki redoks i pH środowiska, kształtowane przez procesy produkcji pierwotnej w epilimnionie i dekompozycji materii organicznej w hypolimnionie kształtowały stężenia Mn i Fe w wodzie ZD. Wykazałam występowanie „zasilania wewnętrznego” Zbiornika Dobczyckiego Mn i Fe (w mniejszym stopniu innymi metalami) podczas letniej stagnacji, będące skutkiem procesów eutrofizacyjnych. Procesowi temu sprzyjało obniżenie pH i zawartości tlenu rozpuszczonego ($< 4,5 \text{ mg dm}^{-3}$ dla Mn; $< 3 \text{ mg dm}^{-3}$ dla Fe), a ograniczało go lepsze natlenienie wody przydennej (jesienne mieszanie, większe przepływy). „Zasilanie wewnętrzne” występowało również w ZC i ZR czyli niezależnie od trofii (mezotroficzny – eutroficzny) i typu (limniczny – reolimniczny) zbiornika. Stwierdziłam ponadto zależność stężeń Cd, Pb (dodatnie korelacje), Cu i Zn w epilimnionie ZD od rozwoju glonów (zawartość chl *a*).

Wykazałam, że dynamika przepływu wody w zbiorniku kształtowała stężenia niektórych metali w słupie wody, w miesiącach i latach i wpływała na procesy zachodzące w zbiorniku. Podczas wezbrania powodziowego nastąpił wzrost stężeń Mn, Fe, Cd i Pb pochodzenia zlewniowego (obszarowe) i ograniczenie „zasilania wewnętrznego” zbiornika metalami, a po powodzi obniżenie stężeń metali (Cd, Pb, Cu i Mn) w wodzie zbiornika (z wyjątkiem wody przydennej) wskutek sedymentacji zawiesin wraz z zanieczyszczeniami. Fluktuacje stężeń metali (Pb, Cd, Zn, Mn) w wodzie ZD w czasie długotrwałych okresów niskiego przepływu zasilającej rzeki spowodowane były dopływem ścieków komunalnych oraz ich migracją (głównie Cu) w formie kompleksów z rozpuszczoną materią organiczną. Czasowa zmienność stężeń metali ciężkich w wodach zbiorników warunkowana była kompleksowym oddziaływaniem powyższych parametrów środowiskowych.

C. Czynniki kształtujące stężenia metali ciężkich w osadach (warstwa 0-5 cm, frakcja < 0,2 mm) karpackich zbiorników określiłam w oparciu o porównawcze badania zbiorników: Dobczyckiego, Czorsztyńskiego i Rożnowskiego (maj, wrzesień i październik 2005, 4-6 stanowisk) oraz badania Zbiornika Dobczyckiego przed i po powodzi (maj i listopad 2007, 30 stanowisk).

Wyniki badań wykazały segregację uziarnienia i przestrzenne zróżnicowanie wartości innych parametrów środowiskowych (Fe, Mn, materii organicznej – z wyjątkiem ZR) w osadach w środkowej części zbiorników karpackich (ZD, ZC i ZR) i na całej powierzchni dna ZD, typowe dla głębokich zbiorników. Nagromadzenie frakcji 0,006–0,002 i < 0,002 mm, materii organicznej, Fe i Mn w głębszych częściach zbiorników (w ZD strefa przejściowa i jeziorowa) sprzyjało akumulacji metali ciężkich (Cd, Pb, Cu i Zn). Wykazałam większe znaczenie składników nieorganicznych niż organicznych w akumulacji metali ciężkich w osadach (Hipoteza 4). Stwierdziłam wpływ odczynu i warunków redoks środowiska w kształtowaniu całkowitych stężeń metali ciężkich w osadzie zbiorników karpackich. Fala powodziowa spowodowała zaburzenie rozmieszczenia składników organicznych, nieorganicznych i mineralnych w osadzie ZD. Po powodzi, w części pozostającej pod wpływem zasilającej rzeki, stężenia metali (Cd, Pb, Zn i Mn) zależne były od procesów sedymentacyjnych naniesionej drobnopiękistej zawiesiny, a w części pozostałej – od oddziaływania zlewni bezpośredniej. Nastąpił wzrost zawartości materii organicznej, a obniżenie potencjału redoks i pH osadu ZD.

D-a. Zagrożenia dla biocenozy ze strony metali ciężkich określiłam w oparciu o formy ich występowania w osadach w środkowej części ZD, ZC i ZR oraz w przybrzeżnej części ZD (wrzesień 2005).

Pomimo różnic w całkowitych stężeniach metali ciężkich, formy ich występowania były podobne w osadach w środkowej części karpackich zbiorników. Wykazywały one natomiast większe zróżnicowanie w przybrzeżnej części ZD wynikające ze znacznej mozaikowości czynników oddziałujących w zlewni bezpośredniej. Największą potencjalną mobilnością w części środkowej zbiorników wykazywały Mn i Cd, a na niektórych stanowiskach w części przybrzeżnej ZD – Cd, Mn, Pb, Zn i Cu. Potencjalną mobilność i biodostępność metali ciężkich w osadach karpackich zbiorników zaporowych kształtował udział metali ciężkich w formach jonowymiennej, węglanowej i łatwo redukowalnej, które są wrażliwe na zmiany warunków środowiskowych (pH, Eh) w systemie woda–osad. Dlatego potencjalna mobilność metali ciężkich zależna jest od nasilenia procesów eutrofizacyjnych.

D-b. Zagrożenia dla biocenozy ze strony metali ciężkich określiłam również na podstawie ich akumulacji w 4 gatunkach makrofitów: wywłóczniku kłosowym *Myriophyllum spicatum*, jezierzy morskiej *Najas marina*, rdeście ziemnowodnym *Polygonum amphibium* i trzinie pospolitej *Phragmites australis* występujących w strefie przybrzeżnej Zbiornika Dobczyckiego (sierpień 2007).

Stwierdziłam występowanie wyższych stężeń Cd, Pb, Mn i Fe w makrofitach zanurzonych (*M. spicatum*, *N. marina*) i o liściach pływających (*P. amphibium*) niż w makrofitach wynurzonych (*P. australis*), co jest typowe dla tych gatunków. Wyższe stężenia metali ciężkich występowały ponadto w korzeniach niż w liściach i łodydze *P. australis* i *P. amphibium*, co również jest zjawiskiem typowym. Akumulacja metali ciężkich w makrofitach była niezależna od całkowitych stężeń metali w osadzie zbiornika. Wartości współczynników kumulacji metali (makrofit/osad) wykazały największą akumulację u *N. marina* oraz *M. spicatum* Cd i Mn, czyli metali o największej potencjalnej mobilności i biodostępności w osadzie. Dlatego stwierdziłam, że formy występowania metali w osadzie mogą być jednym z czynników kształtujących stężenia metali w makrofitach.

Wyniki przeprowadzonych przez mnie badań wykazały, że zbiorniki zaporowe usytuowane na karpackich rzekach były w małym stopniu zanieczyszczone metalami ciężkimi. Dynamika zmian stężeń metali ciężkich była szczególnie zależna od hydrodynamiki zlewni, procesów eutrofizacyjnych zachodzących w zbiornikach oraz ich występowania w

trzech potencjalnie mobilnych formach w osadzie (jonowymiennej, węglanowej i łatwo redukowalnej). Ze względu na brak kompleksowych badań odnośnie do powyższych problemów w karpackich zbiornikach zaporowych, zwłaszcza z terenu Polski, uzyskane wyniki są uzupełnieniem naukowych danych odnoszących się do mechanizmów funkcjonowania podgórskich zbiorników.

Praktyczne zastosowania

Wody zbiorników zaporowych są często wykorzystywane jako źródło wody pitnej dlatego ważne jest określenie źródeł ich zanieczyszczenia i sposobów przeciwdziałania. Jak wykazały wyniki badań źródłem metali ciężkich w zbiornikach karpackich są ścieki komunalne i zanieczyszczenie obszarowe spowodowane rolniczym użytkowaniem ich zlewni. Dlatego większa lesistość i udział użytków zielonych w zlewni sprzyja lepszej jakości wód. Wykazałam negatywny wpływ procesów eutrofizacyjnych na jakość wody poprzez indukowanie „zasilania wewnętrznego” zbiorników karpackich Mn, Fe (a w mniejszym stopniu innymi metalami) oraz fosforem. Dlatego wszelkie działania służące ograniczeniu eutrofizacji zbiorników zaporowych prowadzić będą do polepszenia jakości ich wód również ze względu na metale ciężkie.

Uzyskane wyniki są głosem w dyskusji odnośnie wpływu zbiornika na jakość wody rzeki, na której jest on usytuowany również w aspekcie budowania nowych zbiorników zaporowych. Wskazują one, że w dymiktycznych zbiornikach karpackich jednym z większych problemów jest wzrost warunków redukcyjnych w wodzie przydennej w czasie letniej stagnacji sprzyjający uwalnianiu metali z osadów. Następuje wówczas pogorszenie jakości nie tylko wody zbiornika ale i rzeki usytuowanej poniżej.

Obecnie w prawie polskim nie ma norm klasyfikujących osady denne i służących ocenie stopnia ich zanieczyszczenia metalami ciężkimi. Wynika to z trudnego do oszacowania zagrożenia ze strony metali ciężkich zanieczyszczających osady, związanego z ich mobilnością i biodostępnością w zróżnicowanych warunkach środowiska. Dlatego wydaje się, że wyniki badań mogą być wykorzystane przy tworzeniu metodyki i klasyfikacji jakości osadów. Jak wykazały wyniki w zbiornikach karpackich z ekologicznego punktu widzenie najważniejsze są ilości metali związane w formach jonowymiennej, węglanowej i łatwo redukowalnej, gdyż charakteryzuje je największa mobilność.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych

5a. Osiągnięcia naukowo-badawcze przed osiągnięciem stopnia doktora

Moje zainteresowanie metalami ciężkimi zapoczątkowały badania prowadzone w ramach pracy magisterskiej „*Koncentracja metali ciężkich w mchu *Pleurozium schreberi* w wybranych terenach leśnych Polski*” na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Jagiellońskiego pod kierunkiem prof. dr hab. Katarzyny Sawickiej-Kapusta.

Po zakończeniu studiów rozpoczęłam pracę w Zakładzie Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN w Krakowie i uczestniczyłam w pracach zespołu prowadzonego przez dr Andrzeja Kownackiego zajmującego się badaniami struktury i funkcjonowania biocenoz rzek górskich i podgórskich. W ramach badań statutowych oraz dwóch projektów badawczych („*Relacje: światło, biogeny a ilość chlorofilu a w wysokogórskich potokach*” oraz „*Struktura i funkcjonowanie biocenoz w wysokogórskich potokach w świetle teorii „River Continuum Concept”*”), których byłam wykonawcą (1991-1993) i kierownikiem (1992-1994) przeanalizowałam czynniki wpływające na zawartości materii organicznej i chlorofilu *a* w peryfitonie w wysokogórskim potoku (Sucha Woda, Tatrzański Park Narodowy). Stwierdziłam brak wpływu zacienienia spowodowanego koronami drzew, a istotny wpływ parametrów fizyczno-chemicznych (temperatury, pH, zawartości azotanów) i przepływu na zawartości chl *a* i materii organicznej w peryfitonie. Najsilniejszy okazał się wpływ okresowego przepływu w górnej części potoku, a fluktuacje przepływu w jego dolnej części (Szarek 1994). Wyniki posłużyły do oceny wielkości bazy pokarmowej dla konsumentów I rzędu żyjących w potokach tatrzańskich oraz zostały wykorzystane przy opracowaniu modeli funkcjonowania ekosystemu potoku Sucha Woda (Kownacki i in. 1992).

Od 1992 r. uczestniczyłam w pracach zespołu prowadzonego przez prof. dr hab. Janusza Starmacha zajmującego się badaniami ekosystemów rzek i zbiorników zaporowych. Kompleksowe badania prowadzone przez ten zespół umożliwiły mi dalszy rozwój zainteresowań związanych z metalami ciężkimi w środowisku wodnym. Obiektami moich badań była karpacka rzeka Raba i usytuowany na niej Zbiornik Dobczycki, główny zbiornik wody pitnej dla aglomeracji krakowskiej. Moje pierwsze badania dotyczyły określenia wpływu Zbiornika Dobczyckiego na stężenia metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Fe) w tkankach (mięśniach, wątrobie i gonadach) śliza *Barbatula barbatula* występującego w rzece Rabie powyżej i poniżej zbiornika. Stwierdziłam różnice w stężeniach niektórych metali ciężkich między badanymi tkankami śliza oraz osobnikami różnego wieku. Wyniki

wskazywały na akumulację w zbiorniku Cd, Pb i Cr, natomiast brak jej w przypadku Cu, Zn i Fe (Szarek 1999).

Następnie przeprowadziłam wstępne badania dotyczące oceny zanieczyszczenia i zróżnicowania stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w wodzie i osadzie Zbiornika Dobczyckiego (Szarek 1998a, b, 2000). Wyniki tych badań zainspirowały mnie do przeprowadzenia bardziej szczegółowych badań, których efektem była rozprawa doktorska *„Zróżnicowanie stężeń i specjacja metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe) w wodzie i osadzie eutroficznego zbiornika zaporowego (Zbiornik Dobczycki, południowa Polska)”*. Wyniki moich badań wskazywały na przestrzenne zróżnicowanie stężeń niektórych metali ciężkich w wodzie zbiornika – wyższe w górnej części, w czasie wiosennych roztopów. Letnia stagnacja i mieszanie wody wpływały na zróżnicowanie stężeń metali w słupie wody zbiornika. Przeanalizowałam formy występowania metali w wodzie i osadzie zbiornika, ważne z ekologicznego punktu widzenia, gdyż decydują one o mobilności, biodostępności i toksyczności metali ciężkich w danym ekosystemie wodnym. Stwierdziłam, że udział metali ciężkich w formie rozpuszczonej i w zawiesinie w wodzie zbiornika był zmienny w czasie i w słupie wody. Pod koniec letniej stagnacji Mn i Fe dominowały w formie rozpuszczonej w wodzie przydennej, co wskazywało na ich uwalnianie z osadu. Formy związania metali ciężkich w osadzie w środkowej części zbiornika wskazywały na znaczną potencjalną mobilność Cd i Mn. Wyniki całorocznych badań ilości metali w fazie jonowymiennej wykazały, że również Cu i Zn może charakteryzować znaczna mobilność. Na procesy sorpcji/desorpcji badanych metali w systemie woda-osad w ciągu roku miały wpływ różne parametry. Największe ilości Pb, Cu i Zn były zaadsorbowane na cząstkach osadu w okresie występowania fali wezbraniowej. Wykazałam istotną rolę wodorotlenków Fe oraz okresowo węglanów w akumulacji niektórych metali ciężkich w osadzie zbiornika. Wyniki badań opublikowałam (Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń 2002, 2006; Szarek-Gwiazda 2005). Wskazały mi one kierunki dalszych badań służące wyjaśnieniu czynników i procesów kształtujących stężenia metali ciężkich w karpackich rzekach i zbiornikach zaporowych. Przykładowo, z uwagi na znaczną dynamikę przepływów rzek karpackich, wskazywały na konieczność zwrócenia szczególnej uwagi na czynniki klimatyczno-hydrologiczne, a w związku z tym na konieczność przeprowadzenia badań długoterminowych.

W Zbiorniku Dobczyckim przeprowadziłam również badania stężeń metali ciężkich w tkankach płoci, wskazujące źródło ich pochodzenia i miejsce akumulacji w organizmie. Lokalna populacja płoci odżywiała się głównie bezkręgowcami bentosowymi, organicznym detrytusem, glonami nitkowatymi i skorupiakami planktonowymi. Wykazałam, że znaczna

część Cd, Cu i Zn zakumulowana w tkankach płoci była przyswajana z pokarmu (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2003).

W latach 1992-1994 z inicjatywy dr Andrzeja Kownackiego uczestniczyłam w międzynarodowym (polsko-szwedzkim) programie „The Gorzów Village Project” dotyczącym wpływu zanieczyszczeń na środowisko lądowe, wodne i zdrowie człowieka w centrum tzw. europejskiego trójkąta śmierci (Katowice, Kraków, Bielsko-Biała) oraz sposobów poprawy tej sytuacji. W ramach tego programu, we współpracy z prof. M. Greger i mgr M. Lewander z Institute of Botany, Stockholm University, przeprowadziłam badania mające na celu ustalenie różnic w akumulacji metali ciężkich przez makrofity w układach: zanieczyszczony osad – zanieczyszczona woda, czysty osad – zanieczyszczona woda, zarówno w warunkach naturalnych (silnie zanieczyszczona metalami rzeka Przemsza, Górnośląski Obszar Przemysłowy) jak i laboratoryjnych. Wyniki badań wykazały dominujący pobór metali ciężkich (Cd, Pb, Zn) przez liście makrofity z silnie zanieczyszczonej wody, niezależnie od stopnia zanieczyszczenia osadu (Lewander i in. 1996). W ramach tego programu odbyłam staże w Institute of Botany, Stockholm University oraz Institute of Applied Environmental Research w Sztokholmie w Szwecji (lata 1992 i 1993) umożliwiające mi wykonanie analiz oraz zapoznanie się z nowoczesną techniką laboratoryjną.

W latach 1997 i 1999 brałam udział we wstępnych badaniach hydrobiologicznych Zbiornika Piaseczno – zatopionej kopalni siarki koło Tarnobrzega. Zbiornik zasilany był silnie zmineralizowanymi i zasobnymi w związki siarki wodami trzecio- i czwartorzędowymi. W ramach pilotażowych badań określiłam zróżnicowanie stężeń metali ciężkich w słupie wody zbiornika. Wyniki badań zostały wykorzystane przy przygotowaniu projektu realizowanego w latach 2001-2003.

5b. Osiągnięcia naukowo-badawcze po osiągnięciem stopnia doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora moja działalność naukowo-badawcza skupiała się nadal głównie na poznaniu czynników kształtujących stężenia metali ciężkich w wodzie i osadzie w różnych ekosystemach wodnym oraz na ocenie zagrożenia płynącego ze strony metali dla biocenozy. Zagrożenia analizowałam poprzez określenie potencjalnej mobilności i biodostępności metali występujących w osadzie, akumulacji metali w organizmach oraz toksycznych skutków oddziaływania metali. Większość moich badań statutowych dotyczyła tych problemów.

Efekty szeroko zakrojonych badań, dotyczących powyższych zagadnień, prowadzonych w rzece Rabe i karpackich zbiornikach zaporowych: Dobczyckim, Czorsztyńskim

i Rożnowskim w latach 2005-2008 zostały przedstawione w moim głównym osiągnięciu naukowym „Czynniki kształtujące stężenia metali ciężkich w rzece Rabe i niektórych karpackich zbiornikach zaporowych” (Szarek-Gwiazda 2013).

W osadach karpackich zbiorników Czorszyńskim i Rożnowskim przeanalizowałam ponadto przestrzenne zróżnicowanie stężeń Ni oraz formy jego związania w osadzie (Szarek-Gwiazda i in. 2011a), a w osadzie Zbiornika Goczałkowickiego stężenia Cd, Pb, Cu, Zn, Mn i Fe. Zbadałam również zawartość materii organicznej i uziarnienie osadu karpackiego zbiornika zaporowego (Szarek-Gwiazda i Sadowska 2010).

W latach 2002-2003 prowadziłam badania dotyczące akumulacji metali ciężkich (Cd, Pb, Zn, Mn, Fe) w tkankach ryb (leszcza *Abramis brama*, płoci *Rutilus rutilus* i sandacza *Sander lucioperca*) oraz zagrożeń dla ichtiofauny ze strony metali ciężkich zakumulowanych w osadzie Zbiornika Dobczyckiego. Wykazałam zróżnicowanie stężeń metali ciężkich w różnych gatunkach ryb związane z ich ekologią i sposobem odżywiania – wyższe u ryb żywiących się fauna denną lub fauna denną i planktonem niż drapieżnych. Stwierdziłam różnice w stężeniach niektórych metali ciężkich w rybach z górnej i dolnej części zbiornika, wskazujące na różną biodostępność tych pierwiastków w obrębie jednego zbiornika wodnego. W największych ilościach w tkankach płoci, odżywiającej się głównie bezkręgowcami bentosowymi i organicznym detrytusem, akumulowany był Cd, który charakteryzowała największa potencjalna mobilność w osadzie. Wykazałam, że formy związania metali ciężkich w osadzie mogą mieć wpływ na ich stężenia w tkankach bentosożernych ryb (Szarek-Gwiazda i in. 2006a). Przeprowadziłam również badania dotyczące stężeń metali ciężkich w tkankach klenia *Leuciscus cephalus* występującego w naturalnej podgórskiej rzece Biała Tarnowska. Wyniki badań wykazały zróżnicowaną akumulację metali ciężkich w tkankach ryby, a stężenia Cd i Cu zależne były od ich całkowitych stężeń w osadzie (Krywult i in. 2008).

Dzięki udziałowi w projekcie „Zależności biotyczne i abiotyczne zbiornika Piaseczno (zatopiona kopalnia siarki)”, którego byłam wykonawcą w latach 2001-2003, miałam możliwość prześledzenia powyższych zagadnień w meromiktycznym zbiorniku, powstałym po zatopieniu dawnej kopalni siarki. Stwierdziłam czasoprzestrzenne zróżnicowanie stężeń badanych pierwiastków (z wyjątkiem Cu i Zn) w wodzie zbiornika i zanalizowałam parametry, które o nim decydowały. Najwyższe stężenia Cd, Pb i Sr występowały w monimolimnionie, a Mn i Fe w beztlenowym hypolimnionie. Górna (0-15 cm) warstwy osadu składała się głównie z S, Fe, Ca, Si i Al, a jej skład chemiczny odzwierciedlał procesy zachodzące w beztlenowym systemie woda-osad (Szarek-Gwiazda i Żurek 2006). Zawartości

pierwiastków głównych i śladowych w osadzie w litoralu zbiornika odzwierciedlały naturalne regionalne tło geochemiczne. Skład chemiczny osadu litoralu wykazywał znaczną różnorodność, związaną prawdopodobnie z jego allochtonicznym pochodzeniem i młodym wiekiem zbiornika (Szarek-Gwiazda i in. 2006b). Stwierdziłam znaczne zróżnicowanie form wiązania metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Mn i Fe) między osadem litoralu i permanentnie beztlenowego profundalu. Rozkład poszczególnych metali pomiędzy różne formy wiązania był zbliżony w próbkach osadu z litoralu z uwagi na głębokość zbiornika. W osadzie profundalu metale były głównie związane z węglanami (Cd, Cu, Mn, Fe) oraz formami średnio redukowalną (Pb, Mn, Fe) i organiczno/siarczkową (Cd, Cu, Mn, Fe), co jest typowe dla beztlenowych osadów (Szarek-Gwiazda 2008). Tkanki ryb: krapia *Blicca bjoerkna*, płoci *Rutilus rutilus*, okonia *Perca fluviatilis* i wzdręgi *Scardinius erythrophthalmus* żyjące w zbiorniku miały niskie stężenia Cd, Pb, Cu, natomiast wysokie stężenia Mn, Sr i Fe (szczególnie w skrzelach), co tłumaczyłam ich wysokimi stężeniami w środowisku abiotycznym i drogą poboru metali. Podobnie jak w Zbiorniku Dobczyckim, stwierdziłam zróżnicowanie międzygatunkowe w stężeniach metali ciężkich w tkankach ryb, związane ze sposobem ich odżywiania. Akumulacja metali była wyższa u gatunków, które odżywiały się głównie grzebiąc w osadzie (płoc i krap), niż u drapieżnego okonia czy wzdręgi odżywiającej się głównie roślinnością wodną. Bentosożerny krap w największych ilościach akumulował Mn i Sr, które były najbardziej mobilnymi pierwiastkami w osadzie. Potwierdziło to wyniki moich badań ryb ze Zbiornika Dobczyckiego, że formy wiązania metali w osadzie mogą kształtować stężenia metali w tkankach ryb bentosożernych (Szarek-Gwiazda i Amirowicz 2006).

Poprzez współpracę z dr Andrzejem Kownackim (Instytut Ochrony Przyrody, PAN, Kraków), prof. dr hab. Elżbietą Warchałowską-Śliwą (Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt, PAN, Kraków) i prof. Paraskeva Michailovą (Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia, Bułgaria) od 2004 r. rozpoczęłam bardzo interesujące badania dotyczące wpływu zanieczyszczeń, głównie metali ciężkich, na strukturę zoocenozy i zmiany cytogenetyczne larw Chironomidae. Od 2009 roku prowadzę je w ramach współpracy dwustronnej między Polską Akademią Nauk i Bułgarską Akademią Nauk („*Badania cytotaksonomiczne i reakcja genomu u owadów (Diptera i Orthoptera) w Bułgarii i Polsce*”, projekt realizowany w latach 2009-2011, 2012-2014). Obiektem badań są głównie ekosystemy wodne silnie zanieczyszczone metalami ciężkimi. Mój udział dotyczy fizyczno-chemicznej charakterystyki środowiska oraz określenia potencjalnego wpływu abiotycznych czynników stresu (głównie metali ciężkich) na

bezkęgowce bentosowe. Dotychczasowe wyniki naszych badań nie wykazały negatywnego wpływu wysokich stężeń metali ciężkich na zespoły Chironomidae. Widoczny był on natomiast na poziomie cytogenetycznym larw Chironomidae. Analiza chromosomów politenicznych larw wykazała liczne somatyczne aberracje (inwersje, delecje, deficyjencje). Dlatego uważamy, że zmiany cytogenetyczne larw Chironomidae mogą być dobrym biomarkerem służącym do oceny ryzyka środowiskowego (Michailova i in. 2005, 2009, 2011, 2012a). Nasze badania dotyczą również określenia innych czynników stresu powodujących zmiany cytogenetyczne larw Chironomidae (Michailova i in. 2012b, Jabłońska-Barna i in. 2013). Podczas pobytu w Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences w Sofii, w ramach projektu w 2012 r., analizowałam wyniki cytogenetycznych badań wybranych gatunków Chironomidae i badań dotyczących abiotycznych parametrów środowiska strumienia Matylida z rejonu Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i przygotowywałam publikację.

Interesujące mnie problemy miałam również możliwość zbadać w ekosystemach wodnych na terenach przemysłowych dzięki udziałowi w projekcie „*Długookresowa migracja metali ciężkich i jej wpływ na środowisko wodne w wybranych subsystemach silnie zanieczyszczonych dolin rzecznych*” realizowanym w latach 2008-2011, którego byłam wykonawcą. Stwierdziliśmy bardzo wysokie stężenia Cd, Pb, Zn, od kilkudziesięciu do kilkuset razy wyższe niż na terenach niezanieczyszczonych, w osadach strumienia Matylida i stawów na nim usytuowanych. Były one widocznym efektem zrzutów wód z dawnej kopalni cynku i ołowiu Matylida w Chrzanowie, pomimo kilkudziesięciu lat jakie minęły od zakończenia eksploatacji (Ciszewski i in. 2009). Natomiast woda jednego ze stawów usytuowanego na strumieniu Matylida w okresie wegetacyjnym miała niskie stężenia Cd, Pb i Cu w formie rozpuszczonej, a jedynie stężenia Zn podwyższone. W stawie tym została wykształcona struktura organizmów wodnych o dużej różnorodności. Występowały w nim gatunki glonów charakterystyczne dla wód mezo- i eutroficznych, typowo kosmopolityczne gatunki zooplanktonu oraz pospolite i występujące na terenie całego kraju zbiorowiska makrofitów (Szarek-Gwiazda i in. 2011b). Wyniki moich badań wykazały, że stężenia Pb i Zn w częściach nadziemnych makrofitów: wywłócznika kłosowego *Myriophyllum spicatum*, rdestnicy kędzierzawej *Potamogeton crispus*, rogatka sztywnego *Ceratophyllum demersum* i trzciny pospolitej *Phragmites australis* były typowe dla zanieczyszczonych ekosystemów wodnych, natomiast Cd niskie i związane prawdopodobnie z interakcją między metalami. Były one niezależne od stężeń metali w formie rozpuszczonej w wodzie (z wyjątkiem Pb w pędach *M. spicatum*). Najwyższe stężenia metali ciężkich występowały w pędzie

wywłócznika kłosowego oraz w korzeniach trzciny, należącej do grupy „root accumulators”. Te ostatnie zależne były od całkowitych stężeń metali w osadzie. Stwierdziłam zróżnicowanie międzygatunkowe makrofitów w akumulacji metali ciężkich – wyższą akumulację u makrofitów zanurzonych i o liściach pływających po powierzchni niż u makrofitów wynurzonych, co jest typowe dla tych roślin (Akleksander-Kwaterczak i in. 2010, Ciszewski i in. 2010, 2011, 2013).

W latach 2000-2001 miałam możliwość analizować stężenia metali ciężkich w dwóch antarktycznych gatunkach porostów (*Usnea antarctica* i *U. aurantiaco-atra*) ze stanowisk zlokalizowanych na Wyspie Króla Jerzego (Szetlandy Południowe, Antarktyka). Wyniki wskazywały na wzrost lokalnego zanieczyszczenia niektórymi metalami ciężkimi środowiska, na który mogły mieć wpływ naturalne źródła, jak również działalność stacji naukowych (Smykla i in. 2005). Badania antarktycznych ekosystemów lądowych kontynuuję poprzez udział w projekcie „Przemiany środowiskowe oraz kolonizacja i sukcesja roślinności na obszarze historycznych kolonii pingwinów w Antarktyce” (okres realizacji: 2010-2015), którego jestem wykonawcą. Mają one wykazać zachodzące w czasie zmiany warunków środowiskowych na obszarze reliktowych i aktywnych koloni pingwinów na kontynencie Antarktydy, w rejonie Morza Rossa, w Ziemi Wiktorii, a porównawczo w Antarktyce Morskiej na Wyspie Króla Jerzego. Dotychczasowe wyniki wskazują, że gleba na terenie reliktowych kolonii pingwinów, nawet po tysiącach lat od opuszczenia terenu przez te ptaki, podobnie jak gleba na terenie aktywnych kolonii, odznacza się specyficznymi parametrami: niskim pH, wysoką zawartością C, N, P, Ca, K, Na, Mg oraz podwyższonymi stężeniami wielu pierwiastków śladowych (np. Ag, As, Cd, Cu, Li, Se, Sr, Zn). Wyniki wskazują, że w antarktycznych ekosystemach lądowych aktywne oraz reliktowe kolonie pingwinów są ważnym źródłem biogenów.

Moje zainteresowania dotyczą również czynników kształtujących procesy eutrofizacyjne w zbiornikach zaporowych południowej Polski. Wyniki naszych zespołowych badań wykazały, że podstawową przyczyną eutrofizacji wód zbiorników zaporowych usytuowanych w dorzeczu górnej Wisły był wysoki poziom związków fosforu i niekorzystny stosunek N/P. W zlewniach zbiorników usytuowanych na prawostronnych dopływach Wisły stwierdziliśmy dominujący udział źródeł komunalnych w zanieczyszczeniu wód i kształtowaniu procesów eutrofizacyjnych, natomiast w Zbiorniku Chańcza usytuowanym na lewostronnym dopływie Wisły, dominujący udział źródeł rolniczych. Największe nasilenie eutrofizacji wykazywały zbiorniki: Dobczycki, Rożnowski, Tresna, Zesławice 1 i 2, Chańcza i Rzeszów (Twardy i in. 2003, Mazurkiewicz i in. 2009). W innych badaniach stwierdziłam, że jakość wód (zawartości

biogenów i materii organicznej) głównych dopływów ma niewielki wpływ na jakość osadów zbiorników karpackich: Dobczyckiego, Czorszyńskiego oraz Rożnowskiego różniących się stanem troficznym (mezotroficzny – eutroficzny) (Szarek-Gwiazda i Mazurkiewicz-Boroń 2010). Na procesy eutrofizacyjne zachodzące w zbiorniku w niewielkim stopniu wpływają zgrupowania kormoranów (Gwiazda i in. 2010). Wyniki powyższych badań mają nie tylko naukowe, ale i praktyczne znaczenie z uwagi na możliwość ich wykorzystania przy opracowaniu sposobów przeciwdziałania eutrofizacji w zbiornikach zaporowych, z których wiele jest wykorzystywane jako źródło wody pitnej. Zwróciły one również moją uwagę na konieczność zbadania wpływu procesów eutrofizacyjnych w kształtowaniu stężeń metali ciężkich w zbiornikach karpackich.

Z uwagi na znaczną dynamikę przepływów rzek karpackich moje zainteresowania związane są również z wpływem fali wezbraniowej (powodziowej) na funkcjonowanie zbiorników zaporowych. Tego typu analizy możliwe są dzięki długoterminowym badaniom prowadzonym w Zbiorniku Dobczyckim. Analizując parametry fizyczno-chemiczne i strukturę fitoplanktonu wykazaliśmy, że fala wezbraniowa we wrześniu 2007 zaburzyła letnią stratyfikację wykształconą w pelagialu zbiornika. Spowodowała rozcieńczenie stężeń soli (siarczanów i chlorków) i niewielki wzrost zawartości azotanów i fosforu ogólnego. W składzie fitoplanktonu stwierdziliśmy zmiany w obrębie dominujących gatunków należących do sinic (Szarek-Gwiazda i in. 2009). Dotychczas w podgórskich zbiornikach zaporowych prowadzono niewiele tego typu badań.

Wyniki moich badań zaprezentowałam na 13 konferencjach międzynarodowych (3 referaty, 10 posterów) oraz 16 konferencjach i warsztatach krajowych (8 referatów, 14 posterów).

Opublikowane one zostały w postaci: 18 prac oryginalnych znajdujących się w bazie Journal Citation Reports (JRC), 13 prac oryginalnych opublikowanych w innych czasopismach nie wyróżnionych przez Journal Citation Reports (JRC), 2 monografii, 4 rozdziałów w monografii i 2 Proceedings. Sumaryczny *impact factor* według listy Journal Citation Reports (JCR), zgodnie z rokiem opublikowania wynosi 14,701; Indeks Hirscha według bazy Web of Science (WoS) – 4, a Web of Knowledge (All Databases) – 5; liczba punktów KBN/MNiSW zgodnie z rokiem opublikowania – 354.

Literatura cytowana w autoreferacie

- Aleksander-Kwaterczak U., Ciszewski D., **Szarek-Gwiazda E.**, Kwandrans J., Wilk-Woźniak E., Waloszek A. 2010. Wpływ historycznej działalności kopalni rud Zn-Pb w Chrzanowie na stan środowiska wodnego doliny Matyldy. *Górnictwo i Geologia* 5 (4), 21-30.
- Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., **Szarek-Gwiazda E.**, Kwandrans J., Waloszek A., Wilk-Woźniak E. 2009. Zapis XX-wiecznej działalności kopalni rud Zn-Pb w Chrzanowie w osadach cieków i stawów rybnych doliny Matyldy. W: I. Hildebrandt-Radke, J. Jasiewicz, M. Lutyńska (red.), *Zapis działalności człowieka w środowisku przyrodniczym*. Środowisko i Kultura 6, 114-117.
- Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., Kubsik U., Kwandrans J., Pociecha A., **Szarek-Gwiazda E.**, Tłoczek I., Waloszek A., Wilk-Woźniak E. 2010. Interdyscyplinarne badania skutków zanieczyszczenia wód, osadów stawów i cieków doliny Matyldy – próba klasyfikacji. W: M. Ludwikowska-Kędzia, A. Zieliński (Red.), *Badania interdyscyplinarne – przeszłość, teraźniejszość, przyszłość nauk przyrodniczych*. Instytut Geografii Uniwersytetu Jana Kochanowskiego, Kielce, 40-43.
- Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., Kubsik U., Kwandrans J., Pociecha A., **Szarek-Gwiazda E.**, Tłoczek I., Waloszek A., Wilk-Woźniak E. 2011. Interdisciplinary investigations of contamination effects of pond and stream waters and sediments in the Matylda catchment – an attempt to classification. W: A. Zieliński (Red.), *Interdisciplinary researches in natural sciences*. Instytut Geografii Uniwersytetu Jana Kochanowskiego, Kielce, 29-46.
- Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U., Pociecha A., **Szarek-Gwiazda E.**, Waloszek A., Wilk-Woźniak E. 2013. Small effects of a large sediments contamination with heavy metals on aquatic organisms in the vicinity of an abandoned lead and zinc mine. *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI:10.1007/s10661-013-3295-z
- Gwiazda R., Jarocha K., **Szarek-Gwiazda E.** 2010. Impact of a small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the littoral regions of a submontane reservoir. *Biologia* 65/4, 742-748.
- Jabłońska-Barna I., **Szarek-Gwiazda E.**, Michailova P. 2013. Environmental agents in Lake Łuknajno (Poland) affect the genome of *Chironomus melanotus* Keyl, 1961 (Diptera, Chironomidae) – a new species of Polish fauna. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 42 (2), 164-172.
- Kownacki A., Galas J., Kawecka B., **Szarek E.**, Wojtan K. 1993. Struktura i funkcjonowanie ekosystemów potokowych w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: S. Radwan, Z. Karbowski, M. Sołtys. (Red.), *Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych*. Pol. Tow. Hydrobiol., Tow. Wolnej Wszechnicy Polskiej, Lublin, 40-43.
- Krywult M., Klich M., **Szarek-Gwiazda E.** 2008. Metal concentrations in chub, *Leuciscus cephalus*, from a submontane river. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 38 (1), 47-54.
- Lewander M., **Szarek E.**, Greger M. 1996. Macrophytes as indicators of bioavailable Cd, Pb and Zn flow in the river Przemsza, Katowice Region. *Applied Geochemistry* 11, 169-173.
- Mazurkiewicz-Boroń G., **Szarek-Gwiazda E.**, Jarząbek A. 2009. Stan troficzny zbiorników zaporowych Górnej Wisły w oparciu o Dyrektywę Azotanową. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 9, 37-40.
- Michailova P., Kownacki A., Warchałowska-Śliwa E., **Szarek-Gwiazda E.** 2005. Two cytotypes of *Kiefferulus tendipediformis* (Goetghebuer, 1921) (Diptera, Chironomidae). *Caryologia* 58 (1), 62-69.
- 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 and Soil Pollution* 202, 245-256.
- Michailova P., **Szarek-Gwiazda E.**, Kownacki A., Warchałowska-Śliwa E. 2011. Biodiversity of Chironomidae (Diptera) and genome response to trace metals in the environment. *Pestycydy/Pesticides* 1-4, 41-48.

- Michailova P., Warchałowska-Śliwa E., **Szarek-Gwiazda E.**, Kownacki A. 2012a. Does biodiversity of macroinvertebrates and genome response of Chironomidae larvae (Diptera) reflect heavy metal pollution in a small pond? *Environmental Monitoring and Assessment* 184, 1-14.
- Michailova P., **Szarek-Gwiazda E.**, Kownacki A., Warchałowska-Śliwa E. 2012b. Genomic alterations recorded in two species of Chironomidae (Diptera) in the Upper Jurassic limestone area of the Ojców National Park in Poland attributable to natural and anthropogenic factors. *European Journal of Entomology* 109, 479-490.
- Smykla J., **Szarek-Gwiazda E.**, Krzewicka B. 2005. Trace elements in the lichens *Usnea aurantiaco-atra* and *Usnea antarctica* from the vicinity of Uruguay's Artigas research station on King George Island, Maritime Antarctic. *Polish Botanical Studies* 19, 49-57.
- Szarek E.** 1994. The effect of abiotic factors on chlorophyll *a* in attached algae and mosses in the Sucha Woda stream (High Tatra Mts, southern Poland). *Acta Hydrobiol.* 36 (3), 309-322.
- 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 Hydrobiol.* 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 Hydrobiol.* 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: J. Starmach, G. Mazurkiewicz-Boroń (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 and Soil Pollution* 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. 2006. Bioaccumulation of trace elements in roach, silver bream, rudd, and perch living in an inundated opencast sulphur mine. *Aquatic Ecology* 40, 221-236.
- Szarek-Gwiazda E.**, Amirowicz A., Gwiazda R. 2006a. Trace element concentrations in fish and bottom sediments of a eutrophic dam reservoir. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 35 (4), 331-352.
- Szarek-Gwiazda E.**, Galas J., Wróbel A., Ollick M. 2006b. Surface sediment composition in an inundated opencast sulphur mine (Piaseczno reservoir, Southern Poland). *Aquatic Ecology* 40, 155-164.
- 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.**, Żurek R. 2006. Distribution of trace elements in meromictic pit lake. *Water, Air and Soil Pollution* 174, 181-196.
- Szarek-Gwiazda E.** 2008. Binding form of trace elements in sediment of a meromictic lake. *Archives of Environmental Protection* 34 (2), 35-49.
- Szarek-Gwiazda E.**, Mazurkiewicz-Boroń G., Wilk-Woźniak E. 2009. Changes of physicochemical parameters and phytoplankton in water of a submountain dam reservoir – effect of late summer stormflow. *Archives of Environmental Protection* 35 (4), 79-91.
- Szarek-Gwiazda E.**, Mazurkiewicz-Boroń G. 2010. A comparison between the water quality of the main tributaries to three submontane dam reservoirs and the sediment quality in those reservoirs. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 39 (3), 55-63.
- 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. 2011a. 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.**, Wilk-Woźniak E., Mazurkiewicz-Boroń G., Pocięcha A., Walusiak E., Ciszewski D., Aleksander-Kwaterczak U. 2011b. Zbirowiska hydrobiontów w stawie podlegającym długookresowej antropopresji. W: W. Marszelewski (Red.), *Antropogenic and natural transformations of lakes 5*, PTLim, UMK, Toruń, 165-171.
- Szarek-Gwiazda E.** 2013. Czynniki kształtujące stężenia metali ciężkich w rzece Ranie i niektórych karpackich zbiornikach zaporowych. *Studia Naturae* 60, 1-146.
- Twardy S., Kopacz M., Kostuch M., Kuźniar A., Smoroń S., Mazurkiewicz-Boroń G., **Szarek-Gwiazda E.**, Jarząbek A., Kowalik A., Książczyński K.W., Sarna S., Twaróg B. 2003. Kryteria wyznaczania wód i obszarów wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu pochodzącymi ze źródeł rolniczych (na terenie RZGW w Krakowie). Opracowanie monograficzne. RZGW, Kraków, s. 93.
- Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., Mazurkiewicz-Boroń G., **Szarek-Gwiazda E.** 2007. Trophic state of submountaine dam reservoirs. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 4, 307-313.

Kraków 8.08.2013

Ewa Szarek-Gwiazda

Podpis