

**AUTOREFERAT**

**OPIS DOROBKU I OSIĄGNIĘĆ NAUKOWYCH**

**DR INŻ. MONIKA ALEKSANDRA KOWALSKA-GÓRALSKA**

UNIwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu  
Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt  
Instytut Biologii  
Zakład Hydrobiologii i Akwakultury

**WROCLAW, MAJ 2016**

## Spis treści

1. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe .....	3
2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych .....	3
3. Prace stanowiące szczególne osiągnięcie naukowe wynikające 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.), pod wspólnym tytułem: „Srebro oraz selen w środowisku wodnym – zagrożenia czy korzyści „ .....	4
4. Opis szczególnych osiągnięć naukowych .....	5
5. Towarzyszące osiągnięcie naukowo-badawcze .....	17

## **1. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe**

W latach 1983-1987 uczęszczałam do I Liceum Ogólnokształcącego w Miliczu.

W 1987 r. podjęłam studia na Wydziale Zootechnicznym Akademii Rolniczej we Wrocławiu, uzyskując w 1992 roku dyplom magistra inżyniera zootechniki ze specjalnością rybactwo stawowe. W roku 1994 ukończyłam Pedagogiczne Studia Podyplomowe na Uniwersytecie Wrocławskim. W roku 2010 ukończyłam Studia Podyplomowe na Politechnice Wrocławskiej, Wydział Inżynierii Środowiska w zakresie: Technologia Wód, Ścieków i Odpadów, a w roku 2012 Studia Podyplomowe na Wyższej Szkole Ekonomii i Innowacji w Lublinie pn. „Zarządzanie projektami badawczymi i pracami rozwojowymi”.

W 1999 roku obroniłam pracę doktorską pt. „Miedź w środowisku i jej wpływ na ryby na podstawie badań karpia (*Cyprinus carpio* L.)” (promotor prof. dr hab. inż. Elżbieta Szulkowska-Wojaczek) i uzyskałam stopień doktora nauk rolniczych w zakresie zootechniki.

## **2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych**

Od 1 kwietnia 1994 r. byłam zatrudniona w Akademii Rolniczej we Wrocławiu i do chwili obecnej jestem zatrudniona na Uniwersytecie Przyrodniczym we Wrocławiu, na Wydziale Biologii i Hodowli Zwierząt w Zakładzie Hydrobiologii i Akwakultury, początkowo na stanowisku asystenta, a od 1999 roku na stanowisku adiunkta.

Mój dorobek obejmuje 58 oryginalnych prac naukowych, w tym 12 znajdujących się w bazie *Journal Citation Reports* (JCR), 85 doniesień konferencyjnych o zasięgu krajowym i międzynarodowym, 21 rozdziałów w monografiach. Sumaryczny Impact Factor wszystkich prac opublikowanych w czasopiśmie znajdujących się w bazie JCR wynosi 7,022, a suma punktów wg list Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (zgodnie z datą publikacji pracy) wynosi 387, nie uwzględniając rozdziałów w monografiach (dodatkowo 64). Całkowita liczba cytowań wszystkich prac w bazie *Web of Science* wynosi 17, a indeks Hirscha = 2.

**3. Prace stanowiące szczególne osiągnięcie naukowe wynikające 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.), pod wspólnym tytułem:**

***Oddziaływanie nanosrebra i selenu na kształtowanie wybranych elementów środowiska***

- 3.1.Kowalska-Górska M., Dobicki W., Pokorny P.: 2004. Bioakumulacja selenu w narządach karpia (*Cyprinus carpio L.*) Bioaccumulation of selenium in organ of carps (*Cyprinus carpio L.*). Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej Wrocław. Seria Zootechnika LII, 501, 125-130. (IB-1)\*
- 3.2.Kowalska-Górska M.: 2007. Impact of supplementation with selenium during swelling of fish eggs of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss R.*) on their survival and selenium concentration in eggs. Chemistry for Agriculture – volume 8. Czech-Pol-Trade, Prague-Brussels. 142-145. (IB-2)\*
- 3.3.Kowalska-Górska M., Dobrzański Z., Zygadlik K., Patkowska-Sokoła B., Kowalski Z.: 2010. Metody otrzymywania nanozwiązków i ich praktyczne zastosowania. The methods for production of nanocompounds and their practical uses. Przemysł Chemiczny. 89 ,4, 430-433. (IB-3)\*
- 3.4.Ciesielczuk T., Kusza G., Kowalska-Górska M., Senze M.: 2011. Aluminium and selenium content in soils of industrial area in Opole (southern Poland). Archives of Environmental Protection. 37, 1, 25-32. (IB-4)\*
- 3.5.Kowalska-Górska M., Senze M.: 2011. Selenium concentration in various carp (*Cyprinus carpio L.*) organs. Ecological Chemistry and Engineering A. 18, 8, 1047-1051. (IB-5)\*
- 3.6.Kowalska-Górska M., Skwarka T.: 2011. Bioaccumulation of selenium in chosen water plant from the Drawa River. Ecological Chemistry and Engineering A. 18, (5-6), 743-748. (IB-6)\*
- 3.7.Kowalska-Górska M., Ława P., Senze M.: 2011. Impact of silver contained in the Nano silver preparation on the survival of brine shrimp (*Artemia salina Leach 1819*) larvae. Ecological Chemistry and Engineering A. 18, 3, 372-376. (IB-7)\*
- 3.8.Kowalska-Górska M., Dobicki W., Senze M., Pokorny P., Polechoński R., Skwarka T.: 2015. Biocidal Properties of Silver-Nanoparticles in Water Environments. Polish Journal of Environmental Studies. 24(4), 1641-1647. DOI: 10.15244/pjoes/39554. (IB-8)\*

\*- numeracja wg załącznika 4.

#### **4. Opis szczególnych osiągnięć naukowych, pod wspólnym tytułem:**

##### **Oddziaływanie nanosrebra i selenu na kształtowanie wybranych elementów środowiska**

W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się rozkwit nanotechnologii. Czy nowe gałęzie przemysłu mogą być zagrożeniem dla środowiska wodnego? Dotychczasowe doświadczenie uczy, że każda działalność ludzka ma wpływ na środowisko. Dynamiczny rozwój nanotechnologii powoduje, że należy badać nie tylko jej korzystne cechy, ale i możliwe szkodliwe działanie na poszczególne elementy środowiska, zarówno ożywione, jak i nieożywione, w przypadku przeniknięcia do niego nanocząsteczek.

Nanotechnologia umożliwia tworzenie materiałów w skali pojedynczych atomów (w granicach do 100 nm). Podstawowymi gałęziami przemysłu wykorzystującymi nanotechnologie są elektronika i elektrotechnika, ale mają one również szerokie zastosowanie w farmacji, kosmetyce, medycynie i technikach sanitarnych. Wykazują one szereg niezwyklej właściwości fizycznych: mechanicznych (wysoka wytrzymałość) i dlatego stosuje się je do wzmacniania innych materiałów (tzw. materiałów kompozytowych), elektrycznych (emisja i przewodnictwo), magnetycznych czy właściwości biologicznych. Użycie nanocząsteczek jest obecnie tak powszechne, że konsumenci niejednokrotnie nie posiadają świadomości korzystania z nich, możliwość ich tworzenia przy wykorzystaniu różnych technik jest obecnie dość prosta [Kowalska-Górska; 2008 (III B - 11); 3.3, Kowalska-Górska i in. 2015 - (III B I -4)].

Oprócz polimorficznych czy złożonych nanostruktur w użyciu są także roztwory zawierające w swoim składzie pojedyncze pierwiastki (najczęściej metale). Elementy w skali nano niejednokrotnie posiadają odmienne lub zmienione (wzmocnione) właściwości chemiczne i fizyczne w porównaniu do tradycyjnie stosowanych form metali [Miller, 2007].

Nanocząsteczkowe koloidy metali charakteryzują się dużą powierzchnią czynną już przy niskim stężeniu, dzięki czemu wykazują dużą aktywność biochemiczną i biologiczną. Przykładem jest srebro koloidalne, które działa antybakteryjnie, przeciwgrzybicznie, a nawet antywirusowo [Banach, i in., 2007].

Biobójcze właściwości srebra znane były już w starożytności, kiedy to używano srebrnych pucharów do picia wody, aby uchronić się od zarazy. Wówczas jeszcze nikt nie wiedział o istnieniu chorobotwórczych drobnoustrojów. Srebro stosowano wówczas bardziej intuicyjnie, domyślając się, że posiada ono właściwości zabójcze wobec bakterii, czy grzybów. Te cechy związków srebra zostały poznane na początku XIX wieku, ale nie

potrafiono wtedy określić mechanizmu tego działania. Dziś wiadomo, że toksyczne dla mikroorganizmów są jony srebra, które wpływają bezpośrednio na ich pojedyncze komórki. Dzięki katalitycznym właściwościom tego metalu utlenieniu ulega materiał genetyczny komórki [Wzorek i in., 2007]. Właściwości srebra z jednej strony korzystne (dezynfekujące), w wyższych stężeniach mogą okazać się toksyczne dla środowiska.

Podstawowymi formami użytkowymi nanosrebra są proszki oraz roztwory wodne. Pierwsze z nich służą do napyłania tworzyw sztucznych, tekstyliów i materiałów okładzinowych. Zawiesiny wodne stosuje się do opryskiwania powierzchni roboczych i sprzętu oraz w formie skoncentrowanej do zwalczania organizmów niepożądanych przez człowieka w jego bezpośrednim otoczeniu [Amepox, 2006]. Istnieje niebezpieczeństwo, że wysoka reaktywność i mikroskopijne wymiary nanocząstek mogą okazać się groźne dla środowiska, szczególnie w przypadku niekontrolowanego uwolnienia metalu do otoczenia. Srebro wprowadzone do gleby lub zbiornika wodnego, jak również naniesione na duże powierzchnie, czy wplecione we włókna tkanin, migruje do wszystkich elementów składowych biosfery. Tam reaguje z naturalną mikroflorą i fauną. Niska selektywność nanosrebra powoduje, że atakuje ono wszystkie organizmy, grupy organizmów roślinnych i zwierzęcych, a z punktu widzenia człowieka tych korzystnych dla gospodarki i tych mniej przez człowieka pożądanym [Kieś-Kokocińska, 2008]. Stąd, istnieje uzasadniona potrzeba poznania właściwości nanopierwiatków, szczególnie w odniesieniu do ich selektywnego wpływu na poszczególne elementy środowiska. Ponadto, istnieje potrzeba opisanie pełnej charakterystyki ekotoksykologii nanocząsteczek (w tym srebra) na poszczególne elementy środowiska. Wynika to z obowiązujących prawnych aspektów ochrony środowiska (np. dla gleby, powietrza, zasobów wodnych) ze szczególnym uwzględnieniem gospodarki odpadami i gospodarki wodno-ściekowej, które to w największym stopniu wpływają na ww. zasoby środowiskowe [Piccapietra, 2012].

Ze wszystkich składników biosfery woda (zwłaszcza jej zasoby powierzchniowe) uważana jest za najbardziej narażoną na zanieczyszczenie. Jest ona bowiem podstawowym składnikiem w większości procesów technologicznych lub stanowi środowisko ich prowadzenia. Zużyta, jako ściek - jest usuwana do środowiska naturalnego w różnym stopniu oczyszczenia.

Woda, jako składnik każdego z elementów systemu ekologicznego, łącznie z organizmami żywymi, staje się medium, wraz z którym zanieczyszczenia podlegają „krążeniu” [Peng, 2008]. Szczególnie uciążliwe i niebezpieczne są te składniki, które nie ulegają rozpuszczeniu w środowisku wodnym. Ulegając sorpcji chemicznej stanowią

depozyt rezydentny, który nie poddaje się rozkładowi biologicznemu lub rozkład ten jest mocno rozłożony w czasie, a do takich substancji należą m.in. metale [Czupry-Horzela, 1999]. Ich obecność w wodzie skutkuje akumulacją w osadach dennych oraz bezpośrednim pobieraniem pasywnym i aktywnym przez organizmy żywe, jak i skutek transferu metali przez poszczególne ogniwa łańcucha pokarmowego [Dirilgen, 2000]. Ze względu na coraz większą powszechność zastosowania nanosrebra i coraz większą intensywność przedostawania się go do wód powierzchniowych należy określić granice stężeń, których nie powinno się przekroczyć w środowisku wodnym [3.7].

W odróżnieniu do srebra – selen jest niemetalem i należy do pierwiastków, bez których nie można mówić o poprawnym funkcjonowaniu organizmów zwierzęcych czy roślinnych. Pierwiastek ten w XIII wieku uznawany był za bardzo szkodliwy [Reid i wsp., 2004], a jego znaczenie fizjologiczne odkryto dopiero w badaniach dotyczących skutków jego niedoboru dopiero w XX wieku [Holbein i Smith, 1999].

Jest on niezbędny do życia, właściwego przebiegu wielu funkcji życiowych i jest częścią ok. 25 białek. Jednak zakres dostarczania go w ilościach wymaganych dla fizjologicznych procesów jest bardzo wąski. Ma on działanie antyoksydacyjne, stymulujące procesy immunologiczne, ponadto również przeciwnowotworowe i bierze udział w prawidłowym funkcjonowaniu tarczycy, procesów rozrodczych samców (metabolizm testosteronu), jest także niezbędny dla prawidłowego wzrostu płodu. Wpływa istotnie na funkcjonowanie limfocytów T oraz B. Spożycie dzienne w ilości poniżej  $1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  masy ciała jest niewystarczające i powoduje objawy niedoboru, zbyt wysokie spożycie może być toksyczne [Hartikainen, 2005; Wysocka i Bulska, 2002]. Ostatnio coraz częściej dyskutuje się o obniżeniu granic dozwolonego poziomu selenu w wodzie pitnej, z uwagi na niebezpieczeństwo jego szkodliwego działania przy przekroczeniu dopuszczalnych fizjologicznie ilości w rejonach zanieczyszczonych Se do  $1 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  [Vinceti i in., 2013].

Stwierdzono, że w niektórych regionach występują niedobory selenu w naturalnym środowisku. Większość dostępnych publikacji dotyczących tego pierwiastka dotyczy jednak stężeń wysokich (Stany Zjednoczone, Kanada, Japonia), niewystępujących w naszym regionie. W Polsce selen spotykany jest w bardzo niskiej koncentracji, występuje w wyższych stężeniach w wodach słodkich niż słonych, a średnie stężenie w wodach słodkich wynosi około  $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$  [Niedzielski i in., 2000], zatem są to ilości niższe niż opisane w badaniach Chen i in. z innych regionów świata [Chen i in., 2006; Rodriguez i in., 2005].

Selen podobnie jak wiele innych pierwiastków nie występuje na kuli ziemskiej w jednakowym stężeniu w glebie. Nie licząc gleb alkalicznych, mobilność Se występującego w związkach chemicznych (selenkach, siarczkach, seleninach) jest mała, co wywołuje problem niedoboru selenu w wielu regionach Polski [Niedzielski i in., 2000]. Do regionów ubogich w Se należy m.in. Dolny Śląsk [Ramisz i in., 2012; Patorczyk-Pytlík, Kulczycki 2009].

Jego koncentracja w glebie odzwierciedlona jest w stężeniach w wodzie, roślinach i zwierzętach. Rozpuszczalne w wodzie formy selenu są wypłukiwane z gleb, przedostając się do rzek i jezior. W przypadku roślin to bezpośredni ich związek z podłożem ma istotne znaczenie na występowanie selenu w roślinie, a przez to i w tkankach roślinnych. Koncentracja tego pierwiastka w tkankach zwierząt dziko żyjących jest również wypadkową oddziaływania środowiska. Pod względem zawartości selenu w mięsie, najwyższe stężenie selenu spośród spożywanych produktów występuje w rybach. Selen z pokarmów roślinnych jest słabiej przyswajalny niż ze zwierzęcych. Spośród zwierzęcych produktów najlepiej przyswajalny selen pochodzi z mięsa ryb i owoców morza [Puzanowska-Tarasiewicz i in., 2009].

W odniesieniu do nielicznych przekazów literaturowych z terenu Polski dotyczących szczególnie wpływu różnych czynników na kumulację Se, a także oddziaływania na środowisko przyrodnicze nanosrebra, uważam, że są one niewystarczająco poznane, aby formułować tezy o ich mniej lub bardziej istotnym wpływie na środowisko ożywione i nieożywione. Stąd, podczas badań laboratoryjnych i obserwacji środowiskowych podjęłam ważną próbę scharakteryzowania tych pierwiastków pod różnym kątem, np. dla Se akumulacji w glebie i organizmach pod wpływem różnych czynników środowiskowych, a w przypadku nanosrebra jego oddziaływania na wybrane elementy środowiska wodnego, jako najbardziej zagrożonego jego wpływem.

**Badania prezentowane jako szczególne osiągnięcie naukowe miały na celu ukazanie oddziaływania selenu i nanosrebra na kształtowanie wybranych elementów środowiska.**

#### **Cele szczegółowe:**

- **ocena wpływu nanosrebra na przeżywalność bezkręgowców wodnych, na przykładzie *Artemia salina* - larw solowca.**
- **określenie wpływu nanosrebra na wzrost i przeżywalność różnych gatunków roślin wodnych: uwikło (*Oedogonium sp.*), mech jawajski (*Versicularia dubyana*) oraz lagarosyfon madagaskarski (*Lagarosyphon madagascariensis*).**



- **określenie wielkości kumulacji selenu w glebach zlokalizowanych w pobliżu zakładów przemysłowych.**
- **określenie stopnia koncentracji selenu w roślinności wodnej.**
- **określenia wielkości bioakumulacji selenu w wybranych narządach ryb.**
- **ocena wpływu suplementacji podczas procesu pęcznienia ikry pstrąga tęczowego na obecność selenu w larwach i ich przeżywalność**

W nowatorskich badaniach dotyczących toksyczności nanosrebra na larwy solowca (*Artemia salina*) porównałam oddziaływanie metalu zarówno w formie nano, jak i w formie jonowej - azotanie srebra (V). Stwierdziłam, że przeżywalność larw solowca nie zależała wprost proporcjonalnie od stężenia srebra i to zarówno w przypadku nanosrebra, jak i azotanu srebra (V). Najbardziej interesujący wydaje się być fakt, że najniższe straty zanotowano w stężeniu  $20 \text{ mg Ag} \cdot \text{dm}^{-3}$  przy zastosowaniu nanosrebra i było to jednocześnie stężenie najbardziej szkodliwe przy zastosowaniu azotanu srebra. Forma zastosowanego preparatu ze srebrem miała bardzo istotny wpływ na jego toksyczność. Azotan srebra był bardziej toksyczny od nanosrebra koloidalnego. Moje doświadczenia wykazały, że jest to całkiem prawdopodobne, żeby zastosować nanosrebro do walki z zakwitami rzęsy drobnej (*Lemna minor*) [Kowalska-Górska i in., 2008]. przy jednoczesnym zachowaniu, cennych i pożądanym dla poprawy warunków zdegradowanych zbiorników organizmów filtrujących, do których należy zooplankton, w tym opisana przeze mnie *Artemia salina*. Stąd metoda ta, może być stosowana jako alternatywna dla innych środków wykorzystywanych do zwalczania roślinności planktonowej w celu poprawy warunków troficznych zdegradowanych jezior, przy zwracaniu uwagi na ilość i toksyczność wobec innych składników środowiska wodnego.

Po określeniu działania nanosrebra na artemię zaplanowałam przebadanie jego wpływu na przeżywalność i rozwój roślin wodnych, które do tej pory nie były wykonywane [3.8]. Jednocześnie podjęłam próbę określenia możliwości wykorzystania hydrofitów jako organizmów wskaźnikowych zanieczyszczenia środowiska nanosrebrem pochodzenia antropogenicznego. Materiał badawczy stanowiły 3 gatunki roślin wodnych tj. uwikło (*Oedogonium sp.*), mech jawajski (*Versicularia dubyana*) oraz lagarosyfon madagaskarski (*Lagarosiphon madagascariensis*). Wybrałam te rośliny, gdyż reprezentują one odpowiednio trzy najbardziej rozpowszechnione w wodach powierzchniowych gromady hydrofitów – glony nitkowate, mchy i rośliny naczyniowe [Rutkowski, 2004; Matuszkiewicz, 2005; Szweykowska i Szweykowski, 2007].

Zaobserwowałam zmianę toksyczności nanosrebra związaną ze zróżnicowanymi stężeniami na podstawie zmian w morfologii roślin (np. ubytki chlorofilu, zmiany

zabarwienia) oraz pomiaru ich przyrostu. W pierwszej dobie odnotowałam zmiany zabarwienia roztworów doświadczalnych, co potwierdzili także w swych badaniach Szczepanowicz i in. [2010] jak również Rodríguez-León i in. [2013].

W próbkach zawierających *Oedogonium sp.*, w przeciągu 24 godzin trwania eksperymentu poddanych działaniu nanosrebra w roztworach o stężeniu 1,0 mg·dm<sup>-3</sup> nanosrebra lub wyższym zauważyłam pierwsze oznaki obumierania zielenic. Opadały one na dno, traciły żywo zielone zabarwienie i stawały się szare (stężenie 1,0 i 2,0 mg·dm<sup>-3</sup>), brunatne (5,0 mg·dm<sup>-3</sup>) lub czarne (10,0 mg·dm<sup>-3</sup>). W pozostałych niższych stężeniach roztworów, oprócz pociemnienia plechy, nie zanotowałam obumierania glonów.

W przypadku pozostałych roślin degradacja i zmiana barwy nie były tak wyraźnie zaznaczone. W dwóch najwyższych stężeniach rośliny mchu jawajskiego po dwóch dobach inkubacji intensywnie poszarzały i obumarły. Rośliny znajdujące się w roztworach 0,0 – 2,0 mg·dm<sup>-3</sup> nanosrebra zachowały zieloną barwę, choć jej intensywność (w porównaniu do próbki kontrolnej) była mniejsza. Rośliny były zielone, nie obumarły one do końca trwania doświadczenia.

Przeżywalność roślin (określona na podstawie zaniku chlorofilu) w środowisku zawierającym nanopartykuły metali jest odwrotnie proporcjonalna do koncentracji użytego pierwiastka, co potwierdzono już w przypadku kilku pospolitych roślin użytkowych - ziemniaka (*Solanum tuberosum* L.), pomidora (*Lycopersicon esculentum* Mill.), rzodkiewnika (*Arabidopsis thaliana*) czy roślin dyniowatych [(Mahna i wsp., 2013; Kole i wsp., 2013)].

W grupach badawczych przyrosty roślin w porównaniu do grupy kontrolnej różniły się, a jedynym czynnikiem limitującym rozwój i przeżywalność roślin było nanosrebro.

W dziesiątym dniu ujemne korelacje pomiędzy stężeniem a długością poszczególnych gatunków roślin były wysoko istotne (p<0,05).

Aghajani i in. [2013], Oukarroum i in. [2013] oraz Lee i in. [2011] w swoich badaniach nad roślinami wyższymi zaobserwowali, że wysokie dodatki nanosrebra znacząco ograniczały przyrost roślin (liści, korzeni, łodyg), nie niszcząc ich całkowicie. Oprócz zmian morfologicznych ww. autorzy zauważyli zmiany fizjologiczne objawiające się ograniczeniem metabolizmu, aktywności chlorofilu czy zmianami w ilości i składzie olejków eterycznych roślin.

Inhibicja wzrostu roślin wyższych lub aktywność biobójcza pestycydu, który byłby oparty na nanosrebrze wobec fitoplanktonowych zielenic może być zaletą. Dzięki wybiórczemu działaniu preparat taki mógłby ograniczać nadmierny przyrost ich masy w zbiornikach wodnych. Tym samym wpłynęłyby na zmniejszenie intensywności zakwitów wody lub w

późniejszym czasie ekspansji niepożądanych z punktu widzenia eutrofizacji roślin pleustonowych, powodujących pokrycie powierzchni jeziora i zaciemnienie jego przydennych warstw. Jednakże nie należy zapominać, że niekontrolowana emisja nanocząstek może być szkodliwa wobec organizmów uznawanych za pożyteczne i w konsekwencji może stanowić zagrożenie dla środowiska i zdrowia człowieka [Kowalska-Górska i in., 2008]. Uważam, że bardziej wrażliwe na zmiany stężeń nanosrebra rośliny mogą stać się również organizmami wskazującymi na zanieczyszczenie wód tym pierwiastkiem.

W odniesieniu do uzyskanych przeze mnie wyników, proponuję przyjąć stężenie  $0,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  Ag w środowisku wodnym jako niebezpieczne dla wrażliwych roślin wodnych – glonów, a jednocześnie zielenice - glony jako organizmy wskaźnikowe zanieczyszczenia wody srebrem. Dla pozostałych roślin proponuję przyjąć wartość  $0,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  Ag jako szkodliwą i ograniczającą już przeżywalność i ich przyrosty.

Mając na uwadze wzrastającą popularność stosowania srebra koloidalnego w technice, przemyśle i konsumpcji społecznej, należy ocenić skalę rzeczywistego zagrożenia skażeniem zbiorników wodnych tą formą metalu, by móc wypracować skuteczne sposoby jego eliminacji lub unieszkodliwienia.

- Nanosrebro w przypadku oddziaływania na larwy solowca (*Artemia salina*) nie wykazywało typowego dla roślinności wprost proporcjonalnego oddziaływania stężenia na przeżywalność;
- azotan srebra był bardziej toksyczny dla zooplanktonu niż nanosrebro;
- nanosrebro ogranicza wzrost i wpływa negatywnie na przeżywalność roślin wodnych, dlatego może stanowić zagrożenie, ale i alternatywę w walce z nadmiarem roślinności szczególnie fitoplanktonowej;
- *Oedogonium sp.* silniej reaguje na zawartość nanosrebra w otoczeniu i czas jego oddziaływania niż mech czy lagarosyfon. Różna wrażliwość roślin umożliwia zastosowanie nanosrebra do wybiórczego zwalczania pojawiającego się masowo pojedynczego gatunku bez szkody dla innych;
- w przypadku organizmów o prostej budowie przeważa biobójcza aktywność nanosrebra; wobec roślin wyższych ustępuje ona aktywności inhibitującej wzrost i rozwój.

W grupie tej umieszczono również publikację przeglądową dotyczącą tematyki nanotechnologii i możliwości zastosowania różnego rodzaju metod produkcji nanosrebra. Jest to publikacja wspomagająca, wykorzystana we wstępie.

W badaniach [3.4] określiłam zawartość selenu w powierzchniowej warstwie gleby, z której najintensywniej korzystają rośliny, a próbki pobierano na 5 stanowiskach zlokalizowanych na terenie przemysłowym w Opolu. Dotychczas nie było żadnych badań wykonywanych na tym terenie, a rejon obejmujący port rzeczny okazał się nie odbiegać od czterech stanowisk narażonych na oddziaływanie zakładów przemysłowych. Jedynie statystycznie istotną różnicę zaobserwowałam pomiędzy koncentracją selenu na terenie zakładów przemysłowych „Groszowice”, które w 2006 uległy zniszczeniu, w stosunku do istniejącej cementowni „Odra”. Kumulacja selenu w glebach była nieco podwyższona w stosunku do niezanieczyszczonych przemysłem regionów, jednakże jego ilość i tak była stosunkowo niska. W przebadanym rejonie, na terenach narażonych na zanieczyszczenie ilość Se nie przekraczała  $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wartość ta była niższa niż na terenach bogatych w Se ( $2.7$  to  $6.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) [Sharma, i in. 2009], a jednocześnie uznana za charakterystyczną dla gleb nie zanieczyszczonych selenem, gdyż w zanieczyszczonych glebach zawartość selenu oscyluje na poziomie pomiędzy  $2$  a  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  [Mikkelsen i in., 1989].

W poprzedniej publikacji [3.4] zauważyłam, że zanieczyszczenie selenem w środowisku ubogim w ten pierwiastek może być i jest zjawiskiem pożądanym. W kolejnej publikacji [3.6] zwróciłam uwagę, że na wzrost zawartości Se w roślinności wodnej może mieć wpływ nie tylko przemysł, ale również działalność pozaprzemysłowa np. tereny wojskowe (Centrum Szkoleniowego Wojsk Lądowych - Poligonu w Drawsku Pomorskim), choć wzrost jego koncentracji jest niewielki i statystycznie nieistotny w porównaniu z obszarami przemysłowymi. Dotychczas zwracano uwagę na kopalnie jako źródła zanieczyszczenia selenem, natomiast poligon wojskowy jako źródło Se nie był dotychczas opisywany. Zawartość Se w roślinności wodnej pobranej z rzeki Drawy na terenie poligonu nie różniła się od koncentracji tego pierwiastka w innych roślinach np. pochodzących z okolic Wrocławia [Skoczyliński, Patorczyk-Pytlik 2006]. Nie dostrzeżono również różnic w koncentracji selenu w roślinach na stanowiskach zlokalizowanych za północną i południową granicą poligonu. W porównaniu z innymi rejonami, w których występuje problem nadmiaru Se ilości skumulowane w roślinach wodnych na terenie Poligonu Drawskiego są nadal bardzo niewielkie - dla trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) średnia zawartość wyniosła  $107,43\pm 35,42 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , a dla rdestnicy pływającej (*Potamogeton natans*) było to  $182,04\pm 42,21 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  [3.6]. Choć rdestnicy pływającej (*Potamogeton natans*) nie można nazwać hiperakumulantem, jednakże rośliny te kumulowały istotnie wyższe ilości selenu niż trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Dostrzec można podobną tendencję jak w przypadku wielu

metali – bioakumulacja zachodzi w większych ilościach w roślinności zanurzonej, do której należy rdestnica pływająca. W roślinności stwierdzono niewielkie koncentracje selenu, co potwierdza tylko fakt niewielkich jego ilości w środowisku, w związku z tym należało zwrócić uwagę na zdolność do bioakumulacji przez inne organizmy.

Czy występują organizmy, które potrafią w tak ubogim w selen środowisku skumulować większe ilości Se? Z tego powodu zajęłam się zbadaniem zawartości Se w najpowszechniej w Polsce hodowanych rybach karpiowatych - karpia pospolitym, jego hodowlanej odmianie (*Cyprinus carpio* L.).

Kolejne badania dotyczą organizmów wskaźnikowych – ryb. Większość badań dotyczących zawartości selenu w mięśniach ryb dotyczy ryb pochodzących ze środowisk o podwyższonych stężeniach selenu. W przeprowadzonych przeze mnie badaniach [3.1] określiłam wpływ wieku ryb na zawartość selenu w narządach takich jak: mięśnie, skrzela, wątrobotrzustka, nerki w karpach hodowlanych, pochodzących z Dolnego Śląska, czyli terenów ubogich w selen. Zaznaczyć tutaj należy, że karp ten, w całości sprzedawany jest jako produkt spożywczy. Dlatego dokładna analiza selenu w jego tkankach wydaje się być niezwykle ważna i potrzebna do zrealizowania. W badaniach narybku uwzględniałam całą rybę, ze względu na jej małe rozmiary. Stwierdziłam, że najniższe stężenie badanego pierwiastka występowało w skrzelach, wyższe w wątrobotrzustce, następnie w mięśniach i najwyższe w nerce. W nerkach zanotowałam stały poziom tego pierwiastka. Natomiast w przypadku pozostałych narządów zaobserwowałam proporcjonalny wzrost sugerujący bioakumulację selenu ze środowiska. Stwierdziłam przy niskiej koncentracji selenu w środowisku dużą zdolność ryb do bioakumulacji badanego pierwiastka. Zawartość selenu w mięsie karpia (średnio dla ryb w wieku 1+ 2+ i 4+ odpowiednio wyniosła 0,16; 0,21; 0,29 mg·kg<sup>-1</sup>) była wyższa niż w mięsie wołowym, wieprzowym, czy drobiowym i z roku na rok była wyższa [Kuczyńska i Biziuk 2007]. Jednakże z powodu faktu, że zdolność do bioakumulacji selenu nie jest wybiórczą cechą ryb, należy zwrócić uwagę, że ryby hodowlane, żyjące 2 - 3 lata w środowisku wodnym są najlepszym źródłem selenu, Przy czym nie stwarzają zagrożeń związanych z nieznanym pochodzeniem poławianych ryb i częstokroć nieznanym ich wiekiem. Biorąc pod uwagę również fakt, że największa bioprzyswajalność selenu przez człowieka następuje w wyniku spożywania mięsa rybiego, predysponuje to ryby jako najlepsze potencjalne źródło suplementacji selenem.

By potwierdzić i poszerzyć zakres badań przeprowadziłam ponownie doświadczenie [3.5] nad zróżnicowaniem zawartości selenu w narządach karpia. Określiłam stężenie selenu w skrzelach, mięśniach, wątrobotrzustkach, nerkach, jelitach i śledzionach. Ponownie zawartość

seleniu w nerkach była na najwyższym poziomie, nieco mniej było w śledzionie, jelicie, wątrobotrzustce, zawartość w mięśniach była niższa, ale dwukrotnie wyższa niż w skrzelach. Wyniki badań wskazują na duże indywidualne zróżnicowanie zawartości seleniu w karpach. A niskie koncentracje w skrzelach ponownie sugerują nieistotność tej drogi przenikania do wnętrza organizmu ryb. Wydawać by się mogło, że niskie stężenie seleniu w mięśniach (średnio  $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) w porównaniu do pozostałych przebadanych narządów wskazuje, że mięśnie są słabym źródłem seleniu. Jednakże w kontekście innych badań dotyczących zawartości tego pierwiastka w mięśniach innych zwierząt, to właśnie mięso ryb okazało się być najlepszym źródłem seleniu i należy je stosować w diecie uzupełniającej jego niedobory. Stwierdzone ilości Se były niższe od  $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  - określonych jako niebezpiecznych dla rybożernych zwierząt dziko żyjących [Lemly, 1996]. Uważam, że należy zacząć promować karpie jako nie tylko dietetyczne mięso, ale jako bardzo cenne źródło seleniu w środowisku w ten pierwiastek ubogi, tym bardziej że w wielu przypadkach jego niedobór stwarza ryzyko rozwoju nowotworów.

Selen jest pierwiastkiem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania, wspiera odporność organizmów, a najwrażliwsze są najmłodsze organizmy. Ten fakt był istotny w kolejnym doświadczeniu [3.2]. Zaplanowałam nie wykonywane dotychczas badania, gdyż ważne było dla mnie uzyskanie odpowiedzi na pytanie czy w środowisku ubogim w Se u ryb, które w pierwszym okresie życia żywią się wyłącznie zawartością pęcherzyka żółtkowego istnieje możliwość suplementacji seleniu poprzez wykorzystanie naturalnego zjawiska napęczniania ikry. Wykorzystałam do badań ikrę pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*). W wyniku przeprowadzonego doświadczenia wytypowałam optymalne stężenie Se -  $3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  podczas napęczniania ikry w trakcie 60 minut, które nie wpływa na powstanie nieprawidłowości w rozwoju larw oraz nie wpływa na procent zaoczkowania i wyklucia. Możliwość wpływania na zawartość pierwiastka (w tym przypadku Se) w początkowym okresie życia larw, gdy nie istnieje żadna inna możliwość suplementowania poprzez pokarm wydaje się bardzo korzystnym zjawiskiem.

### **Podsumowanie.**

Na środowisko wodne wpływa każdy rodzaj działalności antropogenicznej, przy czym siła i sposób oddziaływania nie zawsze jest zależny od zaprzestania działalności. Korzystne właściwości nanosrebra koloidalnego winny być sprawdzone na różnych grupach organizmów wodnych ze względu na bardzo odmienną wrażliwość na zmienne stężenia nanosrebra. Bardzo ciekawy jest fakt różnego oddziaływania srebra w zależności od formy (azotan srebra, nanosrebro) na larwy solowca (*Artemia salina*). Ta różnorodna wrażliwość na różne formy różnych organizmów żywych umożliwia eliminowanie ze środowiska niepożądaną roślinność jednogatunkową. W porównaniu z działaniem azotanu srebra wykorzystywane stężenia nanosrebra są znacznie niższe, co również jest zjawiskiem korzystnym, ograniczającym występowanie tego metalu w środowisku. By jednak wykorzystywać tę metodę należałoby przebadać wrażliwość wszystkich elementów środowiska występujących w danym zbiorniku, by przez nieuwagę nie przyczynić się do niepożądanych strat. Możliwość wykorzystania nanosrebra do zwalczania wybranych organizmów będzie zależała od kosztów, a te z roku na rok są coraz mniejsze, ze względu na coraz prostsze metody jego otrzymywania. Z drugiej strony przeprowadzone przeze mnie badania miały na celu zwrócenie uwagi na fakt coraz bardziej powszechnego występowania nanosrebra w wykorzystywanych powszechnie produktach. Nanosrebro z tych produktów przenika do środowiska i będzie nań mogło oddziaływać, a to niesie zagrożenie dla organizmów, które byłyby najwrażliwsze na nanosrebro. Tak więc obserwowanie, monitorowanie środowisk wodnych pod kątem nanopierwiastków, jako najbardziej narażonych na wpływ zanieczyszczeń uważam za najważniejsze cele na przyszłość.

Nie znamy istotnej i zasadnej potrzeby występowania srebra w środowisku, natomiast selen w środowisku jest niezbędny, a to ze względu na jego istotną fizjologiczną rolę. W Polsce występują jego poważne niedobory, zarówno w glebach, jak i roślinności. Karpie okazały się organizmami zdolnymi do gromadzenia Se, które predysponują te ryby do konsumpcji w celu uzupełnienia Se przez człowieka. Tym bardziej, że w literaturze opisywana jest znaczna biodostępność badanego pierwiastka z mięśni ryb. Ryby jednak jako organizmy składające ikrę i odżywiające się zawartością woreczka żółtkowego mają małą możliwość do pobierania pokarmu we wczesnym okresie - larwy. Istnieje korzystna zdolność do wprowadzenia dodatkowych ilości Se do ikry poprzez zastosowanie tego pierwiastka w trakcie jej napęczniania. Jest to zjawisko, które można wykorzystać w wylęgarniach w

warunkach kontrolowanych, w celu podchowu np. gatunków zagrożonych wyginięciem przed ich wsiedleniem do wód naturalnych.

Wyniki przeprowadzonych badań pozwoliły zaproponować następujące wnioski:

- Zastosowanie nanosrebra do walki z zakwitami wód bez konieczności eliminowania ze środowiska zooplanktonu może być skutecznym zabiegiem rekultywacji zderadowanych wód. Jest to metoda alternatywna dla innych środków stosowanych do zwalczania roślinności.

- Jako niebezpieczne stężenie dla wrażliwych roślin wodnych - glonów w środowisku wodnym proponuję przyjąć  $0,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ Ag}$ . Glony są dobrymi organizmami wskaźnikowymi zanieczyszczenia wody srebrem. Dla pozostałych roślin szkodliwa, ograniczająca przeżywalność i ich przyrosty ilość wynosić powinna  $0,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ Ag}$ .

- W Polsce, w przeciwieństwie do innych państw, ze względu na niewielkie ilości Se w środowisku przemysł nie stanowi większego zagrożenia przy emisji tego pierwiastka.

- Rośliny zanurzone są lepszymi biomarkerami zawartości selenu, gdyż posiadają większą zdolność do akumulacji selenu.

- Ryby są cennym źródłem Se w ubogim w ten pierwiastek środowisku.

- Optymalne stężenie Se -  $3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (zastosowane podczas napęczniania ikry w trakcie 60 min) nie wpływa na powstanie nieprawidłowości w rozwoju larw pstrąga tęczowego oraz nie zmienia negatywnie procentu zaoczkowania ikry i wyklucia larw. W początkowym okresie życia larw ryb uzasadnionym jest suplementowanie ich diety selenem.



**5. Towarzyszące osiągnięcie naukowo-badawcze, pod wspólnym tytułem „Antropogeniczne uwarunkowania zawartości mikrozanieczyszczeń w ekosystemach wodnych i ich skutki środowiskowe”**

- 5.1.**Kowalska-Górska M., Senze M., Szałata R.: 2011. Influence of mine water on water quality of Pelcznica River. *Ecological Chemistry and Engineering A*. 18, 5-6, 737-741. (IID publikacje naukowe - 28)\*
- 5.2.**Senze M., Kowalska-Górska M., Pokorny P., Dobicki W., Polechoński R.: 2015. Accumulation of Heavy Metals in Bottom Sediments of Baltic Sea Catchment Rivers Affected by Operations of Petroleum and Natural Gas Mines in Western Pomerania, Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*. 24(5), 2167-2175. DOI: 10.15244/pjoes/40273. (IIA-6)\*
- 5.3.**Senze M., Kowalska-Górska M., Pokorny P.: 2009. Metals in chosen aquatic plants in a lowland dam reservoir. *Journal of Elementology*. 14, 1, 147-156. (IIA-1)\*
- 5.4.**Kowalska-Górska M., Senze M., Dobicki W., Jastrzemska M.: 2013. Accumulation of Selected Metals in the Bottom Sediments of the Pond in Szczytnicki Park in Wrocław. *Ecological Chemistry and Engineering A*. 20 (1), 55-62. (IID publikacje naukowe - 36)\*

\*- numeracja wg załącznika 4.

Woda jest związkiem chemicznym bezwzględnie potrzebnym do życia. Wszystkie żywe organizmy zbudowane są w mniejszym lub większym stopniu z wody. Można spotkać takie, w których udział wody osiąga nieomal 100 % (meduzy), natomiast w przypadku kserofitów jedynie ok. 6 %. Zapotrzebowanie organizmów na wodę różni się w zależności od środowiska, w jakim występują, niewątpliwie jednak jest ona zawsze potrzebna do prawidłowego wzrostu i rozwoju. Wodę ceni się tym bardziej, im większe są jej niedobory. W Polsce zasoby wody dostępnej (dla mieszkańca w ciągu roku) są zbliżone do zasobów w Egipcie. Ograniczone opady podczas ostatnich sezonów wegetacyjnych w Polsce dodatkowo pogorszyły trudną sytuację w zaopatrzeniu w wodę mieszkańców, przemysłu i rolnictwa. Równorzędne znaczenie ma także jakość wody, gdyż płynąc po powierzchni lub pod ziemią wypłukuje substancje z podłoża, a także gromadzi te, które spłyną z deszczem i takie, które dostaną się wraz z oczyszczonymi (w różnym stopniu) ściekami. Jakakolwiek substancja stosowana na lądzie prędzej czy później przedostanie się do wód powierzchniowych. Dlatego spośród wszystkich środowisk najbardziej narażonym na antropogeniczne zagrożenia jest

środowisko wodne. Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE zobowiązuje Polskę do ochrony oraz poprawy jakości wód. Każda z dziedzin przemysłu ma specyficzny wpływ na środowisko wodne.

**Badania prezentowane jako towarzyszące osiągnięciu naukowe miały na celu ukazanie antropogenicznych uwarunkowań zawartości metali w środowisku wodnym i skutków obecności metali dla środowiska**

**Cele szczegółowe:**

- **ocena oddziaływania wód dołowych zamkniętej kopalni węgla kamiennego na zawartość metali w wodach rzeki Pełcznicy.**
- **ocena oddziaływania istniejącej Kopalni Gazu Ziarnego, Ropy Naftowej i Gazu w Karlinie na zawartość metali w wodach i ich akumulację w osadach dennych rzek Parsęty i Radwi.**
- **ocena jakości środowiska zbiornika wodnego położonego w Parku Szczytnickim (aglomeracja miejska Wrocławia) na podstawie zawartości metali w wodzie i ich akumulacji w osadach dennych.**
- **ocena bioakumulacji metali w roślinności wodnej pochodzącej ze zbiornika zaporowego Słup.**

W związku z restrukturyzacją przemysłu węglowego w rejonie Wałbrzycha zamknięto kopalnię, ale pojawił się problem podtopień spowodowanych przez wody wydobywające się z nich. Stworzono kompleksowy system odwadniający nieczynne kopalnie. Wykorzystano sztolnię Friedrich-Wilhelm, która pełniła podobną funkcję do połowy XIX wieku. Sztolnia ta jest połączona systemem chodników ze wszystkimi wałbrzyskimi kopalniami, przez co możliwe jest ich odwodnienie [Fischer, 1997]. Wody kopalniane odprowadzane grawitacyjnie do rzeki Pełcznicy nie są poddane żadnemu oczyszczeniu. Pełcznica charakteryzuje się średnim przepływem 0,86 m<sup>3</sup>/s, podczas gdy średni przepływ wód kopalnianych wynosi 0,32 m<sup>3</sup>/s, co stanowi aż 37 % przepływu średniego rzeki Pełcznica [Fischer, 1998]. Zrzut wód pokopalnianych może stanowić groźne źródło zanieczyszczeń środowiska wodnego. W wodach pokopalnianych zbadalam zawartości metali, pozwoliło to na uszeregowanie ich w następującej kolejności: Ni>Zn>Cu>Pb>Cd [5.1]. Zbadane wody pokopalniane wpłynęły głównie na podwyższenie w rzece zawartości dwóch metali - niklu i cynku [5.1]. Zawartość niklu w wodach przed rzutem była zbliżona do wartości zbadanych w rzece Ścinawce [Raport

o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2006 roku]. Zrzut wód pokopalnianych do rzeki Pełcznica spowodował drastyczny wzrost zawartości niklu nawet do  $0,105 \text{ mg Ni} \cdot \text{dm}^{-3}$  w wodzie i była to wartość wyższa niż stwierdzona w wodach kopalnianych w latach wcześniejszych [Kowalski, 2000]. Na podwyższenie zawartości niklu mogły mieć wpływ również zakłady ceramiczne, w których jest on używany, ale nie tłumaczy to zwiększonych zawartości w porównaniu do lat wcześniejszych. Zawartość cynku wzrosła niespełna dwukrotnie, jednak wartość, jaką osiągnęła była pomimo to niższa niż wykazana w spełniającej podobną rolę - rzece Kłodnicy -  $0,9 \text{ mg Zn} \cdot \text{dm}^{-3}$  [Raport o stanie środowiska w województwie dolnośląskim w 2006 roku].

Oddziaływanie kopalni może być różnorodne, a to również ze względu na fakt, że w różnych kopalniach stężenie metali może być rozmaite, a również w obrębie jednej kopalni wykazywano duże zróżnicowania zawartości metali, np miedzi w kopalni w Butte. Wykazano tam miedź na poziomie od poniżej  $0,16$  aż do nawet  $1010 \text{ mg Cu} \cdot \text{dm}^{-3}$  [Gammons, 2006]. Stwierdzone przeze mnie zawartości miedzi i cynku w rzece Pełcznica przed zrzutem wód kopalnianych były większe niż w samym zrzucie, co świadczy o niskiej koncentracji miedzi w wodach kopalnianych. Rzeka Pełcznica w obrębie punktów kontrolnych zlokalizowanych powyżej i poniżej dopływu wód kopalnianych charakteryzowała się wyrównaną ilością kadmu i ołowiu, co świadczyć może o braku wpływu wód kopalnianych na koncentrację tych metali w rzece. Pomimo dużego ogólnego wpływu wód pokopalnianych na jakość wód rzeki Pełcznicy, wzrost zawartości metali nastąpił jedynie w przypadku Ni i Zn [5.1]. W porównaniu jednak do innych cieków spełniających funkcję odbiorników wód pokopalnianych zmiany były stosunkowo niewielkie. Nieczynne kopalnie nadal oddziałują na środowisko i zmieniają jego jakość, lecz zmiany te są w każdym przypadku odmienne.

Niejednokrotnie zanieczyszczenia występujące w wodzie (w zależności od prędkości przepływu wody) osadzają się na dnie jako osady denny. Osady są tym elementem środowiska wodnego, który pozwala zbadać zanieczyszczenia gromadzące się na przestrzeni czasu w danym miejscu. Badanie tych elementów (woda i osady denne) otwiera znacznie szersze możliwości do określenia zagrożeń obecnych i wcześniejszych. Umożliwia również obliczenie stopnia kumulacji metali - CF [Jezińska i in., 2001.] w zależności od ich zawartości w wodzie i umożliwia określenie indeksu geo  $I_{\text{geo}}$  [Bojakowska i in., 2010; Muller, 1979].

Znając wynik indeksu można określić stan zanieczyszczenia danym metalem [Muller, 1979]:

- 0- niezanieczyszczone
- 1- niezanieczyszczone do umiarkowanie zanieczyszczonego
- 2- umiarkowanie zanieczyszczone
- 3- umiarkowanie zanieczyszczone do wyraźnie zanieczyszczonego
- 4- wyraźnie zanieczyszczone
- 5- wyraźnie zanieczyszczone do ekstremalnie zanieczyszczonego
- 6- ekstremalnie zanieczyszczone

Postanowiłam sprawdzić, w jakim stopniu na środowisko wpływa Kopalnia Ropy Naftowej i Gazu Ziarnego Karlino i czy tego rodzaju przemysł oddziałuje również na zwiększenie zawartości metali w środowisku wodnym [5.2]. W pobliżu Karlina przepływają dwie rzeki - Parsęta i jej prawostronny dopływ - Radew. Wytypowałam 18 stanowiskach usytuowanych na tych dwóch rzekach (Parsęta i Radew) i zbadałam w nich wodę i osady. Badania przeprowadziłam w latach 2012 i 2013. Najwyższą koncentrację w osadach dennych stwierdziłam dla cynku (CF = 164,51-2.206,66), a najmniejszą dla ołowiu (CF = 26,5-178,92). Metale uszeregowałam w kolejności kumulacji dla rzek: Parsęta (woda): Pb>Ni>Zn>Cu>Cd; Radew (woda): Pb>Ni≥Zn>Cu>Cd [5.2]. W obu rzekach stwierdziłam znacznie podwyższoną ilość ołowiu. Istotną również okazała się odległość od kopalni w Karlinie. Najbardziej zanieczyszczone były stanowiska zlokalizowane przy kopalni.

Zawartość niklu w wodzie był niższa w Parsęcie i Radwi w porównaniu z innymi badaniami dotyczącymi zanieczyszczonego przemysłem regionów [Samecka-Cymerman i Kempers, 2004]. Dla przykładu w rzece Wieprz przepływającej przez uprzemysłowione regiony było więcej Cd i Pb, a poziom Cu, Ni i Zn był niższy niż w przebadanych przez mnie rzekach [Bojakowska i in., 2010]. Porównanie to dało podobny efekt w stosunku do wód jezior będących z rejonie oddziaływania KGHM [Samecka-Cymerman i Kempers, 2004]. W badanych osadach dennych koncentracje metali były wyższe w porównaniu z osadami pochodzącymi z Pomorza Zachodniego [Pokorny i in., 2013]. Pomimo niewątpliwego wpływu kopalni na wzrost zawartości metali, zanieczyszczenie osadów było w znaczącej większości wg wyliczonego indeksu  $I_{geo} = 0$  na poziomie niezanieczyszczonego, a tylko w nielicznych przypadkach ( $I_{geo} = 1$ ) na poziomie osadów niezanieczyszczonego do umiarkowanie zanieczyszczonego. W porównaniu z osadami pochodzącymi z obszarów uprzemysłowionych z innych krajów były czystsze niż w Indiach, Brazylii, czy Turcji [Gaur i in., 2005; Jordao i in., 2002; Sasmaz i in., 2008]. Porównując uzyskane wyniki z omawianych rejonów zamkniętej kopalni w rzece Pełcznicy największy wpływ wód kopalnianych przejawiał się w zawartości Zn i Ni, podczas gdy w działającej kopalni w Karlinie

oddziaływanie tych metali w porównaniu do innych było najmniejsze. Większy wpływ na zawartość metali był stwierdzony na rzece Wieprz przepływającej przez rejon uprzemysłowiony [Bojakowska i in., 2010]. Każdy zakład przemysłowy, kopalnia wpływa na środowisko w odmienny sposób, zależy to od wielu różnorodnych czynników.

W zbiornikach zamkniętych spodziewany jest największy wpływ na osady dennie poprzez występujące zjawisko sedymentacji, które nasila się, gdy jest minimalny dopływ, a szczególnie gdy brak z niego odpływu. Dotyczy to więc głównie małych zbiorników wodnych. Z tego powodu zwrócono uwagę na małe zbiorniki zlokalizowane w mieście. Do takich zbiorników należy zbiornik wodny położony we wrocławskim Parku Szczytnickim [5.4]. W wodzie tego zbiornika [5.4] stwierdzono metale w następującej kolejności: Ni>Cu>Zn>Pb>Cd, podczas gdy w osadach kolejność była następująca: Zn>Cu>Ni>Pb>Cd. Średnie  $I_{geo}$  dla Cd i Zn oraz Pb wyniósł zawsze 0, a w przypadku Ni i Cu wyniósł 1, co jest wynikiem bardzo przyzwoitym. Obliczone przeze mnie indeksy  $I_{geo}$  pozwoliły, pomimo stwierdzenia kumulowania się zanieczyszczeń w postaci metali w osadach, na zakwalifikowanie osadów na poziomie niewielkiego zanieczyszczenia  $I_{geo}=1$ . Koncentracje metali w badanym zbiorniku były niższe od stwierdzonych we wcześniejszych badaniach Karczewskiej i in. [Karczewska, Kabała poz. 15].

Na oddziaływanie zanieczyszczeń narażone także są i to w sposób szczególny zbiorniki zaporowe. To właśnie one głównie pełnią funkcję zbiorników wody pitnej. Wpływające tam wody stagnując oczyszczają się z zanieczyszczeń mechanicznych i występujące tam procesy sedymentacji wpływają jednocześnie na oczyszczenie wody. Spośród zbiorników zaporowych do badań wybrałam zbiornik Słup [5.3]. Procesy erozji wpływające na wymywanie składników mineralnych i organicznych do wody uzależnione są również od szaty roślinnej otaczającej zbiornik. Ubogie zadrzewienie na brzegach wpływa na zwiększenie tempa wymywania substancji z okolicznych gleb. Większość przebadanych roślin pochodzących ze zbiornika Słup [5.3] miała podobną kolejność zawartości kumulowanych metali, zbliżoną z kumulacją metali w osadach, co sugeruje, że główną drogą wnikania tych metali mogą być korzenie. Największą różnorodnością w kolejności metali w poszczególnych próbkach charakteryzowała się trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) i palka wodna (*Typha angustifolia* L.). Najwyższą zdolność do kumulowania Pb wykazała trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud), ale był to pojedynczy przypadek, natomiast w rdestnicy nitkowatej (*Stuckenia filiformis* (Pers) Börner) zawsze wartości Pb były wysokie. Roślina ta kumulowała również znaczne ilości Cu, co predysponuje ją do fitoremediacji ołowiu i miedzi ze środowiska wodnego. Do fitoremediacji miedzi można by

również wykorzystać kumulującą znaczne jej ilości rdestnicę kędzierzawą (*Potamogeton crispus* L.). Pałka wodna (*Typha angustifolia* L.) kumuluje największe ilości Ni, Cd i Zn, z tego powodu do fitoremediacji tych pierwiastków wydaje się idealną rośliną.

W zanieczyszczonym środowisku zastosowanie fitoremediacji jest najbardziej ekologicznym sposobem na poprawę jakości środowiska. Występowanie roślinności wodnej w zbiornikach zaporowych, gromadzących wodę pitną winno być zjawiskiem pożądanym - wstępnym etapem oczyszczania wody.

Podsumowując zawartość metali w wodach stwierdzono następującą kolejność metali:

- w wodzie pokopalnianej - rzeka Pełcznica Ni>Zn>Cu>Pb>Cd;
- w wodzie rzek narażanych na oddziaływanie istniejącej kopalni:
  - \* rzeka Parsęta Pb>Ni>Zn>Cu>Cd;
  - \* rzeka Radew Pb>Ni>Zn>Cu>Cd;
- w wodzie zbiornika:
  - \* zaporowego Słup: Zn>Ni>Cu>Pb>Cd;
  - \* wodnego położonego w Parku Szczytnickim: Ni>Cu>Zn>Pb>Cd.

W osadach dennych:

- w osadach narażanych na oddziaływanie istniejącej kopalni:
  - \* rzeka Parsęta Zn>Pb>Ni>Cu>Cd;
  - \* rzeka Radew Zn>Pb>Ni>Cu>Cd;
- w osadach zbiornika wodnego położonego w Parku Szczytnickim: Zn>Cu>Ni>Pb>Cd.

Przeprowadzone przeze mnie badania pozwoliły na stwierdzenie pozytywnych zmian w środowisku wodnym w porównaniu do wcześniejszych badań i również na określenie zanieczyszczenia środowiska na stosunkowo niewielkim poziomie, w przypadku wszystkich przebadanych obszarów. Pozwala to na dość optymistyczną wizję przyszłości naszego środowiska. Jednakże nawet tak dobre wyniki nie pozwalają na zaniechanie przeprowadzania badań. Ponieważ nawet zamknięte zakłady przemysłowe mogą wpływać przez lata na otaczające je środowisko.

### **Podsumowanie.**

Na środowisko wodne wpływa każdy rodzaj działalności antropogenicznej, przy czym siła i sposób oddziaływania nie zawsze są zależne od zaprzestania działalności. Niewątpliwie stwierdzono wpływ na środowisko wszystkich badanych rodzajów oddziaływań. Pocieszający jest fakt, że np. badane osady były jedynie w nieznacznym stopniu zmienione, ich stopień zanieczyszczenia mierzony miarą Indeksu geo pozwolił na uznanie ich w najgorszym

przypadku jako niezanieczyszczone do umiarkowanie zanieczyszczonych -  $I_{geo}=1$ . Jest to szczególnie ważne, gdy porównuje się osady krajowe z zanieczyszczonymi obszarami poza Polską. To korzystne zjawisko nie powinno pozwolić nam jednak zapomnieć o stałym monitoringu środowiska i wykorzystywaniu roślinności wodnej (szczególnie zanurzonej) i jej zdolności do bioakumulacji oraz do poprawy jakości środowiska poprzez zastosowanie ich jako fitoremediantów.

*Pozostałe osiągnięcia naukowe, dydaktyczne i organizacyjne wykazano w załączniku nr 4*

*Anna - Białka*