

Stanisław PIOTROWSKI

Uczelnia Zawodowa Zagłębia Miedziowego
ul. Odrodzenia 21, 23, 59-300 Lubin, e-mail: stanislaw.piotrowski@vp.pl

Przydatność *Anodonta anatina* (L.) jako organizmu wskaźnikowego odzwierciedlającego poziomy metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg) w wodzie i osadach dennych

Celem niniejszego artykułu było stwierdzenie, w jakim stopniu tkanki miękkie i muszle *Anodonta anatina* (L.) (szczęźnia pospolita) odzwierciedlają zmiany poziomów Cu, Zn, Pb, Co, Cd i Hg w wodzie powierzchniowej i osadach dennych (frakcja poniżej 0,20 mm) ujścia Odry. Materiał do badań laboratoryjnych został pobrany w latach 1999 i 2000 z obszaru ujścia Odry (19 stanowisk) oraz z jeziora Miedwie (jedno stanowisko). Na każdym stanowisku oznaczano koncentracje metali w wodzie powierzchniowej, osadach dennych (frakcja poniżej 0,20 mm) oraz w tkankach miękkich (całe ciało) i muszlach *Anodonta anatina*. Analizowano 20 próbek tkanek miękkich i 12 próbek muszli *Anodonta anatina* oraz po 20 próbek wody powierzchniowej i osadów dennych. Na każdym stanowisku analizowano próbki *Anodonta anatina* obejmujące co najmniej kilkanaście okazów o różnych rozmiarach (tzw. próbki uśrednione). Oznaczenia Cu, Zn, Pb, Co, Cd dokonano techniką ICP-AES, a Hg oznaczono techniką CV-AES. Przy zastosowaniu *Anodonta anatina*, jako organizmu wskaźnikowego, rejestruje się zmiany poziomów stężeń metali ciężkich w wodzie powierzchniowej na podstawie analizy tkanek miękkich i muszli (Cu i Zn), analizy muszli (Pb i Hg) oraz analizy tkanek (Hg). Z sześciu badanych metali nie kontroluje się tylko zmian Co. Z kolei zmiany koncentracji metali w osadach można kontrolować, wykorzystując tkanki miękkie i muszle (Zn i Hg), tylko tkanki (Cu, Pb i Cd) i tylko muszle (Co).

Słowa kluczowe: *Anodonta anatina*, tkanki miękkie, muszle, woda powierzchniowa, osady denne, metale ciężkie, estuarium Odry, jezioro Miedwie

Wstęp

Skażenie środowiska ocenia się zwykle metodami fizyczno-chemicznymi, określając stężenia pierwiastków lub ich związków w powietrzu atmosferycznym, wodzie i glebie. Można jednak określać je także metodami biologicznymi (bioindykacyjnymi) za pomocą biowskaźników (bioindykatorów) [1-4]. Metody te są stosowane od dawna w krajach Europy Zachodniej, Ameryki Północnej czy Japonii. W Polsce zainteresowano się nimi nieco później, jednak obecnie włącza się je coraz częściej do biomonitoringu, czyli stałej obserwacji różnego typu przemian w środowisku [5-17].

Zastosowanie organizmów wskaźnikowych ma pewną przewagę nad badaniami fizyczno-chemicznymi wody lub osadów dennych w określeniu zawartości metali ciężkich w danym akwenie. Organizmy te dostarczają bowiem dowodów

na akumulację wyżej wymienionych pierwiastków chemicznych zgromadzonych przez kilka miesięcy, eliminując w ten sposób potrzebę częstego dokonywania analiz.

Mięczaki są jednym z ważnych ogniw łańcucha troficznego zarówno w środowiskach lądowych, jak i wodnych. Z reguły pełnią one rolę konsumentów I rzędu i należą na tym poziomie troficznym do zwierząt gromadzących w ciele największe ilości metali ciężkich, nawet rzędu kilku tysięcy $\mu\text{g/g}$ s.m. (ppm). Stwierdzono ponadto wzrost koncentracji metali ciężkich w kierunku od producentów do konsumentów I rzędu. Natomiast na wyższych poziomach troficznych koncentracje metali w organizmach zwierząt nie ulegają większym zmianom [18-21]. Jeżeli jeszcze weźmiemy pod uwagę ich dominujący udział w masie całego zoobentosu, to wyraźniej dostrzeżemy ich znaczącą rolę w biogeochemicznym obiegu metali [22].

Mięczaki żyjące w środowiskach wodnych wydają się odzwierciedlać stopień zanieczyszczenia metalami ciężkimi środowiska, w którym żyją, i z tego powodu są szeroko stosowane jako organizmy wskaźnikowe (bioindykatory). Dotyczy to zwłaszcza gatunków morskich, głównie *Mytilus edulis* [23, 24]. Nieznacznie później podobne badania rozpoczęto z udziałem mięczaków słodkowodnych, a zwłaszcza przy zastosowaniu *Dreissena polymorpha*, małża traktowanego jako słodkowodnego odpowiednika *Mytilus edulis*. Obok tego gatunku w miarę liczne są prace przy zastosowaniu małży z grupy *Unionidae* [25-30].

Zagadnienie obecności metali w muszlach mięczaków jest stosunkowo mało poznane. Obserwuje się od kilkudziesięciu do kilkuset razy niższe koncentracje metali w muszlach niż w tkankach miękkich [31]. Podobne relacje, ale tylko w odniesieniu do Pb, obserwowali Bolognani-Fantin i wsp. [32]. Z kolei Imlay [33] obserwował zupełnie odwrotne relacje - wysokie koncentracje metali w muszlach *Unionidae* w stosunku do ich stężeń w tkankach miękkich: Pb - koncentracje 450 razy wyższe; Cd - koncentracje 100 razy wyższe; Cu - koncentracje 6 razy wyższe. Wartości rzędu od kilku do kilkuset $\mu\text{g/g}$ s.m. i czasami porównywalne z poziomem metali w tkankach miękkich, choć z reguły niższe o rząd wielkości, obserwowali Bias, Karbe [34] oraz Jurkiewicz-Karnkowska [5, 6].

W przypadku mięczaków o dużych muszlach, a do takich należy *Anodonta anatina* (szczęzuja pospolita), dla których można określić wiek poszczególnych pierścieni przyrostowych, istnieje potencjalna możliwość badania geochemicznego stanu środowiska tak obecnie, jak i w niedalekiej przeszłości. W tym konkretnym przypadku Imlay [33] wskazał na możliwość użycia muszli *Unionidae*. Obserwacje tempa wzrostu oraz linii przyrostowych na muszlach umożliwiają analizę nieletalnych skutków zanieczyszczeń, które wywołują w tych małżach stres, który powoduje powstanie dodatkowych pierścieni przyrostowych [35-37]. Chociaż bioakumulacja metali w muszlach może uzyskiwać konkretny wymiar, jak np. zawartości Cu i Zn w muszlach *Unionidae*, to zastosowanie muszli jako elementu bioindykacyjnego wydaje się pozostawać dyskusyjne [38].

Glochidia *Anodonta anatina* wykorzystano do śledzenia reakcji tych organizmów na kwasy huminowe (EDTA) oraz metale ciężkie: Fe, Mn, Cd, Cu i Zn. Miedź okazała się być najbardziej toksycznym metalem, a cynk i kadm najmniej. Toksyczność metali wzrasta wraz z czasem wystawienia małży na ich działanie. Kwasy huminowe obniżają toksyczność Cd i Cu, ale podwyższają toksyczność Zn. EDTA i Fe zmniejszają toksyczność Cd, Cu i Zn. Mangan nie zmienia toksyczności Cd i Cu, ale zwiększa toksyczność Zn. Koncentracje Fe i Mn w glochidiach tego gatunku wzrastają wraz z koncentracjami Cu, Cd i Zn [39, 40].

Publikowane dane odnoszące się do bioakumulacji metali u *Anodonta anatina* są raczej skromne ilościowo i dotyczą najczęściej koncentracji Ni, Pb, Cu, Cd i Hg w tkankach miękkich i muszlach [41-44], ale mamy w tych pracach często do czynienia z małą liczbą próbek pobranych z poszczególnych stanowisk. Z wyjątkiem Ni zawartość pozostałych metali ciężkich (Zn, Pb, Cd, Cu, Hg) wyraźnie była skorelowana z suchą masą tkanek *Anodonta anatina*. Koncentracje Cu i Hg miały trend ujemny, zaś Pb i Cd trend wzrostowy. Zmiany koncentracji Zn były nieco odmienne, bowiem najpierw stężenia wzrastały do pewnej wagi tkanek, a następnie gwałtownie spadały. Przy niskim poziomie zawartości metali ciężkich ich koncentracje nie wykazywały żadnych zależności od suchej masy tkanek. Wyniki badań sugerują, że poziomy koncentracji Cu i w niektórych przypadkach Hg są dobrze regulowane przez procesy biochemiczne *Anodonta anatina*. Ta zależność może też zachodzić dla Pb i Cd, ale tylko przy niskich poziomach zanieczyszczenia metalami ciężkimi. Z wyjątkiem Zn zależności masy tkanek od metali zostają zredukowane, kiedy *Anodonta anatina* osiąga wiek 3-4 lata. Nie wyjaśniono natomiast, dlaczego koncentracje Zn w silnie zanieczyszczonych *Anodonta anatina* wzrastają szybko i gwałtownie w osobnikach o wieku do 5 lat, a po osiągnięciu tego wieku równie szybko maleją [28].

Różnice w odmienności akumulacji metali ciężkich (Cr, Cu, Ni, Zn, Ag, Pb, Cd, As, Se) w zależności od gatunku i miejsca pobrania próbek analizowano u *Anodonta anatina*, *Unio pictorum* i *U. tumidus* w delcie Dunaju. Koncentracje Cu i Ag były znacznie większe u *Unio tumidus* i *U. pictorum* niż u *Anodonta anatina*. Poziomy pozostałych metali takich różnic już nie wykazywały [45].

Anodonta anatina jawi się jako dobry organizm wskaźnikowy śledzenia metali ciężkich w środowisku. Koncentracje metali są powiązane z suchą masą tkanek. Tendencja ta nie występuje u osobników młodych i stąd wysuwany jest postulat, by organizmy najmniejsze i najmłodsze pomijać w badaniach środowiskowych [28, 45].

Anodonta anatina (L.) jest jednym z gatunków mięczaków słodkowodnych, któremu poświęcono 115 opracowań naukowych (stan na koniec 2004 roku) dotyczących toksycznego oddziaływania różnych substancji chemicznych. Z 17 gatunków badanych przez autora niniejszego artykułu większą liczbą studiów odznaczają się tylko: *Dreissena polymorpha*, *Lymnaea stagnalis* i *Anodonta cygnea*. Przy zastosowaniu *Anodonta anatina* testowano toksyczność m.in. następujących substancji: Cu, Zn, Cd, chlorek glinu, pestycydy oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne [46].

Celem niniejszego artykułu było stwierdzenie, w jakim stopniu tkanki miękkie i muszle *Anodonta anatina* (L.) odzwierciedlają zmiany poziomów Cu, Zn, Pb, Co, Cd i Hg w wodzie powierzchniowej i osadach dennych ujścia Odry.

1. Materiał i metody

Materiał do badań laboratoryjnych został pobrany w latach 1999 i 2000 z obszaru ujścia Odry (19 stanowisk) oraz z jeziora Miedwie (jedno stanowisko) (tab. 1; lokalizację stanowisk opisano w [47]).

Tabela 1

Podstawowe parametry biometrii muszli *Anodonta anatina* próbek, dla których wykonano analizy koncentracji metali: n - liczba analizowanych okazów, x_0 - średnia długość muszli; σ - standardowe odchylenie; Min - minimalna długość muszli; Max - maksymalna długość muszli

Nr stanowiska	Obszar badań	n	x_0 mm	σ mm	Min mm	Max mm	Analizowany materiał	
							tkanki miękkie	muszle
1	Międzyodrze	8	65,6	24,0	25,5	89,5	+	+
3		4	86,8	10,2	24,5	73,5	+	+
4		6	47,1	14,2	37,5	73,5	+	+
5		16	82,4	20,0	33,0	103,0	+	+
7		13	51,3	24,2	25,5	91,5	+	+
8	jezioro Dąbie	4	67,3	28,3	27,5	89,5	+	+
9		2	55,5	8,5	49,5	61,5	+	+
10		11	64,4	20,1	24,5	95,0	+	+
11		10	72,3	11,2	46,0	82,0	+	+
12		13	60,1	6,5	52,5	71,5	+	+
12a		6	41,0	27,9	12,5	70,0	+	+
19	jezioro Miedwie	7	63,9	14,7	40,0	76,7	+	
21	Domiąża	11	47,8	9,2	39,5	72,1	+	
22		9	56,9	17,3	33,3	86,2	+	
23		11	32,9	23,8	10,9	64,7	+	
31	Zalew Szczeciński	5	45,9	10,4	37,1	59,1	+	
32	Roztoka Od-rzańska	4	42,3	6,5	32,7	46,5	+	
33		14	51,4	6,6	40,1	61,3	+	
34		2	42,2	4,1	39,3	45,1	+	
35		14	41,1	10,3	26,6	59,8	+	+

Pobór próbek wody. Próbkę wody pobierano próbnikiem typu Nurek około 1 m pod lustrem wody. Bezpośrednio po pobraniu próbki mrożono i w takim stanie przewożono do analiz chemicznych w Centrum Badań Jakości w Lubinie.

Pobór próbek osadów dennych. Osady denne pobierano czerpaczem typu Van Veen, który umożliwiał pobranie próbki z powierzchni 25,5 x 25,5 cm i miąższości do 15 cm. Na każdym stanowisku pobierano trzy próbki osadów, które homogenizowano i z całej tej masy pobierano próbkę do dalszych analiz. Do momentu badań laboratoryjnych próbki osadów przechowywano w lodówce w odpowiednich woreczkach foliowych.

Pobór próbek mięczaków. Na każdym stanowisku pobierano próbki mięczaków za pomocą dragi. Po pobraniu mięczaki przechowywano 24 godziny w wodzie pochodzącej z miejsca ich pobrania. Przez cały ten czas woda była natleniana. Celem tego procesu było oczyszczenie i całkowite wydalenie pożywienia z przewodu pokarmowego mięczaków, a także oczyszczenie powierzchni muszli z epifauny i przylegającego osadu.

Stanowiska badawcze były lokalizowane za pomocą systemu nawigacji satelitarnej GPS firmy Trimble Navigation.

Przygotowanie próbek osadów dennych do analiz chemicznych. W warunkach laboratoryjnych, metodą szlamowania, wydzielono frakcję poniżej 0,20 mm przeznaczoną do badań geochemicznych. Próbki tej frakcji suszono do stałej masy w temperaturze 55÷60°C, a następnie mielono w młynku agatowym.

Przygotowanie próbek mięczaków do analiz chemicznych. Po oczyszczeniu dla każdego stanowiska dokonano pomiarów długości muszli. Następnie próbki *Anodonta anatina* gotowano w celu oddzielenia tkanek miękkich od muszli. Tak otrzymany materiał przemyto dokładnie wodą destylowaną, a następnie suszono do stałej masy w temperaturze 55÷60°C. Po tym etapie próbki tkanek miękkich i muszli mielono w młynku agatowym.

Wykonanie analiz chemicznych. Wszystkie analizy chemiczne próbek wody, osadów dennych (frakcja poniżej 0,20 mm), mięczaków (tkanki miękkie i muszle) zostały wykonane w Centrum Badań Jakości Sp. z o.o. KGHM Polska Miedź S.A. Oznaczenia Cu, Zn, Pb, Co, Cd dokonano techniką ICP-AES na spektrometrze plazmowym typu Liberty. Rtęć oznaczono za pomocą generatora wodorków (metoda zimnych par) techniką CV-AES.

Do badań geochemicznych wytypowano muszle z 12 stanowisk - Międzyodrze, jezioro Dąbie i Rostoka Odrzańska, natomiast analizy tkanek miękkich wykonano dla 20 stanowisk obejmujących cały obszar ujścia Odry oraz jezioro Miedwie, traktowane jako punkt odniesienia pod kątem najczystszych osadów. Ograniczeniem wykonania większej liczby analiz były określone nakłady finansowe.

Mając na uwadze zależność koncentracji metali w mięczakach od ich wieku i rozmiarów [16], starano się wykonywać na każdym stanowisku analizę próbek obejmujących co najmniej kilkanaście okazów o różnych rozmiarach (tzw. próbki uśrednione). Jednakże warunek ten, co jest typowe w badaniach połowych, trudny był do spełnienia i próbki z poszczególnych stanowisk liczą od 2 do 16 okazów (tab. 1).

Diagramy trendu wykonano w programie Microsoft Excel. Na tym etapie badań nie odrzucono wartości skrajnych i stąd na uzyskanych diagramach trendu podane linie trendu mogą budzić wątpliwości. Zdecydowano się jednak pozostawić wartości skrajne, gdyż były one sprawdzane i nie było powodów, by je na

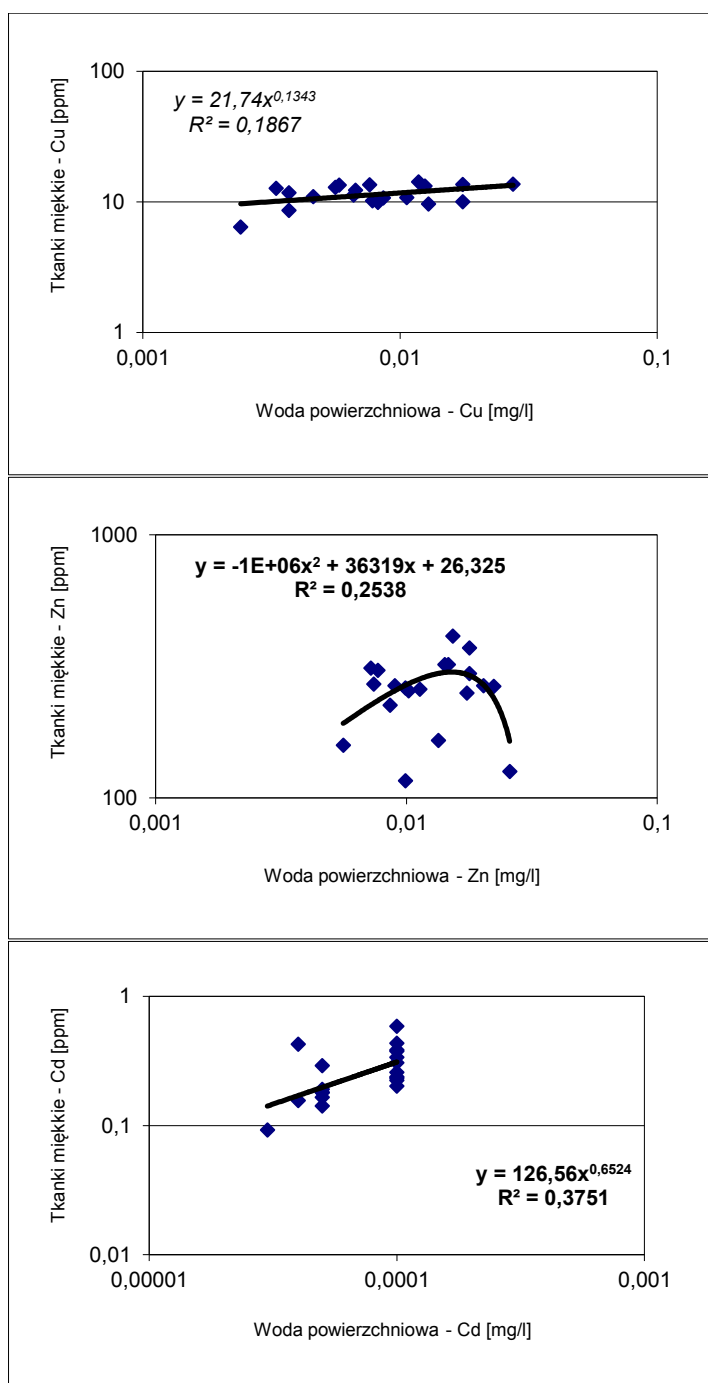
tym etapie badań odrzucać. Na wyżej wspomnianych diagramach linie trendu wyznaczano przy przyjęciu najwyższej wartości współczynnika R^2 (EXCEL) spośród następujących równań służących do obliczania linii trendu: liniowe, wielomianowe, logarytmiczne, wykładnicze i potęgowe. Jako linie trendu rozumie się graficzną reprezentację trendu dla serii danych. Funkcja R.KWADRAT podaje wartość r^2 , czyli kwadrat współczynnika korelacji iloczynu momentów Pearsona dla zmierzonych wartości zmiennych. Do obliczenia logarytmicznych, potęgowych i wykładniczych linii trendu w programie Microsoft Excel zastosowano zmieniony model regresji. Istotność uzyskanych linii trendu weryfikowano na poziomach istotności 0,05 i 0,10. Obliczenia statystyczne wykonano w programach Microsoft Excel i Statistica. Niemetryczne wielowymiarowe skalowanie (MDS) zostało wykonane w programie PRIMER (Plymouth Marine Laboratory, UK).

2. Wyniki badań i dyskusja

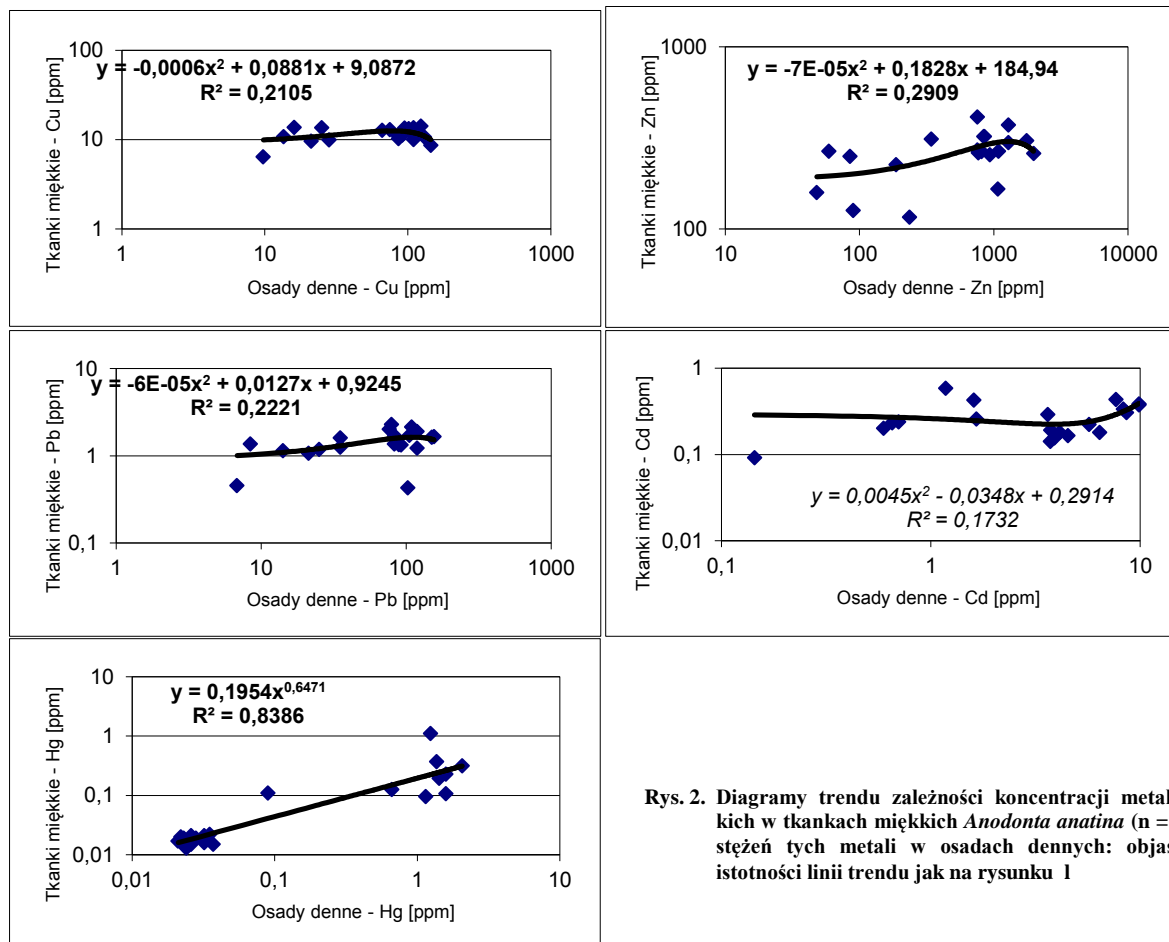
W relacji tkanki miękkie - woda powierzchniowa trzy z sześciu badanych metali ciężkich wykazują istotność linii trendu. Dla Cu i Cd zaznacza się wzrost koncentracji tych metali w tkankach wraz ze wzrostem ich stężeń w wodzie. Dla Zn obserwujemy najpierw wzrost koncentracji tego metalu w tkankach do poziomu 0,015 mgZn/l w wodzie, po czym wraz ze wzrostem stężenia Zn w wodzie obserwujemy spadek koncentracji tego metalu w tkankach (rys. 1).

W relacji tkanki miękkie - osady dennie istotność linii trendu obserwujemy u pięciu metali: Cu, Zn, Pb, Co i Hg. Wraz ze wzrostem koncentracji Hg w osadach rejestrujemy wzrost zawartości tego metalu w tkankach. W przypadku Cu, Zn i Pb najpierw rejestrujemy wzrost zawartości tych metali w tkankach wraz ze wzrostem ich koncentracji w osadach (odpowiednio do poziomów 75 ppm Cu, 1300 ppm Zn i 100 ppm Pb), po czym dalszemu wzrostowi koncentracji tych metali w osadach towarzyszy obniżenie ich koncentracji w tkankach. W przypadku Cd mamy do czynienia z sytuacją odwrotną. Do poziomu 4 ppm Cd w osadach zaznacza się nieznaczne obniżenie jego koncentracji w tkankach, po czym wraz ze wzrostem koncentracji Cd w osadach następuje również wzrost jego stężeń w tkankach (rys. 2).

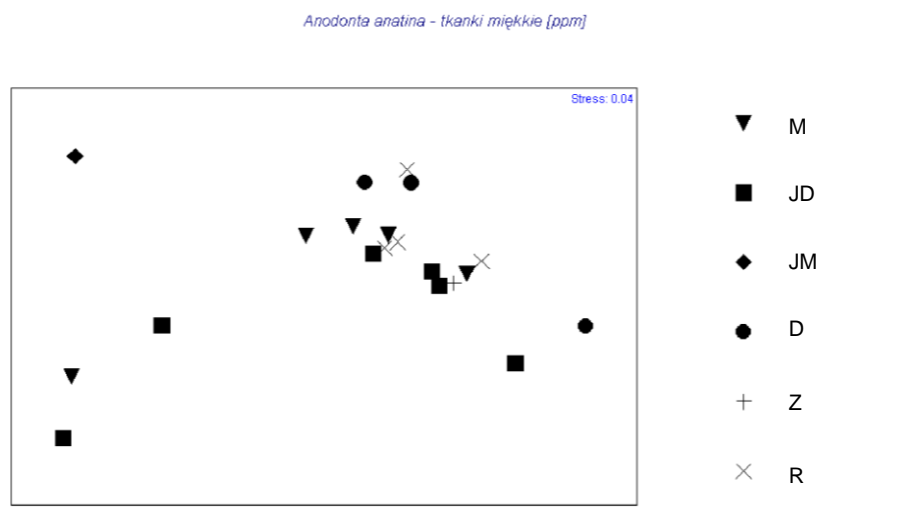
Wyraźnie widoczne są powiązania między stężeniami metali ciężkich w tkankach miękkich *Anodonta anatina* a koncentracjami tych elementów chemicznych w osadach dennych badanych obszarów. W projekcji MDS uwidacznia się istotne odosobnienie stanowiska z jeziora Miedwie oraz dwóch stanowisk z jeziora Dąbie i jednego z Międzyodrza (lewa strona rys. 3). Po prawej stronie rysunku grupują się pozostałe stanowiska, generalnie umiejscowione w obszarze ujścia Odry: Międzyodrze, jezioro Dąbie, Domiąża, Rozтока Odrzańska, Zalew Szczeciński. W tej części rysunku od wspomnianej grupy odstają dwa stanowiska - z jeziora Dąbie i Domiąży, które charakteryzowały się największymi koncentracjami metali ciężkich w osadach dennych spośród badanych stanowisk. Wspomniany wyżej obraz jest odzwierciedleniem zróżnicowania koncentracji metali ciężkich w osadach dennych ujścia Odry [47, 48].



Rys. 1. Diagramy trendu zależności koncentracji metali ciężkich w tkankach miękkich *Anodonta anatina* (n = 20) od stężeń tych metali w wodzie powierzchniowej (średnie roczne): $y = 126,56 x^{0,6524}$ - istotność linii trendu na poziomie istotności 0,05 $y = 21,74 x^{0,1343}$ - istotność linii trendu na poziomie istotności 0,1



Rys. 2. Diagramy trendu zależności koncentracji metali ciężkich w tkankach miękkich *Anodonta anatina* (n = 20) od stężeń tych metali w osadach dennych: objaśnienia istotności linii trendu jak na rysunku 1

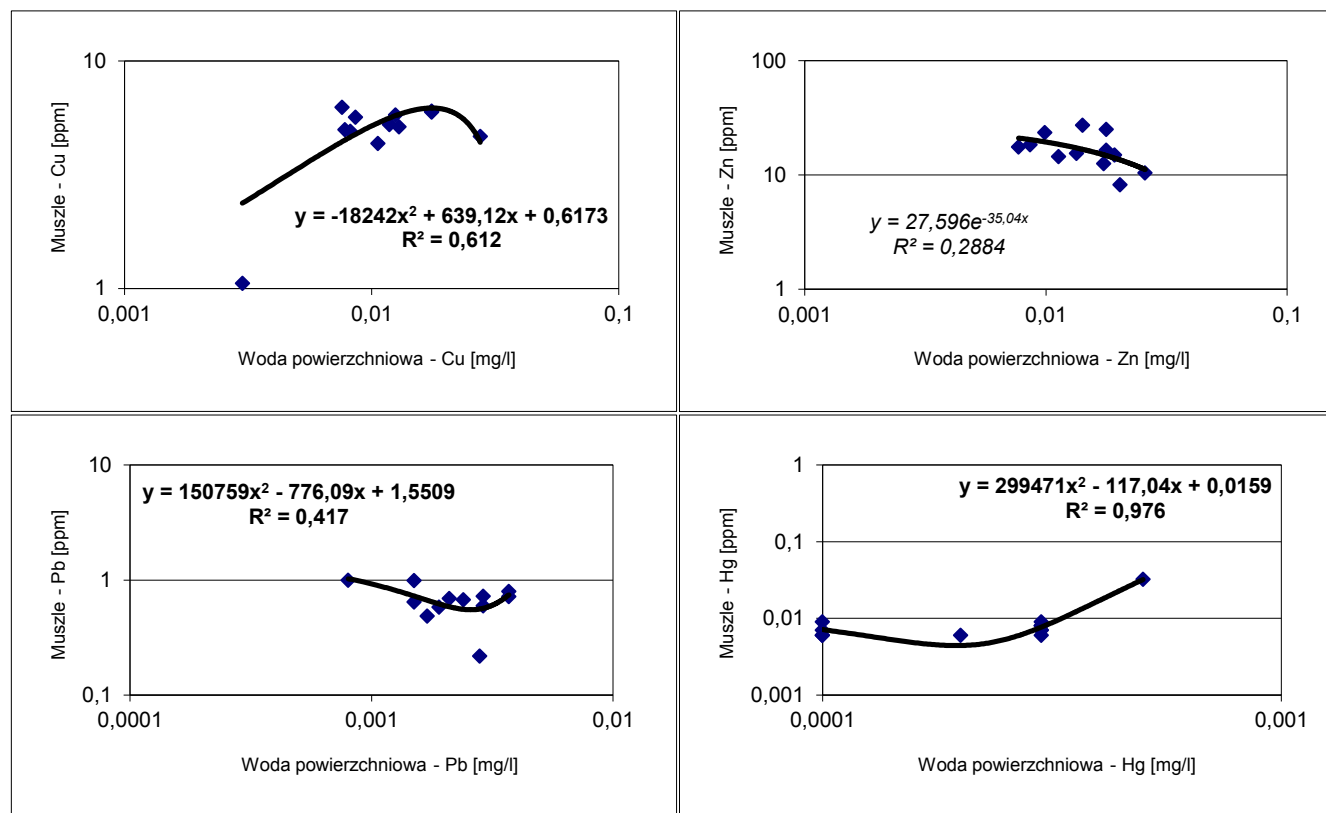


Rys. 3. Rozkład próbek tkanek miękkich *Anodonta anatina* pobranych z poszczególnych rejonów badań na podstawie analizy MDS (koncentracje metali ciężkich w tkankach i osadach dennych)

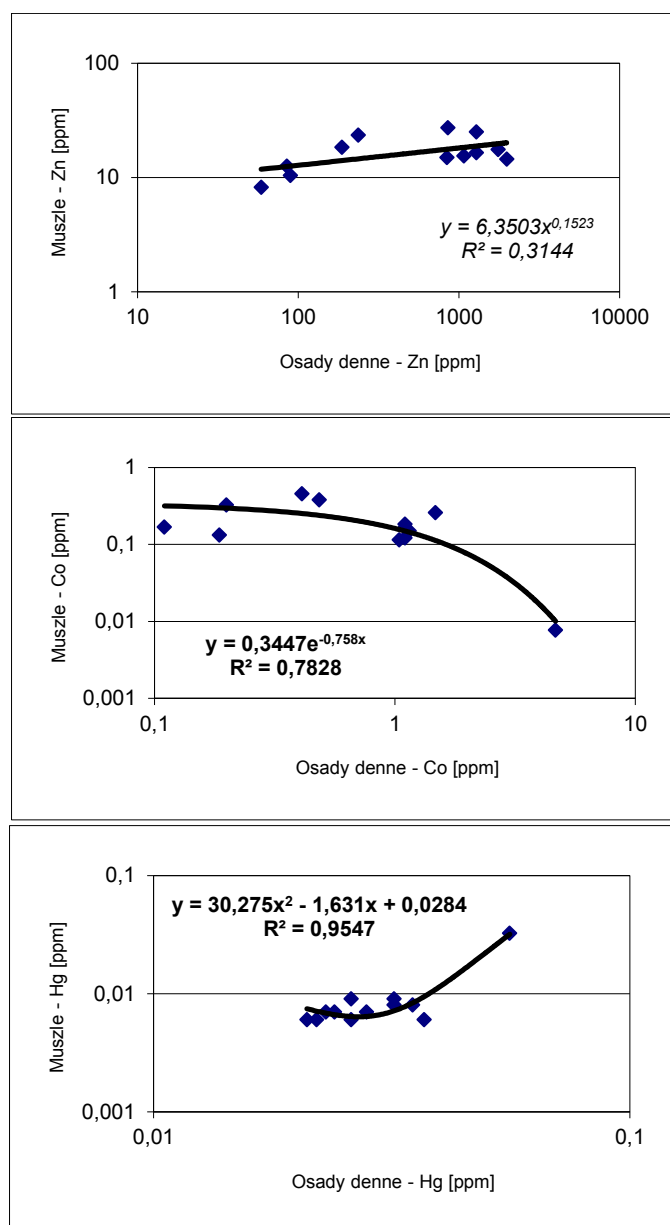
W relacji muszle - woda powierzchniowa istotność linii trendu obserwujemy u czterech metali: Cu, Zn, Pb i Hg. W przypadku Zn wzrostowi stężeń tego metalu w wodzie towarzyszy obniżenie jego koncentracji w muszlach. Do poziomu 0,0003 mgHg/l w wodzie obserwujemy w miarę stały poziom Hg w muszlach, który następnie znacznie wzrasta wraz ze wzrostem stężenia tego metalu w wodzie. W przypadku Cu najpierw obserwujemy wzrost koncentracji tego metalu w muszlach do poziomu 0,017 mgCu/l, a przy dalszym wzroście stężeń Cu w wodzie zaznacza się obniżenie jej koncentracji w muszlach. Odwrotna relacja jest w przypadku Pb. Do wartości 0,0025 mgPb/l w wodzie rejestrujemy malejące koncentracje tego metalu w muszlach, które po przekroczeniu tej wartości granicznej nieznacznie wzrastają (rys. 4).

W relacji muszle - osady denne istotność linii trendu rejestrujemy u trzech metali: Zn, Co i Hg. W przypadku Zn wzrostowi koncentracji tego metalu w osadach towarzyszy wzrost jego stężeń w muszlach. Podobnie jest w przypadku Hg, przy czym tendencja wzrostowa jest tutaj wyraźniej zaznaczona. Z kolei w przypadku Co wzrostowi koncentracji tego metalu w osadach towarzyszy wyraźny spadek jego stężeń w muszlach (rys. 5).

W projekcji MDS stężenia metali w muszlach *Anodonta anatina* również są istotnie powiązane z koncentracjami tych elementów chemicznych w osadach dennych badanych środowisk. Z prawej strony rysunku 6 grupują się stanowiska z Międzyodrza, następnie z jeziora Dąbie, a od nich całkowicie oddalone jest (lewa strona rysunku) stanowisko z Roztoki Odrzańskiej. Również w tym przypadku muszle badanego małża odzwierciedlają zmiany koncentracji metali ciężkich w osadach dennych ujścia Odry [47, 48].



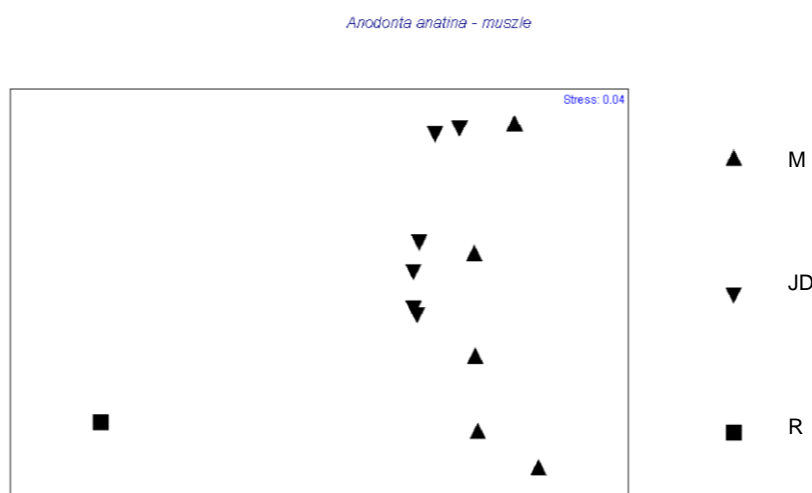
Rys. 4. Diagramy trendu zależności koncentracji metali ciężkich w muszlach *Anodonta anatina* (n = 12) od stężeń tych metali w wodzie powierzchniowej (średnie roczne); objaśnienia istotności linii trendu jak na rysunku 1



Rys. 5. Diagramy trendu zależności koncentracji metali ciężkich w muszlach *Anodonta anatina* (n = 12) od stężeń tych metali w osadach dennych; objaśnienia istotności linii trendu jak na rysunku 1

W rejonie badań stężenia Cu, Zn i Pb w wodach powierzchniowych są niższe od wartości granicznych, natomiast stężenia Cd i Hg mieszczą się w normach opisanych przez I klasę czystości wód powierzchniowych. W Polsce Co nie jest

objęty normą. Najniższe koncentracje Cu, Zn, Pb i Co stwierdza się w wodach jeziora Miedwie, w którym notuje się z kolei najwyższe stężenia Hg. Na wszystkich stanowiskach stężenia kadmu były na granicy wykrywalności przyjętej metody analitycznej, tj. na poziomie $<0,0001$ mg/l. W estuarium Odry najwyższe stężenia Cu, Zn, Co i Pb obserwuje się w wodach Międzyodrza. Dla Cu i Pb wyraźnie zaznacza się spadek koncentracji tych metali w kierunku północnym estuarium.



Rys. 6. Rozkład próbek muszli *Anodonta anatina* pobranych z poszczególnych rejonów badań na podstawie analizy MDS (koncentracje metali ciężkich w tkankach i osadach dennych)

Nieco podobnie jest w przypadku stężenia Zn, z tą tylko różnicą, iż jego stonkowo wyższe niż w regionach sąsiednich wartości stwierdza się w obszarze Roztoki Odrzańskiej. Najniższe stężenia Co obserwuje się w jeziorze Dąbie i Zalewie Szczecińskim. W wodach Domiąży i Roztoki Odrzańskiej koncentracje Co mieszczą się w górnym przedziale stężeń obserwowanych w Zalewie Szczecińskim i jeziorze Dąbie. Zdecydowanie najniższe stężenia Hg notuje się w wodach Domiąży. Wyższe stężenia tego metalu występują w Zalewie Szczecińskim, a jeszcze wyższe w pozostałych obszarach estuarium, przy czym w tym ostatnim przypadku ich zakresy są zbliżone. Na wszystkich stanowiskach badawczych największe podobieństwo cechuje stężenia Hg, Cd i Co. Do grupy tej zbliżone są stężenia Pb. Drugą grupą podobieństw odznaczają się stężenia Cu i Zn, wykazujące już nieco mniejsze podobieństwo do pozostałych metali [47].

W osadach dennych najniższe koncentracje Cu, Zn, Pb i Cd stwierdza się w osadach jeziora Miedwie. Z kolei najniższe koncentracje Co i Hg występują w osadach Międzyodrza. W obszarze estuarium Odry najwyższe zawartości Cu występują w osadach Domiąży i od tego obszaru maleją zarówno w kierunku północnym, jak i południowym estuarium, osiągając najniższe wartości na

obszarze Międzyodrza. Najwyższe koncentracje Zn i Cd występują w osadach jeziora Dąbie i w kierunku północnym obszaru estuarium wyraźnie maleją. Średnie koncentracje tych metali w osadach Zalewu Szczecińskiego tylko nieznacznie są niższe od wartości stwierdzanych w obszarze Międzyodrza. Podobnie jest w przypadku rozkładu koncentracji Pb, z tą tylko różnicą, iż jego najniższe stężenia notowane są w osadach Międzyodrza. Natomiast w przypadku koncentracji Co i Hg najwyższe stężenia obserwuje się w osadach Domiąży, które następnie maleją w kierunku Zalewu Szczecińskiego. Koncentracje tych metali w osadach jeziora Dąbie i Międzyodrza są już znacznie niższe.

Najczystsze osady pod kątem obecności w nich metali ciężkich to osady jeziora Miedwie, północnej części Zalewu Szczecińskiego oraz część osadów Międzyodrza. Przesuwając się w kierunku północnym estuarium, mamy do czynienia z dwoma odmiennymi obszarami akumulacji metali ciężkich. W kierunku Zalewu Szczecińskiego, poniżej Szczecina, wzrasta udział w osadach kobaltu i rtęci, który jest szczególnie duży i wyraźnie widoczny w osadach Domiąży i Roztoki Odrzańskiej. Natomiast w osadach części Odry Wschodniej (Międzyodrze), a zwłaszcza w osadach jeziora Dąbie mamy do czynienia z wysokimi koncentracjami Cu, Zn, Pb i Cd przy znacznie mniejszych koncentracjach Co i Hg [47].

Dotychczasowe wyniki badań ukazują, że mięczaki - a zwłaszcza ich tkanki miękkie - nie do końca przejrzysto odzwierciedlają geochemiczny stan środowiska. Wykonane liczne studia polowe i laboratoryjne z uwzględnieniem mięczaków wodnych stwarzają sugestie, iż poszczególni autorzy obserwują istotną niekonsekwencję/niezgodność dotychczasowych wyników i dochodzą do konkluzji, że ogólne trendy bioakumulacji metali ciężkich mogą być trudno dostrzegalne [38, 49]. Z dostępnych artykułów wynika konkluzja, że stopień zanieczyszczenia środowiska (a zwłaszcza w umiarkowanie zanieczyszczonych ekosystemach) jest tylko jednym z czynników wpływającym na zawartości metali w organizmach zwierzęcych, zwłaszcza w mięczakach [50, 51]. Między innymi specjacja metali należy do głównych czynników ich biologicznej dostępności [38]. W początkowym okresie wzrostu udziału metali w środowisku mięczaki ograniczają ich poziom poprzez ograniczenie spożycia, wzmożone wydzielanie śluzu czy zamykanie muszli. W przypadku długotrwałego i wysokiego poziomu metali w środowisku mięczaki tworzą pewne „adaptacje”, umożliwiające organizmom gromadzenie znacznych ilości metali. Kiedy jednak te koncentracje przewyższą zdolności przystosowawcze mięczaków, doprowadza to te organizmy do śmierci [18, 32, 52]. W stadium embrionalnym mięczaki są znacznie bardziej wrażliwe na ekspozycję metali ciężkich niż osobniki dojrzałe. Stanowi to jedną z głównych przyczyn zanikania wielu populacji tych zwierząt [53]. Ponadto długotrwałe wystawienie organizmów na ekspozycje metali ciężkich może być przyczyną mniejszych rozmiarów i mas mięczaków oraz obniżenia ich płodności [54-56].

Wnioskowanie o geochemicznym stanie środowiska wodnego wymaga wypracowanej procedury. Wykorzystanie w tym celu organizmów wskaźnikowych ma tę przewagę nad analizami fizyczno-chemicznymi, że nie musimy wykony-

wać analiz zbyt często, uzyskując jednocześnie wypadkową stanu środowiska za kilka czy kilkanaście lat wstecz. Tym samym takie badania mogą być relatywnie tańsze. Żeby jednak wykorzystywać w tym celu mięczaki słodkowodne, musimy w pierwszej kolejności rozpoznać, które z występujących w danym regionie gatunków spełniają kryteria stawiane organizmom wskaźnikowym. Z uwagi na fakt, iż mięczaki słodkowodne mają ograniczone zasięgi, nie możemy bezpośrednio przejmować procedur z innych regionów czy z innych krajów. Kolejnym zagadnieniem jest, które części mięczaków należy objąć badaniami. W dotychczasowych pracach autora niniejszego artykułu analizami objęto całe ciało (tkanki miękkie) i muszle. W szeregu pracach postuluje się, by analizy wykonywać na wyodrębnionych tkankach. To z kolei wymaga dodatkowych środków finansowych i odpowiednio przygotowanego laboratorium. Z kolei analiza muszli mięczaków może dać przesłanki do wnioskowania o geochemicznym stanie środowisk kopalnych.

Tkanki i muszle *Anodonta anatina* w miarę poprawnie odzwierciedlają zmiany koncentracji analizowanych metali ciężkich w wodzie powierzchniowej i osadach dennych obszaru objętego badaniami. Tkanki i muszle tego małża najlepiej rejestrują zmiany Zn w wodzie i osadach, w mniejszym stopniu Cu i Hg, następnie Pb i Cd oraz w najmniejszym stopniu zmiany Co. W przypadku diagramów trendu zestawionych dla zmian stężeń Co i Cd w wodzie powierzchniowej są one w jakimś stopniu „ograniczone pewnym błędem” z uwagi na niskie stężenia tych metali w wodzie. Niemniej wszystkie przedstawione diagramy dają podstawy do dalszych, bardziej już ukierunkowanych prac, mających na celu ocenę przydatności tego gatunku jako organizmu wskaźnikowego oceny stopnia zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi.

Podsumowanie

Przy zastosowaniu *Anodonta anatina* jako organizmu wskaźnikowego można rejestrować zmiany poziomów stężeń metali ciężkich w wodzie powierzchniowej na podstawie analizy tkanek miękkich i muszli (Cu i Zn), analizy muszli (Pb i Hg) oraz analizy tkanek (Hg). Z sześciu analizowanych metali nie zarejestrowano zmian tylko jednego metalu - Co. Z kolei zmiany koncentracji metali w osadach można kontrolować, wykorzystując tkanki miękkie i muszle (Zn i Hg), tylko tkanki (Cu, Pb i Cd) i tylko muszle (Co).

W projekcji MDS wyraźnie widoczne są powiązania między stężeniami metali ciężkich w tkankach miękkich *Anodonta anatina* a koncentracjami tych pierwiastków chemicznych w osadach dennych badanych obszarów. Jest to odzwierciedleniem zróżnicowania koncentracji metali ciężkich (stopnia czystości czy stopnia zanieczyszczenia osadów) w osadach dennych ujścia Odry i jeziora Międzyodrze.

Również w projekcji MDS stężenia metali w muszlach *Anodonta anatina* są istotnie powiązane z koncentracjami tych elementów chemicznych w osadach dennych badanych środowisk. Przy czym w przypadku muszli próbki pochodziły jedynie z trzech rejonów: Międzyodrze, jezioro Dąbie i Roztoka Odrzańska.

Z danych literaturowych wynika konkluzja, iż *Anodonta anatina* jawi się jako dobry organizm wskaźnikowy śledzenia metali ciężkich w środowiskach wodnych. Koncentracje metali powiązane są na ogół z suchą masą tkanek, ale należy tutaj zaznaczyć, iż muszle tego gatunku były analizowane marginalnie. Tendencja istotnych relacji tkanki-metale ciężkie nie występuje u osobników młodych i stąd wysuwany jest postulat, by organizmy najmniejsze i najmłodsze pomijać w badaniach środowiskowych [28, 45].

Istotnym ograniczeniem prowadzenia podobnych badań jest niemożliwość zapewnienia całkowitej porównywalności pobieranych okazów na różnych stanowiskach badawczych. Z reguły na poszczególnych stanowiskach mamy do czynienia z różną ilością osobników, z różnymi wielkościami ich muszli i z różnym wiekiem poszczególnych okazów. Szczególną trudnością jest na szczęście na tyle duża, iż możliwe jest dokonywanie oznaczeń metali na pojedynczych okazach. Jak wspomniano wyżej, w niniejszej pracy przyjęto do analizy tzw. próbki uśrednione, czyli próbki obejmujące wszystkie okazy z danego stanowiska badawczego. Wydaje się, że w dalszych podobnych pracach powinniśmy analizować próbki wszystkich mięczaków, nie tylko *Anodonta anatina*, o tym samym wieku. Należy tu jednak podkreślić, iż nawet próbki okazów tego samego wieku, ale z różnych stanowisk tego samego obszaru, najczęściej różnią się rozmiarami. Mając na uwadze zależność koncentracji metali w mięczakach od ich wieku i rozmiarów [16], należy wypracować taką procedurę badawczą, by można było z większym prawdopodobieństwem porównywać otrzymane wyniki, nie tylko z konkretnego środowiska, ale również z danymi literaturowymi pochodzącymi z innych środowisk.

Wszystkie zgromadzone dotychczas dane, tak analityczne, jak i podane w niniejszej pracy oraz dane literaturowe, dają podstawy do dalszych, bardziej już ukierunkowanych badań, mających na celu ocenę przydatności *Anodonta anatina* jako organizmu wskaźnikowego oceny stopnia zanieczyszczenia środowiska wodnego metalami ciężkimi, a być może i innymi substancjami chemicznymi, jak np.: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, polichlorowane bifenyle czy pestycydy chloroorganiczne.

Podziękowania

Badania finansowane były przez Komitet Badań Naukowych - Grant KBN Nr 6 P04F 049 - 2002 r. oraz przez WFOŚiGW w Szczecinie - dotacja Nr 186/02/OP-PO/D z dnia 14 października 2002 r.

Literatura

- [1] Kovács M., Biological indicators in environmental protection, Akademiai Kiadó, Budapest 1992, 208.
- [2] Manning W.J., Feder W.A., Biomonitoring air pollutants with plants, Applied Science Publ. Ltd., London 1980, 142.

- [3] Markert B. (eds.), *Plants as Biomonitors - Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*, VCH-Verlagsgesellschaft mbh, Weinheim-New York 1993, pp. 644.
- [4] Spelleberg F.J., *Monitoring Ecological Change*, Cambridge Univ. Press, Cambridge-New York-Port Chester-Melbourne-Sydney 1991, pp. 334.
- [5] Jurkiewicz-Karnkowska E., Accumulation of zinc and copper in molluscs from the Zegrzyński Reservoir and the Narew River, *Ekol. Pol.* 1989, 37(3-4), 347-357.
- [6] Jurkiewicz-Karnkowska E., Occurrence of molluscs in the littoral zone of the Zegrzyński Reservoir and in the pre-mouth and mouth zones of supplying rivers, *Ekol. Pol.* 1989, 37, 319-336.
- [7] Jurkiewicz-Karnkowska E., Mięczaki a metale ciężkie w środowiskach słodkowodnych i lądowych, *Molluscs and heavy metals in freshwater and terrestrial environments*, *Wiad. Ekolog.* 1994, XL(3), 127-140.
- [8] Jurkiewicz-Karnkowska E., Możliwości wykorzystania wybranych gatunków mięczaków w bioindykacji skażenia metalami ciężkimi wód Zbiornika Zegrzyńskiego. Application possibilities of selected mollusc species in bioindication of heavy metal contamination in the Zegrzyński Reservoir, *Chem. Inż. Ekol.* 1999, 6(5-6).
- [9] Jurkiewicz-Karnkowska E., Krolak E., Heavy metal concentrations in molluscs from the Zegrzyński Reservoir and the rivers supplying it, *Pol. Arch. Hydrobiol.* 1996, 43(3), 335-346.
- [10] Jurkiewicz-Karnkowska E., Królak E., Zróżnicowanie międzygatunkowe koncentracji metali ciężkich (Cu, Zn, Mn, Fe, Pb i Cd) w mięczakach ze Zbiornika Zegrzyńskiego. Interspecific differentiation of heavy metal concentrations (Cu, Zn, Mn, Fe, Pb and Cd) in molluscs from the Zegrzyński Reservoir, *Chem. Inż. Ekol.* 1999, 6(5-6), 485-490.
- [11] Piotrowski S., *Geochemia wybranych elementów ekosystemu jeziora Dąbie*. Maszynopis (praca doktorska), Arch. ING UW, Wrocław 1994.
- [12] Piotrowski S., Heavy metal contents in shells of *Lymnaea peregra* (O.F. Müll.) and *Lymnaea stagnalis* (L.) from a fish pond in the area of Kłęby near Nowogard, *Quaternary Studies in Poland* 1999, Special issue, 281-288.
- [13] Piotrowski S., Accumulation of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg) in fresh water molluscs shells compared to their concentrations in water and bottom sediments using the example of Roztoka Odrzańska (The Odra River Estuary), *III Conference on Trace Metals, Effects on Organisms and Environment*, Sopot 2000, 39-41.
- [14] Piotrowski S., Wpływ toksyczności metali ciężkich w osadach dennych estuarium Odry i wybranych jezior Pomorza Zachodniego na organizmy bentoniczne. Heavy metal toxicity to benthic organisms in bottom sediments of River Odra Estuary and selected Western Pomeranian lakes, *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej* 2003, Seria Górnictwo, 256, 185-192.
- [15] Piotrowski S., Use of fresh water molluscs as indicators of water environment contamination with heavy metals (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg), [in:] *Valorisation of the environment in the areas exposed to long term industrial and mining activities*, 2-4 June 2004, Wisła-Ustroń 2004, 24.
- [16] Piotrowski S., Zależność koncentracji metali ciężkich i węgla organicznego od wielkości muszli mięczaków słodkowodnych: *Lymnaea peregra* (Müller, 1774), *Lymnaea stagnalis* (L.) i *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), *Przeg. Geolog.* 2006, 54, 6, 501-508.
- [17] Włosik-Bieńczyk E., Mięczaki (MOLLUSCA) strumienia Junikowskiego w Poznaniu i glinianek w jego dolinie, *XIII Krajowe Seminarium Malakologiczne nt. Wykorzystanie badań malakologicznych w ekologii i ochronie środowiska*, Świnoujście 1997, 81-98.
- [18] Bouquegnean J.M., Noël-Lambot F., Distèche A., Fate of heavy metals in experimental aquatic food chains. Uptake and release of Hg and Cd by some marine organisms, *Role of metallothioneins*, *Inter. Coun. Explor. Sea* 1979, Ser. E, 58, 1-9.
- [19] Burrows G., Whitton B.A., Heavy metals in water, sediments and invertebrates from a metal contaminated river free of organic pollution, *Hydrobiologia* 1993, 106, 263-273.
- [20] Dmowski K., Karolewski M.A., Cumulation of zinc, cadmium and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination, *Ekol. Pol.* 1979, 27, 333-349.

- [21] Laskowski R., Maryński M., Heavy metals in epigeic fauna: trophic level and physiological hypothesis, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1993, 50, 232-240.
- [22] Klerks P.L., Fraleigh P.C., Lawniczak J.E., Effects of the exotic zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on metal cycling in Lake Erie, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1997, 54(7), 1630-1638.
- [23] Puente X., Villares R., Carral E., Carballeira A., Nacreous shell of *Mytilus galloprovincialis* as a biomonitor of heavy metal pollution in Galiza (NW Spain), *Sci. Total Environ.* 1996, 183, 205-211.
- [24] Theede H., Andersson J., Lehnberg W., Cadmium in *Mytilus edulis* from Germany coastal waters, *Meeresforschung* 1979, 27, 147-155.
- [25] Jenner H.A., Hemelraad J., Marquenie J.M., Noppert F., Cadmium kinetics in freshwater clams (Unionidae) under field and laboratory conditions, *Sci. Total Environ.* 1991, 108, 205-214.
- [26] Hickey C.W., Roper D.S., Buckland S.J., Metal concentrations of resident and transplanted freshwater mussels *Hyridella menziesi* (Unionacea: Hyriidae) and sediments in the Waikato River, New Zealand, *Sci. Total Environ.* 1995, 175(3), 163-177.
- [27] Malley D.F., Chang P.S.S., Hesslein, R.H., Whole lake addition of cadmium-109: radiotracer accumulation in the mussel population in the first season, *Sci. Total Environ.* 1989, 87/88, 397-417.
- [28] Manly R., George W.O., The occurrence of some heavy metals in populations of the freshwater mussel *Anodonta anatina* (L.) from the river Thames, *Environ. Pollut.* 1977, 14, 139-154.
- [29] Salanki J., Van-Balogh K., Uptake and release of mercury and cadmium in various organs of mussels (*Anodonta cygnea* L.), *Symposia Biologica Hungarica* 1985, 29, 325-340.
- [30] Van-Balogh K., Heavy metal pollution from a point source demonstrated by mussel (*Unio pictorum* L.) at Lake Balaton, Hungary, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1988, 41, 910-914.
- [31] Bertine K.K., Goldberg E.D., Trace elements in clams, mussels and shrimp, *Limnol. Oceanogr.* 1972, 17, 877-884.
- [32] Bolognani Fantin A.M., Benedetti L., Bolognani L., Ottaviani E., The effects of lead pollution on the freshwater gastropod *Viviparus viviparus* L.: biochemical and histochemical features, *Malacologia* 1982, 22(1-2), 19-21.
- [33] Imlay M.J., Use of shells of freshwater mussels in monitoring heavy metals and environmental stresses: A review, *Malacol. Rev.* 1982, 15, 1-14.
- [34] Bias R., Karbe L., Bioaccumulation and partitioning of cadmium within the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas, *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 1985, 70, 113-125.
- [35] Carell B., Folberg S., Grundelius E., Henrikson L., Can mussel shells reveal environmental history? *Ambio* 1987, 16, 2-10.
- [36] Lingard S.M., Evars R.D., Bourgoin B.P., Method for the estimation of organic-bound and crystal-bound metal concentrations in bivalve shells, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 1992, 48, 179-184.
- [37] Pitts L.C., Wallace G.T., Lead deposition in the shell of the bivalve, *Mya arenaria*: an indicator of dissolved lead in seawater, *Estuarine, Coastal, Shelf Sci.* 1994, 39, 93-104.
- [38] Elder J.F., Collins J.J., Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface-water systems, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 1991, 122, 37-79.
- [39] Hansten C., Heino M., Pynnonen K., Viability of glochidia of *Anodonta anatina* (Unionidae) exposed to selected metals and chelating agents, *Aquat. Toxicol.* 1996, 34(1), 1-12.
- [40] Pynnonen K., Changes in acid-base status, gases and electrolytes in the hemolymph of freshwater unionids during continuous and intermittent exposure to acid water, *Annales Zoologici Fennici* 1995, 32, 355-363.
- [41] Leatherland T.M., Burton J.D., The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region, *J. Mar. Biol. Ass. UK* 1974, 54, 457-468.

- [42] Makela T.P., Oikari A.O.J., Pentachlorophenol accumulation in the freshwater mussels *Anodonta anatina* and *Pseudoanodonta complanata*, and some physiological consequences of laboratory maintenance, *Chemosphere* 1995, 31(7), 3651-3662.
- [43] Segar D.A., Collins J.D., Riley J.P., The distributions of the major and some minor elements in marine animals, Part II, Molluscs, *J. Mar. Biol. Ass. UK* 1971, 51, 131-136.
- [44] Streit B., Winter S., Cadmium uptake and compartmental time characteristics in the freshwater mussel *Anodonta anatina*, *Chemosphere* 1993, 26(8), 1479-1490.
- [45] Jamil A., Lajtha K., Radan S., Ruzsa G., Cristofor S., Postolache C., Mussels as bioindicators of trace metal pollution in the Danube Delta of Romania, *Hydrobiologia* 1999, 392(2), 143-158.
- [46] Orme S., Kegley S., 2004, PAN Pesticides Database, Pesticide Action Network, North America (San Francisco, CA), Chemical Toxicity Studies on Aquatic Organisms. www.pesticideinfo.org/List_EcoChemSpecies.jsp?Taxa_Group='Molluscs'
- [47] Piotrowski S., Heavy metals in water and bottom sediments of the Odra river estuary and selected lakes of west Pomerania (north-west Poland), *Limnolog. Rev.* 2003, 3, 181-188.
- [48] Piotrowski S., Geochemical characteristic of bottom sediments in the Odra River estuary - Roztoka Odrzańska (north-west Poland), *Geol. Quart.* 2004, 48(1), 61-76.
- [49] Van Hattum B., Timmermans K., Govers H.A., Abiotic and biotic factors influencing in situ trace metal levels in macroinvertebrates in freshwater ecosystems, *Environ. Toxicol. Chem.* 1991, 10, 175-292.
- [50] Gundacker C., Tissue-specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* PALLAS, *Chemosphere* 1999, 38, 3339-3356.
- [51] Gundacker C., Comparison of heavy metal bioaccumulation in freshwater molluscs of urban river habitats in Vienna, *Environ. Pollut.* 2000, 110(1), 61-71.
- [52] Kraak M.H.S., Toussaint M., Bleeker E.A.J., Lavy D., Metal regulation in two species of freshwater bivalves, [In: Dallinger R., Rainbow P. (eds.) - *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates* (SETAC Special Publications), Lewis, Chelsea, MI 1993, 175-186.
- [53] Huebner J.D., Pynnonen K.S., Viability of glochidia of two species of anodonta exposed to low pH and selected metals, *Can. J. Zool.* 1992, 70(12), 2348-2355.
- [54] Forbes V.E., Response of *Hydrobia ventrosa* (Montagu) to environmental stress: effects of salinity fluctuations and cadmium exposure on growth, *Funct. Ecol.* 1991, 5, 642-648.
- [55] Raj A.J.M., Hameed P.S., Effect of copper, cadmium and mercury on metabolism of the freshwater mussel *Lamellidens marginalis* (Lamarck), *Jour. Environ. Biol.* 1991, 12, 131-135.
- [56] Willis M., A comparative survey of *Ancylus fluviatilis* (Müller) populations the Afon Crafnant, N. Wales, above and below an input of zinc from mine waste, *Arch. Hydrobiol.* 1983, 98, 198-214.

Use of *Anodonta anatina* (L.) as Indicatory Organism Reflecting Levels of Heavy Metals (Cu, Zn, Pb, Co, Cd, Hg) in Water and Bottom Sediments

The aim of the present article was the determination to what extent soft tissues and shells of the *Anodonta anatina* (*Anodonta cygnea piscinalis* NILSSON 1823; *Anodonta piscinalis* NILSSON 1823) reflect the changes Cu, Zn, Pb, Co, Cd and Hg in superficial water and bottom sediments (fraction below 0.20 mm) of the Odra River estuary. The material for laboratory investigations was taken in years 1999 and 2000 of the Odra River estuary (19 research points) and from Lake Miedwie (one research point). The concentrations of metals were marked at every research point in superficial water, bottom sediments and in soft tissues (whole body) and shells of the *Anodonta anatina*. 20 samples of soft tissues, 12 samples of the shells of the *Anodonta anatina* and 20 the samples of superficial water and bottom sediments were analysed. Samples of the *Anodonta anatina* (averaged samples) were analysed at every research point consisting more than ten specimens of various sizes. Quantitative determination Cu, Zn, Pb, Co, Cd was executed with the technique ICP-AES

and Hg was marked with the technique CV-AES. The changes of the levels of the concentrations of heavy metals in superficial water were correlated with the results of the analysis of soft tissues and shells (Cu and Zn), the analysis of shells (Pb and Hg) and the analysis of soft tissues (Hg). Only changes of the Co did not show appropriate correlation. The soft tissues and shells (Zn and Hg), only soft tissues (Cu, Pb and Co) and only shells (Co) can reflect the changes of concentration of metals in bottom sediments.

Keywords: *Anodonta anatina*, soft tissues, shells, surface water, bottom sediments, heavy metals, the Odra river estuary