

Słowa kluczowe: osady denne, rośliny wodne, metale ciężkie

Elżbieta SKORBIŁOWICZ*

ROŚLINY WODNE JAKO BIOINDYKATORY SKAŻENIA METALAMI CIĘŻKIMI RZEKI GÓRNEJ NARWI I JEJ NIEKTÓRYCH DOPŁYWÓW

W przeprowadzonych badaniach oznaczono zawartość kadmu, niklu, cynku, miedzi, chromu, kobaltu i ołowiu w korzeniach: *Glyceria aquatica*, *Phragmites australis*, *Acorus calamus* oraz osadach dennych wybranych rzek górnej Narwi. Zawartość metali oznaczono metodą ASA. Źródłem badanych metali zdeponowanych w osadach dennych i korzeniach roślin wodnych badanych rzek i w górnej Narwi jest działalność gospodarcza i bytowa człowieka w tym wpływ lokalnej komunikacji oraz spływy powierzchniowe. Badany materiał roślinny i osady denne rzeki Narew i jej dopływów są zanieczyszczone głównie kadmem. Stwierdzono, że stan zanieczyszczenia rzek metalami można szacować na podstawie ich zawartości w korzeniach roślin wodnych oraz współczynnika bioakumulacji

1. WSTĘP

Metale ciężkie są najbardziej uciążliwymi i szeroko badanymi zanieczyszczeniami przenoszonymi w systemie rzeczonym [1,3,4,14,16,21]. Głównym odbiornikiem deponowanych w rzekach różnego rodzaju zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich są osady denne [7,14,18,20]. Stanowią one ośrodek zarówno akumulacji, jak i przemian chemicznych, okresowej dezaktywacji oraz rozkładu wielu związków toksycznych dostających się do środowiska wodnego [5,17]. Do określenia stanu jakości środowiska wodnego można zaliczyć kontrolowanie zawartości metali ciężkich w florze i faunie bytującej w zbiornikach lub ciekach. Mogą być one cennym źródłem informacji o jakościowych i ilościowych zmianach zachodzących w rzekach.

Celem przeprowadzonych badań było określenie zawartości kadmu, niklu, cynku, miedzi, kobaltu, chromu i ołowiu w osadach dennych i korzeniach *Glyceria aquatica*, *Phragmites australis*, *Acorus calamus* w górnej Narwi i jej wybranych dopływach.

* Politechnika Białostocka, Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska,
ul. Wiejska 45E, 15-351 Białystok, eskorbilowicz@pb.edu.pl.

2. MATERIAŁ I METODY

Badania wykonano latem i późną jesienią w 2007 roku na obszarze zlewni górnej Narwi. Narew jest największą rzeką północno-wschodniej Polski. Sieć rzeczna w zlewni jest stosunkowo dobrze rozwinięta, ale dopływy Narwi są rozmieszczone nierównomiernie (rys.1). W górnym przygranicznym odcinku rzeki znajduje się płytki (średnia głębokość 2,5m) zbiornik zaporowy Siemianówka o maksymalnej powierzchni 3250 ha i pojemności około 80 mln m³. Obszar zlewni górnej Narwi znajduje się w całości na terenie województwa podlaskiego. Największym i najważniejszym ośrodkiem miejskim jest stolica województwa podlaskiego – Białystok, którego liczba mieszkańców przekroczyła 290 000. Poza Białymstokiem na terenie zlewni znajduje się kilkanaście innych ośrodków miejskich, z których największymi są Bielsk Podlaski, Łapy oraz Sokółka. Jednak liczba mieszkańców w żadnym z pozostałych miast nie przekracza 30 000. W strukturze powierzchni zlewni dominują obszary rolnicze oraz duże, zwarte kompleksy leśne. Użytki rolne (grunty orne, sady, użytki zielone) stanowią 60% ogólnej powierzchni regionu, co stanowi niewiele więcej od średniej w Polsce wynoszącej 58,7%. Wśród gleb ornich dominują gleby lekkie, wykształcone z piasków całkowitych i piasków naglinowych, które typologicznie są zaliczane do gleb brunatnych właściwych wylugowanych, brunatnych kwaśnych i gleb płowych. Trwale użytki zielone są usytuowane przede wszystkim w dolinach rzek i w obniżeniach terenowych na glebach torfowo-murszowych, murszowatych, murszastych oraz czarnych ziemiach. Słabe gleby i niekorzystne dla rolnictwa warunki wodne powodują, że około 36% powierzchni zlewni zajmują lasy. Największymi zwartym kompleksem leśnym jest Puszcza Białowieska i Knyszyńska. Na obszarze zlewni Górnej Narwi dominującą gałęzią gospodarki jest rolnictwo. Wynika to z charakteru obszaru i przeważającego typu użytkowania ziemi. Roczna suma opadów wynosi przeciętnie 574 mm.

Badaniami objęto górną Narew w 8 przekrojach pomiarowych oraz osiemnaście jej dopływów (tab. 1, rys. 1).

Obiektem analiz był materiał roślinny i osady denne w których zbadano całkowitą zawartość kadmu, niklu, cynku, miedzi, chromu, kobaltu i ołowiu oraz ich formy rozpuszczalne. Roślinami które badano była manna mielec (*Glyceria aquatica*), trzcina pospolita (*Phragmites australis*) i tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*) występujące we wszystkich punktach badawczych. Osad denny pobierano w strefie brzegowej, gdzie następuje osadzanie się materiału zawieszzonego. Próbkę reprezentatywną osadu dla każdego punktu badawczego uzyskano przez wymieszanie kilkunastu próbek pierwotnych pobranych z różnych miejsc przybrzeżnych koryta rzek (do 10 cm miąższości) spod wody, w ilości nie mniej niż 0,5 kg. Przygotowanie próbek osadów dennych do oznaczeń metali polegało na ich wysuszeniu do stanu powietrznie suchego i przesianiu przez sito polietylenowe o średnicy oczek 0,2 mm.

Do analizy pobrano frakcję o uziarnieniu $<200 \mu\text{m}$, stosowaną w pracach związanych z kartowaniem geochemicznym [10,15]. Stanowi ona większość w osadzie i przez to decyduje o transporcie substancji toksycznych. Równocześnie z próbkami osadów dennych pobrano korzenie mianu mielec, tataraku zwyczajnego, trzciny pospolitej, dokładnie z tych samych miejsc danej rzeki. Każda roślinna próbka badawcza powstała z połączenia 4–6 pojedynczych próbek. Po przywiezieniu do laboratorium zebrane korzenie myto wodą destylowaną i pozostawiono do wysuszenia w temperaturze pokojowej. Po wysuszeniu każdą próbkę rozdrobniono przy pomocy młyna agatowego. Następnie osady denne i materiał roślinny mineralizowano kwasem azotowy w zamkniętym mikrofalowym systemie CEM Mars-5. Równolegle z próbek osadów dennych ekstrahowano formy metali rozpuszczalne $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ HCl}$ na zimno [6,12]. Stężenie metali oznaczano metodą ASA. Pomiary przeprowadzono stosując spektrometr Varian SpectraAA-100. Poprawność metodyki sprawdzano na podstawie analizy materiału referencyjnego NCSDC 73312. Określono precyzję metod oraz ich dokładność, badając odzyski analitów z 5 prób modelowych o różnym stężeniu oznaczanych metali. Odczyn osadów w zawiesinie wodnej określono mierząc pH metodą potencjometryczną.

Uzyskane wyniki zawartości badanych metali podano w odniesieniu do suchej masy roślin i powietrznie suchych osadów dennych i porównano je z danymi literaturowymi też odnoszącymi się do suchej masy roślin i powietrznie suchych osadów dennych. Do oceny stopnia zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi wykorzystano klasyfikację osadów wodnych w Polsce na podstawie kryteriów geochemicznych [2]. Natomiast fizjologiczną normę zawartości metali dla roślin podano według danych przedstawionych przez Kabatę-Pendias, Pendias (1999). Obliczono zawartość wskaźnika bioakumulacji kadmu, niklu, cynku, miedzi, kobaltu, chromu i ołowiu jako stosunek stężenia tych pierwiastków w badanych korzeniach roślin wodnych do jego koncentracji w osadach dennych. Dla badanych osadów dennych obliczono: wartość minimalną i maksymalną, średnią arytmetyczną, medianę i odchylenie standardowe badanych wskaźników. Uzyskane wyniki poddane zostały analizie statystycznej, zależności między zawartościami metali w osadach dennych i korzeniach roślin wodnych określono obliczając współczynnik korelacji Pearsona- r . Do opracowania statystycznego wyników badań wykorzystano w pracy także analizę składowych głównych (PCA) i analizę skupień (CA) Warda bazującej na pojęciu odległości obiektów lub zmiennych w przestrzeni wielowymiarowej. Wszystkie obliczenia wykonano z wykorzystaniem pakietu Statistica 7.1.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

Stężenia badanych metali w pobranych próbkach osadów dennych górnej Narwi i jej dopływów przedstawiono w tabeli nr 2.

Charakteryzowały się one dużą zmiennością uwarunkowaną stopniem uziarnienia materiału osadowego a także miejscem lokalizacji punktu kontrolnego. Dotyczy to zarówno formy całkowitej jak i labilnej zawartości analizowanych metali. Osady charakteryzowały się medianą formy całkowitej równą: kadm - 0,5 i 1,3 mg·kg⁻¹, ołów - 11,4 i 14,0 mg·kg⁻¹ cynk - 24,2 i 32,6 mg·kg⁻¹, chrom - 9,0 i 7,5 mg·kg⁻¹, nikiel - 7,1 i 7,6 mg·kg⁻¹, miedź - 11,3 i 3,3 mg·kg⁻¹ i kobalt - 2,8 i 5,9 mg·kg⁻¹. Średnie całkowite stężenia metali ciężkich w badanej frakcji przedstawiały się w następującej kolejności malejącej Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd. W rozpoznaniu stanu środowiska rzecznoego oznaczenie całkowitej ilości metali akumulowanych w osadach nie dostarcza informacji o ich mobilności. Labilna część metali jest w dużej mierze pochodzenia antropogenicznego i biochemicznego. Z punktu widzenia zanieczyszczenia środowiska ta część metali jest bardzo ważna, gdyż ze względu na swoją labilność metale te mogą być desorbowane z osadów do wody jak również akumulowane w organizmach bentosowych [6]. Przeprowadzone badania wykazały następujące wartości median w przypadku formy labilnej: kadm - 0,22 i 0,23 mg·kg⁻¹, ołów - 2,6 i 3,3 mg·kg⁻¹ cynk - 13,1 i 14,4 mg·kg⁻¹, chrom - 1,1 i 1,9 mg·kg⁻¹, nikiel - 1,1 i 1,3 mg·kg⁻¹, miedź - 1,5 i 2,1 mg·kg⁻¹ i kobalt - 0,9 i 1,1 mg·kg⁻¹. Średnie stężenia metali ciężkich w labilnej frakcji występowały w porządku malejącym Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Co > Cd. Badania wykazały najwyższy poziom formy całkowitej i labilnej w przypadku cynku i ołowiu, najniższe natomiast stężenia wystąpiły w kadmie i kobalcie w osadach analizowanych rzek. Stosunek stężeń metali ciężkich w formie labilnej do formy całkowitej w badanych osadach i wyrażony jako procent przedstawiał się w następującym porządku malejącym Zn > Pb > Cu > Co > Cd > Ni > Cr. Mówi on o mobilności badanych metali a także o pochodzeniu antropogenicznym metali. Badania wykazały stosunkowo niską zawartość udziału formy rozpuszczalnej chromu w jego zawartości ogólnej, która w większości badanych próbek wynosiła od 15 do 20%. Kabata-Pendias podaje, że chrom jest jednym z najmniej ruchliwych metali śladowych w środowisku przyrodniczym. W osadach dennych nie zanieczyszczonych występuje w trwałej formie pozostałej max 84% [13]. Natomiast cynk jest jednym z najbardziej mobilnych metali w środowisku przyrodniczym co także potwierdziły badania, udział procentowy formy rozpuszczalnej cynku w zawartości ogólnej w większości badanych osadów wahała się od 40 do 70%. Forma labilna ołowiu i miedzi stanowi w całkowitej zawartości średnio około 30% do 40% w badanych osadach natomiast kadmu i kobaltu od 20% do 30% a niklu od 15% do 25% ponieważ łatwo tworzy dość trwałe związki chelatowe oraz kompleksowe kationy i aniony.

Analizując wyniki badań osadu dennego wybranych rzek Polski północno-wschodniej i porównując je do klasyfikacji osadów wodnych w Polsce na podstawie kryteriów geochemicznych [2] stwierdzono że, zawartości cynku i w większości przypadków miedzi były na poziomie tła geochemicznego a pozostałe pierwiastki ołów, nikiel, chrom, kobalt należy zakwalifikować do I klasy jako osady nie zanieczyszczone (tab. 3). Wyjątkiem jest kadm w około 50% badanych próbek wystąpiło niewielkie przekroczenie I klasy geochemicznej w okresie jesiennym (tab. 3). Takie koncentracje spowodowane są głównie działalnością antropogeniczną, w wyniku której przedostaje się on wraz ze sływem powierzchniowym z pól uprawnych gdzie prowadzona jest zła gospodarka nawozami fosforowymi oraz ze ściekami z oczyszczalni także znaczącym źródłem kadmu jest komunikacja. Największe stężenia badanych metali w osadach dennych odnotowano w rzece Białej przepływającej przez Białystok (punkty kontrolne 36, 37, 38) i rzece Horodniance (punkt badawczy 28).

Wskaźnikiem określającym wpływ antropopresji na środowisko przyrodnicze jest między innymi zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych. Zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych jest odzwierciedleniem ilości ich form bioprzyswajalnych w środowisku przyrodniczym oraz cennym uzupełnieniem badań osadów dennych. Wyniki analizy stężenia kadmu, ołowiu, cynku, chromu, niklu, miedzi i kobaltu w mannie mielec (*Glyceria aquatica*), trzcinie pospolitej (*Phragmites australis*) i tataraku zwyczajnym (*Acorus calamus*) przedstawiono w tabeli 4 i na rys. 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8.

Badane metale były skumulowane w następującej kolejności:

mannie mielec (*Glyceria aquatica*) Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd > Co,
 trzcinie pospolitej (*Phragmites australis*) Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd > Co,
 tataraku zwyczajnym (*Acorus calamus*) Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd > Co.

Obliczony współczynnik bioakumulacji kształtował się w następujący sposób w badanych korzeniach roślin wodnych:

mannie mielec (*Glyceria aquatica*) Cd > Cu > Zn > Ni > Cr > Pb > Co,
 trzcinie pospolitej (*Phragmites australis*) Cd > Cu > Zn > Cr > Ni > Pb > Co,
 tataraku zwyczajnym (*Acorus calamus*) Cd > Cu > Ni > Cr > Zn > Pb > Co

Warunki siedliskowe, rodzaj emisji lokalnej oraz termin pobierania materiału roślinnego wpływa na zróżnicowany sposób współwystępowania metali w korzeniach i osadach. Największe zawartości w korzeniach manny mielec, tataraku zwyczajnym i trzcinie pospolitej wystąpiły w przypadku cynku i miedzi a najmniejsze stężenia odnotowano dla kobaltu i kadmu. Współczynniki bioakumulacji kadmu w badanym materiale roślinnym były najwyższe szczególnie latem. Badania wykazały, że trzcina pospolita i tatarak zwyczajny podobnie kumulują badane metale.

Jak podaje Kabata-Pendias (2000), zawartości Cd w roślinach są bardzo zróżnicowane, a najczęściej wahają się w zakresie 0,05–0,2 mg·kg⁻¹. Objawy toksyczności natomiast występują przy ilościach w zakresie 5–10 mg·kg⁻¹, dla roślin

wrażliwych oraz 10–30 mg·kg⁻¹ dla roślin odpornych [9]. We wszystkich próbkach stwierdzono stężenie danego metalu w korzeniach badanych roślin powyżej zawartości 0,2 mg·kg⁻¹ (tab. 4, rys. 3). Kadm należy do metali charakteryzujących się wysokim wskaźnikiem bioakumulacji co wykazały badania tabela 5. Jest to cecha pożądana dla roślin wskaźnikowych [11]. Współczynniki bioakumulacji kadmu w badanym materiale roślinnym były wysokie dla osadów o niskiej zawartości Cd widoczne było to latem 3,4 i 3,7. Mniejsze wartości median współczynnika bioakumulacji Cd odnotowano jesienią 1,2, 1,3 i 1,4 (tab. 4). Zawartość kadmu w roślinach jest często funkcją wprost proporcjonalną do jego zawartości w podłożu [8] co potwierdziły analizy statystyczne (tab. 6).

Wyższą medianą zawartości Pb 9,4 mg·kg⁻¹, 16,9 mg·kg⁻¹, 13,2 mg·kg⁻¹ wykazały się rośliny latem natomiast nieco mniej jesienią w 5,5 mg·kg⁻¹, 12,4 mg·kg⁻¹ i 9,5 mg·kg⁻¹ (tab. 5, rys. 4). Żadna z badanych próbek roślinnych nie przekroczyła toksycznej zawartości 30 mg Pb·kg⁻¹·s.m [9]. Ołów w osadach dennych jest mało ruchliwy i na ogół trudno dostępny dla roślin [19], potwierdził to współczynnik bioakumulacji Pb (tab. 5). Zawierał się on w granicach 0,4 do 1,1 co stanowiło około 85% wszystkich wytypowanych stanowisk kontrolno – pomiarowych.

Zawartość cynku w korzeniach badanych roślin naczyniowych mieściła w przedziale od 5,9 do 159,3 mg·kg⁻¹ (tab. 4, rys. 2) co według Kabaty-Pendias i Pendias H. (1999) wskazują na jego fizjologiczną zawartość tylko trzy próbki miały wyższe stężenia. Uzyskane wyniki analiz materiału roślinnego wskazują na brak zanieczyszczenia środowiska wodnego tym pierwiastkiem. Kabata-Pendias i Pendias H. (1999) podają wskaźnik bioakumulacji Zn dla roślin około 1. Podobne wyniki uzyskano w przeprowadzonych badaniach nieco większe współczynniki odnotowano latem w trzcinie pospolitej.

Dane otrzymane dla zawartości chromu w korzeniach badanych roślin naczyniowych kształtowały się podobnie jak w osadach dennych, były wyższe latem a niższe jesienią. Na ogół przyjmuje się, że dla roślin bardzo wrażliwych chrom jest szkodliwy gdy występuje w ilościach >2 mg·kg⁻¹, a dla rośliny średnio odporne tolerują zawartość do <20 mg·kg⁻¹ [9]. Wartość mediany mieściła się w 7,3 do 11,4 mg·kg⁻¹ (tab. 4, rys. 7). Stwierdzono że współczynniki chromu w badanym materiale roślinnym przyjmowały wartości około 1.

Nikiel jest stosunkowo łatwo pobierany przez rośliny, w niewielkich ilościach jest niezbędny dla prawidłowego rozwoju. Na ogół przyjmuje się, za wartość normalną od 0,1 do 5,0 mg·kg⁻¹ a szkodliwą gdy występuje w ilościach 10-100 mg·kg⁻¹ [9]. Stwierdzono że, około 10% badanych próbek wykazało się nadmierną zawartością niklu w korzeniach (rys. 8). Współczynnik bioakumulacji niklu w badanym materiale roślinnym jest zróżnicowany od akumulacji słabej, typowej dla niklu do intensywnej. Akumulację intensywną, określoną wskaźnikiem powyżej 1 [9] stwierdzono latem. Uzyskane wyniki analiz osadów dennych i materiału roślinnego wskazują na nieznaczne zanieczyszczenie środowiska wodnego niklem.

Miedź jest niezbędnym składnikiem dla rozwoju i wzrostu roślin. Zarówno niedobór i nadmiar miedzi powoduje zaburzenia różnych procesów. W większości przypadków występuje zwiększone nagromadzenie miedzi w korzeniach w porównaniu z nadziemnymi częściami roślin, co można tłumaczyć mechanizmami ochronnymi roślin przed nadmiernym stężeniem miedzi. Fizjologiczna norma zawartości miedzi dla roślin 5-30 mg·kg⁻¹s.m. [9]. Zawartość miedzi w korzeniach badanych roślin w rzece Narew i jej dopływach najczęściej utrzymywała się na poziomie 5–10 mg·kg⁻¹, co stanowi 90% badanych próbek (rys. 5). Wyrazem geochemicznego uwarunkowania bioakumulacji miedzi jest wskaźnik biakumulacji na badanym terenie a jego zakres jest duży i zawiera się w granicach 0,2 do 9,63. Rozpiętość ta wynika z dużych różnic w zawartości miedzi w korzeniach roślin i znacznie mniejszych w osadach dennych. Uzyskane wyniki badań miedzi w korzeniach mammy mielec potwierdziły brak zanieczyszczenia środowiska wodnego tym pierwiastkiem.

Uzyskane wyniki analiz kobaltu (rys. 6) w materiale roślinnym wskazują na brak zanieczyszczenia środowiska wodnego tym pierwiastkiem [9]. Współczynnik bioakumulacji wynosił 0,2 do 1,8 (tab. 5).

Podsumowując, można stwierdzić, że antropogenicznymi ogniskami zanieczyszczeń rzek w zlewni górnej Narwi są ścieki odprowadzane z większych skupisk ludności i zakładów przemysłowych jak wykazały badania, to głównie Białystok nad rzeką Białą (rys. 2–8). Podwyższoną zawartością metali charakteryzowały się również osady i korzenie badanych roślin rzeki Supraśl w punkcie kontrolnym Fasty 13 (rys. 2–8). Istotny wpływ na wzrost metali w osadach dennych i materiale roślinnym w tych punktach mają zanieczyszczenia niesione z miasta Białystok (55 tys. mieszkańców). W miejscu ujścia rzeki Białej do Supraśli istnieją dwa duże szlaki komunikacji drogowej i kolejowej, które także mogą wpływać na koncentrację badanych pierwiastków. Należy stwierdzić, że większą część zlewni rzeki Białej stanowią tereny zurbanizowane, dlatego też wody są narażone na ciągły zrzut zanieczyszczeń odprowadzanych kolektorami deszczowymi i zrzuty ścieków oczyszczonych. W Białymstoku zlokalizowane są zakłady przetwórstwa rolno-spożywczego, materiałów budowlanych, przemysł metalowy i elektroniki, przemysł włókienniczy, zakłady spirytusowe, browar. Najwięcej badanych metali wystąpiło w rzece Horodniance punkt badawczy 28 (rys. 2–8). Przepływa ona przez obszar w zasięgu występowania składowiska odpadów komunalnych w Hryniewiczach i wpływ na jakość jej wód mają także ścieki komunalne z miejscowości Choroszcz. Dodatkowym źródłem zanieczyszczeń w zlewniach badanych rzek są także spływy powierzchniowe z pól, jak również brak kanalizacji w wielu wsiach i komunikacja. Otrzymane wyniki badań potwierdziły analizy statystyczne, analiza składowych głównych i analiza skupień które określają stopień podobieństwa między badanymi rzekami na podstawie wszystkich parametrów. Z porównania obu analiz statystycznych wynika że w przypadku dwóch rzek Białej i Horodnianki

podobieństwo w stężeniu badanych metali w osadach i korzeniach roślin było podobne (rys. 9). Na podstawie zgromadzonych wyników badań potwierdzono statystycznie także, że zawartość metali w badanych korzeniach roślin wodnych zależy od stężenia tych metali w osadach dennych (tab. 6). Wyjątkiem okazał się chrom ponieważ jest on jednym z najmniej ruchliwych metali śladowych w środowisku przyrodniczym.

4. WNIOSKI

1. Można sądzić że, źródłem badanych metali zdeponowanych w osadach dennych i korzeniach badanych roślin w górnej Narwi i jej dopływach jest działalność gospodarcza i bytowa człowieka w tym wpływ lokalnej komunikacji oraz spływy powierzchniowe. Najwyższe stężenia metali wystąpiły w rzece Białej (dopływ Supraśli) i Horodniance.
2. Badany materiał roślinny i osady denne rzeki Narew i jej dopływów są zanieczyszczone głównie kadmem.
3. Zawartość badanych metali w roślinach odznaczała się charakterystyczną sezonowością zmian, latem stężenia metali w korzeniach były w większości przypadków większe a jesienią mniejsze.
4. Stwierdzono dodatnią korelację liniową między całkowitą i labilną zawartością kadmu, niklu, cynku, miedzi, kobaltu i ołowiu w osadach dennych a stężeniem tych pierwiastków w korzeniach roślin wodnych.
5. Stężenie metali ciężkich w badanym materiale było uzależnione od miejsca poboru jego próbek.
6. Badania metali ciężkich w korzeniach roślin naczyniowych jest dobrą metodą oceny stanu zanieczyszczenia środowisk wodnych i sąsiadujących z nimi środowisk lądowych.

LITERATURA

- [1] BAPTISTA NETO J. A., SMITH B. J., MCALLISTER J.J. 2000. *Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment*, Jurujuba Sound, Southeast Brazil, Environmental Pollution 109, 1-9.
- [2] Bojakowska I. Sokołowska G., 1998. Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych, Przeg.Geolog. 46, 1, 49-54.
- [3] BUDEK L., WARDAS M., KIJAS A., GEMBALSKA R. 2004. *Zanieczyszczenie metalami ciężkimi środowiska rzeki Szrafy (rejon Krakowa)* – porównanie stanu sprzed i po powodzi w 1997 roku, Geologia, tom 30, Zeszyt 2, 175-189.
- [4] CALMANO W., HONG J., FÖRSTER U. 1994. *Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential*. Wat. Sci. Tech., 28, 223-235.

- [5] COBELO-GARCIA, A., PREGO, R. 2003. *Heavy metal sedimentary record in a Galician Ria (NW Spain): Background values and recent contamination*, Mar. Pollut. Bull. 46, 1253–1262.
- [6] DEMBSKA, G., BOLALEK, J., AFTANAS, B., GUZ, W., WIŚNIEWSKI, S. 2001. *Udział formy labilnej i całkowitej metali ciężkich w osadach z Portu Gdańskiego. Problemy analityczne badań osadów dennych*, Sympozjum Naukowe Komitetu Chemii Analitycznej PAN Komisja Analizy Wody, Poznań, 83-97
- [7] EL-SIKAILY, A., KHALED, A., EL NEMR, A. 2004. *Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea*, Environ. Monit. Assess. 98, 41–58.
- [8] KABATA-PENDIAS A., 2000. *Biogeochemia kadmu*. Kadm w środowisku- problemy ekologiczne i metodyczne, Zesz.Nauk. „Człowiek i Środowisko” PAN (26): 17-24
- [9] KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa, 364.
- [10] LIS, J., PASIECZNA, A. 1995. *Atlas geochemiczny Polski w skali 1: 2 500 000*, Państw. Inst. Geol., Warszawa, 72.
- [11] ROSS S.M.(red.), 1994. *Toxic metals in soil-plant system*. Jon Wiley and Sons Ltd., London, 469 ss.
- [12] SNAPE, I., SCOLLER, R.C., STARK, S. C., STARK, J., RIDDLE, M. J., GORE, D. B., 2004. *Characterisation of the dilute HCl extraction method for the identification of metal contamination in Antarctic marine sediments*. Chemosphere, 57, 491-504.
- [13] ŚWIETLIK R. 2000. *Specjacja i przemiany chromu antropogenicznego w środowisku zanieczyszczonym odpadami z przemysłu garbarskiego na przykładzie zlewni rzeki Radomki*, Wydawnictwo Politechniki Radomskiej, Radom, ss. 127.
- [14] TAM N.F.Y., WONG Y.S., 2000. *Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps*, Environmental Pollution, 110 195-205.
- [15] THALMANN F, SCHERMANN O., SCHROLL E., HAUSBERGER G., 1989. *Geochemischer Atlas Der Republik Österreich 1:1 000 000*. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- [16] TSAIL J., YU K. C., HO S. T., 2003. *Correlation of iron/iron oxides and trace heavy metals in sediments of five rivers, in southern Taiwan*, Diffuse Pollution Conference, Dublin, 14-25.
- [17] VAN DEN BERG, G. A., LOCH, J. P. G., VAN DER HEIJDT, L. M., ZWOLSMAN, J. J. G.: 1999, *Mobilisation of heavy metals in contaminated sediments in the river Meuse, The Netherlands*, Water Air Soil Pollut. 116 (3–4), 567–586.
- [18] VILLARES, R., PUENTE, X., CARBALLEIRA, A., 2003. *Heavy metals in sandy sediments of the Rias Baixas (NW Spain)*, Environ. Monit. Assess. 83, 129–144.
- [19] WOŹNY A., 1998. *Ółów w roślinnych, wnikanie, rozmieszczenie, reakcje. Ółów środowisku problemy ekologiczne i metodyczne*, Zesz.Nauk. „Człowiek i Środowisko” PAN (21): 171-1.
- [20] XIANGDONG, L. I., ZHENGUOSHEN, ONYX, W. H. WAI AND YORK-SHEANG, L. I., 2001. *Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary*, Mar. Pollut. Bull. 42(3), 215–223.
- [21] XIANGDONG LI, ZHENGUO SHEN, ONYX W. H. WAL, YOK-SHEUNG LI., 2000. *Chemical partitioning of heavy metal contaminants in sediments of the Pearl River Estuary*, Chemical Speciation and Bioavailability 12 (1), 17-25.

VASCULAR PLANS AS BIOINDICATORS OF HEAVY METALS POLLUTION OF THE RIVER NAREW AND ITS SOME TRIBUTARIES

Contents of cadmium, nickel, zinc, copper, chromium, cobalt, and lead were determined in roots of (*Glyceria aquatica*), (*Phragmites australis*), (*Acorus calamus*) and bottom sediments from selected tributaries of upper Narew river catchment. Metal contents were determined by means of AAS technique. Economic and living activities of a man, including local transport as well as surface runoffs are the source of studied metals disposed to bottom sediments and water plants roots. Examined plant material and bottom sediments from river Narew and its tributaries are polluted mainly with cadmium. It was found that the status of river's contamination may be estimated on a basis of their contents of water plants roots as well as bio-accumulation coefficient.