

Uwarunkowania geomorfologiczne migracji metali ciężkich w osadach fluwialnych: dolina Małej Panwi

Dariusz Ciszewski*, Ireneusz Malik**, Marta Wardas***

Geomorphological influences on heavy metal migration in fluvial deposits: the Mała Panew River valley (southern Poland). Prz. Geol., 52: 163–174.

Summary. Heavy metal concentrations were investigated in the overbank and channel sediments of the Mała Panew River in southern Poland. Overbank sediment samples were taken in ten vertical profiles up to 2.2 m long within paleochannel infills in four selected XX century floodplains and in 66 profiles, 60 cm-long, situated at different height above the water table. Channel sediments were sampled 12 times at the same 10 channel locations within the period of two years. In samples collected, Ba, Cd, Cu, Pb, and Zn concentrations were determined and for selected samples sequential extraction was carried out. Within incised and laterally stable river sections polluted, 20th century sediments occur only in a narrow terrace steps up to 2 m high. Also, in the regulated river section, polluted sediments occur only in several cm thick layers on the 1.8–2.2 m high flood plain. On the contrary, in natural forested valley sections, in which river channel migrates laterally 0.5 m/year on average, the thick polluted sediments occur along the channel at depth up to 2.5 m in a zone about 50 m wide. Differences of heavy metal concentrations between sediment layers of similar age, high proportion of Cd and Zn in the mobile exchangeable fraction and poor buffer capacity of sandy sediments suggest rather high migration rate of Cd and Zn and much lower of Ba, Pb and Cu. Also very high Cd and Zn concentrations in sandy channel sediments could be related to transport of these elements in solution and precipitation. The migration of metals depends most of all on frequency of groundwater level fluctuations. The intensive river bank erosion and clear evidences of metal migration in natural river reaches suggest rapid transfer of these elements between the channel and river banks. Along river reaches with the stable river channel, the floodplain represents a long-term sink for heavy metals and their transfer back to the channel is much slower. The incised river reaches, in which the smallest amount of the heavy metal polluted sediments accumulates are transitional zones for heavy metal load.

Key words: metal migration, fluvial processes, river sediments, heavy metals, pollution

Metale ciężkie mogą występować w rzekach zarówno w formie rozpuszczonej, jak i w postaci stałej: agregatów wytrąconych z roztworów, metali zasorbowanych na cząstkach osadów, części składowych detrytusu mineralnego lub organicznego. Dominująca część zrzuconego wraz ze ściekami ładunku metali ciężkich jest transportowana wraz z osadami i z nimi akumuluje się w korycie, a w czasie powodzi także na równinie zalewowej. Metale zgromadzone w osadach mogą być wtórnie uruchamiane wskutek zmian odczynu i potencjału redox. Ekspozycja osadów na warunki atmosferyczne, a także degradacja materii organicznej przy udziale mikroorganizmów, może powodować mobilizację metali z osadów, które pierwotnie, w korycie rzeki, występowały w warunkach niedotlenionych lub beztlenowych (Hudson-Edwards i in., 1998; Zoumis i in., 2001). Mobilność metali jest kontrolowana także przez obecność czynników kompleksujących, jak rozpuszczona materia organiczna i aniony nieorganiczne (Salomons, 1995; Budek & Wardas, 2003).

Procesy fluwialne z kolei, zarówno w korycie, jak i na równinie zalewowej, różnicują wielkość i tempo akumulacji zanieczyszczonych metalami osadów. W korycie rzeki piaskodennej, stale płynącej, maksymalne koncentracje metali występują przy brzegu, a w korycie rzeki zwirodzenej mogą one występować w łachach korytowych (Ciszewski, 1998; Ladd i in., 1998). Natomiast na równinie zalewowej, maksymalne koncentracje metali najczęściej są spotykane w strefie wałów brzegowych (Marron, 1989; Ciszewski, 2003). Jeżeli jednak koryto rzeki migruje late-

ralnie w poprzek równiny aluwialnej, maksymalne koncentracje mogą występować nawet w większym oddaleniu od koryta, w osadach akumulowanych w okresie maksymalnego zanieczyszczenia rzeki (Lewin & Macklin, 1987). Po ustaniu zrzutów dużej ilości zanieczyszczonych osadów, wzdłuż wciętych w dno doliny odcinków koryta tworzą się na tarasach cienkie warstwy osadów zawierających metale ciężkie, akumulowanych jedynie w czasie dużych wezbrań (Brewer & Taylor, 1997). Często zawartość metali zmienia się znacząco pomiędzy warstwami osadów, odzwierciedlając historyczne zmiany zanieczyszczenia rzeki (Ciszewski, 2003; Wardas, 2001). Wyższa zawartość metali pozwolić może także na odróżnienie osadów deponowanych po i przed uruchomieniem źródła zanieczyszczenia (Leigh, 1997).

Zgromadzone w osadach metale ciężkie są uruchamiane nie tylko w wyniku kontrolowanych przez parametry chemiczne procesów rozpuszczania i wymywania, ale także wskutek erozji warstw antropogenicznie zanieczyszczonych. Współcześnie w wielu rzekach obserwuje się uruchamianie metali ciężkich, zgromadzonych w czasach historycznych w osadach równin zalewowych i wtórne zanieczyszczanie nimi rzek, wskutek łącznego działania procesów erozji i ich wymywania (Macklin, 1996).

Celem badań było określenie wpływu morfologii dna doliny i koryta Małej Panwi oraz tempa procesów fluwialnych na zasięg występowania i zanieczyszczenie osadów metalami ciężkimi. Analiza mobilności metali zgromadzonych w tych osadach oraz procesów fluwialnych stały się następnie podstawą oceny szybkości migracji metali w dolinie rzeki.

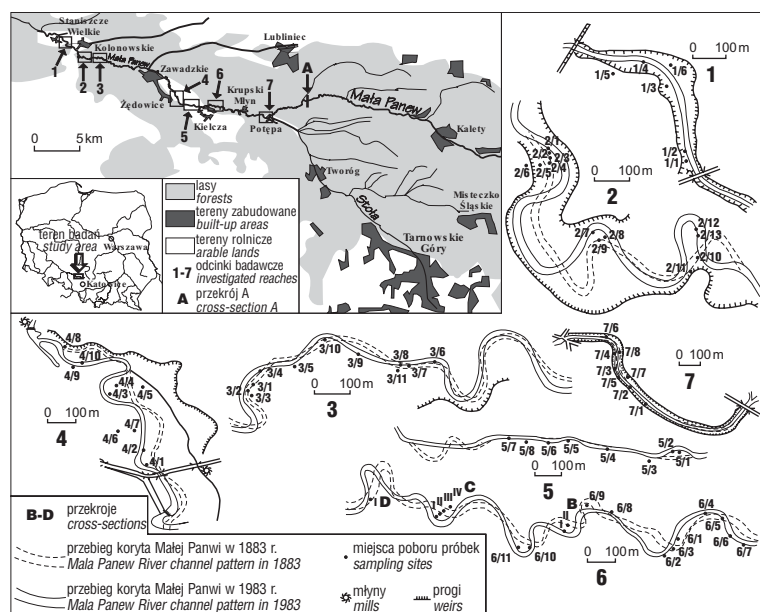
Teren badań

Badania zanieczyszczenia osadów zostały przeprowadzone w środkowym biegu rzeki Małej Panwi pomiędzy Krupskim Młynem i Staniszcem Wlk. (ryc. 1) oraz w gór-

*Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

**Wydział Nauk o Ziemi, Uniwersytet Śląski, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec

***Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Akademia Górniczo-Hutnicza, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków



Ryc. 1. Lokalizacja terenu badań i miejsc poboru próbek
Fig. 1. Location of the study area and sampling sites

nym odcinku w pobliżu miejscowości Pusta Kuźnica. Rzeka ta, długości 137 km, wypływa w zachodniej części Wyżyny Śląskiej i po przepłynięciu Równiny Opolskiej wpada do Odry. Koryto rzeki jest wycięte w piaskach fluwioglacjalnych kilkunastometrowej miąższości, wypełniających obniżenie pomiędzy progami górno- i środkowotriasowym. Natomiast, poniżej Kolonowskich koryto wypreparowane jest w odpornych na erozję łupkach kajprowych.

W odcinkach Krupski Młyn–Kielcza i Zawadzkie–Kolonowskie dolina rzeczna przebiega przez zwarte kompleksy leśne na długości odpowiednio 4 i 7 km. Jej spadek jest stosunkowo niewielki, wynosi odpowiednio 1,7 i 1,3‰. W obu tych odcinkach rzeka naturalnie meandruje; rozwinięcie jej biegu wynosi ok. 40% (Punzet, 1958). Porównanie biegu rzeki na mapach z 1883 r. i 1983 r. wskazuje na znaczne przesunięcie meandrów w tych odcinkach wynoszące przeważnie ok. 50 m. Przeciętna więc szybkość migracji wynosi ok. 0,5 m/rok. Pomiedzy aktywnie migrującymi odcinkami meandrowymi, w pobliżu miejscowości Krupski Młyn, Zawadzkie i Kolonowskie, znajdują się odcinki lateralnie stabilne. Ustabilizowanie ich położenia jest związane z intensywną, od połowy XVIII w., działalnością gospodarczą i osadnictwem. W ciągu 60 lat nad Małą Panwią powstało 10 wielkich pieców do wytopu żelaza i 52 piece fryserskie (Rajman, 1962). Towarzyszył im system kanałów doprowadzających wodę, a także młyny i tartaki. Również pomiędzy Kielczą i Zawadzkiem skrócono bieg rzeki i dno doliny zamieniono na łąki. W II połowie XIX w. większość zakładów upadła wskutek konkurencji Górnego Śląska, a progi wodne uległy zniszczeniu (Rajman, 1990). Pomiedzy miejscowościami Potępa i Krupski Młyn, gdzie wcześniej istniały 2 progi wodne, koryto Małej Panwi jest wcięte w równinę zalewową. Podobnie koryto jest wcięte i lateralnie stabilne poniżej współcześnie funkcjonującego progę w Kolonowskim. Z kolei powyżej progę w Żędowicach, funkcjonującego od ponad 200 lat, dno doliny zostało nadbudowane na długości około 1 km i szerokości dochodzącej do 300 m. Natomiast odcinek, w którym skrócono bieg rzeki, był stabilny lateralnie, a także wertykalnie z

powodu podpiętrzenia progami wodnym w jego dolnej części.

Eksplorację rud cynkowo-olowiowych prowadzono w górnej części zlewni Małej Panwi z przerwami od XVI w. W XIX w. założono hutę ołowiu i srebra w Strzybnicy, hutę żelaza w Tarnowskich Górach i zakłady celulozowe w Kaletach. Od początku XX w. w Tarnowskich Górach rozpoczęły działalność zakłady chemiczne przetwarzające związki baru, boru, cynku, miedzi i wielu innych pierwiastków w mniejszych ilościach. Ich rozbudowa w latach 50. i 60. stała się przyczyną zrzutów ścieków, silnie zanieczyszczonych związkami tych pierwiastków, odprowadzanych za pośrednictwem potoku Stoła.

Od końca lat 60. do Małej Panwi były odprowadzane także ścieki z huty cynku w Miasteczku Śląskim, silnie zanieczyszczone związkami kadmu, ołowiu i cynku (Ciszewski & Malik, 2003). Huta cynku w latach 70. i 80. emitowała także bardzo duże ilości pyłów: od ok. 500 do 2000 t rocznie oraz od 120 do ponad 500 t cynku, ok. 70–300 t ołowiu i 0,7–5 t kadmu. Emisja pyłów spowodowała bardzo silne zanieczyszczenie gleb w pobliżu Miasteczka Śląskiego. Koncentracja cynku, ołowiu i kadmu przekracza kilkunasto-, a nawet kilkusetkrotnie wartość tła geochemicznego (Dudka i in., 1995; Gzyl, 1990; Kucharski, 1988; Lis & Pasieczna, 1997). Koncentracja ta zarówno w glebach, roślinach uprawnych i igłach sosny należy do najwyższych na Górnym Śląsku (Rostański, 1997; Niemtur, 1981). Od początku lat 70. wysoką zawartość metali notowano w wodzie i osadach Małej Panwi i jej dopływów. Szczególnie wysoka była koncentracja kadmu w potoku Stoła i Graniczna Woda (Pasternak, 1974; Reczyńska-Dutka, 1986). Koncentrację kadmu w osadach dennych Stoły przekraczającą 500 ppm i cynku przekraczającą 15 000 ppm, wykazały badania także w latach 90. (Bojakowska 1995). W czasie powodzi metale ciężkie były akumulowane wraz z osadami na równinie zalewowej. Koncentracja kadmu w tych osadach dochodzi do 400 ppm, baru do 9000 ppm, cynku do 12 000 ppm, a ołowiu do 3000 ppm i przekracza kilkaset razy wartości naturalne (Ciszewski & Malik, 2003).

Metoda badań

W środkowym biegu rzeki Małej Panwi, na długości 28 km, przeprowadzono kartowanie tarasów, stopni w obrębie krawędzi tych tarasów oraz łąch utrwalonych roślinnością. Dla uproszczenia w dalszych rozważaniach będą one określone jako poziomy tarasowe. Mierzono ich wysokość nad poziom wody w rzece, długość i maksymalną szerokość, w pasie 50 m po obu brzegach. Następnie kartowany odcinek podzielono na 1413 odcinków 20 m długości, zbliżonej do przeciętnej szerokości koryta i określono częstość występowania poziomów tarasowych w tych odcinkach. Różnice w częstości ich występowania w przedziałach wysokości: <1 m, 1–1,9 m, 2–2,9 m, 3–4 m i >4 m posłużyły do wyboru 7 odcinków 1–1,5 km długości (ryc. 1), w których pobrano próbki do badań geochemicznych. Przy wyborze odcinków badawczych brano także pod uwagę różnice wielkości bocznego przesunięcia koryta uzyskane przez nałożenie edycji map 1 : 25 000 z 1883 r. i 1983 r.

W wybranych odcinkach pobrano próbki w 66 profilach pionowych z głębokości 0–10, 10–30 i 30–60 cm. Profile te były usytuowane w różnych poziomach tarasowych w pobliżu brzegów rzeki. Ponadto w odcinkach naturalnych opróbowano 7 profili głębokości 1,2–2,2 m, w każdym z nich pobierając 13–24 próbki. Profile były usytuowane w osadach akumulowanych w zakolach rzeki w ciągu ok. 100 ostatnich lat, w odsłonięciach brzegowych oraz we wkopach, w odległości do około 45 m od współczesnego brzegu rzeki (Ciszewski & Malik, 2003). W górnym biegu rzeki opróbowano dodatkowo 3 profile o głęb. od 120 do 45 cm, pobierając po 15 próbek. Równolegle, w 10 punktach, pobierano próbki osadów korytowych w miejscowościach Krupski Młyn i Kielcza. Dokładnie w tych samych miejscach pobrano próbki, z warstwy 0–5 cm, z powierzchni ok. 0,5 m², 12-krotnie, w odstępie 1–3 miesięcy, w okresie 04.12.2000–29.10.2002. Podczas pobierania była mierzona prędkość przepływu i głębokość wody.

Próbki osadów frakcji <1 mm z profili krótszych i <0,063 mm z profili dłuższych były ekstrahowane w bombach teflonowych w stężonym HNO₃. W uzyskanych roztworach analizowano koncentracje baru, kadmu, miedzi, ołowiu i cynku metodą AAS i ICP-MS. W próbkach wybranych z dłuższych profili, z warstw z różnej głębokości, badano formy występowania metali, metodą selektywnej, VI-stopniowej ekstrakcji chemicznej (Kersten & Förstner, 1986). Metoda ta pozwala w przybliżeniu określić ilość metali na pozycjach jonowymiennych (I), związanych z węglanami (II), tlenkami i wodorotlenkami Mn (III), amorficznymi tlenkami Fe (IV), siarczkami i substancją organiczną (V) i występujących w sieci krystalicznej minerałów (VI). W wybranych próbkach określono także właściwości buforowe osadów i uwalnianie metali w nich zgromadzonych. Dziesięcioprocentowe zawiesiny wodne próbek surowych osadów zadawano wielokrotnościami porcji 1 mmol HNO₃, a następnie procedurę powtarzano 7-krotnie (Förstner i in., 1986). W odwirowanych i przesączonych roztworach oznaczono stężenia uwolnionych metali.

Występowanie poziomów tarasowych w dolinie Małej Panwi

W dolinie Małej Panwi pomiędzy Krupskim Młynem i Staniszcem Wlk. dominuje taras holoceniński wysokości ok. 2–2,5 m, jednak z biegiem rzeki występują znaczne różnice częstości jej występowania, a także pojawiania się poziomów tarasowych innej wysokości (tab. 1). W najwyższym położonym odcinku (7) pomiędzy Potępą i Krupskim Młynem (ryc. 1) najczęściej występuje taras wysokości powyżej 4 m. Lewy brzeg jest stromy, 3–5 m, natomiast na prawym brzegu taras o wysokości 4–5 m znajduje się prze-

ważnie w odległości ponad 50 m od koryta. W jego zboczu występują niewyraźne stopnie tarasowe wysokości 1,5–3 m i szerokości nie przekraczającej kilku-, kilkunastu metrów. Wysokie, 4–6 m tarasy występują także niemal na całej długości najniższej położonego odcinka (1) w Kolonowskim (ryc. 1). W górnej jego części taras wysokości 6 m dochodzi do samego koryta, po obu stronach. W dolnej części, przy brzegu, występuje taras 2,5–3 m, a wyższy znajduje się kilkadziesiąt m od rzeki. Stopnie tarasowe niższe niż 2,5 m są bardzo wąskie, przeważnie do 1–2 m i nie przekraczają kilkunastu metrów długości. W dolnej części tarasu 2,5–3 m przy niskich i średnich stanach wody są widoczne wychodne łupków kajprowych, dzięki którym koryto jest głębokie i ma kształt skrzynkowy. Koryto w tym odcinku jest lateralnie stabilne, zarówno dzięki wycięciu w odporniejszych łupkach, jak i dzięki stabilizacji brzegów w pobliżu przyczółków mostów. Znaczna wysokość tarasów znajdujących się w najbliższym sąsiedztwie koryta, w obydwóch odcinkach, jest wynikiem utraty stabilności pionowej i erozji dennej, po likwidacji progów przegradzających koryto w II połowie XIX w. Wielkość tego wcięcia można ocenić, na podstawie porównania z przeciętną wysokością tarasu zalewowego w dolinie rzeki, na ok. 2 m.

W przeciwieństwie do odcinków, w których w ciągu ostatnich 100 lat dominowały procesy erozji, powyżej progu w Żędowicach (odcinek 4) przeważała akumulacja osadów. Wysokość progu wynosi ok. 3 m, a wcięcie koryta poniżej progu, jak wskazuje wysokość tarasu holocenińskiego — ok. 1 m. Miąższość zgromadzonych osadów dochodzi zatem do 2 m. Akumulacja osadów spowodowała podniesienie dna szerokości 200 m, o ponad 1 m. W odcinku długości 1 km powyżej progu wysokość tarasu zalewowego zmniejsza się od wysokości 1,5 do 0,4 m przy progu, najczęściej jednak nie przekracza 0,9 m (tab. 1). Na powierzchni tarasu występują, częściowo wypełnione wodą, ślady przebiegu XIX w. koryt rzeki i młynówki, stopniowo wypełnianych osadami. Przy niskich brzegach brak jest obrywów darni. Również sporadycznie występują łąchy przybrzeżne porośnięte trawą, szerokości do 1 m. W odcinku tym koryto przesunęło się nawet o 60 m od 1883 r.

W odcinku pomiędzy Żędowicami i Kielczą (5) stosunkowo niewielkie zmiany przebiegu koryta od końca XIX w. są widoczne jedynie w jego górnej i dolnej części (ryc. 1). Wzdłuż całego odcinka na obu brzegach rzeki występuje taras zalewowy o szerokości kilkuset metrów i wysokości 1,8–2,2 m, o mało urozmaiconej powierzchni. Dzięki podparciu tego odcinka progiem i jego stabilizacji, występują jedynie pojedyncze obrywy darni, o długości nie przekraczającej kilkunastu metrów, szerokości i wysokości do 1 m.

W odcinkach, w których koryto swobodnie meandruje w jego sąsiedztwie występują tarasy o bardzo zróżnicowa-

Tab. 1. Częstość (w %) występowania poziomów tarasowych w środkowym biegu Małej Panwi
Table 1. Frequency of sediment accumulation levels (%) in the middle course of the Mała Panew River

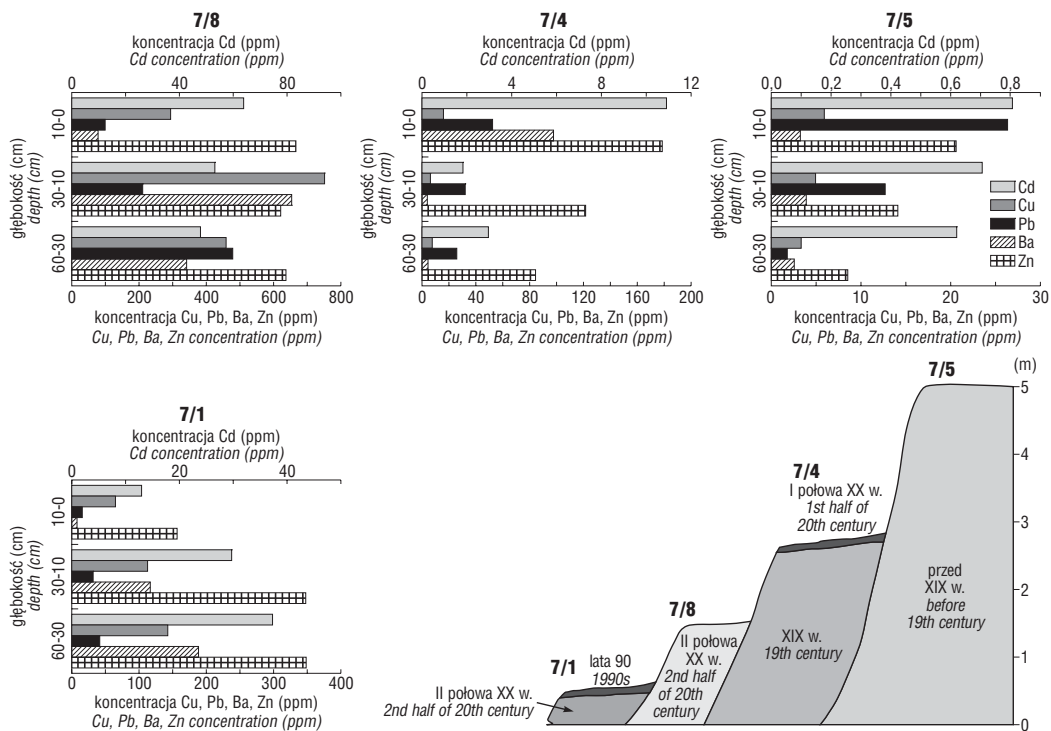
Wysokość poziomu w m Level height [m]	Numer odcinka Reach number						
	1	2	3	4	5	6	7
0–0,9	15	14	8	65	8	19	25
1–1,9	14	53	26	47	41	47	32
2–2,9	21	27	15	21	66	83	43
3–4	55	43	94	–	–	–	10
> 4	95	46	–	–	–	–	61

nej wysokości. Pomiędzy Krupskim Młynem i Kielczą (odcinek 6) przeważa taras wysokości 1,8–2,5 m i szerokości dochodzącej do kilkuset metrów (tab. 1). Na jego powierzchni są widoczne wolno wypełniane starorzecza, a deniwelacje dochodzą do 1 m. Taras ten występuje również w obszarze, w którym koryto migrowało po 1883 r. Pomiędzy Zawadzkiem i Kolonowskim (odcinki 2, 3) prócz tego tarasu, w pobliżu koryta często występuje także taras wysokości 3–4 m, stanowiący prawdopodobnie pozostałość równiny zalewowej wieku atlantyckiego (Przybylski, 1994). Znacznie rzadziej obserwuje się tarasy holocenijskie wyższe niż 4 m, przeważnie o szerokości ponad 100 m i taras plejstocenijski wysokości 8–10 m. Przybrzeżne łachy korytowe zazwyczaj nie przekraczają wysokości 0,9 m. Występują one w postaci wąskich stopni za przeskodami, jak przewrócone drzewa, osuwające się kępy darni lub duże obrywy, a także za zakrętami lub przy wypukłych brzegach meandra. Bardzo często występujące

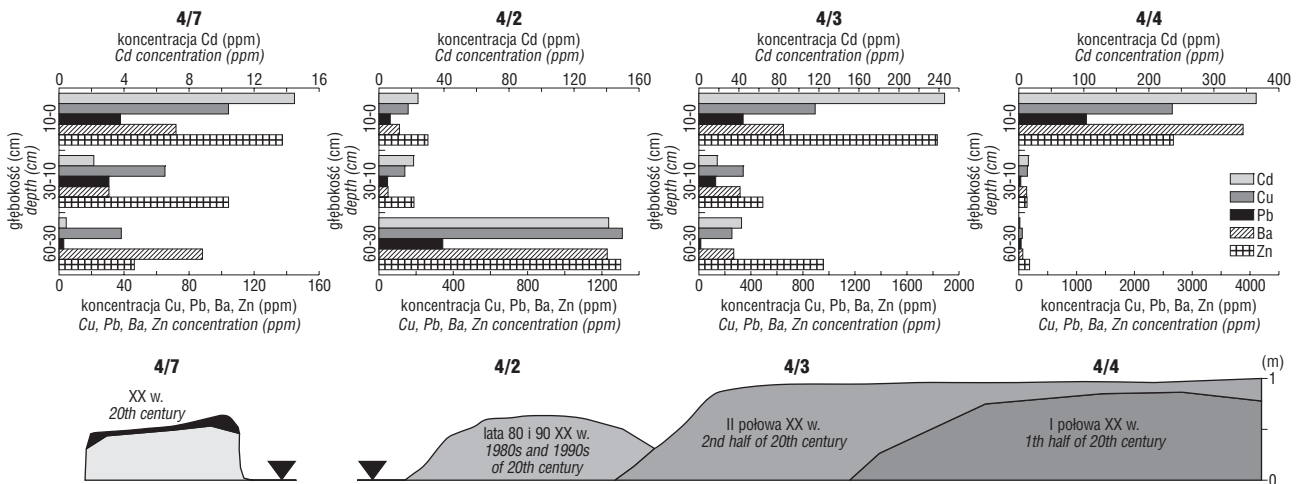
w nich warstwowanie wskazuje na wielokrotne ich nadbudowywanie. Tarasy włożone przeważnie warstwowanie, stopnie utworzone na korzeniach osuwających się do koryta drzew i obrywy z tarasów wyższych, służące jako okresowe miejsce depozycji osadów powodziowych, mają najczęściej wysokości wahające się od 1 do 1,9 m.

Zanieczyszczenie osadów pozakorytowych w dolinie Małej Panwi

Osady pozakorytowe Małej Panwi są silnie zanieczyszczone metalami ciężkimi we wszystkich badanych odcinkach niezależnie od ich morfologii. Przeważnie, znacznie wyższa koncentracja metali występuje w osadach tarasów <2 m niż na tarasach wyższych (tab. 2). Tarasy wyższe niż 4 m nie są zalewane, nawet w czasie największych wezbrań, dlatego też koncentracje metali w ich osadach są zbliżone do wartości naturalnych. Porównanie koncentracji metali



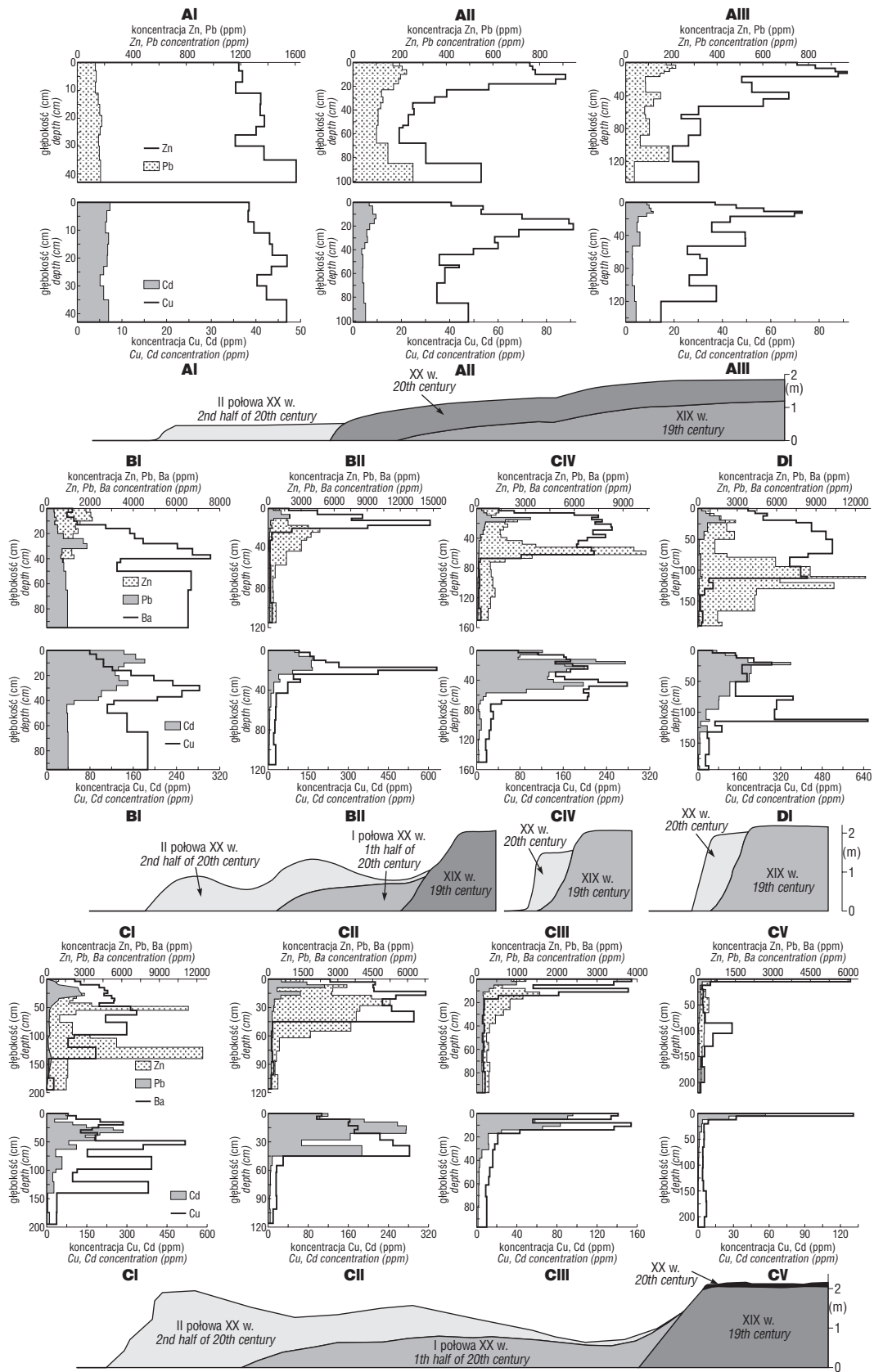
Ryc. 2. Koncentracje metali ciężkich w wybranych profilach w odcinku pogłębionym erozyjnie
Fig. 2. Heavy metal concentrations in selected profiles in the incised river reach



Ryc. 3. Koncentracje metali ciężkich w wybranych profilach w odcinku nadbudowywanym
Fig. 3. Heavy metal concentrations in selected profiles in the aggrading river reach

w tych tarasach z niższymi wskazuje, że w tych ostatnich najbardziej jest przekroczona koncentracja kadmu, przeciętnie kilkadziesiąt razy, nieco mniej baru i cynku — kilkanaście razy i najmniej, przeciętnie kilkukrotnie — ołowiu i miedzi.

Koncentracje te, we frakcji <1 mm, są z kolei kilka-, kilkadziesiąt razy niższe niż we frakcji <0,063 mm (Ciszewski & Malik, 2003). Zawartości metali w osadach są w każdym z



Ryc. 4. Koncentracje metali ciężkich w profilach w odcinku meandrowym
 Fig. 4. Heavy metal concentrations in selected profiles in the meandering river reach

odcinków znacznie zróżnicowane zarówno pomiędzy badanymi profilami, jak i ich warstwami.

Zanieczyszczenie osadów w odcinkach wciętych.

Najniższa koncentracja metali, w pogłębionych erozyjnie odcinkach górnym (7) i dolnym (1), występuje w najwyższych tarasach na głęb. 10–60 cm (7/5 — ryc. 2). Zbliżona jest ona do wartości tła geochemicznego. Natomiast, w warstwie powierzchniowej 0–10 cm w tych profilach, zawartość cynku, ołowiu i kadmu jest wyższa nawet 2–3 razy w tarasach wysokości 4–5 m, jak i 8–10 m. Jest to prawdopodobnie skutek depozycji zanieczyszczonych pyłów atmosferycznych, stosunkowo niewielkiej w górnym odcinku i dużo większej w odcinku dolnym. Pyły emitowane były z pobliskich hut żelaza w Ozimku i Zawadzkiem, w największej ilości w latach 60. i 70. (Rajman, 1990).

Wyższą koncentrację cynku, kadmu i ołowiu obserwuje się w tarasach o wysokości 2–3 m, zarówno na głęb. 0–10, jak i 30–60 cm (7/4 — ryc. 2). Wyraźnie jednak odróżnia się warstwa powierzchniowa, w której koncentracja wszystkich pierwiastków jest co najmniej 2 razy wyższa niż na głęb. 30–60 cm. Najwyraźniej jest widoczny wzrost zawartości baru. Obecność tego pierwiastka, stosunkowo najmniej mobilnego z badanych, wskazuje, że na powierzchni tarasu wysokości 2–3 m w XX w. miała miejsce powodziowa akumulacja, jedynie stosunkowo niewielkiej, najwyżej kilkucentymetrowej, warstwy osadów. Podniesiona koncentracja metali w niższych warstwach jest natomiast najprawdopodobniej efektem migracji, z warstwy powierzchniowej, łatwiej mobilnych pierwiastków, głównie kadmu i cynku. Ponieważ warstwa osadów XX w. jest cienka, pogłębienie koryta miało miejsce przed okresem silnego zanieczyszczenia rzeki w XX w., prawd-

podobnie w II poł. XIX w. Jest to zbieżne z czasem likwidacji progów na Małej Panwi.

W dolnym odcinku, w którym szerokość tarasu wysokości 2,5–3 mosiąga nawet 50–100 m, w przeciwieństwie do podobnej wysokości wąskiego tarasu w odcinku górnym, zanieczyszczenie jego powierzchniowych warstw jest większe. Prawdopodobnie jest związane to z większą akumulacją silnie zanieczyszczonej zawiesiny, ponieważ na szerokich tarasach warstwa wody jest cieńsza niż w wąskim dnie doliny i płynie zazwyczaj z mniejszą prędkością (Wyźga, 1999). Również po opadnięciu fali powodziowej woda może stagnować w obniżeniach poza wałami przykorytowymi.

Taras powstałe po wcięciu się koryta są niższe niż 2 m i wykazują silne zanieczyszczenie. Obniżenie koncentracji baru w powierzchniowych warstwach osadów na tarasie wysokości 1,3 m (7/8 — ryc. 2), związane z uruchomieniem oczyszczalni ścieków w zakładach chemicznych, wskazuje na akumulację jej osadów w latach 70. i 80. Spadkowi temu towarzyszy wzrost koncentracji kadmu, spowodowany działalnością huty cynku, uruchomionej w końcu lat 60. (Ciszewski & Malik, 2003).

W odcinkach pogłębionych erozyjnie, w warstwowanych łachach wysokości ok. 0,5 m, koncentracje wszystkich metali obniżają się w warstwach powierzchniowych (7/1 — ryc. 2). Warstwy te najprawdopodobniej więc były akumulowane po I połowie lat 90. i są związane z zamknięciem zakładów chemicznych i radykalnym ograniczeniem ładunku metali w ściekach z huty cynku.

Zanieczyszczenie osadów w nadbudowywanym odcinku dna doliny. W odcinku koło Żędowic (4 — ryc. 1) najniższe są koncentracje metali w osadach akumulowanych w pobliżu progu wodnego. Nawet w obniżeniach

Tab. 2. Mediany koncentracji metali ciężkich w osadach badanych odcinków doliny Małej Panwi we frakcji <1 mm (ppm)

Table 2. Medians of heavy metal concentrations in investigated reaches of the Mała Panew River valley in fraction <1 mm (ppm)

Pierwiastek <i>Element</i>	Wysokość poziomu <i>Level height [m]</i>	Numery odcinków <i>Reach number</i>						
		1	2	3	4	5	6	7
Ba	0,2–0,9	556	30	90	136	196	92	94
	1–1,9	228	34	183	110	267	89	336
	2–3	61	2	65	–	96	123	11
	>4	64	1,4	–	–	–	–	3
Cu	0,2–0,9	80	17	19	16	22	29	17
	1–1,9	28	11	26	18	32	24	45
	2–3	10	4	5	–	9	17	7
	>4	5	3	–	–	–	–	5
Cd	0,2–0,9	47,1	29,6	26,1	19,7	36,6	72,3	28,6
	1–1,9	29,6	7,8	16,2	24,0	51,3	30,3	47,8
	2–3	2,5	1,5	1,7	–	3,2	14,0	2,4
	>4	1,2	1,3	–	–	–	–	0,7
Pb	0,2–0,9	252	179	49	61	57	78	37
	1–1,9	87	24	92	61	80	75	99
	2–3	16	11	6	–	35	54	29
	>4	9	14	–	–	–	–	13
Zn	0,2–0,9	768	398	326	240	299	509	318
	1–1,9	427	137	179	264	523	370	534
	2–3	102	37	39	–	151	157	82
	>4	38	22	–	–	–	–	14

terenu, w odległości kilkudziesięciu metrów od brzegu, np. w profilu 4/7 (ryc. 3), ich koncentracja jest niespodziewanie niska w wyższej zalegających warstwach. Niewątpliwie większość tych osadów, z wyjątkiem powierzchniowej warstwy o wyższej zawartości substancji organicznej, została akumulowana nie później niż w XIX w. Na przeważającej powierzchni tego odcinka koncentracja metali jest więc podwyższona przede wszystkim w warstwie powierzchniowej 0–10 cm, wskazując na niewielkie tempo akumulacji w XX w. Większa akumulacja metali ciężkich w XX w. była ograniczona, przede wszystkim do obszaru lateralnej migracji koryta (4/3, 4/4 — ryc. 3). Ponadto, wysoka koncentracja występuje także w wąskiej strefie odpływu wód powodziowych w kierunku krawędzi dna doliny, wykorzystywanej przez dopływ boczny. Natomiast całe dno doliny jest zalewane sporadycznie, w czasie dużych powodzi, o powtarzalności 10–20 letniej. W najmłodszych osadach korytowych, akumulowanych w czasie powodzi w 1997 r. na łachach przybrzeżnych (4/2 — ryc. 3), koncentracja wszystkich metali jest dużo niższa niż w osadach starszych na głęb. 30–60 cm, podobnie jak w odcinkach wciętych.

Zanieczyszczenie osadów w odcinku z korytem stabilnym. W odcinku, w którym koryto było w XX w. stabilne (5 — ryc. 1) znacznie zanieczyszczone są jedynie osady korytowe akumulowane, zarówno przy brzegu lustra wody, jak i na obrywach z tarasu 2 m wysokości. Większość tych osadów jest bardzo silnie zanieczyszczona łatwo migrującym w środowisku kadmem. Natomiast koncentracja innych pierwiastków jest wypadkową koncentracji w osadach wymieszanych ze sobą wskutek obrywów, akumulowanych w II połowie XX w. Osady tego samego wieku występują także w warstwie 0–10 cm na tarasie wysokości 2 m. Miąższość tej warstwy, zmniejsza się wraz ze wzrostem odległości od koryta.

Zanieczyszczenie osadów w dnie doliny ze swobodnie migrującym korytem. Miąższość osadów silnie zanieczyszczonych metalami w odcinkach ze swobodnie migrującym korytem (2, 3 i 6 — ryc. 1) na tarasie wysokości 2 m, w osadach przyrastających lateralnie w XX w., jest bardzo zróżnicowana. W przekroju C najstarsze osady występują w profilu CV (ryc. 4). Budują go osady akumulowane przed 1883 r., natomiast wyraźnie zanieczyszczona kadmem i barem 5 cm warstwa została akumulowana na starszych osadach w II połowie XX w. Nieco większej miąższości, około 15–20 cm, osady silnie zanieczyszczone występują w wypełnieniu koryta (CIII), odciętego nie później niż w latach 20. XX w. (Ciszewski & Malik, 2003). Natomiast, w osadach akumulowanych w II połowie XX w. bardzo wysokie koncentracje metali ciężkich występują nawet na głęb. 2 m, w odległości kilkunastu metrów od współczesnego brzegu rzeki (CI, CII). Duża różnica miąższości zanieczyszczonych osadów pomiędzy wypełnieniami z I i II połowy XX wieku, jest widoczna także pomiędzy profilami B I i B II. Wysoka koncentracja głównie baru, cynku i kadmu występuje także we współcześnie podcinanych paleokorytach (CIV i DI — ryc. 4).

Zróżnicowanie miąższości osadów zanieczyszczonych na tarasach podobnej wysokości potwierdzają także badania profili krótszych. Osady przyrastające lateralnie mogą być silnie zanieczyszczone na głębokości co najmniej 60 cm, natomiast w XX w. osadach przyrastających pionowo, przy wklęsłym brzegu koryta, ich miąższość nie przekracza przeważnie 10 cm. Koncentracja metali w tej warstwie jest przeważnie 2-krotnie wyższa niż w warstwach

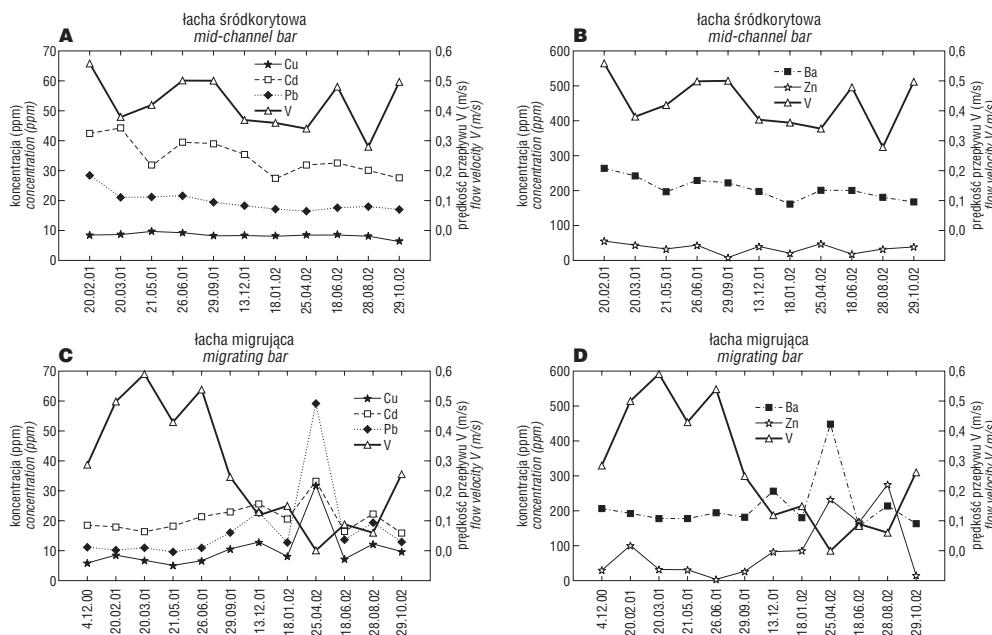
głębszych. Bardzo wysoka koncentracja, we frakcji <1 mm, w osadach jednego z rozcinanych starorzeczy, wskazuje na jej istotną rolę w akumulacji zanieczyszczonych osadów transportowanych w formie zawiesiny.

Koncentracja cynku w nadbudowywanych odsypach meandrowych i tarasach włożonych, wysokości 1–1,5 m, waha się przeważnie od 200 do 400 ppm baru, od 20 do 200 ppm ołowiu, a kadmu od 5 do 20 ppm. W większości profili w tych poziomach, koncentracja badanych metali jest raczej wyrównana i wskazuje na okres depozycji tych osadów w II połowie XX w. Natomiast w poziomach położonych niżej, na wysokości 0,4–0,6 m, koncentracja tych metali jest przeważnie 2–3-krotnie wyższa. W większości profili w odcinkach naturalnych, odmiennie niż w odcinkach pogłębiionych erozyjnie, w powierzchniowych warstwach, koncentracja baru, a często także innych pierwiastków, jest wyższa niż na głęb. 10–30 cm. Niewątpliwie są to osady najmłodsze, prawdopodobnie nie starsze niż 10–20 lat.

Zmiany zanieczyszczenia osadów korytowych Małej Panwi

Osady korytowe Małej Panwi są bardzo silnie zanieczyszczone kadmem, w mniejszym stopniu barem i cynkiem, a nieznacznie — ołowiem i miedzią. W punktach przy brzegu koryta, zarówno w Krupskim Młynie, jak i w Kielczy, koncentracja badanych pierwiastków we frakcji <1 mm jest kilkakrotnie niższa niż we frakcji <0,063 mm (tab. 3). Przeważnie, obserwuje się dwie populacje badanych punktów poboru próbek. Punkty, w których osady są silnie zanieczyszczone występują przy brzegu koryta, w zatoczkach lub w zaprawowej strefie łach korytowych, o prędkości przepływu mniejszej niż 0,2 m/s. Natomiast, znacznie niższa koncentracja metali występuje w strefie nurtu lub w łachach korytowych z większą prędkością przepływu. Mała prędkość przepływu, <0,1 m/s, występująca najczęściej w najpłytszych miejscach, umożliwia akumulację silnie zanieczyszczonej zawiesiny, o dużej zawartości materii organicznej. Maksymalną koncentrację metali obserwowano w czasie najniższych stanów wody w zatoczkach, będących pułapką dla zawiesiny organicznej.

W większości badanych miejsc w korycie aktywnym obserwowano w ciągu 2 lat migrację, w wyniku kilkukrotnych wezbrań, stosunkowo niewielkich piaszczystych łach korytowych, wysokości przeważnie 40–70 cm i długości kilku metrów. W czasie ich przyrastania stopniowo zmniejszała się prędkość przepływu i głębokość wody, koncentracja metali jednak wzrastała skokowo, przy spadku tej prędkości poniżej 0,2 m/s. Wzrost ten był gwałtowny, gdy poniżej łachy tworzyły się strefy „martwej wody” o prędkościach przepływu <0,1 m/s (ryc. 5). Wahania prędkości przepływu wody rzutują więc pośrednio, poprzez zmiany morfologii dna koryta, na zanieczyszczenie metalami osadów w danym miejscu koryta. Ich koncentracja może w okresie 1 roku zmienić się nawet kilkudziesięciokrotnie. W miejscach o stosunkowo dużej głębokości, w których w całym badanym okresie występowały prędkości 0,3–0,5 m/s, a głębokość wody wahała się między 0,6–1,2 m, koncentracja badanych pierwiastków jest mało zróżnicowana (ryc. 5). Jakkolwiek, zawartość trudno rozpuszczalnych pierwiastków: baru, ołowiu i miedzi była niewielka, zbliżona do wartości tła geochemicznego, to koncentracja znacznie łatwiej rozpuszczalnego kadmu i cynku była nawet niemal 100-krotnie wyższa.



Ryc. 5. Zmiany koncentracji metali ciężkich w wybranych osadach koryta Małej Panwi
Fig. 5. Changes of heavy metal concentrations in the selected Mała Panew River channel sediments

Mobilność metali ciężkich w osadach

Formy związania metali ciężkich, w próbkach silnie zanieczyszczonych osadów pobranych z górnej i środkowej części profili dłuższych, są bardzo podobne nawet w profilach położonych w różnej odległości od brzegu rzeki. Różnią się one od specjacji metali z niższych warstw profili, które są przeważnie mniej zanieczyszczone. Natomiast, znaczne różnice występują w udziale procentowym poszczególnych metali ekstrahowanych w analizowanych formach (ryc. 6). W silnie zanieczyszczonych warstwach jedynie niewielką część baru (przeważnie 3–6%) stwierdzono w formach, z których może on być stosunkowo łatwo uwalniany: związany na pozycjach jonowymiennych, z węglanami lub tlenkami i wodorotlenkami manganu. Natomiast, w warstwach osadów w dolnej części profilu CI, CIV i DI nawet 60–70% baru jest związanych w tych trzech formach. Zatem bar występujący w wysokich koncentracjach w osadach jest mało mobilny.

Większość miedzi (przeważnie 60–70%) występuje w formie umiarkowanie mobilnej — związana jest z tlenkami i wodorotlenkami żelaza. Specjacja tego pierwiastka nie jest, w przeciwieństwie do np. baru związana z jego koncentracją. W małym stopniu miedź występuje także w bardziej ruchliwych formach: jonowymiennej, przeważnie 10–20% i w podobnej części — w węglanowej.

Także ołów w osadach Małej Panwi, należy do mniej mobilnych pierwiastków. Jego udział w badanych formach jest silnie uzależniony od koncentracji. Im wyższa jego koncentracja, powyżej 1000–2000 ppm, tym większa część ołowiu jest obecna w mobilnej, jonowymiennej formie. W niektórych próbkach udział ten sięga 45%. Wysoka koncentracja ołowiu występuje w profilach pionowych w postaci ostrych, wyraźnie zaznaczających się maksimów (ryc. 4). W osadach dominuje natomiast koncentracja umiarkowana i niska — przeważnie nie przekraczająca kilka-, kilkanaście razy wartości naturalnych. Ołów, podobnie jak miedź, jest w tych warstwach związany z wodorotlenkami żelaza, w granicach 30–70%.

Spośród badanych pierwiastków największa część cynku (30–60%) i kadmu (60–78%) występowała w najłatwiej mobilnej formie jonowymiennej. Wysoki udział cynku i

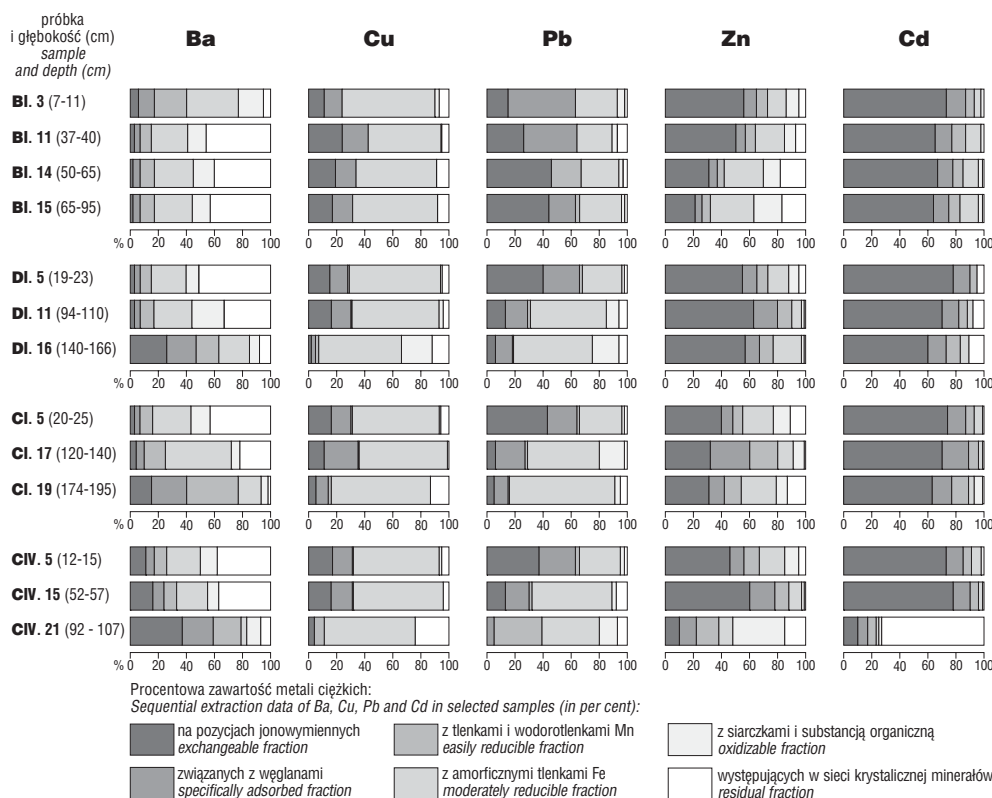
kadmu w tej formie jest skorelowany z wysokimi koncentracjami tych metali we wszystkich, za wyjątkiem jednej próbki. W większości próbek osadów koncentracja cynku waha się pomiędzy 3000 i 12 000 ppm natomiast kadmu między 3–460 ppm. W jednej stosunkowo mało zanieczyszczonej próbce pochodzącej z dolnej części profilu C IV, w której koncentracja cynku wynosi 1368 ppm, a kadmu 12,3 ppm, 37% cynku występuje w formie organiczno-siarczkowej (stopień V), a 15% w formie rezydualnej (stopień VI). Również, znacząca część kadmu (73%) występuje w formie rezydualnej, a tylko 10% — w jonowymiennej.

Podobne związki potwierdza również test określający właściwości buforowe badanych osadów. Zgodnie z przyjętą klasyfikacją (Förstner i in., 1986) zdolności buforowe badanych osadów są średnie lub słabe (ryc. 7). Przy dodaniu 1 mmol HNO₃, pH zawiesiny osadów gwałtownie spada od wartości 3,5–6,6 do ok. 0,7–1,1. Wynika to z dominacji w ich składzie mineralnym kwarcu, który nie wykazuje zdolności buforujących. Wyjątkiem jest próbka o wysokiej zawartości frakcji ilastej i pylastej (4/4/1), pochodząca z wypełnienia XIX w. koryta, w nadbudowanym odcinku dna doliny.

W wyniku zakwaszania zostały uwolnione bardzo zróżnicowane ilości metali, w dużym stopniu uzależnione od wielkości ładunku metali pochodzenia antropogenicznego, mierzonego tutaj jako część ekstrahowana w stężonym HNO₃. Najłatwiej uruchamianymi pierwiastkami z próbek o przeciętnym zanieczyszczeniu są: ołów — domi-

Tab. 3. Mediany koncentracji metali ciężkich [ppm]
 Table 3. Medians of heavy metal concentration [ppm]

Pierwiastek Element	Łacha korytowa < 1 mm Channel bar	Osady przybrzeżne <1 mm Near-bank sediments	Osady przybrzeżne < 0,063 mm Near-bank sediments
Ba	41	116	1722
Cu	8	31	117
Cd	33	61	245
Pb	18	78	331



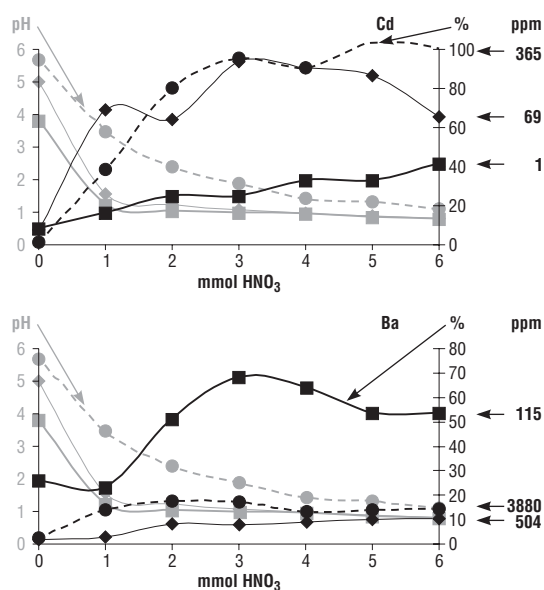
Ryc. 6. Procentowa zawartość metali ciężkich
Fig. 6. Sequential extraction data of Ba, Cu, Pb and Cd in selected samples (in per cent)

nują próbki uwalniające już przy dodaniu 1mmol HNO_3 (I stopień) 90–100% tego metalu, kadm — 80–100%, cynk 60–80% oraz miedź z przeważającym 50% uwalnianiem. W znacznie mniejszym stopniu jest uwalniany bar. Pierwiastek ten, występujący w próbkach osadów w dużej koncentracji (500–4000 ppm) jest silnie związany z cząstkami osadów i pod wpływem zakwaszenia uwalnia się w stopniu nie większym niż 15%. Z najbardziej zanieczyszczonych próbek jest uwalnianych nie więcej niż w 50–60% ołowiu. Odmienne zachowują się cynk i kadm — próbki maksymalnie zanieczyszczone uwalniają nawet 100% ładunek tych metali. Natomiast, stężenia metali w wyciągach wodnych, istotne z ekotoksykologicznego punktu widzenia, są niewielkie (mg/kg-ppm): ołowiu 0,1–14 (<2%), miedzi 0,1–1,1 (<9%), kadmu 0,1–5 (<12%), cynku 0,2–50 (<16%). Próbki silnie zanieczyszczone barem uwalniają ok. 2,5% jego ładunku.

Wpływ procesów fluwialnych i wymywania na migrację metali ciężkich

Metale ciężkie były zrucane wraz ze ściekami do Małej Panwi w dużej ilości w II połowie XX w. i spowodowały znaczne zanieczyszczenie jej osadów. Zasięg występowania tych osadów umożliwia ocenę roli procesów fluwialnych w ich transporcie i akumulacji w dolinie rzeki. Zmienny zasięg akumulacji, w środkowym odcinku doliny, jest związany z wcześniejszą, XVIII a także XIX-wieczną zabudową rzeki, a następnie jej częściową likwidacją. Dzięki temu na stosunkowo krótkim, 30-km odcinku rzeki, występują odcinki koryta charakteryzujące się różnym rodzajem procesów fluwialnych i szybkością ich przebiegu. Największe zanieczyszczenie strefy akumulacji zanieczyszczonych osadów nastąpiło w odcinkach dna doliny, w których koryto pogłębiło się, w wyniku likwidacji progów wodnych. Na wąskich półkach tarasowych, powyżej 2 m wysokości, będących śladami stopniowego pogłębiania się

koryta, akumulacja osadów następuje rzadziej niż w poziomach niższych. Warstwa zanieczyszczonych osadów jest więc bardzo cienka, rzadko przekracza kilka centymetrów miąższości. Również prędkość przepływu wody, wyższa na wąskich półkach tarasowych niż na szerszych tarasach podobnej wysokości w odcinkach naturalnych, nie pogłębił, znacznie ogranicza wielkość akumulacji osadów we wciętych korycie. W wyniku długotrwałego funkcjonowania progów w odcinku nadbudowywanym, zasięg występowania podniesionych koncentracji metali ciężkich jest zbliżony do odcinków naturalnych — największa ich akumulacja miała miejsce na obszarze migracji



Ryc. 7. Właściwości buforowe i wymywanie Ba i Cd z wybranych próbek osadów
Fig. 7. Buffer capacity and Ba and Cd leaching from selected sediments samples

bocznej koryta. Jest to o tyle nietypowe, że na niskim, 0,4–0,8 m tarasie, akumulacja powinna być szybka i stosunkowo równomierna. Tymczasem zanieczyszczone osady mają miąższość przeważnie kilku-, kilkunastu cm. Istotna różnica między tymi odcinkami polega na tym, że w odcinku nadbudowywanym warstwa osadów zanieczyszczonych jest cieńsza, a koncentracja metali jest w niej 2–3-krotnie wyższa niż maksymalna w innych odcinkach, być może dzięki możliwości stagnacji wody lub jej stosunkowo wolnemu przepływowi, na szerokim porośniętym roślinnością trawiastą tarasie.

Osady zanieczyszczone niewielkiej miąższości występują także w odcinku dna doliny z korytem stabilnym. Zmiany ich miąższości są zbliżone do obserwowanych w korycie uregulowanym lub w obrębie innych koryt ustabilizowanych lateralnie (Ciszewski, 2003). Cechą charakterystyczną jest większa miąższość osadów zanieczyszczonych blisko brzegu i dużo mniejsza w niewielkiej odległości od niego.

W przeciwieństwie do odcinków doliny przekształconych antropogenicznie, silnie zanieczyszczone osady największej miąższości występują w odcinkach naturalnych, w których rzeka swobodnie meandruje. Obserwując wysokość współcześnie tworzących się odsypów meandrowych można ocenić ich miąższość nawet na 2,5–3 m. Dzięki stosunkowo szybkiej lateralnej migracji koryta, osady tej miąższości zgromadzone w ciągu 50 lat mogą znajdować się nawet w odległości 25 m od współczesnego brzegu rzeki. Wraz ze wzrostem odległości pokrywają one coraz cieńszą warstwą osady starsze. Warstwa tych osadów pokrywająca osady tarasu XIX w. (profil CV) wskazuje także, na kilkukrotną w XX w. sedimentację w czasie dużych powodzi, na znacznej powierzchni dna doliny. Potwierdzają ją rytmicznie warstwowane osady w wypełnieniach paleokoryt, oraz stosunkowo wysokie w nich koncentracje metali.

Dostawa zanieczyszczonych metalami osadów aluwialnych do koryta, wskutek szybkiej erozji brzegów w swobodnie migrujących, naturalnych odcinkach rzeki, może być przyczyną wyższych koncentracji większości pierwiastków, szczególnie trudno rozpuszczalnego baru, w powierzchniowej warstwie łach przybrzeżnych w zdecydowanej większości badanych profili. Natomiast, w stabilnych lateralnie odcinkach pogłębionych erozyjnie, koncentracja metali ciężkich w analogicznych osadach jest wyraźnie niższa na powierzchni, niż w warstwach głębszych. Taka tendencja jest zbieżna ze spadkiem zanieczyszczenia rzeki tymi metalami, obserwowanym od co najmniej 10 lat.

Analiza zróżnicowania koncentracji metali ciężkich w osadach Małej Panwi, a także badania ich mobilności wskazują, że na ich rozprzestrzenienie ma wpływ także przemieszczanie pierwiastków przez wody gruntowe, powierzchniowe i opadowe. Szczególnie łatwo migrują łatwo rozpuszczalne pierwiastki, jak kadm i cynk w przeciwieństwie do miedzi, ołowiu i baru, które mogą być w znacznej części transportowane z najdrobniejszymi cząstkami mineralnymi, drogą dyfuzji i hydrodynamicznego przemieszczania (Tack i in., 1999; Van der Sloot i in., 1996). Permanentnie wysoka koncentracja kadmu w łachach korytowych i to w osadach stosunkowo gruboziarnistych (frakcja <1 mm), wskazuje na intensywne wymywanie go z gleb i osadów znajdujących się w rejonie huty cynku. Część kadmu jest także zapewne zrzucana wraz ze ściekami z obszaru Tarnowskich Gór. Może na to wskazywać jego stosunkowo wysoka koncentracja w osadach

Stoły (Bojakowska, 1995). Wyniki monitoringu wód gruntowych, w rejonie likwidowanych zakładów chemicznych w Tarnowskich Górach pozwalają przypuszczać, że wymywanie hałd odpadów zgromadzonych na ich terenie, jest źródłem głównie boru i strontu, a z pewnością nie kadmu, baru ani ołowiu. Dużą mobilność kadmu, a także w nieco mniejszym stopniu cynku potwierdza także bardzo wysoka zawartość tych pierwiastków w fazie jonowymiennej dochodząca odpowiednio niemal do 80% i 60% w aluwach. Również, duży udział kadmu i cynku w mobilnych fazach i jego związek z wysokim zanieczyszczeniem potwierdzają badania gleb w rejonie Tarnowskich Gór (Chłopecka, 1996). W przeciwieństwie do tych pierwiastków ołów, szczególnie w rędzinach z dużą zawartością węglanu wapnia, okazał się być mało mobilny. Większą mobilność pierwiastków w stosunkowo kwaśnych aluwach piaszczystych, niż w glebach bogatszych w CaCO₃, uzasadniają także słabe lub bardzo słabe zdolności buforowe badanych aluwii.

Koncentracja metali w sąsiadujących ze sobą profilach AI, AII i AIII odzwierciedla znacznie mniejsze zanieczyszczenie rzeki metalami w górnym, niż w środkowym jej biegu. Charakterystyczne są mało zróżnicowane koncentracje kadmu 7–9 ppm, a także cynku 1100–1200 ppm w osadach akumulowanych w II połowie XX w. (AI i AII). Ponieważ w tej części zlewni brak jest źródeł tych metali, mogły one zostać jedynie wymyte i dostarczone wraz z niewielkimi bocznymi dopływami Małej Panwi, odwadniającymi północną część obszaru położonego wokół huty cynku.

Wyraźne, znaczące zróżnicowanie koncentracji metali w profilach w środkowym odcinku rzeki pozwala, dzięki znanej historii zanieczyszczenia zlewni, określić przybliżony wiek ich warstw (Ciszewski & Malik, 2003). Z kolei, istnienie względnych różnic w głębokości położenia wyraźnych maksimum lub maksymalnych koncentracji metali w warstwach podobnego wieku sąsiadujących profili, wskazuje na postsedymenacyjną migrację pierwiastków. Zróżnicowanie koncentracji metali w profilu BI jest odmienne w porównaniu z profilami CI i CII, które są podobnego wieku. Nietypowa jest bardzo wysoka koncentracja baru, miedzi i ołowiu, którym odpowiada stosunkowo wysoka koncentracja kadmu i raczej niska cynku w dolnej części profilu oraz występujący powyżej nich drugie wyraźne maksimum ich koncentracji (ryc. 4). Wiek najstarszego drzewa wskazuje, że osady te zaczęły być akumulowane przed 1958 r., czyli przed okresem maksymalnego zanieczyszczenia barem i miedzią (Ciszewski & Malik, 2003). Dlatego też powinno być widoczne tylko jedno, wyraźne maksimum koncentracji tych pierwiastków, na głębokości ok. 40 cm. Jednak, co zaskakujące, poniżej tego poziomu znajduje się wyraźne maksimum ołowiu, które powinno występować w osadach z 1980 r., tak jak w pozostałych profilach. Pierwiastek ten, obecny w dolnej 50 cm warstwie, najprawdopodobniej więc migrował z wyżej występujących poziomów razem z barem i miedzią, dając postsedymenacyjne maksima koncentracji. Migrację ołowiu może potwierdzić także wyjątkowo wysoki udział tego pierwiastka (44–46%) w formie jonowymiennej w tym profilu. Nieprzypadkowo zapewne, również w całym profilu BI koncentracja cynku jest znacznie niższa niż w BII, a także w innych profilach. Położenie tego profilu nisko, pomiędzy korytem aktywnym i okresowo wykorzystywanym korytem przelewowym może sugerować, że cynk został wymyty z całego profilu BI, podczas gdy bar, miedź i ołów zostały przemieszczone z górnej do dolnej

części profilu. Również, zmiany poziomu wody w post-runku w Krupskim Młynie wskazują, że najniższa 0,5 m część profilu jest zalewana przez co najmniej 15–20 dni w roku. Niewątpliwie więc, częste zalewanie przez szybko płynące wody, podczas nawet niewielkich wezbrań, wpływają znacznie bardziej na migrację pierwiastków niż w osadach występujących w większej, nawet już kilkunastometrowej odległości od rzeki w profilu BII. Jest także bardzo prawdopodobne, że tylko część baru w najczęściej zalewanej dolnej 0,5 m warstwie profilu BI migrowała z górnych poziomów profilu. Natomiast część została dostarczona z wodami rzecznyymi infiltrującymi pod ciśnieniem szybko płynącej wody w łatwo przepuszczalne osady piaszczyste.

O migracji metali wraz z wodami gruntowymi świadczy także koncentracja baru w profilu CV, która jest na głęb. do 2 m, podniesiona 2–3-krotnie w stosunku do wartości naturalnych. Występuje ona w osadach akumulowanych przed II połową XIX w. tzn. w okresie, w którym bar nie był jeszcze produkowany. Wzbogacenie w ten pierwiastek, pylasto-ila-nej warstwy iluwialnej, rozwijającego się profilu glebowego, na głęb. ok. 1,5 m, wskazuje na akumulacje w nim przemieszczających się z górnej części profilu, zanieczyszczonych, bardzo drobnych cząstek mineralnych.

Dokładniejsza analiza koncentracji metali w przekroju C również wykazuje niezgodności w występowaniu maksimum zawartości niektórych metali. Wysoka koncentracja kadmu w warstwach osadów w tym przekroju, akumulowanych przed 1970 r., nie zgadza się z rozpoczęciem działalności huty cynku po 1968 r. Z pewnością, niewielkie galwanizernie i zakłady chemiczne, które działały w tym czasie nie przerabiały związków kadmu i nie mogły spowodować koncentracji kadmu w wysokości 50–200 ppm. Ta koncentracja najwyraźniej musi być więc postsedymentacyjna. Ponadto maksimum koncentracji kadmu, który w profilach CI i CIV występuje w warstwach akumulowanych w 1980 r., w CII występuje wcześniej, tzn. w warstwach akumulowanych w latach 70., a w CIII znacznie wcześniej (ryc. 4). Także maksimum cynku zmienia swoją pozycję z podobną regularnością: w CI występuje po 1970 r., w CII tuż przed 1970 r., a w CIII jest przesunięty w osady akumulowane przed 1960 rokiem. Zmiany te wydają się być związane z różną częstotliwością wahań poziomu wód gruntowych. Częstość tych wahań jest największa w najniższej położonym profilu CIII. W najwyższej usytuowanym profilu CI, zmiany położenia zwierciadła wody są znacznie rzadsze i maksima koncentracji cynku i kadmu wydają się występować w ich oryginalnych położeniach w profilu. Z kolei w profilu CII, zlokalizowanym w pośredniej wysokości, umiarkowanej częstości zmiany poziomu wody spowodowały jedynie niewielką migrację piku kadmu w głąb profilu.

Wnioski

Badania przeprowadzone w dolinie Małej Panwi pozwalają na stwierdzenie kilku wniosków:

1. Morfologia dna doliny rzecznej, a także szybkość zachodzących w niej procesów fluwialnych mają istotny, bezpośredni wpływ na przestrzenny zasięg zanieczyszczenia metalami ciężkimi zgromadzonych w niej osadów. Procesy fluwialne pośrednio wpływają także na szybkość migracji tych zanieczyszczeń w dolinie rzecznej. Głównym czynnikiem kontrolującym zasięg działania procesów fluwialnych jest szerokość dna doliny zalewanego w czasie powodzi.

Odcinki wąskiego dna doliny lub erozyjnie pogłębione np. w wyniku inżynierskiej zabudowy koryta, są odcinkami tranzytowymi dla transportowanych z biegiem rzeki osadów zanieczyszczonych. Natomiast odcinki, w których dno doliny jest szerokie lub ma mniejszy spadek, zarówno dzięki warunkom naturalnym np. powyżej zwiężenia dna doliny, jak i powyżej przegrodzenia koryta progiem wodnym, sprzyjają akumulacji transportowanych osadów zanieczyszczonych i stają się długotrwałymi ich zbiornikami.

2. W aluwialnych dolinach rzek, które transportują osady zanieczyszczone głównie w zawieszynie, koryta rzeki meandruje, a szybkość jego erozji bocznej w dużym stopniu decyduje o szybkości transferu zanieczyszczeń z koryta na równinę zalewową i odwrotnie.

3. W odcinkach koryt lateralnie stabilnych np. uregulowanych, transfer zanieczyszczonych metalami osadów zachodzi tylko w jedną stronę tzn. ma miejsce jedynie ich akumulacja na równinach zalewowych. Rola takich odcinków, jako wtórnych źródeł zanieczyszczeń, jest wielokrotnie mniejsza niż odcinków naturalnych, aktywnie meandrujących. Transfer zanieczyszczeń do koryta ma w nich miejsce jedynie wskutek procesów wymywania metali z osadów przez wody gruntowe a także, w mniejszym stopniu, przez wody opadowe.

4. Wymywanie metali jest silnie uzależnione od częstości wahań wód gruntowych. Może ono prowadzić do wolnego ubytku metali z osadów położonych w zasięgu rzadkich — kilkukrotnych w ciągu roku wahań, ich migracji i akumulacji w głębi profilu. W zasięgu częstszych wahań zwierciadła wody w pobliżu brzegu rzeki może nastąpić również wzbogacenie osadów w metale wskutek wprowadzenia zanieczyszczeń wraz z wodami rzecznyymi w czasie wzniesienia zwierciadła wody w korycie. Obserwowany bardzo duży wzrost koncentracji metali, w krótkim czasie ok. 40 lat od depozycji osadów, w dolnej części odkrywki brzegowej w osadach Małej Panwi sugeruje, że metale w osadach piaszczystych są transportowane nie tylko rozpuszczone, ale także adsorbowane na cząsteczkach, średnicy wydaje się również, że stratygrafia osadów — zmienność uziarnienia warstw i gęstość warstwowania osadów — w znacznym stopniu kontrolują również migrację metali w osadach, tworząc mozaikę o dużym zróżnicowaniu przestrzennym jej tempa.

Jakkolwiek prognozowanie tempa migracji metali ciężkich, będącego procesem zachodzącym w skali setek lat jest obciążone dużą niepewnością, a weryfikacja takich prognoz dzięki obserwacjom terenowym jest niemożliwa wydaje się, że dolina Małej Panwi, wypełniona jednolitymi osadami piaszczystymi, które są zarówno łatwo podatne na erozję, jak i łatwo przepuszczalne, należy do systemów, w których transfer zanieczyszczeń zarówno z —, jak i do koryta należy do bardzo szybkich. Można podejrzewać, że w najbliższych kilkudziesięciu latach zawartość metali, w tym głównie kadmu, będzie znacząca i realnie oddziaływająca na jakość wód Małej Panwi nawet po podjęciu oczyszczania wszystkich zrzucanych do rzeki ścieków.

Artykuł prezentuje wyniki badań przeprowadzonych w ramach grantu KBN 6 P04G 081 18.

Literatura

BOJAKOWSKA I. 1995 — Wpływ odprowadzania ścieków na akumulację metali ciężkich w osadach wybranych rzek Polski. Instr. Met. Bad. PIG, 55: 1–78.

- BREWER P.A. & TAYLOR M.P. 1997 — The spatial distribution of heavy metal contaminated sediment across terraced floodplains. *Catena*, 30: 229–249.
- BUDEK L. & WARDAS M. 2003 — Contamination of Serafa and Malinówka Rivers (Kraków area) by heavy metals — changes after the flood of 1997. 8th Scientific Confer. Metal Ions and Other Abiotic Factors in the Environment, Agricultural University of Krakow at Department of Agricultural Environment Protection, Krakow, May 12–13, 2003.
- CISZEWSKI D. 1998 — Channel processes as a factor controlling accumulation of heavy metals in river bottom sediments: consequences for pollution monitoring (Upper Silesia, Poland). *Env. Geol.*, 36: 45–54.
- CISZEWSKI D. 2003 — Heavy metal in vertical profiles of the middle Odra River overbank sediments: evidence for pollution changes. *Water, Air, Soil Pollut.*, 143: 81–98.
- CISZEWSKI D. & MALIK I. 2003 — Zapis XX-wiecznej historii zanieczyszczenia rzeki Małej Panwi metalami ciężkimi w jej osadach. *Prz. Geol.*, 51: 142–147.
- CHŁOPECKA A. 1996 — Assessment of form of Cd, Zn and Pb in contaminated calcareous and gleyed soils in southwest Poland. *Sc. Tot. Env.*, 188: 253–262.
- DUDKA S., PIOTROWSKA M., CHŁOPECKA A. & WITEK T. 1995 — Trace metal contamination of soils and crop plants by the mining and smelting industry in Upper Silesia, south Poland. *Jour. Geochem. Explor.*, 52: 237–250.
- FÖRSTNER U., AHLF W., CALMANO W. & KERSTEN M. 1986 — Mobility of pollutants in dredged materials—implications for selecting disposal options. [In:] Kullenberg G. (ed), *The Role of the Oceans as a Waste Disposal Option*, D. Reidel Publishing Company: 597–615.
- GZYL J. 1990 — Lead and cadmium contamination of soil and vegetables in the Upper Silesia region of Poland. *Sc. Tot. Env.*, 96: 199–209.
- HUDSON-EDWARDS K., MACKLIN M.G., CURTIS C.D. & VAUGHAN D.J. 1998 — Chemical remobilization of contaminant metals within floodplain sediments in an incising river system: implications for dating and chemostratigraphy. *Earth Surf. Proc. Landf.*, 123: 671–684.
- KERSTEN M. & FÖRSTNER U. 1986 — Chemical fractionation of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Sc. Techn.*, 18: 121–130.
- KUCHARSKI R. 1988 — Profilaktyka ekologiczna terenów przemysłowych w aspekcie zmniejszenia narażenia człowieka. *Wyd. Geol.*
- LADD S.C., MARCUS W.A. & CHERRY S. 1998 — Differences in trace metal concentrations among fluvial morphologic units and implications for sampling. *Env. Geol.*, 36: 259–270.
- LEIGH D.S. 1997 — Mercury-tainted overbank sediment from past gold mining in North Georgia, USA. *Env. Geol.*, 30: 244–251.
- LEWIN J. & MACKLIN M.G. 1987 — Metal mining and floodplain sedimentation in Britain. [In:] Gardiner V. (ed.), *International Geomorphology 1986 Part 1*. Wiley.
- LIS J. & PASIECZNA A. 1995 — Atlas geochemiczny Górnego Śląska, 1 : 200 000. Państw. Inst. Geol.
- MACKLIN M.G. 1996 — Fluxes and storage of sediment-associated heavy metals in floodplain systems: assessment and river basin management issues at a time of rapid environmental change. [In:] Anderson M. G., Walling D.E., Bates P.D. *Floodplain Processes*. 441–460. Wiley.
- MARRON D. 1992 — Floodplain storage of mine tailings in the Belle Fourche River system. *Earth Surf. Proc. Landf.*, 17: 675–685.
- NIEMTUR S. 1981 — The content of Zn, Pb, Cd, Fe, Mg, Ca and K in the needles of scots pine various families grown in the experimental areas near the zinc smelter. *Arch. Ochr. Środ.*, 7: 17–28.
- PASTERNAK K. 1974 — The influence of the pollution of a zinc plant at Miasteczko Śląskie on the content of microelements in the environment of surface waters. *Acta Hydrobiol.*, 16: 273–297.
- PRZYBYLSKI B. 1994 — Późnoglacialny i holoceniński rozwój środkowej części doliny Małej Panwi. *Acta Univ. Wratisl.*, 1702: 85–95.
- PUNZET J. 1958 — Monografia hydrologiczna dorzecza Małej Panwi. *Pr. PIHM*, 47: 1–100.
- RAJMAN J. 1962 — Rozwój ośrodków przemysłowych nad Małą Panwią. *Wyd. Śląsk, Opole*.
- RAJMAN J. 1990 — Zawadzkie historia i współczesność. *Inst. Śląski, Opole*.
- RECZYŃSKA-DUTKA M. 1986 — Transport of heavy metals in three differently polluted surface waters in Silesia (southern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 28: 279–291.
- ROSTAŃSKI A. 1997 — Zawartość metali ciężkich w glebie i roślinach z otoczenia niektórych emitorów zanieczyszczeń na Górnym Śląsku. *Arch. Ochr. Środ.*, 23: 181–189.
- SALOMONS W. 1995 — Long-term strategies for handling contaminated sites and large-scale areas. [In:] Salomons W. and Stigliani W.M. (ed.), *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments*. Springer: 1–30.
- TACK F.M.G., SINGH S.P. & VERLOO M.G. 1999 — Leaching behavior of Cd, Cu, Pb and Zn in surface soils derived from dredged sediments. *Env. Pollut.*, 106: 107–114.
- VAN DER SLOOT H.A., COMANS R.N.J. & HJELMAR O. 1996 — Similarities in the leaching behavior of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. *Sc. Tot. Env.*, 178: 111–126.
- WARDAS M. 2001 — Badania metali ciężkich w osadach rzecznych w rejonie Polski Południowej, [In:] *Problemy analityczne badań osadów dennych*, Siepak J. (ed.), *Symp. Nauk. Komitetu Chemii Analitycznej PAN, Komisja Analizy Wody, Radom—Jedlnia 2001, Poznań*: 63–74.
- WYŻGA B. 1999 — Estimating mean flow velocity in channel and floodplain areas and its use for explaining the pattern of overbank deposition and floodplain retention. *Geomorph.*, 28: 281–297.
- ZOUMIS T., SCHMIDT A., GRIGOROVA L. & CALMANO W. 2001 — Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Sc. Tot. Env.*, 266: 195–202.

Sprostowanie

W *Przeglądzie Geologicznym* (nr 11, 2003, str. 948) w streszczeniu referatu pt: *Kwaśne deszcze na obszarze Polski* autorstwa Ryszarda Twarowskiego, Tomasza Gendolla, Ewy Liany, Katarzyny Wostek przygotowanym na XIII Ogólnopolską Konferencję Naukową nt: „Chemizm opadów atmosferycznych, wód powierzchniowych i podziemnych”, umieszczono zdanie ... „Oceny dokonano na podstawie dwuletnich (2001–2002) badań chemizmu opadów atmosferycznych prowadzonych w ramach krajowego Monitoringu Chemizmu Opadów Atmosferycznych i Depozycji Zanieczyszczeń do Podłoża realizowanego przez Wrocławski Oddział IMGW.”, **a powinno być ...** „W artykule wykorzystano dane i materiały Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska uzyskane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na podstawie umowy z Instytutem Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział we Wrocławiu finansowanej z dotacji Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej”.

Autorzy za powstały błąd przepraszają.