

Pb, Tl i As W WODACH, OSADACH I GLEBACH W OTOCZENIU SKŁADOWISK ODPADÓW POFLOTACYJNYCH W REJONIE BUKOWNA – OCENA RYZYKA EKOLOGICZNEGO

**Pb, Tl and As in water, sediments and soils in the vicinity
of flotation reservoirs in the Bukowno area
– Ecological Risk Assessment**

Agnieszka GRUSZECKA & Edeltrauda HELIOS-RYBICKA

*Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska,
Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki;
al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków;
e-mail: agnieszka.gruszecka@agh.edu.pl, helios@geolog.geol.agh.edu.pl*

Abstract: This work presents the method of Ecological Risk Assessment (ERA) for the river and soil contaminations in the Bukowno area. Priority hazardous substances Pb, As and Tl were assessed. ERA was calculated using concentration of Pb, Tl and As in the river water, sediments and soils. The Human Health Risk Assessment (HHRA) was determined for carcinogenic As (10^{-4}) and non-carcinogenic Tl (0.39).

Key words: hazardous substances, rivers, soils, flotation wastes, risk assessment

Słowa kluczowe: niebezpieczne substancje, rzeki, gleby, odpady flotacyjne, ocena ryzyka

WSTĘP

W pracy omówiono sposób przeprowadzenia oceny ryzyka ekologicznego dla systemu woda – osad – gleba, zanieczyszczonego przez osadniki odpadów flotacyjnych w rejonie Bukowna. Dla przeprowadzenia takiej oceny wyznaczono substancje takie jak ołów, tal i arsen, które zaliczane są do niebezpiecznych substancji priorytetowych, a spośród nich arsen należy do kancerogennych. W oparciu o koncentracje wymienionych substancji w wodzie rzecznej, osadzie i glebie wyliczono odpowiednie wskaźniki, które określają stopień ryzyka ekologicznego.

Badania prowadzone od wielu lat wykazały, że na obszarach oddziaływania górnictwa, przeróbki i hutnictwa Zn-Pb, zanieczyszczenie rzek i gleb metalami ciężkimi jest znaczące. Szczególnie dotyczą one zanieczyszczenia Zn, Pb i Cd (Gruszczyński *et al.* 1990, Wójcik

et al. 1990, Verner *et al.* 1996, Helios-Rybicka *et al.* 1997, Ulrich *et al.* 1999). W ostatnich latach prowadzone są również badania dotyczące talu, a także arsenu w rzekach i glebach na obszarze oddziaływania hutnictwa, w tym również odpadów hutniczych i flotacyjnych, a stwierdzane ich ilości są znaczące (Tab. 1) (Lis *et al.* 2003, Helios-Rybicka *et al.* 2004, Adamiec & Helios-Rybicka 2004, Krasnodębska-Ostrega *et al.* 2005). Wysokie koncentracje tych niebezpiecznych pierwiastków decydują o wielkości oszacowanego ryzyka.

Tabela (Table) 1

Zakres zawartości As, Tl, Pb w komponentach środowiska w pobliżu składowiska w Bukownie – porównanie z danymi literaturowymi

Range of As, Tl, Pb concentration in the environmental components in the vicinity of the flotation waste pond in the Bukowno area – comparison with literature data

| Komponent, <i>Component</i> | As | Tl | Pb |
|---------------------------------------------------------------------------|------------|---------------|------------|
| Badania własne, <i>Authors study</i> | | | |
| woda rzeczna, <i>river water</i> [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$] | 0.9÷3.4 | 0.4÷0.9 | 109÷841 |
| osady rzeczne, <i>river sediments</i> [mg/kg] | 150÷480 | 5.4÷59.0 | 4600÷19000 |
| gleby, <i>soils</i> [mg/kg] | 7÷39 | 0.4÷2.9 | 120÷1600 |
| Dane literaturowe, <i>Literature data</i> | | | |
| woda przesiąkająca*, <i>seeking water</i> * [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$] | 1.47÷5.25 | 0.0704÷0.2160 | 9.59÷51.70 |
| osad*, <i>sediment</i> * [mg/kg] | 22.1÷321.0 | 0.33÷14.10 | 437÷4999 |
| gleba**, <i>soil</i> ** [mg/kg] | 25.4÷133.0 | 3.1÷146.0 | 42÷3570 |

* wg Krasnodębska-Ostrega *et al.* (2005), according to Krasnodębska-Ostrega *et al.* (2005);

** wg Verner *et al.* (1996), Tl wg Adamiec & Helios-Rybicka (2004), according to Verner *et al.* (1996), Tl according to Adamiec & Helios-Rybicka (2004).

Pojęcie „ryzyko” oznacza możliwość wystąpienia szkodliwego skutku w wyniku narażenia na dany czynnik w określonych warunkach. Aktualny pogląd, podkreślany w dyrektywach UE głosi, że ocena ryzyka jest jedynym narzędziem służącym określeniu potrzebnych środków zapobiegawczych w celu sprowadzenia ryzyka do poziomu „instytucjonalnie i społecznie akceptowanego” (Szymczak & Szeszenia-Dąbrowska 1995, Piotrowski 2006). W ramach ryzyka ekologicznego można zawrzeć ryzyko zdrowotne, odnoszące się do występowania u człowieka szkodliwych efektów zdrowotnych na skutek działania substancji toksycznych oraz ryzyko środowiskowe, które odnosi się do środowiska jako całości, ze szczególnym uwzględnieniem trzech przedziałów środowiskowych: powietrza, wody oraz gleb. Taki podział ryzyka ekologicznego przyjęto w naszych badaniach.

Pb, Tl i As W SYSTEMIE WODNO-GLEBOWYM NA OBSZARZE BUKOWNIA

W najbliższym otoczeniu składowiska odpadów flotacyjnych na obszarze Bukowna znajdują się rzeki Baba i Roznos. Koncentracje Pb, Tl i As badano w wodzie i osadach wymienionych rzek; pobrano po 7 próbek z punktów położonych w różnej odległości (od 150 do 700 m) od

osadników odpadów flotacyjnych (Gruszecka 2007). Ponadto badano 12 próbek gleb, pobranych w różnych odległościach od osadników, a dokładny ich opis zawarty jest w pracy Gruszeckiej & Helios-Rybickiej (2006).

Koncentrację Pb, Tl i As w wodach i osadach rzecznych oraz w glebach przedstawiono w tabeli 1. Najwyższe zawartości ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) Pb: 841 i As 3.4 stwierdzono w próbce wody z rzeki Roznos pobranej bliżej składowiska (250 m), zaś Tl we wszystkich próbkach utrzymuje się na podobnym poziomie a średnia jego ilość wynosi $0.8 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

Zawartość metali w badanych osadach rzecznych mieści się w szerokich zakresach (mg/kg): As $150\div 480$, Tl $5.4\div 59$ i Pb $4600\div 19000$, a ich maksymalne koncentracje stwierdzono w osadach rzeki Roznos.

W badanych glebach stwierdzono wysokie koncentracje Pb ($120\div 1600 \text{ mg}/\text{kg}$), zaś zakresy zawartości Tl i As, odpowiednio (mg/kg): $7\div 39$, $0.4\div 2.9$ i zależą one od kierunku wiatru a także od rodzaju gleby. Najwyższą ilość metali stwierdzono w próbce pobranej najdalej od osadnika (1500 m) w kierunku południowo-wschodnim na obszarze zalesionym.

ZASADY OCENY RYZYKA EKOLOGICZNEGO

Ocena ryzyka jest dziedziną stosunkowo nową. Niewiele jest informacji dotyczących szacowania ryzyka powodowanego przez metale ciężkie. Zastosowana w niniejszej pracy metoda obliczeń jest przykładem klasycznej oceny ryzyka zdrowotnego, opierającej się na modelu rekomendowanym przez amerykańską agencję ochrony środowiska (United States Environmental Protection Agency) U.S. EPA, a która jednocześnie w swoich założeniach jest zgodna z Dyrektywami Unii Europejskiej – UE (Wytyczne UE do Dyrektywy Komisji 93/67/EWG oraz do Rozporządzenia Komisji 1488/94/WE) (Biesiada *et al.* 2006). Ryzyko zostało oszacowane oddzielnie dla metali o działaniu rakotwórczym (As) oraz o działaniu toksycznym (Pb i Tl). Dla As wyznaczono jednostkowe ryzyko nowotworowe, dla Tl iloraz zagrożenia (Hazard Quotient) HQ.

Standardowa procedura oceny ryzyka, zastosowana w niniejszej pracy, opiera się na tzw. ocenach punktowych. Polega ona na podstawianiu konkretnych (punktowych) wartości liczbowych dla zmiennych i parametrów (np. stężenie szkodliwych substancji, masa ciała, dobową wentylacja płuc itp.) do odpowiednich formuł matematycznych (wzorów na dawkę pobraną, ryzyko, iloraz zagrożenia (Biesiada *et al.* 2006)). Wartości czynników narażenia (np. spożycie wody pitnej, wentylacja płuc, masa ciała, częstotliwość kontaktu) są zmienne dla poszczególnych osobników w populacji. Zagadnienie to szerzej opisują LaGrega *et al.* (2001), Baciocchi *et al.* (2005) i Biesiada (2006), a także U.S. EPA.

Dla Pb nie została ustalona wartość Referencyjnej Dawki (RfD). Aktualnie uważa się, że metal ten jest substancją toksyczną o działaniu bezprogowym, a nie substancją kancerogenną (wyniki badań przeprowadzonych na ludziach są niewystarczające do określenia działania rakotwórczego Pb dla człowieka).

W celu oszacowania ryzyka powodowanego Pb EPA stworzyła zintegrowany biokinetyczny model dawki pobranej (ang. *Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model*), który pozwala przełożyć zawartość Pb w mediach środowiskowych (żywność, gleba, powietrze,

kurz, woda pitna) na procent populacji, u której stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej koncentracji Pb we krwi, tj. 10 µg/dl.

OCENA RYZYKA ŚRODOWISKOWEGO

Analiza ryzyka dla środowiska polega na porównaniu określonego na podstawie badań lub wyliczonego przewidywanego stężenia w środowisku (Predicted Environmental Concentration) PEC do ustalonych wartości stężenia bez przewidywanego działania szkodliwego w środowisku (Predicted No Observed Environmental Concentration) PNEC. Współczynnik PEC wyznacza się dla tych przedziałów środowiskowych, w stosunku do których przewidywane są emisje, zrzuty lub usuwanie substancji. Stężenie bez przewidywanego efektu szkodliwego PNEC można obliczyć stosując iloraz wartości stężenia substancji chemicznej wywołującego określone szkodliwe efekty np. efektywne stężenie medialne EC₅₀ i odpowiedniej wartości współczynnika dostosowującego.

W przypadku, gdy współczynnik PEC/PNEC jest ≤ 1 nie ma ryzyka dla środowiska. Jeśli natomiast współczynnik ten jest > 1 ryzyko dla środowiska istnieje i należy w takiej sytuacji:

- oszacować wskaźniki potencjalnej bioakumulacji na ścieżkach przenoszenia w łańcuchu pokarmowym; określić kształt krzywej toksyczności wyznaczonej na podstawie wyników testów toksyczności;
- ekstrapolować wskaźniki niekorzystnych skutków wyznaczone w odniesieniu do innych biosystemów lub uzyskane w wyniku badań toksykologicznych;
- ekstrapolować dane dotyczące innych substancji zachowujących się analogicznie w środowisku lub posiadających podobne właściwości fizykochemiczne lub toksykologiczne do badanej substancji (Gworek *et al.* 2000, Brechignac 2003).

Szacując ryzyko środowiskowe powodowane przez As, Pb i Tl w celu określenia wartości PNEC dla środowiska wodnego posłużono się wartościami efektywnego stężenia medialnego EC₅₀ wyznaczonymi w krótkoterminowych testach toksyczności na gatunku glonów *Pseudokirchneriella subcapitata* (U.S. EPA ECOTOX 2007). Do obliczeń przyjęto najniższe wyznaczone metodami badawczymi wartości EC₅₀, co odzwierciedla założenia oceny ryzyka środowiskowego, że wrażliwość ekosystemów zależy od najbardziej wrażliwych gatunków. Jako współczynnik dostosowujący przyjęto wartość 1000, jaką należy stosować przy wykorzystywaniu wyników z testów krótkoterminowych, a która reprezentuje najbardziej zachowawcze podejście do szacowanego ryzyka.

W celu wyliczenia wartości PNEC dla środowiska glebowego posłużono się wartościami EC₅₀, wyznaczonymi dla roślin oraz organizmów glebowych (Fernandez *et al.* 2005). Również w tym przypadku do obliczeń dla poszczególnych metali przyjęto najniższe wartości EC₅₀ określone w testach toksyczności dla organizmów glebowych. Jako współczynnik dostosowujący przyjęto również wartość 1000.

Osady denne jako „magazyn” zanieczyszczeń stanowią niebezpieczeństwo dla organizmów wodnych oraz bentosowych. Z powodu braku danych dotyczących narażenia organizmów w osadach wodnych, wykorzystano dane dla organizmów glebowych. Jako wartości PEC (przewidywane stężenia metali w środowisku) przyjęto średnią zawartość danego meta-

lu w danym komponencie środowiska. Wyniki obliczeń ilorazu wartości PEC/PNEC dla wód i osadów rzek rejonu Bukowna oraz gleb przedstawiono w tabeli 2.

Tabela (Table) 2

Oszacowane ryzyko środowiskowe w oparciu o zawartość metali w badanych komponentach środowiska na obszarze Bukowna

Environmental risk assessment for metal concentration in investigated environmental components in the Bukowno area

| Bukowno | | As | Pb | Tl |
|----------------------------------------------------------------|----------------------------------------|-------|-----------|------|
| woda rzeczna (<i>river water</i>) | | | | |
| gatunek <i>P. subcapitata</i> <i>P. subcapitata species</i> | EC ₅₀ [µg/dm ³] | 160* | 1900* | 320* |
| PEC | µg/dm ³ | 1.8 | 356 | 0.85 |
| PNEC (= EC ₅₀ /1000***) | µg/dm ³ | 0.16 | 1.9 | 0.32 |
| PEC/PNEC | | 11 | 187 | 3 |
| osady rzeczne (<i>river sediments</i>) | | | | |
| gatunek: organizmy glebowe <i>species: soil organisms</i> | EC ₅₀ [µg/dm ³] | 77** | 3.7** | — |
| PEC | mg/kg | 240 | 7967 | — |
| PNEC (= EC ₅₀ /1000***) | mg/kg | 0.077 | 0.0037 | — |
| PEC/PNEC | | 3 117 | 2 153 243 | — |
| gleby (<i>soils</i>) | | | | |
| gatunek: organizmy glebowe <i>species: soil organisms</i> | EC ₅₀ [mg/kg] | 77** | 3.7** | — |
| PEC | mg/kg | 20 | 462 | — |
| PNEC (= EC ₅₀ /1000***) | mg/kg | 0.077 | 0.0037 | — |
| PEC/PNEC | | 260 | 124 865 | — |

* wartości EC₅₀ wg ekotoksykologicznej bazy danych U.S. EPA ECOTOX (2007)
EC₅₀ values according to ecotoxicological database U.S. EPA ECOTOX (2007),

** wartości EC₅₀ wg Fernandez *et al.* (2005)
EC₅₀ values according to Fernandez et al. (2005),

*** współczynnik dostosowujący
adjusting factor;
EC₅₀ efektywne stężenie medialne
EC₅₀ effective concentration
– brak wartości EC₅₀ dla Tl
– lack of the EC₅₀ value for Tl,
PEC przewidywane stężenie w środowisku
PEC Predicted Environmental Concentration,
PNEC stężenie bez przewidywanego działania szkodliwego
PNEC Predicted No. Observed Environmental Concentration,
PEC/PNEC wartość bezwymiarowa określająca wielkość ryzyka dla środowiska
PEC/PNEC dimensionless value defining environmental risk.

Otrzymane z obliczeń wyniki pokazują, że oszacowany iloraz PEC/PNEC dla Pb, Tl i As jest >1 we wszystkich badanych komponentach środowiska. Oszacowane ryzyko jest największe dla osadów rzecznych, następnie dla gleb i wreszcie dla wód rzecznych. Z omawianych metali największe ryzyko środowiskowe występuje ze strony Pb, następnie As i Tl w przypadku wód rzecznych. Nieuwzględnienie ryzyka związanego z Tl w osadach i glebach wynika z faktu, że nie istnieje dla nich wyznaczona wartość EC_{50} dla Tl. Przedstawione wyniki oszacowanego ryzyka środowiskowego wskazują na konieczność podjęcia działań naprawczych obniżających wielkość ryzyka środowiskowego.

OCENA RYZYKA ZDROWOTNEGO

Ocena ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem ludności na substancje chemiczne jest złożonym procesem mającym na celu określenie, czy występują zależności pomiędzy narażeniem i niekorzystnymi efektami zdrowotnymi oraz podanie charakteru tej zależności (Szczepaniec-Cięciak & Różańska 1999). Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem (IARC) opierając się na stopniu dowodu działania rakotwórczego dla ludzi i zwierząt doświadczalnych, dzieli substancje chemiczne na 4 grupy według czynników rakotwórczych dla ludzi. Z opisywanych metali do grupy 1 (czynniki rakotwórcze dla ludzi) zaliczono As, a Pb zaliczono do grupy 2B (czynnik przypuszczalnie rakotwórczy dla ludzi) (Szymczak & Szeszenia-Dąbrowska 1995, Piotrowski 2006).

Ocena ryzyka zdrowotnego dzieli się na ocenę ryzyka w przypadku narażenia na substancje nowotworcze oraz w przypadku narażenia na substancje niekancerogenne. Oceniając ryzyko narażenia na substancje nowotworcze przyjmuje się ich bezprogowe działanie. Oznacza to możliwość wystąpienia zmian nowotworczych przy dowolnie małych dawkach kancerogenu. Ocena polega na podaniu wartości prawdopodobieństwa wystąpienia nowotworu. Ryzyko takie może być albo indywidualne albo populacyjne (liczba nowotworów, jakiej należy się spodziewać w populacji). Zgodnie z wytycznymi EPA ryzyko akceptowalne dla zagrożeń substancjami rakotwórczymi zawiera się pomiędzy 10^{-4} a 10^{-6} (Szczepaniec-Cięciak & Różańska 1999, Gworek *et al.* 2000, 2002, Piotrowski 2006). Sposób obliczenia ryzyka związanego z substancją nowotworczą podano w tabeli 3.

Metody stosowane przy obliczaniu narażenia na działanie substancji nie wywołującej nowotworów opierają się na teorii ich progowego działania. Oznacza to, że istnieje dający się wyznaczyć poziom narażenia, przy którym nie powinny wystąpić żadne szkodliwe dla organizmu efekty. Analiza ryzyka dla zdrowia ludzi powodowanego przez substancje nie mające właściwości genotoksycznych i kancerogennych wyraża się ilorazem rzeczywistej lub potencjalnej ekspozycji i poziomu referencyjnego, wyznaczonego dla danej substancji.

Oszacowanie ryzyka powodowanego substancjami toksycznymi jest stosunkiem dawki lub stężenia i dawki referencyjnej, który wyznacza tzw. iloraz zagrożenia HQ dla poszczególnych substancji. Oszacowana wielkość ilorazu HQ >1 wskazuje na możliwość istnienia pewnego ryzyka w wyniku toksycznego wpływu danej substancji (Gworek *et al.* 2000, Baciocchi *et al.* 2005).

Sposób obliczenia ryzyka pochodzącego od substancji niekancerogennej przedstawiono w tabeli 3.

Tabela (Table) 3

Opis metody oszacowania ryzyka zdrowotnego
Description of health risk assessment method

| Ryzyko zdrowotne <i>Health risk</i> | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Substancje kancerogenne <i>Carcinogenic substances</i> | Substancje nie kancerogenne <i>Non-carcinogenic substances</i> |
| RYZYKO = CDI × SF | HQ = CDI/RfD |
| CDI – dawka dziennego wchłonięcia substancji, <i>chronicle daily intake</i> SF – współczynnik zagrożenia, siła działania nowotworowego, inny dla każdej substancji, <i>slope factor, strenght of the carcinogen different for any substance</i> | HQ – iloraz zagrożenia, <i>hazard quotient</i> CDI – dawka pobrana dla narażenia przewlekłego, <i>chronicle daily intake</i> RfD – dawka referencyjna, <i>reference dose</i> |
| $CDI = C \times CR/BW \times EF \times ED/AT$ | |
| <p>CDI – dawka pobrana substancji w mg/kg masy ciała na dzień, <i>chronicle daily intake of the substance in mg/kg body weight per day</i> C – stężenie substancji chemicznej w danym nośniku zanieczyszczeń np. w powietrzu w mg/m³, w wodzie w mg/dm³, <i>concentration of chemical substance in given contamination carrier: e.g. in air in mg/m³ in water in mg/dm³</i> CR – wielkość kontaktu, czyli ilość nośnika danego zanieczyszczenia (np. 2 dm³ wypijanej wody na dzień, 20 m³ jako wielkość dobowej wentylacji płuc), <i>contact rate, it means carrier value of given contamination (e.g. 2 dm³ drinking water per day, 20 m³ as daily lungs ventilation)</i> EF – częstotliwość narażenia: np. codziennie, <i>exposure factor: e.g. every day</i> ED – długość okresu narażenia: np. całe życie lub długość okresu, w którym człowiek narażony jest na zanieczyszczenie, <i>exposure duration: e.g. the whole life or duration time when person is exposed to contamination</i> BW – masa ciała osoby narażonej (zwyczajowo 70 kg, jako standardowa masa ciała dorosłego człowieka), <i>body weight of exposed person (usually 70 kg, as standard body mass of an adult person)</i> AT – okres uśredniania (dla substancji kancerogennych 70 lat), <i>average time (for carcinogenic substances 70 years)</i></p> | |
| * ryzyko akceptowalne $10^{-4} \div 10^{-4}$ ryzyko nieakceptowalne $> 10^{-4}$ | ** ryzyko nie istnieje: HQ < 0.1; ryzyko jest niskie: HQ od 0.1 do 1.0; ryzyko jest średnie: HQ od 1.1 do 10; ryzyko jest wysokie: HQ > 10 |

Oszacowane ryzyko zdrowotne dla As i Tl przedstawiono w tabeli 4. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że w rejonie Bukowna ryzyko powodowane kancerogennym As, jest na poziomie akceptowalnym (10^{-6}) w przypadku narażenia przez kontakt skóry z glebą oraz na skutek wdychania powietrza na zewnątrz pomieszczeń. Ryzyko pochodzące od wykorzystania wód powierzchniowych do celów konsumpcyjnych i przypadkowego spożycia gleby wynosi odpowiednio 8.5×10^{-5} i 4.2×10^{-5} . Oznacza to, że nie jest to już akceptowalny poziom ryzyka, jednak nie jest ono jeszcze na tyle duże, aby podejmować działania ochronne. Całkowite ryzyko powodowane As dla otoczenia składowiska odpadów flotacyjnych w rejonie Bukowna, określone na podstawie rozpatrywanych szlaków narażenia, wynosi 1.3×10^{-4} .

Jest to wielkość ryzyka, która nie wymusza podejmowania działań ochronnych, jednak zwraca uwagę, że poziom osiągniętego ryzyka nie jest już akceptowalny.

Tabela (Table) 4

Oszacowane ryzyko zdrowotne
Estimated health risk assessment

| Szlak narażenia <i>Exposure path</i> | Oszacowane ryzyko <i>Estimated risk</i> | |
|-----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------|
| | As | Tl |
| woda pitna (<i>drinking water</i>) | 8.5×10^{-5} | 0.35 |
| przypadkowe spożycie gleby (<i>accidental soil consuming</i>) | 4.2×10^{-5} | 0.02 |
| wdychane powietrze (<i>inhaled air</i>) | 1.1×10^{-6} | —** |
| kontakt skóry z glebą (<i>soil contact with skin</i>) | 6.0×10^{-6} | 0.004 |
| ryzyko całkowite* (<i>total risk*</i>) | 1.3×10^{-4} | 0.39 |
| dopuszczalny poziom ryzyka (<i>permissible risk level</i>) | $10^{-4} \div 10^{-6}$ | < 0.1 |

* ryzyko całkowite rozumiane jako suma ryzyka indywidualnego z uwzględnionych w niniejszej pracy scenariuszy narażenia

total risk as sum of individual risks from investigated in this study exposure paths,

** szlak narażenia nie uwzględniony w szacowanym ryzyku

exposure path not included in estimated risk.

Ryzyko zdrowotne spowodowane Tl o działaniu toksycznym (niekancerogennym) jest największe w szlaku narażenia związanym z wykorzystaniem wód rzecznych do celów pitnych. Sumując ilorazy zagrożenia dla Tl ze wszystkich badanych szlaków narażenia stwierdzono, że w rejonie Bukowna całkowity iloraz zagrożenia HQ nie przekracza wartości 1. Ryzyko obliczone w szlakach narażenia dla Tl odpowiada niskiemu poziomowi ryzyka.

Badania zostały dofinansowane z projektu nr 11.11.140.447.

LITERATURA

- Adamiec E. & Helios-Rybicka E., 2004. Badania zawartości talu w glebach i trawach na obszarze oddziaływania przemysłu Zn-Pb w Bukownie. *Geologia (kwartalnik AGH)*, 30, 2, 141–152.
- Baciocchi R., Berardi S., D'Aprile L., Marella G. & Musmeci L., 2005. Health risk analysis associated with contaminated sites: Italian guidelines. *Proceedings of the 9th International FZK/TNO Conference on Soil-Water Systems in cooperation with BRGM, ConSoil 2005*, Bordeaux (France) 3–7 October 2005, 62–71.
- Baza ekotoksykologiczna U.S. EPA ECOTOX, 2007. www.epa.gov/ecotox
- Biesiada M., Janeczek A., Biesiada M., Muszyńska-Graca M., Dąbkowska B., Malec B. & Gałkowska E., 2006. *Ocena ryzyka zdrowotnego mieszkańców Wiślinki związanego z oddziaływaniem haldy fosfogipsu*. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec, 72.

- Brechainac F., 2003. Protection of the environment: how to position radioprotection in an ecological risk assessment perspective. *Science of the Total Environment*, 307, 35–54.
- Fernandez M.D., Cagigal E., Vega M.M., Urzelai A., Babin M., Pro J. & Tarazona J.V., 2005. Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62, 174–184.
- Gruszczyński S., Trafas M. & Żuławski C., 1990. Charakterystyka gleb w rejonie Olkusza. *Sozologia i Sozotechnika*, 32, 113–122.
- Gruszecka A., 2007. Metale ciężkie w wodach i osadach rzecznych oraz glebach w otoczeniu składowisk odpadów górniczych i hutniczych w Bukowni (Polska) i Mansfeld (Niemcy). *Praca Doktorska*, Biblioteka AGH, Kraków, 141.
- Gruszecka A. & Helios-Rybicka E., 2006. Distribution of Zn and Pb in soils in the vicinity of non ferrous Industrial Waste Sites At the examples of Bukowno (Poland) and Mansfeld (Germany). *Polish Journal of Environmental Studies*, 15, 5c, 164–170.
- Gworek B., Barański A., Czarnomski K., Sienkiewicz J. & Porebska G., 2000. *Procedura oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 88.
- Gworek B., Barański A., Bojanowicz A., Sienkiewicz J. & Czarnomski K., 2002. *Ocena ryzyka środowiskowego pochodzącego od substancji i preparatów chemicznych*. Monografia. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 152.
- Helios-Rybicka E., Strzebońska M. & Budek L., 1997. Contaminated alluvia as the sources of heavy metals (example Przemsza River, Upper Silesia, Poland). *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis. Special Issue. Geologia*, 39, 75–82.
- Helios-Rybicka E., Rajchel B. & Wójcik R., 2004. Ocena wpływu przemysłu Zn-Pb Olkusz-Bukowno na zanieczyszczenie talem wód powierzchniowych. *Geologia (kwartalnik AGH)*, 30, 2, 127–140.
- Krasnodębska-Ostrega B., Dmowski K., Stryjewska E. & Golimowski J., 2005. Determination of Thallium and Other Elements (As, Cd, Cu, Mn, Pb, Se, Sb, and Zn) in Water and Sediment Samples from the Vicinity of Zinc-Lead Smelter in Poland. *Journal of Soils and Sediments*, 5, 2, 71–73.
- LaGrega M.D., Buckingham P.L. & Evans J.C., 2001. *Hazardous Waste Management. 2nd Edition*. McGraw Series in Water Resources and Environmental Engineering, 1202.
- Lemly A.D., 1996. Evaluation of the Hazard Quotient Method for Risk Assessment of selenium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35, 156–162.
- Lis J., Pasieczna A., Karbowska B., Zembruski W. & Łukaszewski Z., 2003. Thallium in soils and stream sediments of a Zn-Pb mining and smelting area. *Environmental Science and Technology*, 37, 4569–4572.
- Piotrowski J.K. (red.), 2006. *Podstawy toksykologii. Kompendium dla studentów szkół wyższych*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 492.
- Szczepaniec-Cięciak E. & Różańska A., 1999. Podstawy oceny ryzyka zdrowotnego w następstwie narażenia na substancje chemiczne. W: Szczepaniec-Cięciak E. & Kościelniak P. (red.), *Chemia środowiska. Ćwiczenia i seminaria*, Wydawnictwo UJ, Kraków, 1, 77–113.

- Szymczak W. & Szeszenia-Dąbrowska N., 1995. *Szacowanie ryzyka zdrowotnego związanego z zanieczyszczeniem środowiska*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 117.
- Ullrich S.M., Ramsey M.H. & Helios-Rybicka E., 1999. Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Applied Geochemistry*, 14, 18–196.
- Verner J.F., Ramsey M.H., Helios-Rybicka E. & Jędrzejczyk B., 1996. Heavy metal contamination of soils around a Pb-Zn smelter in Bukowno, Poland. *Applied Geochemistry*, 11, 11–16.
- Wójcik W., Szydło J. & Stolarski Z., 1990. Charakterystyka zanieczyszczenia wód powierzchniowych rejonu olkuskiego. *Sozologia i Sozotechnika*, 32, 33–40.