

Katarzyna NOWIŃSKA, Zdzisław ADAMCZYK
Politechnika Śląska

MOBILNOŚĆ PIERWIASTKÓW TOWARZYSZĄCYCH ODPADOM HUTNICTWA CYNKU I OŁOWIU W ŚRODOWISKU

Streszczenie. Odpady hutnictwa metali nieżelaznych stanowią źródło metali transferowanych do środowiska. Żużle i pyły, powstające w procesie technologicznym Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” S.A., zawierają w swym składzie metale podstawowe (Zn, Pb) oraz szereg pierwiastków towarzyszących, charakteryzujących się często bardzo wysoką toksycznością (np. Cd, As, Tl). Pierwiastki te mogą występować w środowisku hipergenicznym w formie stabilnej lub mobilnej. O stabilności lub mobilności pierwiastków decydują głównie warunki środowiska oraz formy ich występowania. Na podstawie przeprowadzonych badań mikroskopowych i modelowych stwierdzono, że analizowane pierwiastki (As, Tl, Cd, Sb i Cu), a także ich związki występujące w pyłach i żużlach z procesu Imperial Smelting Process (ISP) otrzymywania cynku i ołowiu, w środowisku gruntowo-wodnym są nietrwałe i mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla środowiska.

THE MOBILITY OF ACCOMPANYING ELEMENTS TO WASTES FROM METALLURGY OF THE ZINC AND THE LEADON IN THE ENVIRONMENT

Summary. Non-ferrous metallurgy wastes are an important outlet of elements to environment. Slags and dust produced in technological process of Zinc Plant “Miasteczko Śląskie” S.A., contain main metals (Zn, Pb) and many accompanying elements which often are characterized by high toxicity (for example Cd, As, Tl). In hypergenic environment these elements may be in the form of stable and unstable. Environmental conditions and forms of occurrence of elements decide about metals stability and mobility. On the basis of laboratory and modeling studies was found that analysed elements (As, Tl, Cd, Sb i Cu) and their chemical compounds, occurrence in ISP process’s slags and dust are unstable in ground-water environment and may be an potential threat.

1. Wprowadzenie

W Hucie Cynku „Miasteczko Śląskie” pyły i żużle stanowią ujście do środowiska pierwiastków towarzyszących koncentratom Zn-Pb. Pozostałe powstające materiały (niektóre pyły, szlamy, zgary) są zawracane do procesu pirometalurgicznego otrzymywania cynku i ołowiu (ang. *imperial smelting process* – ISP), powodując równocześnie kumulację zawartych w nich pierwiastków towarzyszących [13, 17].

Charakterystyczną cechą pyłów powstających w procesie ISP (pyły z elektrofiltra suchego, pyły wentylacyjne) jest duża zmienność ich składu chemicznego, będąca konsekwencją zmieniającego się w szerokim zakresie składu przetwarzanych surowców [7].

W pyłach z elektrofiltra suchego Wydziału Spiekalni (WS) oraz pyłach wentylacyjnych z filtra tkaninowego Wydziału Pieca Szybowego (WPS) stwierdzono kumulację arsenu oraz kadmu, a w pyłach z elektrofiltra suchego dodatkowo talu. Skuteczność odpylania filtrów tkaninowych i elektrofiltra jest bardzo wysoka i wynosi 99,99%, co w znacznej mierze ogranicza ich emisję do środowiska. Nie eliminuje to jednak do końca emisji As, Cd i Tl zawartych w tych pyłach, bowiem rocznie wynosi ona odpowiednio (WS i WPS): As – 0,052 Mg/rok oraz 0,0027 Mg/rok, Cd – 0,004 Mg/rok oraz 0,235 Mg/rok, Tl – 0,065 Mg/rok.

Jak wynika z licznych badań, zasadnicza część grubszych i cięższych frakcji pyłów > 200 i 500 mikronów jest deponowana w odległości kilkuset metrów do 2 km od źródła [3, 14]. Natomiast o emisji submikroskopowych frakcji na większe odległości (kilka, kilkanaście lub kilkadziesiąt km) decyduje wiele czynników, np.: wysokość emitera, warunki klimatyczne oraz cechy strukturalne faz [4, 10].

Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, że pierwiastki takie jak As, Cd i Tl występują w pyłach z elektrofiltra głównie w formie domieszek w siarczankach i tlenkach Zn i Pb [1]. W pyłach z filtra tkaninowego pierwiastki te występują głównie w formie domieszek w siarczanie Pb (anglezyt) oraz siarczankach i tlenkach Zn i Pb [1].

Obok pyłów drugim źródłem zanieczyszczenia środowiska pierwiastkami towarzyszącymi jest żużel, będący jedynym odpadem wyprowadzanym z obiegu technologicznego. Żużle, obok głównych pierwiastków takich jak żelazo (16440 Mg/rok) i miedź (231 Mg/rok) zawierają pierwiastki towarzyszące w ilościach: arsen – 120 Mg/rok, tal – 116 Mg/rok i kadm – 45 Mg/rok. Żelazo w żużlach występuje w różnorodnych układach wielofazowych, najczęściej tworząc fajalit, rzadziej ferryty [2, 13]. Pozostałe pierwiastki występują przede wszystkim w postaci domieszek form tlenkowych bądź międzymetalicznych, nie tworząc własnych faz [13]. Pod wpływem czynników

hipergenicnych, prowadzących głównie do wietrzenia składowanego materiału (w tym mechanicznej dezintegracji), z żużli następuje emisja najdrobniejszych ziaren do środowiska.

Obok arsenu, talu i kadmu do środowiska w procesie rafinacji ołowiu, wraz z ołowiem surowym zawartym w pyłach, mogą być emitowane takie pierwiastki jak antymon i miedź w ilościach odpowiednio: 32 Mg/rok Sb i 454 Mg/rok Cu [13].

Obecność wyżej wymienionych pierwiastków w odpadach HC „Miasteczko Śląskie” S.A. jest związana z wysokimi ich zawartościami w nadawie do procesu hutniczego. Żelazo w surowcach wsadowych (koncentratach Zn-Pb) występuje głównie w postaci pirytu, kadm jest krystalochemicznie wbudowany w strukturę sfalerytu i wurcytu, arsen – podobnie jak tal i antymon – występuje głównie w siarkosolach As-Pb oraz w siarczkach żelaza [3].

2. Pierwiastki a środowisko

O mobilności pierwiastków towarzyszących w strefie hipergenicznej decyduje w głównej mierze forma ich występowania oraz warunki środowiska. Zmiana warunków środowiska, np. wzrost pH może w konsekwencji doprowadzić do:

- wysokiej koncentracji As, Tl, Cd, Sb i Cu w poszczególnych komponentach środowiska,
- zanieczyszczenia środowiska, a w przypadku łatwej przyswajalności przez organizmy żywe pierwiastków o toksycznych oddziaływaniach, zagrożenia dla zwierząt, ludzi, zdrowia oraz wegetacji roślin.

Pierwiastki mogą występować w formie stabilnej (związane w strukturach krystalicznych składników mineralnych) bądź mobilnej (występują w pozycjach jonowymiennych w strukturach lub na powierzchni ziaren). Należy zaznaczyć, iż o stabilności lub mobilności pierwiastka decydują głównie warunki środowiska, bowiem nawet w przypadku występowania pierwiastka w formie stabilnej, składnik mineralny może ulec rozkładowi, którego efektem będzie uwolnienie pierwiastka do środowiska.

Przebiegające na powierzchni ziemi procesy hipergeniczne zachodzą pod wpływem różnych czynników fizyko-chemicznych, do których należą głównie: woda, pH, Eh oraz składniki chemiczne (iloczyn rozpuszczalności). Jak łatwo zauważyć, zasadniczym czynnikiem jest woda, w której – w zależności od środowiska naturalnego czy antropogenicznego – będą odpowiednio kształtowane pozostałe czynniki (pH, Eh i in.).

W niektórych środowiskach hipergenicznych pH i Eh określone są następująco [11]:

- woda deszczowa $\text{pH}=6\div 7$, $\text{Eh}=0,3\div 0,5\text{eV}$,
- woda gruntowa $\text{pH}=7\div 8$, $\text{Eh}=-0,2\div 0,0\text{eV}$,
- woda rzeczna $\text{pH}=6,5\div 7,5$, $\text{Eh}=0,2\div 0,4\text{eV}$,
- gleby nasycone wodą $\text{pH}=4\div 5$, $\text{Eh}=-0,2\div -0,1\text{eV}$.

W skrajnych przypadkach, jak wynika z raportu o stanie środowiska w woj. śląskim, pH wody deszczowej może wahać się w zakresie 3,5-6,5.

Analizując warunki Eh i pH charakterystyczne dla podanych wyżej środowisk hipergenicznych, można stwierdzić, że mobilność pierwiastków będzie najwyższa w glebach nasyconych wodą. Występujące w glebach metale ciężkie, często niekorzystnie, toksycznie wpływają na środowisko. Metale te mogą bezpośrednio lub pośrednio oddziaływać na biosferę, co wynika z ich różnych właściwości chemicznych oraz zdolności do bioakumulacji [9].

3. Zakres trwałości pierwiastków (As, Tl, Cd, Sb, Cu) występujących w odpadach hutniczych (ISP)

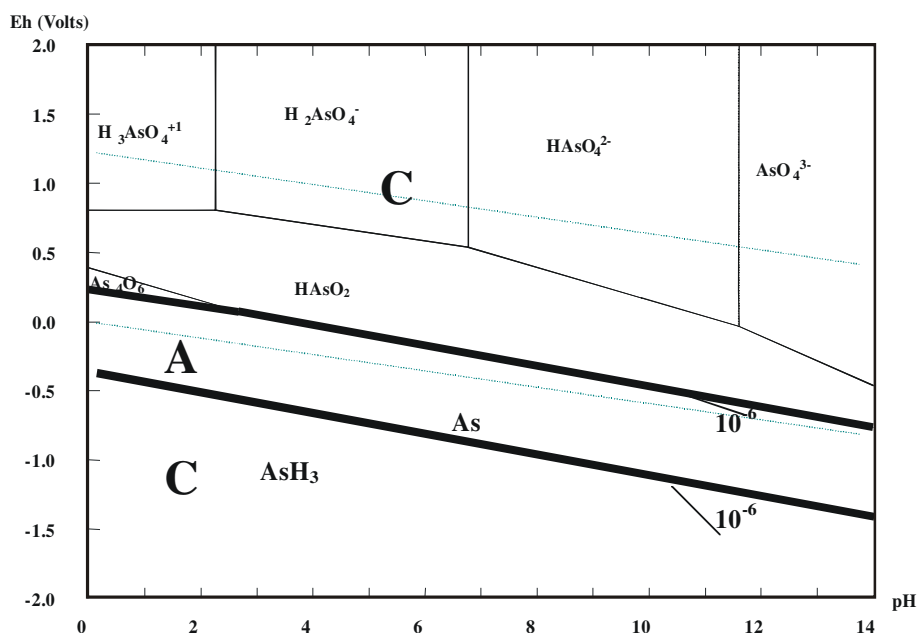
Pierwiastki towarzyszące cynkowi i ołowiu w procesie ISP, znajdujące się w pyłach oraz żużlach, kumulowane są głównie w środowisku gruntowo-wodnym. Ich stabilność w środowisku limitowana jest – jak wspomniano wcześniej – formą występowania, wartościami pH i Eh tego środowiska, a w konsekwencji możliwością osiągnięcia granicy pola trwałości na diagramach pH-Eh, odnoszących się do układu pierwiastek – H_2O (rys. 1-5).

Związki arsenu, w tym formy jego występowania w pyłach i żużlach, charakteryzują się dobrą rozpuszczalnością w wodzie, stąd stanowią powszechny składnik wód. Jednakże arsen wykazuje mniejszą mobilność w środowisku w porównaniu z kadmem. Zwykle arsen w odpadach występuje wspólnie z talem. Ze względu na zróżnicowaną wartościowość (-3, -1, 0, +1, +3) oraz skłonności amfoteryczne wykazuje on złożone właściwości geochemiczne. W zależności od chemizmu gleby arsen gromadzi się w poziomach przypowierzchniowych o zwiększonej zawartości substancji organicznej albo w poziomach głębszych, w których sorbowany jest głównie przez uwodnione tlenki żelaza. Na składowiskach odpadów, blisko powierzchni aeracji i kontaktu odpadów z kwaśnymi deszczami, dochodzi do wietrzenia składników mineralnych zawierających arsen, utleniania arsenu i uwalniania tego pierwiastka do środowiska (stopień toksyczności arsenu maleje w miarę wzrostu jego utlenienia).

W głębszych partiach składowisk z tego typu odpadami, gdzie zwykle jest większa ilość dolomitu (ruda dolomitowa wcześniej stosowana w Hucie Cynku „Miasteczko Śląskie”) dochodzi do spowolnienia utleniania arsenu nie tylko z uwagi na ograniczoną zawartość tlenu i mniejszy wpływ kwaśnych deszczy, ale również z uwagi na buforowanie ich dolomitom. Obecność węglanów w głębszych partiach składowisk powoduje zwiększanie się pH środowiska, a tym samym zmniejszanie agresywności roztworów ługujących jony As z minerałów.

Zgodnie z teoretycznym diagramem pH-Eh (rys. 1) obszar korozji arsenu i jego związków obejmuje znacznie większy zakres od obszaru odporności. Obszar odporności cechuje wąski zakres wartości Eh, można zatem wnioskować, że pod wpływem czynników hipergenicznych arsen i jego związki będą łatwo ulegać uruchamianiu w środowisku gruntowo-wodnym.

Główną formą występowania arsenu w środowisku hipergenicznym są jony kwasu arsenowego oraz wolny As. Na uwagę zasługuje fakt, że zarówno As, jak i jony kwasu arsenowego występują na granicy pola trwałości, a niewielka zmiana Eh środowiska może spowodować zmianę ich formy chemicznej [11]. Trwałą postacią As jest pierwiastkowy arsen (stwierdzony w żużlach z procesu ISP), który jest praktycznie nierozpuszczalny [12, 13].



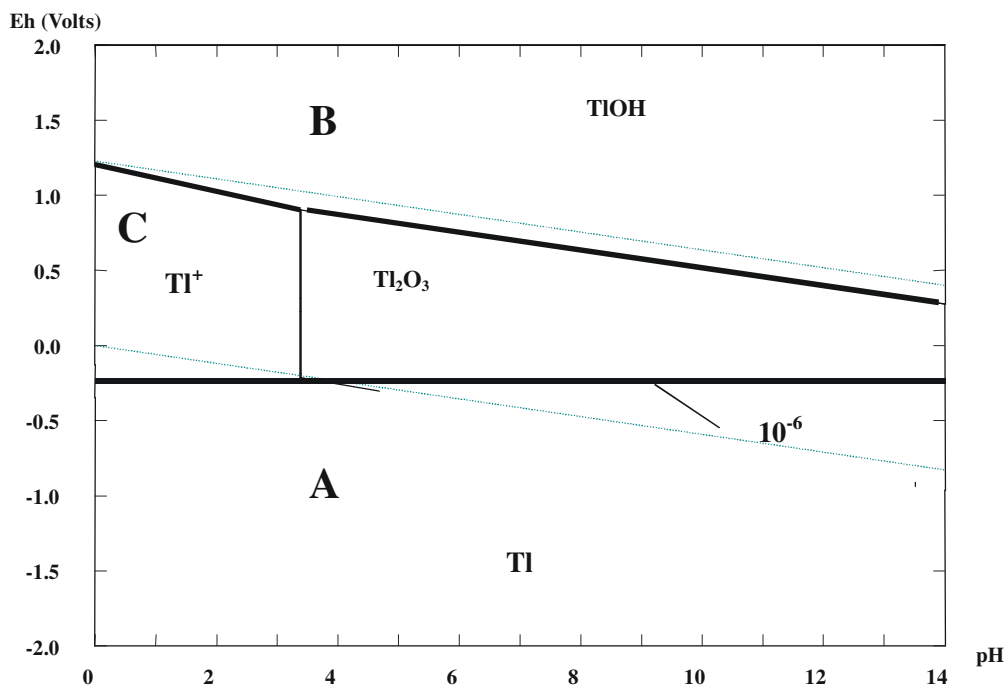
A – obszar odporności, C – obszar korozji, linia 10^{-6} mol/dm³ – granica korozji

Rys. 1. Obszar odporności i korozji As [12]

Fig. 1. Stability and corrosion area of As [12]

Tal w środowisku geochemicznym występuje na trzech stopniach utlenienia (+1, +2, +3), ale najczęściej jako Tl^+ [9]. Najbardziej toksyczne są dwuwartościowe związki tego metalu, ale również kationy jedno- i trójwartościowe [9].

Jon Tl^+ tworzy się przy $pH \leq 3,5$ i wartości Eh w zakresie od -0,2 do +1,2 eV (rys. 2). Tal w środowisku silnie kwaśnym ulega korozji w wyniku rozpuszczenia. W środowisku utleniającym talonośne fazy mają tendencje do pokrywania się warstewką wodorotlenku, który przy dobrej przyczepności hamuje dalsze ługowanie talu z faz mineralnych [12].



B – obszar pasywacji przez warstewkę tlenku, C – obszar korozji przez rozpuszczenie, linia 10^{-6} mol/dm³ – granica korozji

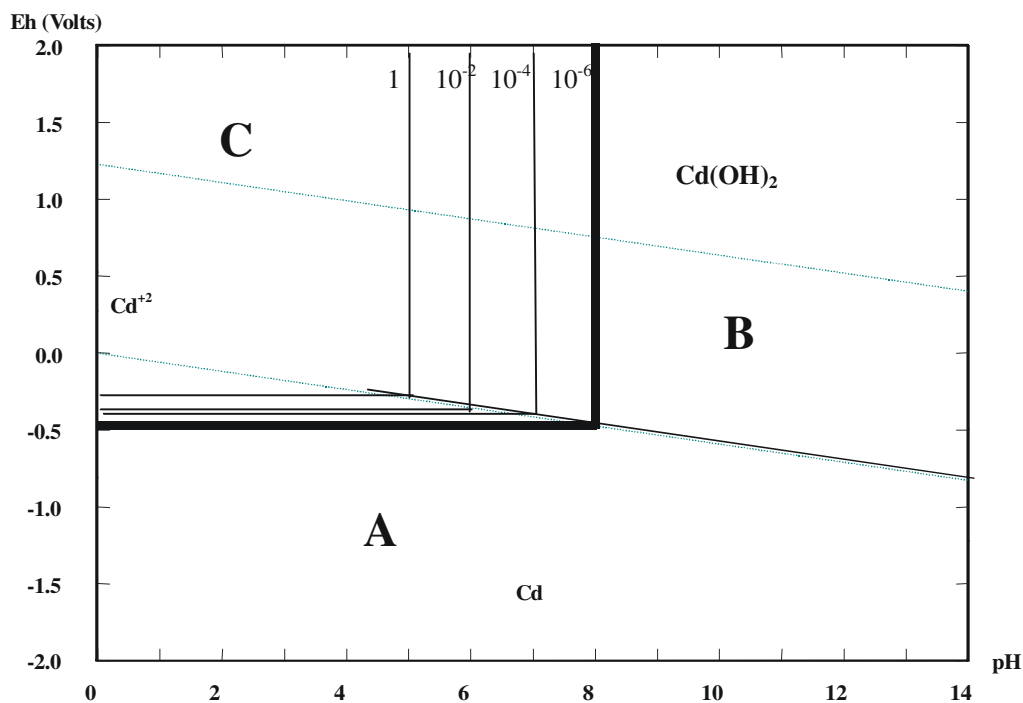
Rys. 2. Obszar pasywności, odporności i korozji Tl [12]

Fig. 2. Passivation, stability and corrosion area of Tl [12]

Kadm i jego związki, podobnie jak arsen i tal, ulega korozji w środowisku kwaśnym, natomiast w roztworach obojętnych lub zasadowych ma tendencje do pokrywania się nierozpuszczalną powłoką wodorotlenku $Cd(OH)_2$ (rys. 3) [12].

Kadm wprowadzany do gleby w formie siarczanowej jest łatwo rozpuszczalny, zwłaszcza w środowisku kwaśnym, stąd też pierwiastek ten charakteryzuje się dużą mobilnością i biodostępnością. Skumulowany Cd we frakcjach drobniejszych pyłów może być transportowany na dalekie odległości, wywołując w ten sposób niekorzystne efekty w długich okresach, z dala od źródeł emisji. Odporność roślin na toksyczne stężenia kadmu uzależniona jest od gatunku i odmiany, jak również od zawartości innych pierwiastków w roślinach. Pomimo wiązania kadmu przez różne substancje organiczne (głównie białka

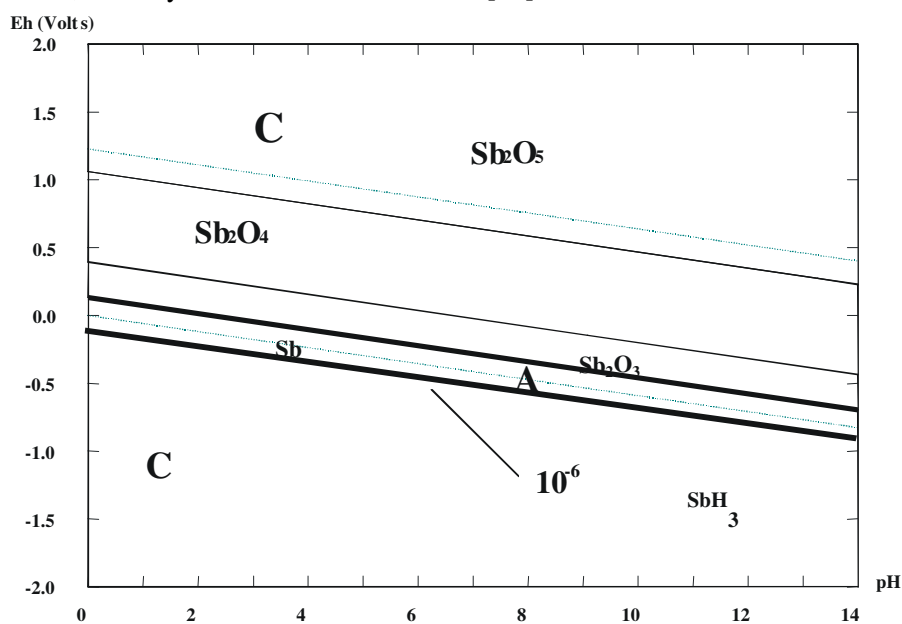
i aminokwasy) obniża on ilość chlorofilu, a zatem ogranicza efektywność fotosyntezy. Pierwiastek ten stanowi szczególne zagrożenie dla zdrowia człowieka i zwierząt, ponieważ jest łatwo wchłaniany, stosunkowo długo zatrzymywany w tkankach i podlega bioakumulacji [9, 16].



A – obszar odporności, B – obszar pasywacji przez warstewkę $\text{Cd}(\text{OH})_2$, C – obszar korozji, linie 1, 10^{-2} , 10^{-4} , 10^{-6} mol/dm³ – równowagowe stężenia w roztworze

Rys. 3. Obszar pasywności, odporności i korozji Cd [12]

Fig. 3. Passivation, stability and corrosion area of Cd [12]



A – obszar odporności, C – obszar korozji, linia 10^{-6} mol/dm³ – granica korozji

Rys. 4. Obszar odporności i korozji Sb [7]

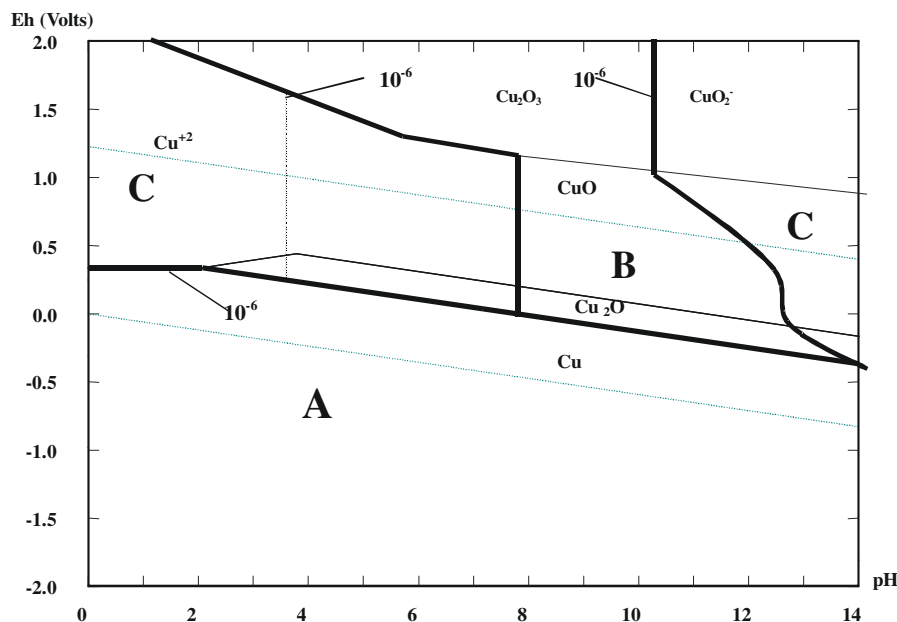
Fig. 4. Stability and corrosion area of Sb [7]

Obszar odporności dla antymonu i jego związków cechuje – podobnie jak w przypadku arsenu – wąski zakres wartości Eh (rys. 4). Zatem pod wpływem czynników hipergenicznych antymon i jego związki będą łatwo ulegać uruchamianiu w środowisku gruntowo-wodnym, z uwagi na możliwości minimalnych zmian wartości Eh.

W środowisku utleniającym roztwory kwaśne i roztwory silnie zasadowe powodują korozję miedzi, a w roztworach obojętnych, na skutek tworzenia się warstewek tlenków następuje zahamowanie korozji [12].

W glebach miedź wiązana jest silnie przez substancję organiczną i minerały ilaste. Wzrost zawartości miedzi powoduje duże zmiany w biologicznej aktywności gleb. Mechanizm toksycznego działania miedzi jest związany z interakcjami z innymi pierwiastkami w organizmie, głównie cynkiem, żelazem i wapniem [16].

Zgodnie z teoretycznym diagramem pH-Eh (rys. 5) obszar korozji miedzi i jej związków jest mniejszy od obszaru odporności i pasywności. Obszar ten cechuje wysoka wartość Eh (zwykle powyżej 0 V) przy pH poniżej 8 i powyżej 10, można zatem wnioskować, że pod wpływem czynników hipergenicznych miedź i jej związki będą łatwo ulegać uruchamianiu w środowisku gruntowo-wodnym, pod wpływem kwaśnych deszczy oraz w dolnych częściach składowiska.



A – obszar odporności, B – obszar pasywności, C – obszar korozji,
linia 10^{-6} mol/dm³ – granica korozji

Rys. 5. Obszar pasywności, odporności i korozji Cu [7]

Fig. 5. Passivation, stability and corrosion area of Cu [7]

W rozważaniach nie uwzględniono jednego z ważnych czynników, określających mobilność pierwiastków w środowisku gruntowo-wodnym, jakim jest czas. Należy zwrócić uwagę na fakt, że na obszarach dawnego górnictwa procesu transferu metali do środowiska obserwowane są w długoletnich okresach od 100 do 200 lat, od zakończenia eksploatacji lub hutniczej przeróbki rud [3].

4. Zawartość pierwiastków towarzyszących w glebach w rejonie Huty Cynku Miasteczko Śląskie

Badania Eko-koks Zabrze, przeprowadzone w 2002 [5, 6], wykazały istotne zanieczyszczenie powietrza, gleby i wód, które zostało stwierdzone także w roślinach [15]. Analizom poddano tylko wybrane pierwiastki towarzyszące (Cd w powietrzu i wodach oraz dodatkowo As i Cu w glebach).

Stwierdzono [5, 6], że średnie dobowe stężenie kadmu wynosiło $9,8 \text{ ng/m}^3$, nie odnotowano przekroczeń wartości dopuszczalnej (200 ng/m^3). Opad Cd w obszarze oddziaływania kształtuje się na poziomie od $0,005 \text{ mg/m}^2 \text{ rok}$ do $34 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{rok}$ i wartość ta przekracza wartość dopuszczalną ($10 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{rok}$). W punktach położonych na granicy strefy ochronnej wysokość opadu Cd przyjmuje wartości od $0,18 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{rok}$ do $1,37 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{rok}$ [5].

W sąsiedztwie huty zaznacza się wyraźny wzrost zawartości pierwiastków w glebach: 1640 mg/kg As, 290 mg/kg Cd oraz 1200 mg/kg Cu. Tak wysokie koncentracje wymienionych pierwiastków (w odniesieniu do ich zawartości w glebach niezanieczyszczonych tj. $0,1\text{-}93 \text{ mg/kg}$ dla As, $0,1\text{-}0,5$ dla Cd oraz $5\text{-}15$ dla Cu) spowodowane są wielokrotnymi przekroczeniami w przeszłości wartości dopuszczalnych opadu pyłu i zawartych w nim pierwiastków. Degradację gleb obserwuje się lokalnie i związana jest ona głównie ze składowaniem odpadów [8, 15] oraz opadem pyłów.

Zawartość innych pierwiastków, takich jak Zn, Pb w rejonie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” S. A. jest wysoka i zmienia się odpowiednio w zakresie: Zn, $2000\text{-}28000 \text{ ppm}$ oraz Pb, $600\text{-}12000 \text{ ppm}$. Poziom koncentracji Zn, Pb, Cd w glebach tego rejonu, pozwala je zaliczyć do jednych z najbardziej zanieczyszczonych w Europie [3].

5. Wnioski

Źródłem arsenu, talu, kadmu, antymonu i miedzi w środowisku gruntowo-wodnym rejonu Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” są pyły i żużle.

Zasadniczym czynnikiem wpływającym na mobilność pierwiastków jest woda, w której w zależności od środowiska naturalnego czy antropogenicznego będą odpowiednio kształtowane pH, Eh i skład chemiczny.

Na podstawie diagramów Eh-pH można stwierdzić, że najbardziej mobilnym pierwiastkiem, w świetle analizy obszarów odporności i korozji, jest arsen.

Analizowane pierwiastki (As, Tl, Cd, Sb i Cu), a także ich związki występujące w pyłach i żużlach z procesu ISP otrzymywania cynku i ołowiu, w środowisku gruntowo-wodnym są nietrwałe, ze względu na panujące w nim warunki utleniające oraz możliwość występowania opadów w postaci kwaśnych deszczy.

BIBLIOGRAFIA

1. Adamczyk Z., Melaniuk-Wolny E., Nowińska K.: The mineralogical study of dust from the pyrometallurgical process of zinc and lead production, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2010.
2. Adamczyk Z., Nowińska K.: Phase composition of metallurgical zinc and lead slags, Civil and Environmental Engineering Reports, 2013 (w recenzji).
3. Cabała J.: Metale ciężkie w środowisku glebowym olkuskiego rejonu eksploatacji, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, 2009.
4. Choel M., Deobut K., Flement P., Lecornet G., Perdix E., Sobanska S.: Fast evolution of tropospheric Pb-Zn and Zn-rich particles in the vicinity of a lead smelter. Atmospheric Environment, 2006.
5. Dokumentacja dla uzyskania pozwolenia na wprowadzenie do powietrza pyłów i gazów ze źródeł i emitorów Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”, Eko-koks, Zabrze 2002.
6. Dokumentacja – operat dla uzyskania pozwolenia wodnoprawnego dla Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” na szczególne korzystanie z wód, Eko-koks, Zabrze 2003.
7. Gordon R.B., Greadel T.E., Bertram M, Fuse K., Lifset R., Rechberger H., Spataro S.: The characterization of technological zinc cycles, Resources, Conservation and Recycling, 2003.
8. Girczys J., Sobik- Szołtysek J.: Odpady przemysłu cynkowo-ołowiowego, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
9. Kabata-Pendias A., Pendias H.: Biogeochemia Pierwiastków śladowych, PWN, Warszawa 1999.
10. Lee Ch.S., Kao M.M.: Distribution of forms of heavy metals in soils contaminated by metallurgical smelter emissions. Journal of Environmental Science and Health. Part A, 2004.
11. Polański A., Smulikowski K.: Geochemia, Wydawnictwo Geologiczne Warszawa 1969.

12. Pourbaix M.: Wykłady z korozji elektrochemicznej, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1978.
13. Pozzi M., Nowińska K.: Dystrybucja wybranych pierwiastków towarzyszących koncentratom Zn-Pb w technologii Imperial Smelting Process, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2006.
14. Rieuwerts J., Farago M.: Heavy metal pollution in the vicinity of a secondary lead smelter in the Czech Republic, Applied Geochemistry.
15. Rostański A.: Zawartość metali ciężkich w glebie i roślinach z otoczenia niektórych emitorów zanieczyszczeń na Górnym Śląsku, Arch. Och Środ., nr 3-4, 1997, s. 181- 189.
16. Wolak W., Leboda R., Hudicki Z.: Metale ciężkie w środowisku i ich analiza, Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Chełm 1995.
17. Technologia otrzymywania cynku i ołowiu w Hucie Cynku „Miasteczko Śląskie,
18. Materiały własne HC „Miasteczko Śląskie”, 2002 (niepublikowane).

Abstract

In Zinc Plant „Miasteczko Śląskie” S.A. dust and slag are main outlet of elements to environment. These wastes contain main metals (Zn, Pb) and many accompanying elements (As, Tl, Cd, Sb, Cu).

In hypergenic environment these elements may be in the form of stable (in crystalline structures of minerals) and unstable (in ion exchange positions). Environmental conditions and forms of occurrence of elements decide about metals stability and mobility.

It should be noted that elements mobility is mainly determined by environmental conditions, physicochemical factors: water, pH, Eh etc. The essential factor is water, in which other factors will be shaped, depending on environment (natural or anthropogenic). Analyzed elements (As, Tl, Cd, Sb i Cu), and also their chemical compounds, occurrence in slags and dust from ISP process, in ground-water environment are unstable. This unstable form is connected with oxidizing conditions of this environment and possibility of acid rain.