

## DYNAMICZNE TESTY WYMYWALNOŚCI ZANIECZYSZCZEŃ Z ODPADÓW HUTNICZYCH HUTY KATOWICE

### THE DYNAMIC TESTS OF LEACHING FROM METALLURGICAL SLAGS OF THE KATOWICE STEELWORK

MAREK SOLTYSIAK<sup>1</sup>

**Abstrakt.** W pracy przedstawiono wyniki dynamicznych badań wymywalności odpadów przemysłu hutnictwa żelaza. Badaniom poddano dwie próby żużli, pobrane ze składowiska odpadów Huty Katowice Lipówka. Pierwszą próbę stanowiły odpady zdeponowane w 1989 roku. Druga próba została pobrana z odpadów nowodeponowanych. W pracy określono rodzaje i ilości wymywanych substancji. Uzyskane wyniki zinterpretowano przy pomocy programu CXTFIT i odniesiono do bryły składowiska.

**Słowa kluczowe:** dynamiczne testy wymywalności, odpady hutnictwa żelaza, składowisko Lipówka.

**Abstract.** In this paper are described the results of leaching tests of metallurgical waste. It was sampled from the Lipówka Landfill, where the waste, mainly slags, from the Katowice Steelwork are deposited. The research was carried out both on the waste deposited at present and on the waste deposited in 1989. The type and quantity of the leached contaminations were described. The results of leaching tests were interpreted by using CXTFIT program and related to the Lipówka landfill.

**Key words:** leaching tests, slags, the Lipówka landfill.

### WSTĘP

Efektem przesączania się wód opadowych przez składowiska odpadów jest rozpuszczanie i wylugowywanie zawartych w nich substancji oraz substancji powstających w wyniku procesów zachodzących w bryle składowiska. Rodzaj i wielkość ładunków zanieczyszczeń wymywanych z odpadów w warunkach laboratoryjnych można określić poprzez wykonanie dynamicznych testów wymywalności. Przeprowadzenie dynamicznych testów wymywania pozwala określić parametry transferu masy (sorpcji, wylugowania, rozpadu substancji) oraz parametrów przenoszenia konwekcyjnego i dyspersji hydrodynamicznej (Dąbrowska, Łączny, 1997; Rubin, 1999, Kłojzy-Karczmarczyk, 2003).

W pracy przedstawiono wyniki dynamicznych testów wymywania wykonanych na dwóch próbach odpadów pobranych ze składowiska przemysłowego Huty Katowice Lipówka. Składowisko to powstało w roku 1985 roku na powierzchni 45,4 ha. W roku 2004 zalegało na nim 7,9 mln ton odpadów hutnictwa żelaza, głównie żużli. Składowisko Lipówka pomimo położenia w zasięgu obszaru zasilania głównego zbiornika wód podziemnych Olkusz–Zawiercie (GZWP 454), nie posiada izolacji od naturalnego podłoża. Pierwsza z pobranych prób składała się z odpadów zdeponowanych na składowisku w roku 1989 (odpady 15 letnie), druga została pobrana bezpośrednio po przywiezieniu z Huty Katowice w 2004r. (w pracy określona jako odpad świeży).

<sup>1</sup> Uniwersytet Śląski, Wydział Nauk o Ziemi, ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec; e-mail: soltysiak.marek@gmail.com

## METODYKA BADAŃ

W badaniach wykorzystano dwie cele przepływowe o wewnętrznej średnicy 11,4 cm i wysokości 9,0 oraz 10,5 cm (tab. 1), zasilane pompą infuzyjną. Próbki gruntu umieszczono w kolumnach D-SW i D-ST w dwóch etapach – korzystając z pierścieni o średnicy 10 cm umieszczonych w kolumnach, wsypano zasadniczą część prób, natomiast przestrzeń pomiędzy pierścieniami a wewnętrznymi ścianami kolumn wypełniono frakcją pylastą, wyodrębnioną uprzednio z badanego materiału. Taki sposób umiejscowienia próby w kolumnie wynikał z przeważającej frakcji piaszczystej w próbach gruntu i możliwo-

ści przesączania się zatłaczanej wody po ściankach kolumny. Badania prowadzono w okresie XI 2005–III 2006 r.

Wydatek pompy infuzyjnej określono na podstawie średniego opadu z wielolecia 1975–2000 dla Ząbkowic, Bolesławia i Katowic, wynoszącego 744,5 mm oraz założonej infiltracji efektywnej  $I_e = 30\%$ . Wartość  $I_e$  przyjęto na podstawie danych z literatury (Twardowska i in., 1988) oraz wstępnych wyników badań lizymetrycznych wykonanych na próbach odpadów pobranych z przedmiotowego składowiska (Sołtysiak, 2007b). Obliczony wydatek pompy wyniósł 6,24 cm<sup>3</sup>/dobę. Próby odcieków pobierano początkowo co 8 dni, zaś w końcowej fazie doświadczenia co 12 dni. Objętość uzyskiwanych prób wynosiła początkowo 50 cm<sup>3</sup>, zaś pod koniec doświadczenia 75 cm<sup>3</sup>. W uzyskanych odciekach dokonywano oznaczeń: przewodności, pH, Eh, Cl, SO<sub>4</sub>, Ca, Mg, Na, K, Ba, Al, Ni, As, Hg, Sb, Cr. W dwóch pierwszych otrzymanych próbach dokonano również oznaczeń Fe, Mn, Pb, Cu, Ni, Zn.

Podczas cyklu badań uzyskano 15 próbek odcieków z kolumny D-SW i 10 z kolumny D-ST. Szczegółową analizę wyników przeprowadzono dla charakterystycznych składników zanieczyszczających. Stężenia Ca, Mg, Na, K w odciekach określono w laboratorium Katedry Mineralogii i Geochemii UŚ przy zastosowaniu absorpcyjnej spektroskopii atomowej, natomiast mikroskładniki oraz SO<sub>4</sub> oznaczano w laboratorium Katedry Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH w Krakowie, metodą ICP-MS. Stężenia chlorków określono metodą miareczkową.

Tabela 1

### Warunki prowadzenia dynamicznych testów wymywania dla odpadów ze składowiska Huty Katowice Lipówka

The characterization of the dynamic leaching tests from slags taken from the Lipowka landfill

	D-SW	D-ST
Rodzaj odpadu	świeży	15-letni
Wysokość próbki [cm]	10,5	9,0
Średnica próbki [cm]	11,4	11,4
Powierzchnia przekroju próbki [cm <sup>2</sup> ]	102,02	
Objętość próbki odpadu [cm <sup>3</sup> ]	1071,2	918,2
Wydatek w warunkach naturalnych [cm <sup>3</sup> /d-m <sup>2</sup> ]	611	
Czas badania [miesiąc]	5	4
Objętość pobieranych próbek [cm <sup>3</sup> ]	50 i 75	50 i 75
Liczba uzyskanych próbek	15	10

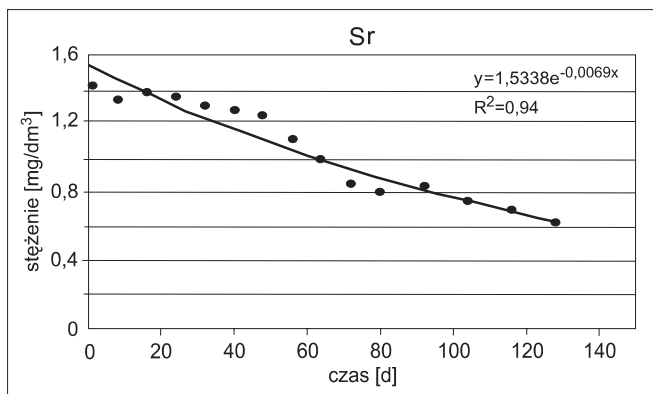
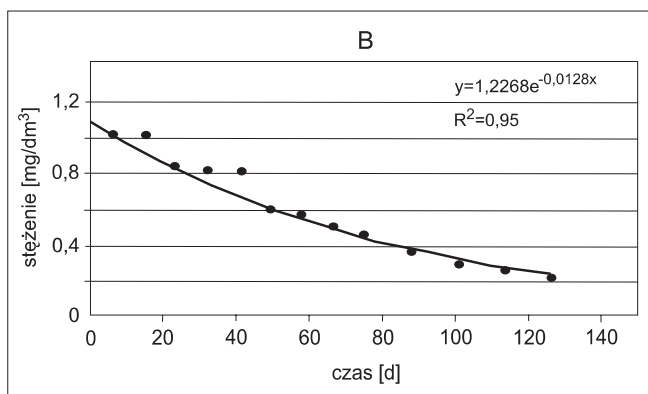
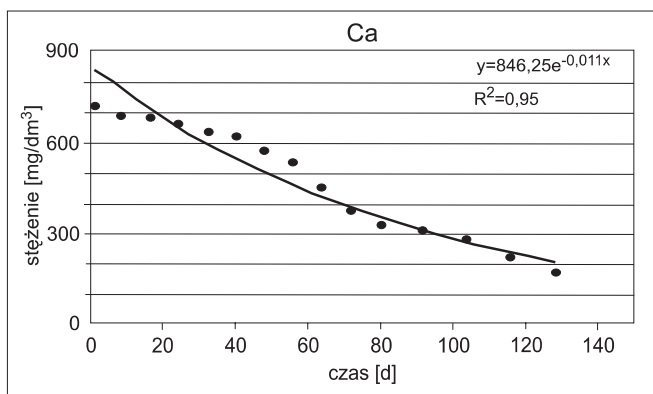
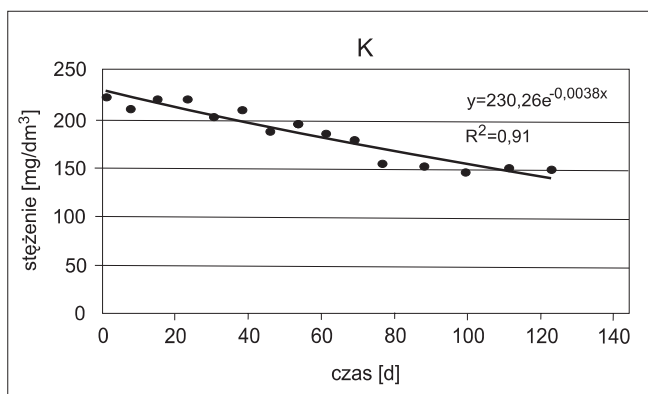
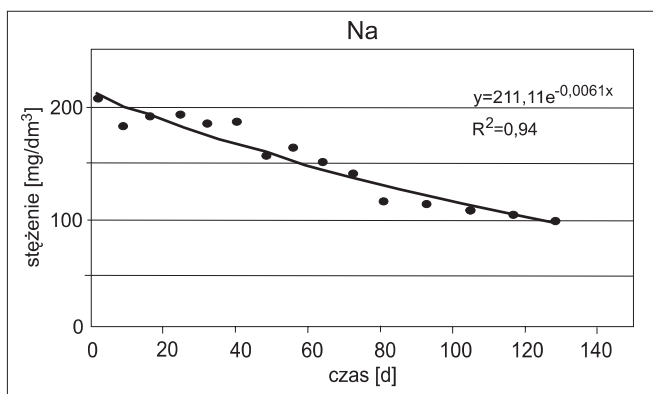
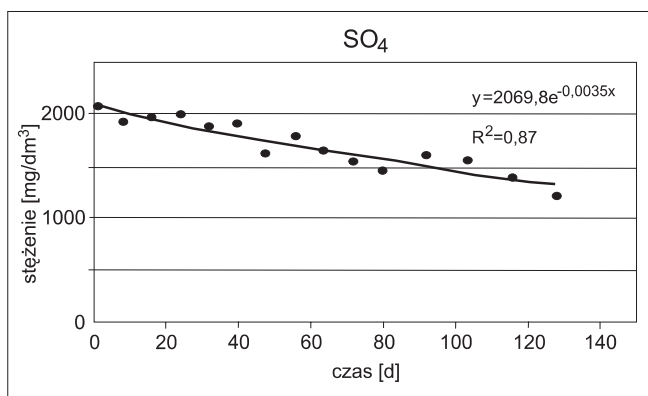
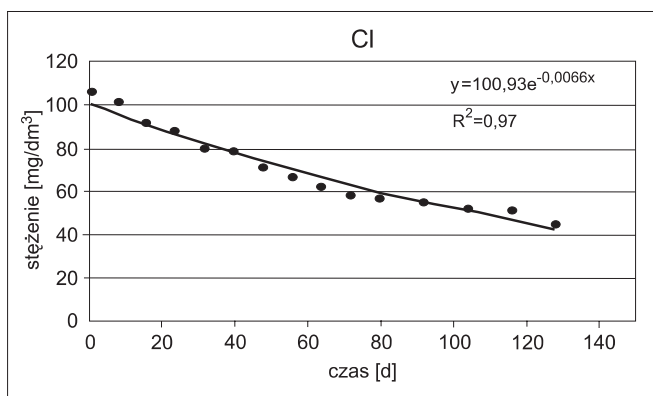
## CHARAKTERYSTYKA HYDROCHEMICZNA ODCIEKÓW Z KOLUMNY WYPEŁNIONEJ ODPADAMI ŚWIEŻYMI

W trakcie badania wymywalności zanieczyszczeń z odpadów świeżych, w uzyskiwanych odciekach zaobserwowano postępujące zmniejszenie się wartości przewodności elektrolitycznej właściwej z 3,95 mS/cm do 1,78 mS/cm. Odczyn odcieków był stale zasadowy i wahał się w granicach 9,57 do 11,2, nie wykazując tendencji spadkowych.

W składzie chemicznym uzyskiwanych roztworów dominującą rolę odgrywały jony SO<sub>4</sub>. Początkowa ich zawartość wynosiła 2048 mg/dm<sup>3</sup>, zaś pod koniec eksperymentu 1224 mg/dm<sup>3</sup> (fig. 1). W stosunku do objętości badanej próbki odpadów uzyskane stężenia tego jonu należy uznać za bardzo wysokie. Stężenia około 2000 mg/dm<sup>3</sup> SO<sub>4</sub> utrzymywały się w uzyskiwanych roztworach przez jedną trzecią czasu trwania eksperymentu. Stężenie chlorków w początkowym okresie trwania eksperymentu było 20-krotnie niższe od stężeń siarczanów. Podczas trwania eksperymentu stężenie chlorków spadło o ponad 50% – z 106 mg/dm<sup>3</sup> na początku eksperymentu do 45 mg/dm<sup>3</sup> w jego końcowej fazie.

W składzie chemicznym odcieków spośród kationów w największych stężeniach występowały jony Ca<sup>2+</sup>, które intensywnie były wymywane z próbki odpadu – ich stężenie wynoszące początkowo 720 mg/dm<sup>3</sup> spadło 4-krotnie. Zawartość potasu praktycznie w każdej próbce przewyższała zawartość sodu. Początkowo zawartość obu kationów była porównywalna i wynosiła odpowiednio 223 i 205 mg/dm<sup>3</sup>. Sód zdecydowanie szybciej był usuwany z badanej próbki odpadu – w stosunku do wartości początkowych jego stężenie obniżyło się dwukrotnie, zaś w przypadku potasu o jedną trzecią (fig. 1). W stosunku do wymienionych kationów zawartość magnezu w odciekach była bardzo niska – poniżej 0,4 mg/dm<sup>3</sup>. We wszystkich próbach odcieków stężenie krzemionki utrzymywało się na zbliżonym poziomie i wynosiło 30–40 mg/dm<sup>3</sup>.

Szacunkowe obliczenia wskazują, iż dominującym typem hydrochemicznym roztworów otrzymywanych podczas badania odpadu nowodeponowanego był typ SO<sub>4</sub>-Ca-Na, a pod koniec doświadczenia SO<sub>4</sub>-Ca-Na-K.



**Fig. 1. Krzywe ługowania wybranych składników z odpadów świeżych**

Leaching curves of selected components leached from the sample D-SW

Z mikroskładników odnotowano wyraźne zawartości strontu i boru, których stężenia w początkowej fazie eksperymentu wynosiły około  $1 \text{ mg/dm}^3$  i następnie stopniowo malały. W roztworach stwierdzono również bar i glin, których stężenia wynosiły dziesiąte i setne części miligramu oraz arsen, rtęć i chrom – ich stężenia oznaczono na poziomie mikrograma.

Porównując uzyskane wyniki do dopuszczalnych stężeń substancji w ściekach wprowadzanych do wód lub ziemi,

określonych rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009, należy zauważyć, iż mimo niewielkiej objętości badanej próby odpadów, w uzyskanych odciekach stwierdzono ponadnormatywne zawartości siarczanów (kilkukrotnie przekraczające dopuszczalne stężenie  $500 \text{ mg/dm}^3$ ) oraz potasu, którego stężenie przez cały czas trwania doświadczenia przekraczało dopuszczalne  $80 \text{ mg/dm}^3$ . W uzyskanych odciekach przekroczona również została dopuszczalna wartość pH.

## CHARAKTERYSTYKA HYDROCHEMICZNA ODCIEKÓW Z KOLUMNY WYPEŁNIONEJ ODPADAMI 15-LETNIMI

Badanie wymywalności odpadów 15-letnich umieszczonych w kolumnie filtracyjnej D-ST, łącznie z czasem nasycania próbki wodą, trwało 4 miesiące. Zakres oznaczeń prowadzonych badań był identyczny jak w przypadku badań prowadzonych na próbce aktualnie deponowanych odpadów.

W przypadku doświadczenia z odpadem 15-letnim obserwowano wysoki odczyn odcieków, wynoszący 11,36–10,37. Podczas trwania doświadczenia obserwowano słabą tendencję spadkową wartości pH. Zaobserwowano również zmniejszenie się wartości przewodności z 1,33 do 1,02 mS/cm oraz wymycie chlorków, których stężenie w pierwszej otrzymanej próbce odcieków wynosiło  $53,1 \text{ mg/dm}^3$  (fig. 2).

Charakterystyczne dla odcieków z odpadu 15-letniego były wysokie stężenia siarczanów, wynoszące początkowo  $502 \text{ mg/dm}^3$ . Dominującymi w roztworach kationami były sód i potas, których stężenia wynosiły początkowo 185 i  $119 \text{ mg/dm}^3$ , a w końcowej fazie doświadczenia spadły do 118 i  $90 \text{ mg/dm}^3$ . Zawartość wapnia była zdecydowanie niższa i wynosiła od 36,6 do  $10,8 \text{ mg/dm}^3$ . Stężenia magnezu we wszystkich próbach były mniejsze od  $0,11 \text{ mg/dm}^3$ . Podczas

doświadczenia w uzyskiwanych odciekach stwierdzano wysokie stężenie krzemionki wynoszące około  $110\text{--}140 \text{ mg/dm}^3$ .

Podczas badań w wymywanych roztworach stwierdzano rosnące stężenia boru – od 1,48 do  $2,11 \text{ mg/dm}^3$  oraz glinu – od 0,03 do  $0,35 \text{ mg/dm}^3$ . Z pozostałych mikroelementów stężenia baru, rtęci arsenu i antymonu utrzymywały się na zbliżonym poziomie, wynoszącym odpowiednio 0,015; 0,009; 0,005 i  $0,003 \text{ mg/dm}^3$ . Badania wykazały również obecność w odciekach malejących zawartości chromu i strontu (fig. 2). W trakcie doświadczenia obserwowano wyraźny spadek stężeń siarczanów, chlorków, magnezu, sodu, chromu, strontu oraz niewielki spadek stężeń potasu (fig. 2).

W stosunku do dopuszczalnych stężeń określonych rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009r., z badanej próbki odpadów w ponadnormatywnych stężeniach wymywane były potas i bor. Stężenie potasu nie osiągnęło mniej niż dopuszczalne  $80 \text{ mg/dm}^3$ , zaś stężenia boru podczas doświadczenia systematycznie wzrastały do  $2,1 \text{ mg/dm}^3$ , przy dopuszczalnym stężeniu  $1 \text{ mg/dm}^3$ . Uzyskane odcieki charakteryzowały się także ponadnormatywną wartością pH.

## INTERPRETACJA WYNIKÓW PRZY WYKORZYSTANIU PROGRAMU CXTFIT

Do interpretacji otrzymanych wyników wykorzystano program CXTFIT (Parker, van Genuchten, 1984). Zastosowano model dwudzielny, nieliniowy, ze sposobem pomiaru stężenia substancji „flux” na wypływie z kolumny (model 4) (Witczak, 1987). Interpretacji poddano krzywe ługowania dla Cl, K,  $\text{SO}_4$ , Ca, Na, Sr, Cr.

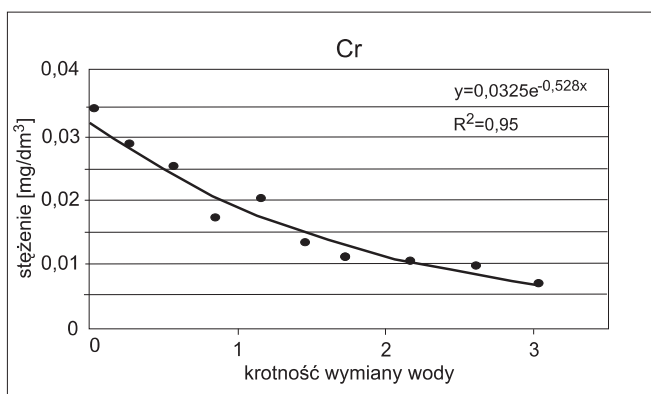
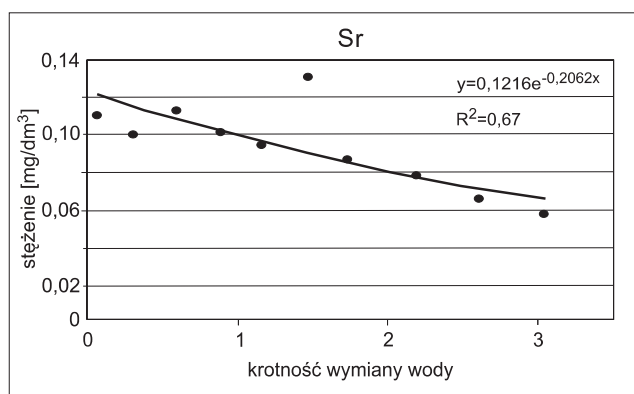
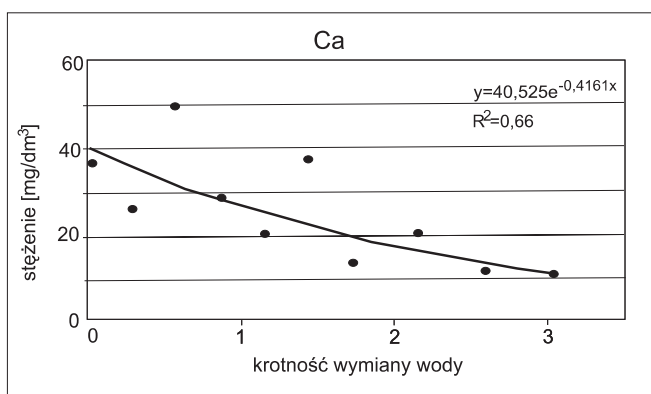
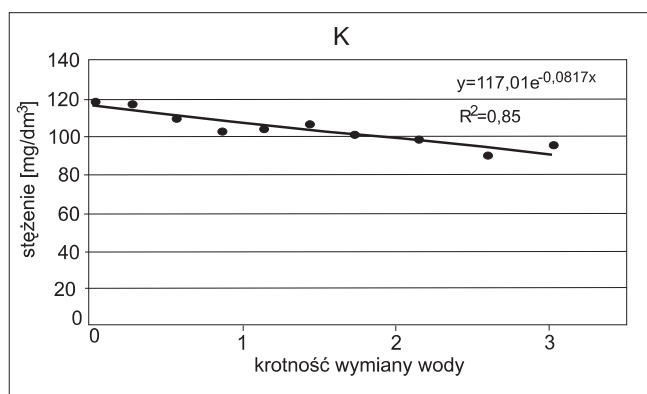
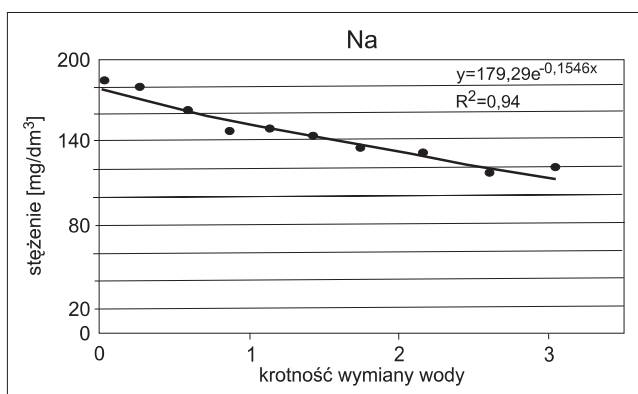
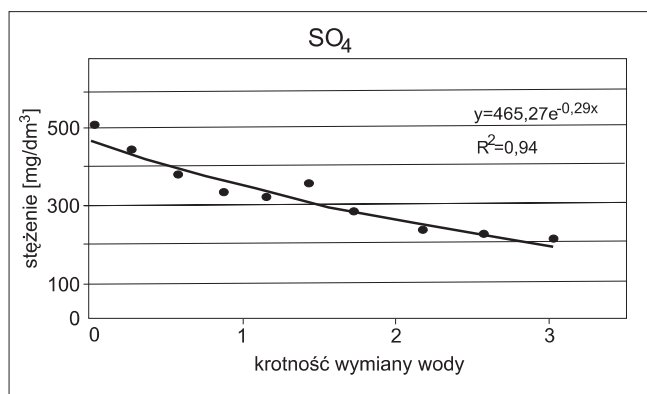
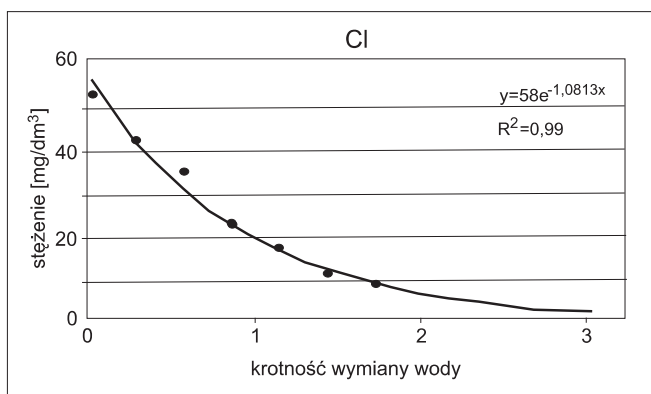
Zastosowanie programu umożliwia wyznaczenie parametrów migracji w strefie aeracji odpadów: rzeczywistej prędkości filtracji  $U$ , wartości opóźnienia substancji migrujących  $R$  oraz współczynnika dyspersji podłużnej (hydrodynamicznej)  $D^x_L$  odniesionego do migracji w przestrzeni porowej, stałej dyspersji podłużnej  $\alpha_L$  ( $\alpha_L = D^x_L/U$ ), czasu jednokrotnej wymiany wody w próbce  $T_0 = x/U$ , gdzie  $x$  to wysokość próbki.

Wartości parametrów migracyjnych obliczane są na podstawie krzywej ługowania chlorków, które jako składnik konserwatywny nie podlegają procesom sorpcji ani rozpadu.

W trakcie badań uzyskano kompletną krzywą przejścia chlorków wymywanych z odpadu 15-letniego, stąd też dalszą interpretację przeprowadzono dla wyników uzyskanych w doświadczeniu z tym rodzajem odpadów.

Rzeczywista obliczona prędkość filtracji dla odpadu starego  $U = 0,0035 \text{ m/d}$ . Współczynnik dopasowania dla regresji danych doświadczalnych względem dopasowanych  $R^2$  wyniósł 0,97. Współczynnik dyspersji  $D^x_L$  wyniósł  $1,00 \text{ cm}^2/\text{d}$ . Czas jednokrotnej wymiany wody w badanej próbce odpadu starego wyniósł  $T_0 = 25,0 \text{ d}$ .

Wyznaczenie prędkości przepływu wskaźnika konserwatywnego, utożsamianej z prędkością rzeczywistą  $U$  oraz współczynnika dyspersji podłużnej  $D^x_L$  umożliwiło obliczenie opóźnienia migracji  $R$  dla składników ulegających sorpcji. Określone dla chlorków wartości  $U$  i  $D^x_L$  przyjęto jako ustalone w obliczeniach wartości opóźnienia dla pozostałych



**Fig. 2. Krzywe ługowania wybranych składników z odpadów 15-letnich w funkcji krotności wymiany wody w próbce**

Leaching curves of selected components leached from slag 15 years old, as a function of the water exchange in the sample

Tabela 2

**Wartości opóźnienia migracji  $R$  oraz czasu połowicznego wylugowania  $T_{0,5}$  wybranych składników chemicznych, obliczone dla próby odpadów 15 letnich (kolumna D-ST)**

Values of retardation factor  $R$  and the half leaching time  $T_{0,5}$  of selected chemical components, calculated for the sample D-ST

Składnik	Opóźnienie $R$	Współczynnik dopasowania $R^2$	$T_{0,5}$ wyrażony krotnością wymiany wody [I]
Cl	1,00	—	0,71
SO <sub>4</sub>	2,57	0,84	2,64
Ca	2,93	0,58	1,84
Na	4,19	0,79	4,96
K	6,08	0,65	9,38
Sr	3,62	0,48	3,72
Cr	1,63	0,97	1,45

składników, podlegających procesom sorpcyjnym. Uzyskane wyniki opóźnienia migracji  $R$  mieszczą się w przedziale 1,1–10,0 odpowiadając klasie małej intensywności sorpcji (Witeczak, Adamczyk, 1994; tab. 2).

Intensywność wymywania z odpadów wybranych składników zanieczyszczających wyrażono w funkcji krotności wymiany wody (fig. 2) w badanych próbkach. Wyniki obliczeń uzyskane z wykorzystaniem programu CXTFIT wskazują, iż w próbce odpadów 15-letnich nastąpiła trójrotna wymiana wody. Mimo to, z badanego odpadu w dalszym ciągu w znacznych ilościach wymywaniu podlegał sól, potas i siarczany (fig. 2).

Chcąc odnieść uzyskane rezultaty do składowiska odpadów z którego pobrano badane próby, opierając się na pracy Szczepańskiej (1987) oszacowano szybkość wymiany wody w bryle składowiska. Średni czas przebywania cieczy w bryle składowiska  $t_R$  wyznaczono ze wzoru:

$$t_R = \frac{x}{u} = \frac{x \cdot n_o}{v} = \frac{V_p}{Q}$$

gdzie:

$x$  – droga filtracji [m]; w bryle składowiska wynosi 2,5–32,0 m

$u$  – rzeczywista prędkość wód podziemnych [m/a]

$v$  – średnia prędkość filtracji [m/a]

$n_o$  – współczynnik porowatości aktywnej; przyjęto 0,2

$V_p$  – objętość porów aktywnych w bryle składowiska o przekroju jednostkowym 1 m<sup>2</sup> [m<sup>3</sup>]

$Q$  – wydatek przepływu strumienia filtracji z jednostkowego przekroju 1 m<sup>2</sup> [m<sup>3</sup>/a\*m<sup>2</sup>]; przy założonej wielkości infiltracji 30% wynosi on:

$$Q = 0,7445 \text{ [m}^3/\text{a}^*\text{m}^2] * 0,3 = 0,223 \text{ [m}^3/\text{a}^*\text{m}^2]$$

Wartość  $t_R$  zależy od miąższości zdeponowanych odpadów – dla warstwy o miąższości 2,5 [m]:  $V_p = \sim 0,5$  [m<sup>3</sup>];  $t_R = 2,24$  [a], natomiast dla warstwy odpadów o miąższości 32 [m]:  $V_p = \sim 6,4$  [m<sup>3</sup>];  $t_R = 28,6$  [a]. Biorąc pod uwagę rok rozpoczęcia składowania odpadów (1985) można przyjąć, iż do chwili obecnej składowisko zostało przemyte jednokrotnie w rejonie maksymalnej miąższości bryły, a kilkunastokrotnie w obszarach o kilkumetrowej miąższości składowania odpadów. Z uwagi na wieloletni okres budowy składowiska dokładne określenie krotności wymiany wody w poszczególnych fragmentach bryły nie jest możliwe.

Odnosząc wyniki szacunkowych obliczeń szybkości wymiany wody w bryle składowiska, do wyników uzyskanych z testów wymywania, w tym do obliczonych wartości opóźnienia  $R$  i czasu połowicznego wylugowania  $T_{0,5}$  (tab. 2), widoczne jest, iż wylugowywanie rozpuszczalnych składników ze składowiska hutniczego jest procesem długotrwałym. Badania laboratoryjne wykazały, iż po trójrotnej wymianie wody w próbce odpadów, które przez 15 lat podlegały wymywaniu na składowisku, w dalszym ciągu intensywnemu wymywaniu podlegają makroskładniki, zwłaszcza potas, sól, siarczany. Zakładając więc jednokrotną wymianę wody w obszarach składowiska o miąższości odpadów wynoszącej około 30 m, można wnioskować, iż zanieczyszczenia ze zdeponowanych odpadów wciąż są wymywane. Jednocześnie dodatkowy ładunek zanieczyszczeń podlegających intensywnemu wymywaniu jest dostarczany wraz z nowymi odpadami na bieżąco przywożonymi z huty. Wpływ składowiska na wody podziemne potwierdzają wyniki badań monitoringowych (Sołtysiak, 2007b), które wykazują obecność w wodach podziemnych wokół składowiska Huty Katowice Lipówka podwyższonych koncentracji jonów głównych. Uwzględniając ten fakt oraz wyniki badań laboratoryjnych można wnioskować, iż składowisko odpadów Huty Katowice Lipówka jest czynnym ogniskiem zanieczyszczeń wód podziemnych, którego wpływ na wody podziemne uwidocznić się będzie przez następne dziesięciolecia.

## WNIOSKI

1. Przeprowadzone badania potwierdziły, iż ilość wymywanych substancji z odpadów hutniczych nowodeponowanych (świeżych) i 15-letnich jest zróżnicowana. Dużym ładunkiem intensywnie wymywanych zanieczyszczeń charakteryzował się odpad świeży – wymywaniu podlegały

przede wszystkim jony główne – siarczany, sól, potas oraz wapń. Natomiast odpad 15-letni, mimo iż uległ już przemyciu na składowisku, w dalszym ciągu stanowi źródło zanieczyszczeń, zwłaszcza potasu, sodu i siarczanów.

2. Charakterystyczną cechą otrzymanych odcieków jest ich wysoki odczyn i w konsekwencji niskie stężenia wielkości metali, kształtujące się zazwyczaj na poziomie kilku, kilkunastu  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ .

3. Wyniki uzyskane z badań laboratoryjnych zasadniczo zbieżne są z wynikami badań lizymetrycznych, które również wykazały wysokie wymywanie jonów głównych z tych samych prób badanych odpadów (Sołtysiak, 2007b).

4. Zastosowanie programu CXTFIT, umożliwiło określenie prędkości rzeczywistej przepływu przez jedną z badanych próbek odpadów, pozwoliło określić spadek stężeń wymywalnych substancji w stosunku do krotności przemycia próbki. Uzyskane wyniki wskazują, iż składowisko odpadów przemysłowych Huty Katowice Lipówka pozostanie czynnym ogniskiem zanieczyszczeń przez najbliższe kilkadziesiąt lat.

Badania prowadzono w ramach Projektu badawczego Komitetu Badań Naukowych nr 4T12B 02826 pt.: „Chemizm i jakość wód podziemnych w rejonie składowisk odpadów Huty Katowice w rejonie Strzemieszyc w świetle badań monitoringowych” w Katedrze Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego (Sołtysiak, 2007a).

Autor uważa za swój miły obowiązek złożenie podziękowań Pani Profesor Jadwidze Szczepańskiej-Plewie oraz Panu Profesorowi Andrzejowi Rózkowskiemu za wszystkie cenne uwagi, które ukształtowały ostateczny kształt i zawartość niniejszej pracy. Jednocześnie autor pragnie podziękować Pani mgr Dominice Barczyńskiej za zaangażowanie w prace laboratoryjne.

## LITERATURA

- DĄBROWSKA L., ŁĄCZNY J.M., 1997 – Wspólne składowanie odpadów powęglowych i mieszaniny popiołowo-wodnej dla zmniejszenia zagrożenia wód podziemnych. *W: Współczesne problemy hydrogeologii*, t. 8: 209–211. WIND, Wrocław.
- KŁOJZY-KARCZMARCZYK B., 2003 – Zastosowanie odpadów energetycznych w ograniczeniu transportu zanieczyszczeń ze składowisk odpadów górniczych. IGSMiE PAN, Kraków.
- PARKER J.C., VAN GENUCHTEN H.T., 1984 – Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. *Virginia Agricultural Experiment Station Bull.* Blacksburg.
- RUBIN H., 1999 – Zastosowanie testów wymywalności zanieczyszczeń z odpadów do oceny zagrożenia wód podziemnych w rejonie składowisk Zakładów Chemicznych Tarnowskie Góry. Praca doktorska. Arch. WNoZ UŚI, Sosnowiec.
- SOŁTYSIAK M., 2007a – Skład chemiczny i jakość wód podziemnych w rejonie składowisk odpadów Huty Katowice w świetle wyników badań monitoringowych. Praca doktorska. Arch. WNoZ UŚI, Sosnowiec.
- SOŁTYSIAK M., 2007b – Badania lizymetryczne wymywalności zanieczyszczeń z odpadów hutniczych Huty Katowice. *W: Współczesne problemy hydrogeologii*, t. 13, cz. 2: 345–353. AGH Kraków.
- SZCZEPAŃSKA J., 1987 – Zwałowiska odpadów węgla kamiennego jako ogniska zanieczyszczeń środowiska wodnego. *Zesz. Nauk. AGH, 1135, Geologia*, 35.
- TWARDOWSKA I., SZCZEPAŃSKA J., WITCZAK S., 1988 – Wpływ odpadów górnictwa węgla kamiennego na środowisko wodne. Ocena zagrożenia, prognozowanie, zapobieganie. Wydawnictwo PAN, Wrocław.
- WITCZAK S., 1987 – Opis i instrukcja użycia programu CXTFIT, maszynopis, IHiGI AGH, Kraków.
- WITCZAK S., ADAMCZYK A., 1994 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. T. I. Biblioteka Monitoringu PIOŚ, Warszawa.
- ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dn. 28 stycznia 2009 r. – zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego; *Dziennik Ustaw* Nr 27 poz. 169.

## SUMMARY

The research aim was to determinate the groundwater endangering, caused by slag dumped in the Lipowka landfill in Strzemieszyce (a town in southern Poland). This landfill has been used since 1985 and there are accumulated 7.9 mln tons of metallurgical waste composed mainly of slag. The landfill is situated in the recharge zone of the Triassic major aquifer Olkusz–Zawiercie. Unfortunately slag has been dumped directly on the ground, without any isolation from below.

The dynamic leaching tests were carried out on two samples. First one was taken from slag deposited in 1989. The second one consisted of slag deposited at present. These sam-

ples were put to circulating cells. Recharge simulated 30% of average annual precipitation. Electrical conductivity, pH value and concentration of Cl, SO<sub>4</sub>, Ca, Mg, Na, K, Ba, Al, Ni, As, Hg, Sb, Cr were indicated in the effluents. Fall of electrical conductivity and high pH value (more then 9.5) were observed during the experiment. Main ions were intensively leached: SO<sub>4</sub>, Cl, K, Na and Ca. Low concentrations of other elements were observed in effluents.

In the case of slag deposited at present dominating hydrochemical type of effluents was SO<sub>4</sub>-Ca-Na and SO<sub>4</sub>-Ca-Na-K. Value of electrical conductivity of these effluents decreased from 3.95 to 1.78 mS/cm. High concentration of sulphates

(up to 2 g/dm<sup>3</sup>) and potassium – up to 223 mg/dm<sup>3</sup> were characteristic for these effluents.

For the first effluent from slag deposited in 1989 value of electrical conductivity was 1.33 mS/cm. It decreased to 1.02 mS/cm. During the experiment chlorides were leached completely. The sulphate ion was dominant.

Interpretation of the experiment was made by using the CXTFIT program. Calculations were performed for results of leaching from the slag 15 years old. Curves of leaching for Cl, SO<sub>4</sub>, Ca, Na, B, Sr, Cr were taken into consideration. Results of calculations indicated, that during the experiment, three exchanges of water occurred. Nonetheless pollutants, especially K, Na, SO<sub>4</sub> still were leached from the investigated slag.

Simultaneously, pollutants are intensively leached from new waste which is still brought from the steelwork.

The seepage time for the Lipowka landfill was estimated too. Results of calculations suggest, that the Lipowka landfill could be flush out from one up to several times, depending on the thickness of the slag layer. The influence of the Lipowka landfill on groundwater was confirmed by monitoring research. Taking into account this fact and results of laboratory tests, one can infer, that the landfill of the Katowice Steelwork is an active groundwater pollutions source. Its influence on groundwater will be still visible in next decades.