

## Zanieczyszczenie wód spływu powierzchniowego ze skarpy osadnika odpadów poflotacyjnych rud Zn-Pb typu doliny Mississippi w Bolesławiu k. Olkusza

Arkadiusz Bauerek<sup>1</sup>, Jacek M. Łączny<sup>1</sup>



A. Bauerek

J.M. Łączny

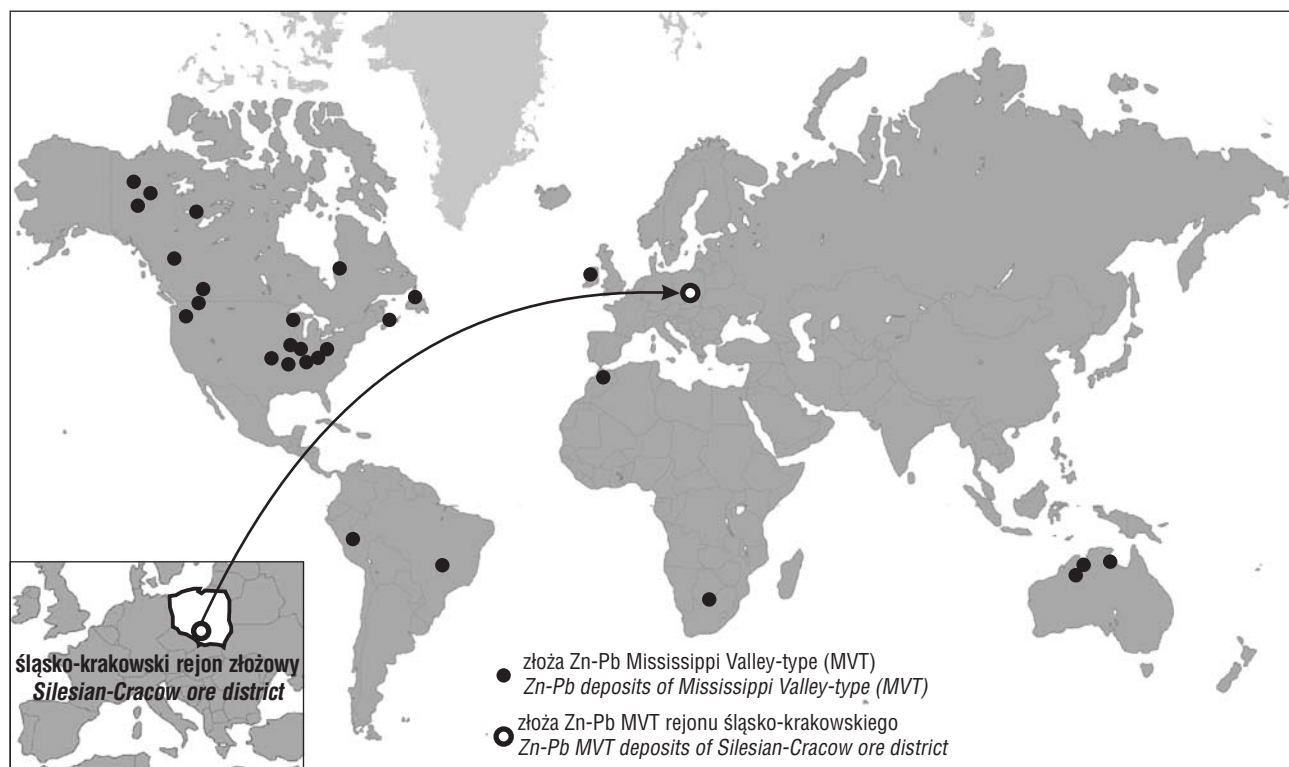
**Contaminated water runoff from dam slopes of tailings pond of flotation plant of Zn-Pb Mississippi Valley-type ores at Boleslaw near Olkusz.** Prz. Geol., 58: 54–59.

*Abstract.* The paper presents results of studies on storm-generated surface runoff, a phenomenon belonging to the least known factors responsible for migration of pollutants to water environment. The results of determinations of pH, conductivity as well as content of Ca, Zn, Cd, and Pb are found to be useful as the main indicators of pollution spread by waters running from dam slopes of pond in which tailings from flotation of Zn-Pb ore are disposed. Rain water leaches fine fractions of carbonate-sulfate wastes (represented mainly by dolomite, 73%, and Fe sulfides – marcasite, up to 20%) which leads to change in character of surface runoff water to that of SO<sub>4</sub>-Ca hydro-chemical type. Among the leached metals significantly important for the environment are Zn, Cd and Pb whose concentrations exceed threshold values for surface and/or groundwater of IV quality class. Acceptable concentrations in waste waters are frequently exceeded by sulfates and incidentally by zinc. Variability of the analyzed concentration indices from the years 2008 and 2009 indicates influence of weather conditions on chemical composition of surface runoff water from slopes of tailings pond of flotation plant of MVT ores.

**Keywords:** rain water runoff, flotation wastes, heavy metals, sulfates, MVT ore deposits

W Ameryce Północnej (Stany Zjednoczone i Kanada), Australii oraz w Europie (Polska, Irlandia i Francja) licznie występują złoża rud cynku i ołowiu typu doliny Mississippi (ang. *Mississippi Valley-type* — MVT) (ryc. 1). Są to złoża epigenetyczne, powstałe na skutek metasomatycznego przekształcenia węglanowych utworów platformowych pod wpływem oddziaływania niskotemperaturowych (75–200°C) roztworów hydrotermalnych (Konstantyno-

wicz, 1979; Leach i in., 1993). Ciała rudne, zawierające głównie proste siarczki metali (sfaleryt, galena, markasyt lub piryt), występują najczęściej we wtórnych dolomitach jako wypełnienie pustek krasowych, stref zbrękcjowanych oraz jako okruszcowanie skał macierzystych. Rozciągłość obszarów złożowych sięga setek kilometrów, a płytkie występowanie ciał rudnych sprzyja rozwojowi procesów wietrzeniowych w ich stropowych częściach. Szacuje się,



**Ryc. 1.** Występowanie na świecie złóż Zn-Pb typu doliny Mississippi  
**Fig. 1.** Worldwide distribution of Mississippi Valley-type ore deposits

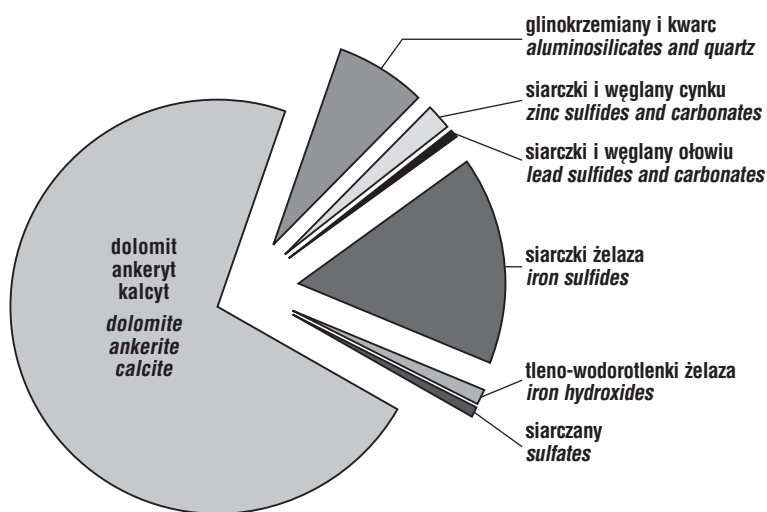
<sup>1</sup>Główny Instytut Górnictwa, pl. Gwarków 1, 40-166 Katowice; a.bauerek@gig.eu, j.laczny@gig.eu

że w złożach tego typu znajduje się 25% światowych zasobów wymienionych metali (Paradis i in., 2005). W wyniku wydobycia i przeróbki rud cynku i ołowiu MVT powstają znaczące ilości drobnofrakcyjnych, bogatych w metale ciężkie (Zn, Pb, Cd) odpadów. Bardzo dużo odpadów tego typu jest składowanych w środkowej części Stanów Zjednoczonych, na obszarach złożowych Tri-State i Old Lead Belt Mining District (Missouri, Oklahoma i Kansas). Są one jednak systematycznie zagospodarowywane. Ocenia się, że w rejonie tym z 750 mln t składowanych wcześniej odpadów tylko ok. 200 mln t pozostało niezagospodarowanych (Tri-State Mining District, 2007). W Polsce odpady poflotacyjne rud Zn-Pb występują w trzech rejonach śląsko-krakowskiego obszaru złożowego: bytomskim — ok. 30 mln t, olkuskim — ok. 60 mln t i chrzanowskim — ok. 33 mln t (Girczys & Sobik-Szołtysek, 2002).

Niezależnie od miejsca występowania odpady poflotacyjne z przeróbki rud MVT mają zbliżony, węglanowo-siarczkowy skład chemiczny. Wynika to z podobnej genezy samych złóż, ich zbliżonego wykształcenia litologicznego, jak również analogicznych asocjacji minerałów metalonośnych w nich występujących (Leach i in., 1995; Seal & Foley, 2002). W składzie mineralnym odpadów poflotacyjnych przeważają węglany (ok. 73%), reprezentowane przez dolomit, ankeryt i kalcyt (ryc. 2). Siarczki i utlenione minerały Zn, Pb i Fe stanowią do 20% wagowych odpadów. Wśród minerałów siarczkowych wyraźnie przeważają siarczki żelaza (markasyt i piryt), których udział w odpadach deponowanych w różnym czasie zmienia się od 11 do 17% wagowych. Siarczki i siarczany Zn i Pb stanowią odpowiednio 1,05% wag. oraz 1,6% wag. Minerale ilaste, takie jak: illit, montmoryllonit i kaolinit, stanowią średnio około 7% wagowych odpadów (Cabała & Teper, 2006).

Ze względu na zdecydowaną przewagę w odpadach minerałów węglanowych, które ograniczają migrację metali ciężkich, zainteresowanie wpływem tych odpadów na środowisko było do tej pory niewielkie i, naszym zdaniem, niewystarczające. Badane były jedynie procesy rozwijania najdrobniejszych frakcji wzbogaconych w metale, ich negatywne oddziaływanie na organizmy żywe oraz wpływ zanieczyszczonych odcieków na środowisko wodne (Adamczyk, 1990; Smith & Schumacher, 1991; Adamczyk & Haładus, 1994; Górecka i in., 1994; Wilk & Bocheńska, 2003). Warto też zaznaczyć, że w dotychczasowych badaniach nad oddziaływaniem odpadów poflotacyjnych MVT na środowisko wodne rzadko uwzględniano splot powierzchniowy generowany przez ulewne deszcze. Wstępne wyniki badań wymywania zanieczyszczeń z odpadów poflotacyjnych w rejonie olkuskim oraz przemian mineralogicznych towarzyszących wymienionemu zjawisku przedstawił Bauerek i in. (2009). W efekcie tych badań wykazano, iż w wodach spływu powierzchniowego dominują siarczany ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) i wapń ( $\text{Ca}^{2+}$ ), którym towarzyszy cynk (Zn) i kadm (Cd). Cabała (2005) natomiast sygnalizował agresywny charakter wód spływu powierzchniowego ze składowiska odpadów poflotacyjnych ZGH *Bolesław* w Bukowni oraz opisał fazy mineralne towarzyszące wietrzeńskim odpadów.

Celem naszych badań było poznanie stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń w wodach spływu powierzchniowego z osadnika odpadów poflotacyjnych z przeróbki



Ryc. 2. Średni skład mineralny odpadów poflotacyjnych rud Zn-Pb w rejonie olkuskim (Cabała & Teper, 2006)

Fig. 2. Average mineral composition of flotation wastes from Olkusz district (Cabała & Teper, 2006)

rud Zn-Pb w Bolesławiu (woj. małopolskie) oraz próba porównania ich z wartościami granicznymi przyjętymi w obowiązującym prawie ochrony środowiska. Jako główne kryterium odniesienia zastosowano graniczne stężenia zanieczyszczeń w ściekach wprowadzanych do wód i do ziemi. Wyniki badań odniesiono także do klasyfikacji jakości wód powierzchniowych i podziemnych ze względu na potencjalną możliwość oddziaływania wód spływu na te wody.

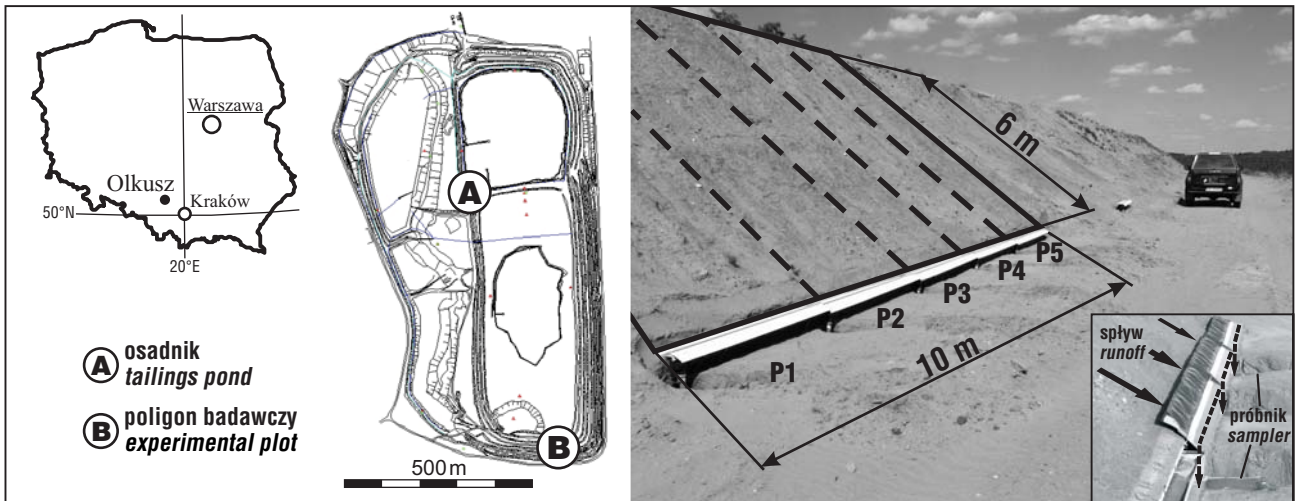
Siła presji wywieranej przez odpady MVT na środowisko wodne jest wyraźnie uzależniona od lokalnych warunków klimatycznych (Seal & Foley, 2002). Jak raportuje U.S Geological Survey, ługowaniu zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych sprzyja klimat umiarkowanie ciepły ze znaczną ilością opadów deszczu. Prezentowane w niniejszej pracy wyniki badań są więc istotne w kontekście dyskusji o zmianach klimatu, które mogą doprowadzić do nasilenia gwałtownych zjawisk atmosferycznych i intensyfikacji transferu zanieczyszczeń przez wody spływu powierzchniowego.

### Metodyka badań

Obiektem badań były wody spływające z osadnika odpadów poflotacyjnych z przeróbki rud Zn-Pb w Bolesławiu (woj. małopolskie). Osadnik ten jest wykorzystywany od 1957 r. do chwili obecnej (ryc. 3), zajmuje powierzchnię 110 ha, wznosi się powyżej otaczający go teren na wysokość 42 m i zawiera 60 mln ton odpadów.

Do poboru próbek wody wytypowano powierzchnię na zewnętrznym stoku osadnika, o nachyleniu  $30^\circ$ , pokrytą odpadami drobnofrakcyjnymi. W celu przejmowania wód spływu powierzchniowego poniżej stoku ustawiono pięć 2-metrowych rynien i utworzono 5 przylegających do siebie poligonów badawczych o łącznej powierzchni  $60 \text{ m}^2$  (ryc. 3). Rynny zaprojektowano tak, żeby woda pochodząca ze spływu nie mieszała się z wodą opadową.

Próbki wód pobrano bezpośrednio po 6 epizodach opadów zanotowanych od czerwca do października 2008 r. i 3 epizodach z maja i czerwca 2009 r. — łącznie 39 próbek. Pobrane wody dostarczono do laboratorium Zakładu Monitoringu Środowiska Głównego Instytutu Górnictwa



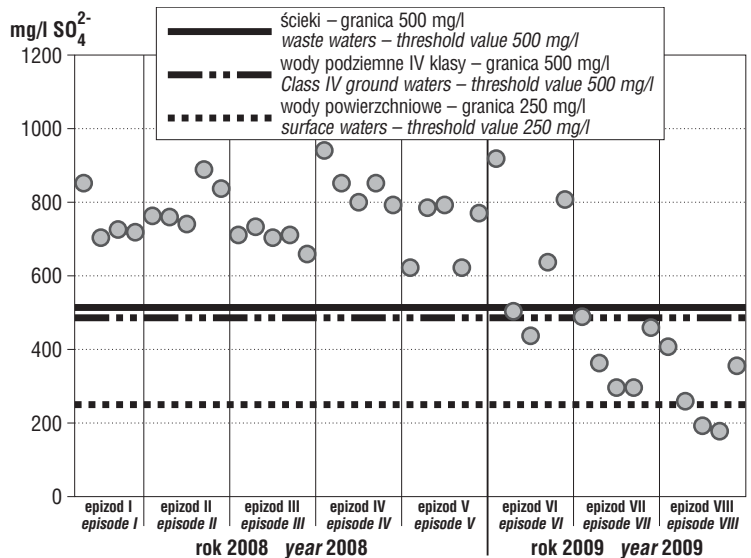
Ryc. 3. Lokalizacja osadnika odpadów poflotacyjnych w Bolesławiu i schemat zabudowy poligonu doświadczalnego  
 Fig. 3. Location of study area and experimental plot with equipment

w Katowicach. Po przefiltrowaniu przez filtr 0,45  $\mu\text{m}$  próbki wód przelano do polietylenowych butelek o pojemności 0,5 l. Pomiary pH i przewodności właściwej nieprzesączonych próbek wody wykonano w terenie za pomocą zintegrowanego miernika MultiLine P4 firmy WTW. Oznaczenie jonu siarczanowego ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) wykonano metodą chromatografii jonowej z zastosowaniem urządzenia ICS-2500 firmy Dionex. Stężenie wapnia (Ca), cynku (Zn), kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) określono metodą ICP-AES, stosując instrument Perkin-Elmer Optima 3000DV. W okresie letnim 2008 i 2009 r. prowadzono stały monitoring natężenia opadów deszczu nad osadnikiem, z zastosowaniem radaru meteorologicznego w Ramży w województwie śląskim. System pozyskiwania danych, stworzony we współpracy z Instytutem Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie, pozwalał na identyfikację wszystkich opadów deszczu o natężeniu powyżej 5 mm/h, w tym epizodów powodujących spływ powierzchniowy.

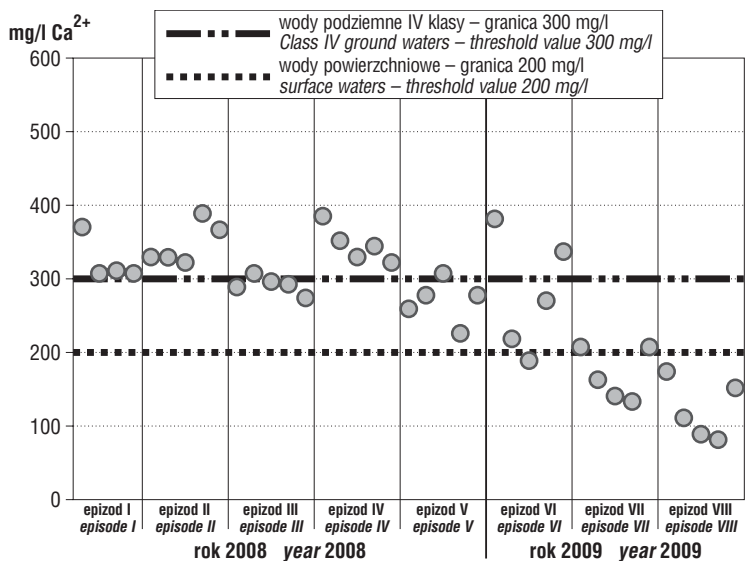
**Stężenie głównych wskaźników zanieczyszczeń w wodach spływu z osadnika w Bolesławiu**

Wyniki badań chemicznych wód spływu powierzchniowego z osadnika odpadów poflotacyjnych rud cynku i ołowiu MVT wskazują, że spośród 27 badanych parametrów istotne znaczenie w kontekście ewentualnego oddziaływania na środowisko wodne ma 5 wskaźników. Są to siarczany i wapń jako jony główne, decydujące o siarczanowo-wapniowym ( $\text{SO}_4\text{Ca}$ ) typie hydrochemicznym wód spływu, oraz metale ciężkie: cynk, kadm i ołów, z których dwa ostatnie charakteryzują się szczególną toksycznością w środowisku wodnym (Kabata-Pendias & Pendias, 1999).

Zestawienie parametrów statystycznych analizowanych wskaźników zanieczyszczeń (tab. 1) wskazuje, że rozpiętość uzyskiwanych wyników, opisana wartościami minimalnymi, maksymalnymi i rozstępem, zarówno stężeń siarczanów oraz wapnia, jak i metali ciężkich, jest znaczna.



Ryc. 4. Rozkład stężeń siarczanów w wodach spływu powierzchniowego  
 Fig. 4. Distribution of sulfate concentration in surface runoff water



Ryc. 5. Rozkład stężeń wapnia w wodach spływu powierzchniowego  
 Fig. 5. Distribution of calcium concentration in surface runoff water



Jednak relatywnie zbliżone wartości średniej i mediany sugerują, że zbiór otrzymanych wyników jest jednorodny.

Wyraźnie zaznacza się zmienność stężeń siarczanów, wapnia i kadmu (ryc. 4, 5 i 6). Stężenia wymienionych wskaźników w wodach pobranych po 6 epizodach opadowych w roku 2008 są wyższe od stężeń pomierzonych w wodach pobranych po 3 zdarzeniach opadowych w roku 2009. Natomiast rozkład stężeń cynku i ołowiu w wodach spływu jest bardziej wyrównany, choć paradoksalnie trudniejszy do zinterpretowania (ryc. 7 i 8).

### Jakość wód spływu powierzchniowego z osadnika odpadów poflotacyjnych MVT

Na podstawie analizy parametrów statystycznych głównych wskaźników chemicznych badanych wód, tzn. siarczanów, wapnia oraz metali ciężkich: cynku, kadmu i ołowiu, można stwierdzić, że jednoznacznie zła ocena jakości wód spływu powierzchniowego wynika z wysokich stężeń jonu  $\text{SO}_4^{2-}$  (tab. 1, ryc. 4). Stężenie tego

składnika wód waha się w szerokich granicach. Biorąc pod uwagę medianę, stężenie siarczanów 1,4 razy przekroczyło wartość graniczną dopuszczalną w ściekach i wodach podziemnych IV klasy jakości (wynoszącą  $500 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$ ) oraz było 2,8-krotnie wyższe od wartości granicznej określającej górną granicę stężenia siarczanów w wodach powierzchniowych dobrej jakości —  $250 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{l}$ . Incydentalnie kilkakrotnie przekroczeń wskazanych wartości granicznych mogą być znacznie wyższe.

Mediana stężeń jonu  $\text{Ca}^{2+}$  była nieznacznie niższa od wartości granicznej przyjętej dla wód podziemnych IV klasy jakości ( $300 \text{ mg Ca}^{2+}/\text{l}$ ), ale 1,5 razy przekroczyła wartość dopuszczalną w wodach powierzchniowych (tab. 1, ryc. 5). W próbkach wody o największych stężeniach wapnia wymienione kryteria były przekroczone odpowiednio 1,3 razy i 1,9 razy. W ściekach nie ustanowiono granicznego stężenia wapnia.

Wśród rozpatrywanych metali ciężkich rozpuszczonych w wodach spływu powierzchniowego z osadnika największe stężenie miał cynk (tab. 1, ryc. 6). Jednak ze względu

**Tab. 1 Parametry statystyczne wybranych wskaźników zanieczyszczeń wód spływu powierzchniowego i wartości graniczne tych wskaźników dopuszczalne w wodach podziemnych, powierzchniowych i ściekach wprowadzanych do wód lub do ziemi**  
Table 1. Statistically significant parameters of selected indices of surface runoff water pollutants and corresponding threshold values

Parametry Parameters	pH	Przewodność właściwa Specific conductivity	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Ca}^{2+}$	Zn	Cd	Pb
		( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )					
Liczebność Frequency	39	39	39	39	39	39	39
Minimum Minimum	6,80	392	179	80,6	0,56	0,020	0,010
Maksimum Maximum	7,96	1690	939	388,8	2,65	0,075	0,031
Rozstęp Range	1,16	1298	760	308,2	2,09	0,055	0,021
Średnia arytmetyczna Mean	7,42	1122	639	267,4	1,60	0,047	0,019
Mediana Median	7,40	1200	712	292,6	1,40	0,045	0,017
Odchylenie standardowe Standard deviation	0,26	350	214	86,5	0,50	0,014	0,006
Moda Mode	7,20	1190	855	306,6	1,70	0,037	0,017
Wartości graniczne dopuszczalne w ściekach wprowadzanych do wód lub do ziemi* Threshold values for waste water*	6,5-9,0	—	500	—	2	0,4	0,5
Wartości graniczne dopuszczalne w wodach powierzchniowych** Threshold values for surface water**	6,0-9,0 <sup>1)</sup>	1500 <sup>1)</sup>	250 <sup>1)</sup>	200 <sup>1)</sup>	1 <sup>1)</sup>	0,0015 <sup>2)</sup>	0,0072 <sup>2)</sup>
Wartości graniczne dopuszczalne w wodach podziemnych IV klasy jakości*** Threshold values for IV class ground water***	<6,5 lub, or >9,0	3000	500	300	2	0,01	0,1

\*wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r., w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984).

\*\*after The Regulation of Environment Minister from 24.07.2006, concerning conditions to be fulfilled when wastes as well as substances particularly harmful for the water environment are being introduced to water or ground (Dz.U. Nr 137, poz. 984).

\*\*\*wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. Nr 162, poz. 1008).

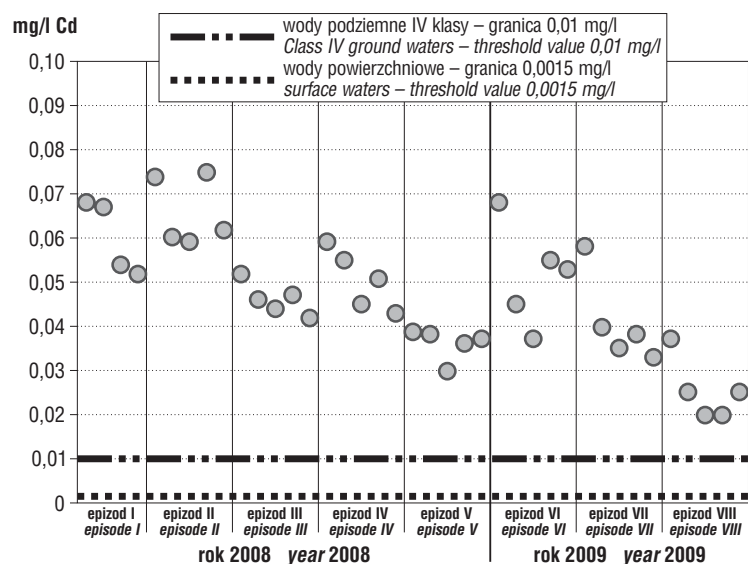
\*\*after The Regulation of Environment Minister from 23.07.2008, concerning the criteria of evaluation procedure of groundwater quality (Dz.U. Nr 142, poz. 896).

\*\*\*wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. Nr 142, poz. 896).

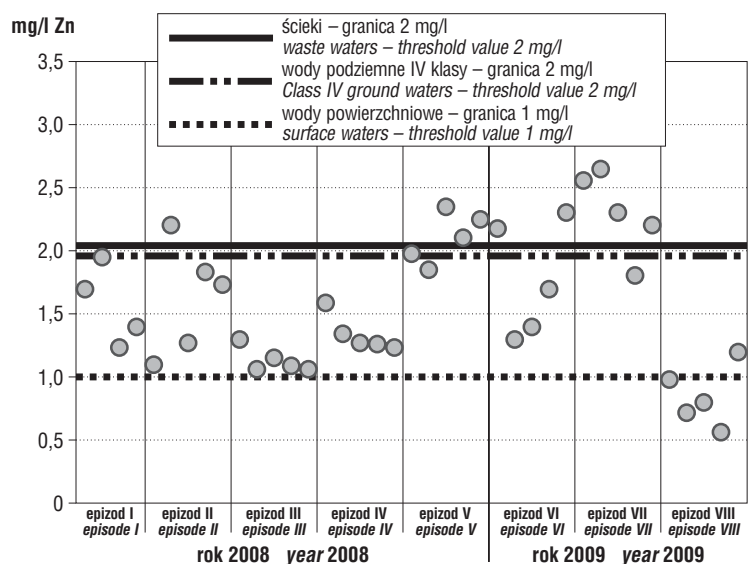
\*\*\*after to The Regulation of Environment Minister from 20.08.2008, related to the classification procedure of the status of homogenous parts of surface waters (Dz.U. Nr 162, poz. 1008).

<sup>1)</sup>wskaźniki fizykochemiczne mogące przekwalifikować wodę do III klasy stanu ekologicznego — physical and chemical indicators able to re-qualify water to III class ecological status.

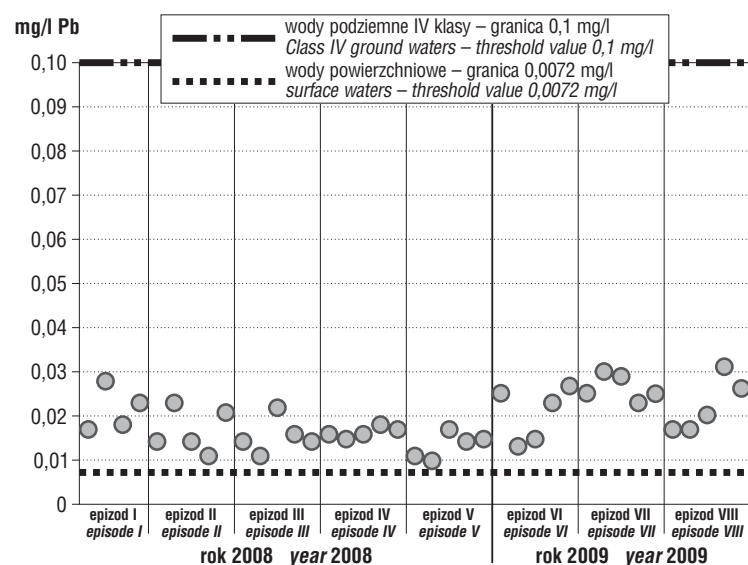
<sup>2)</sup>wskaźniki składu chemicznego, których przekroczenie decyduje o złym stanie wód — indices of chemical status, exceeding of which is significantly important for water bad state recognition.



Ryc. 6. Rozkład stężeń kadmu w wodach spływu powierzchniowego  
Fig. 6. Distribution of cadmium concentration in surface runoff water



Ryc. 7. Rozkład stężeń cynku w wodach spływu powierzchniowego  
Fig. 7. Distribution of zinc concentration in surface runoff water



Ryc. 8. Rozkład stężeń ołowiu w wodach spływu powierzchniowego  
Fig. 8. Distribution of lead concentration in surface runoff water

na relatywnie niską toksyczność tego metalu dopuszczalne wartości graniczne cynku w wodach są wysokie (Kabata-Pendias & Pendias, 1999). W związku z tym tylko w 9 próbkach z 39 badanych stężenie cynku przekroczyło normę dla ścieków i wód podziemnych IV klasy jakości, wynoszącą 2 mg Zn/l. Jednak norma przyjęta dla wód powierzchniowych dobrej jakości (1 mg Zn/l) została przekroczona wielokrotnie — zwykle 1,4 razy, a incydentalnie 2,6 razy.

Stwierdzone w badanych wodach stężenia kadmu i ołowiu były wielokrotnie niższe od wartości granicznych stężeń tych metali w ściekach odprowadzanych do wód i do ziemi — wynoszących odpowiednio 0,4 i 0,5 mg/l (tab. 1). Jednak we wszystkich badanych próbkach stężenie kadmu przekraczało wartość graniczną dla IV klasy jakości wód podziemnych (od 2 do 7,5 razy), a wartość określająca górną granicę dobrego stanu wód powierzchniowych była przekroczona od 13,3 do 50 razy (ryc. 7). Ponadto stężenie ołowiu przekraczało wartość graniczną określoną dla wód powierzchniowych od 1,4 do 4,3 razy, ale mieściło się w granicach normy przyjętej dla IV klasy wód podziemnych (ryc. 8).

### Dyskusja i podsumowanie

Rozkład stężeń siarczanów, wapnia i kadmu w próbkach wód spływu powierzchniowego z osadnika w Bolesławiu w 2008 r. znacznie różni się od zmienności tych wskaźników w próbkach wód z 2009 r. Typ tych zmian może wskazywać na słusność przypuszczenia, że jednym z ważnych czynników wpływających na dynamikę ługowania zanieczyszczeń z odpadów poftlotacyjnych MVT są warunki pogodowe (Bauerek i in., 2009). W 2008 r. przeważały intensywne opady burzowe, które następowały po kilkunastodniowych, gorących, suchych okresach bezdeszczowych. Takie warunki sprzyjają ewaporacyjnej krystalizacji łatwo rozpuszczalnych siarczanów w następstwie szybkiego wietrzenia minerałów siarczkowych. Każdy intensywny opad, wywołujący spływ, powodował zatem ługowanie znacznych ładunków zanieczyszczeń. W 2009 r. niestabilna pogoda i długie okresy wilgotne nie sprzyjały krystalizacji siarczanów na powierzchni odpadów, co powodowało zubożenie powierzchniowej warstwy osadu w składniki łatwo ługowalne.

Zmienność stężeń cynku i ołowiu w badanych wodach była inna niż wcześniej opisanych wskaźników. W 2008 r. zanotowano względnie stabilizację stężeń wymienionych metali. Natomiast wyniki z roku 2009 charakteryzują się rozkładem wskazującym na możliwe oddziaływanie innych, nieuwzględnionych czynników.

Porównanie wartości wskaźników chemicznych wód spływu powierzchniowego z wartościami granicznymi określonymi dla ścieków wynika z ustawy *Prawo wodne* z dnia 18 lipca 2001 r. (Dz.U. Nr 115, poz. 229). Może natomiast pojawić się pytanie o zasadność powołania jako kryterium porównawczego klasyfikacji wód podziemnych i powierzchniowych. W bezpośrednim podłożu osadnika nie ma bowiem wód podziem-

nych — ponieważ na skutek robót górniczych w zwierciadle wód gruntowych powstał lej depresyjny. Składowisko nie leży także w bezpośrednim sąsiedztwie jakiegokolwiek ciekłu powierzchniowego.

Przedstawiona klasyfikacja jakości wód spływu jest umowna i uwzględnia następujące aspekty:

□ obecnie odcieki infiltrujące w podłoże gruntowe w rejonie osadnika trafiają do systemu odwadniania kopalni *Olkusz–Pomorzany*, gdzie mieszają się z wodami podziemnymi. Następnie wody te są wypompowywane na powierzchnię i odprowadzane do rzeki Przemsza kanałem Dąbrówka (Adamczyk i in., 1994). Stężenia zanieczyszczeń notowane w wodach spływu powierzchniowego mogą zatem rzutować na ogólny bilans zanieczyszczeń zrzucanych z wodami kopalnianymi do wód powierzchniowych.

□ po zakończeniu lub ograniczeniu eksploatacji rud w kopalni *Olkusz–Pomorzany* (po 2013 r.) i zaprzestaniu odwadniania górotworu nastąpi odbudowa poziomu wodonośnego serii węglanowej triasu (Wilk i in., 2003). Zatem w przyszłości osadnik może oddziaływać na jakość wód podziemnych poprzez bezpośrednią infiltrację zanieczyszczonych wód spływu powierzchniowego.

Rozpoznanie wszystkich ognisk zanieczyszczeń powinno być szczególnie dokładne na obszarach, gdzie górnictwo rud Zn-Pb współwystępuje z podziemnymi wodami użytkowymi. Głównym zagrożeniem dla części Głównego Zbiornika Wód Podziemnych *Olkusz–Zawiercie* objętej wpływem górnictwa rudnego są siarczany, ale również metale pochodzące z przemysłowych ognisk zanieczyszczeń związanych z eksploatacją i przeróbką rud Zn-Pb (Adamczyk, 1990; Rózkowski i in., 1997).

Przewidywane jest zatem kontynuowanie badań wód spływu powierzchniowego i ich oddziaływania na środowisko wodne w celu szczegółowego rozpoznania:

□ ilości wód spływających z obwałowań osadnika w czasie epizodów opadowych;

□ sezonowej frekwencji zjawiska spływu powierzchniowego w powiązaniu z występowaniem intensywnych opadów deszczu;

□ czynników wpływających na skład chemiczny i ilość wód spływających ze skarpy osadnika.

Wydaje się to szczególnie istotne wobec obserwowanego nasilania się ekstremalnych zjawisk pogodowych, w tym także intensywnych opadów deszczu zwiększających spływ powierzchniowy.

Wyniki badań wybranych wskaźników zanieczyszczeń w wypływach spod składowisk odpadów poflotacyjnych MVT na obszarze Old Lead Belt (południowo wschodnie Missouri) wskazują, że typ ługowanych zanieczyszczeń jest podobny do stwierdzonego przez nas w wodach spływu powierzchniowego z osadnika w Bolesławiu. Jednak wody spływu powierzchniowego z odpadów poflotacyjnych MVT składowanych w rejonie olkuskim zawierają 2,5 razy więcej kadmu, 1,3 razy więcej cynku i 1,3 razy więcej wapnia. Natomiast w wodach odciekających spod składowisk odpadów MVT w Missouri jest 2,8 razy więcej ołowiu niż w wodach spływu powierzchniowego z odpadów w rejonie Olkusza. Wartości pozostałych analizowanych wskaźników zanieczyszczeń są podobne — różnice nie przekraczają kilkunastu procent (Smith & Schumacher, 1991). Różnice te mogą być spowodowane uwarunkowaniami mineralogicznymi, hydrochemicznymi i klimatycznymi, charakterystycznymi dla danego rejonu. Nie bez znaczenia pozostaje zapewne również fakt, że ługowanie zanieczyszczeń na obwałowaniu osadnika w rejonie Olkusza zachodzi w warunkach powierzchniowych *sensu*

*stricto*. Natomiast wyniki badań z obszaru Old Lead Belt dotyczą wypływów spod składowiska, a zatem wód o składzie chemicznym kształtowanym również na etapie infiltracji przez bryłę składowiska. Jak sugerują Girczys i Sobik-Szołtysek (2002) w warunkach szybkiego spływu powierzchniowego stabilizacja niektórych metali w trwałych fazach mineralnych (węglanach i tlenkach) nie jest w pełni efektywna i niektóre z nich przechodzą do wód spływu powierzchniowego.

## Literatura

- ADAMCZYK A. 1990 — Wpływ górnictwa rud cynku i ołowiu w rejonie olkuskim na wody podziemne i powierzchniowe. [W:] Zesz. Nauk. AGH, Sozologia i Sozotechnika, 32: 41–56.
- ADAMCZYK A. & HAŁADUS A. 1994 — Wpływ dużych ognisk zanieczyszczeń na wody podziemne w intensywnie drenowanym zbiorniku (S część GZWP 454 Olkusz-Zawiercie). [W:] A. Kleczkowski (red.), Metodyczne podstawy ochrony wód podziemnych. Projekt KBN Nr 9 0615 91 01. AGH: 133–153.
- BAUEREK A., CABAŁA J. & SMIEJA-KRÓL B. 2009 — Mineralogical alterations of Zn-Pb flotation wastes of the Mississippi Valley Type ores (Southern Poland) and their impact on contamination of rain water runoff. Polish J. Environment. Stud., 18(5): 781–788.
- CABAŁA J. 2005 — Acid drainage of post flotation wastes from Zn-Pb ores; changes of mineral composition in rhizosphere zones developed on tailings pond. Zesz. Nauk. Pol. Śl., 1690, Górnictwo, 267: 63–70.
- CABAŁA J. & TEPPER L. 2006 — Metalliferous Constituents of Rhizosphere Soils Contaminated by Zn-Pb Mining in Southern Poland. Water Air Soil Pollut., 178: 351–362.
- GIR CZYS J. & SOBIK-SZOŁTYSEK J. 2002 — Odpady przemysłu cynkowo-olowiowego. Wydaw. Polit. Częstochow.: 152.
- GÓRECKA E., BELLOK A., SOCHA J., WNUK R. & KIBITLEWSKI S. 1994 — Zróżnicowanie zawartości metali w odpadach flotacyjnych rud Zn-Pb (ZGH Bolesław, rej. Olkuski). Pr. Geol., 42: 834–841.
- KABATA-PENDIAS A. & PENDIAS H. 1999 — Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydaw. Nauk. PWN: 144–170.
- KONSTANTYNOWICZ E. 1979 — Geologia surowców mineralnych, T. 2, Złota rud metali. Uniwersytet Śląski: 256–270.
- LEACH D.L. & SANGSTER D.F. 1993 — Mississippi Valley-type lead-zinc deposits. [W:] Kirkham R.V., Sinclair W.D., Thorpe R.I. & Duke J.M. (red.), Mineral Deposit Modeling: Geological Association of Canada Sp. Paper, 40: 289–314.
- LEACH D.L., VIETS J.G., FOLEY N.K. & KLEIN D.P. 1995 — Mississippi Valley-type Pb-Zn deposits. [W:] du Bray E.A. (red.), Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. U.S. Geological Survey Open-File Report 95–831: 272.
- PARADIS S., DEWING K. & HANNIGAN P. 2005 — Mineral Deposits of Canada. Mississippi Valley-type Lead-Zinc deposits (MVT). Natural Resources Canada — [http://gsc.nrcan.gc.ca/mindep/synth\\_dep/mvt](http://gsc.nrcan.gc.ca/mindep/synth_dep/mvt)
- RÓZKOWSKI A., CHMURA A. & SIEMIŃSKI A. (red.) 1997 — Użytkowe wody podziemne Górnośląskiego Zagłębia Węglowego i jego obrzeżenia. Pr. Państw. Inst. Geol., 169: 57–66.
- Rozporządzenie** Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r., w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. Nr 137, poz. 984).
- Rozporządzenie** Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. Nr 162, poz. 1008).
- Rozporządzenie** Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. Nr 142 poz. 896).
- SANGSTER D.F. 1990 — Mississippi Valley-type and SEDEX lead-zinc deposits: a comparative examination. Institution of Mining and Metallurgy, Transactions, Section B: Applied Earth Sc., 99: 21–42.
- SEAL R.R. & FOLEY N.K. (red.) 2002 — Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposits Types. U.S. Geological Survey Open-File Report 02-195: 87–107.
- SMITH B.J. & SCHUMACHER J.G. 1991 — Hydrochemical and sediment data for the old lead belt, Southeastern Missouri-1988-89. U.S. Geological Survey Open-File Report 91-211.
- Tri-State Mining District** — Chat Mining Waste, 2007 — United States Environmental Protection Agency, 530-F-07-016B, <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/industrial/special/mining/chat/fsr67-607.pdf>
- Ustawa** Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 r. (Dz.U. Nr 115, poz. 229).
- WILK Z. & BOCHENSKA T. (red.) 2003 — Hydrogeologia polskich złóż kopalni i problemy wodne górnictwa, Uczelniane Wydaw. Nauk.-Dydakt. AGH, Kraków: 313–316.

Praca wpłynęła do redakcji 31.07.2009 r.

Po recenzji akceptowano do druku 19.10.2009 r.