

# ARSEN I ANTYMON W WODACH WODOCIĄGOWYCH GÓRNOŚLĄSKIEGO OKRĘGU PRZEMYSŁOWEGO

## ARSENIC AND ANTIMONY IN MUNICIPAL WATER OF UPPER SILESIAN INDUSTRIAL REGION

Magdalena Jabłońska<sup>1</sup>, Sebastian Szopa<sup>1</sup>, Robert Skorek<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze

<sup>2</sup>Uniwersytet Śląski, Instytut Chemii, Zakład Chemii Analitycznej, ul. Szkolna 9, 40-006 Katowice  
e-mail: mjablonska@ipis.zabrze.pl, sszopa@ipis.zabrze.pl

### ABSTRACT

The objective of this study was to determine arsenic and antimony in municipal water in 13 cities of Upper Silesian Industrial Region. The following study was conducted in summer 2008. Total arsenic and antimony concentration were determined by Perkin Elmer ICP-MS spectrometer Elan 6100 DRC-e. Arsenic found in tap water samples ranged from 0,51 to 7,48 µg/l and antimony from 0,04 to 2,71 µg/l. The city of Gliwice had the highest average arsenic concentration in water (2,05 µg/l). In the case of antimony Dąbrowa Górnicza was the city with the highest average antimony concentration in water (0,57 µg/l). The study shows that concentrations of those two elements didn't surpass the Polish legislation which are 10 µg/l for As and 5 µg/l for Sb. Analysis of gain result has allowed finding strong correlation between As/Te and As/Al concentrations.

**Key words:** ICP-MS, municipal water, arsenic, antimony

### Wprowadzenie

Antymon to pierwiastek wszechobecny w środowisku naturalnym i pochodzący z naturalnych procesów jak i z działalności człowieka. W zachowaniu geochemicznym antymon zbliżony jest do arsenu i bizmutu (Kabata-Pendias 1999; Niedzielski i inni, 2000). Występuje na dwóch stopniach utlenienia Sb(III) oraz Sb(V). Jego zawartość w rzekach jest zwykle mniejsza jak 1 µg/l, a w wodach pitnych stężenie antymonu zwykle nie przekracza 0,5 µg/l. W ciągu ostatnich dziesięcioleci zaobserwowano znaczny wzrost stężenia antymonu pochodzącego z antropogenicznej działalności w systemach wodnych. Największe antropogeniczne pochodzenie antymonu jest związane z przemysłem przeróbki rud miedzi oraz spalania węgla i odpadów komunalnych. Przemysł na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP) oparty jest na hutnictwie i górnictwie węgla kamiennego, stąd duże zainteresowanie wzbudza poziom stężenia antymonu w wodach pitnych na terenie górnego Śląska. Antymon jest jednym z głównych pierwiastków, którego stężeniem zainteresowała się USEPA (Environmental Protection Agency of the United States, 1979) i Unia Europejska (Council of the European Communities, 1976). Podane przez USEPA maksymalne dopuszczalne stężenie antymonu w wodzie pitnej – 6 µg/l (USEPA, 1999) jest nieco wyższe od tego, na

które zezwała Unia Europejska. Zgodnie z ustaleniami w Unii Europejskiej maksymalne dopuszczalne stężenie antymonu w wodzie pitnej wynosi 5 µg/l. Antymon znalazł się na liście substancji szkodliwych po konwencji w Bazylei (United Nations Environmental Program, 1999) (Filella i inni, 2002). Antymon jest pierwiastkiem, który do wód gruntowych przechodzi w kompleksach z kwasami huminowymi. Jego stężenie w wodach naturalnych, waha się w granicach od dziesiątych części do 1 µg/l. Niektóre wody mineralne i gorące źródła mogą zawierać nawet kilka µg/ml antymonu. Wody opadowe zwłaszcza na zanieczyszczonych obszarach miejskich, zawierają do kilku µg/l. Zawartość antymonu w wodach uwarunkowana jest nie tylko przez czynniki antropogeniczne, ale także przez skład chemiczny utworów geologicznych otaczających wody. W środowisku wodnym antymon wykazuje duże podobieństwo do arsenu, zwłaszcza jeśli chodzi o dystrybucję i specjację. Biologiczna rola antymonu nie jest w pełni poznana, ale podobnie jak arsen jest on toksyczny już na niskim poziomie, antymon trójwartościowy ma około 10 krotnie silniejsze właściwości toksyczne jak pięciwartościowy, stąd duże zainteresowanie analizą specyficzną tego pierwiastka (Marcelino i inni, 2008; Leonard i Gerber, 1996; Gabroś i inni, 2000; Niedzielski i inni 2000). Związki antymonu są chętnie pobierane przez rośliny, a łatwa fitoprzyswajalność tego pierwiastka wpływa na

wzrost jego stężenia w roślinach szczególnie na terenach zanieczyszczonych (Kabata-Pendias, 1999; Seńczuk, 1990). Antymon w tkankach zwierzęcych jak i ludzkich ulega kumulacji głównie w nerkach, włosach, wątrobie i tarczycy. Trójwartościowe związki antymonu kumulują się głównie w krwinkach czerwonych i wątrobie, natomiast pięciwartościowe w osoczu. Objawy zatruc spowodowane działaniem antymonu są zbliżone do działania arsenu. Obserwuje się bóle głowy, osłabienie, zaburzenia oddechu, wymioty, biegunkę. Antymon i jego sole działają toksycznie głównie na ośrodkowy układ nerwowy i krew. Powodują także zapalenie spojówek oraz skóry, uszkadzają mięsień sercowy i wątrobę. Związki antymonu wykazują działanie mutagenne i kancerogenne (Kabata-Pendias, 1999; Seńczuk, 1990). Obecnie wiele grup badawczych inwestuje swój czas i prowadzi badania nad antymonem między innymi w próbkach pochodzenia środowiskowego (Smichowski, 2008; ,Niedzielski i inni, 2000).

W środowisku przyrodniczym arsen może występować na czterech stopniach utlenienia: As (V), As (III), As (0), As (-III) w zależności od warunków oksydacyjno-redukcyjnych. Jego mobilność i toksyczność jest uzależniona od stopnia utlenienia, w wodach gruntowych dominuje arsen na III i V stopniu utlenienia. Zawartość jego w wodach jest zróżnicowana i zależy od otaczających je utworów geologicznych, stopnia zanieczyszczenia środowiska oraz procesów biometylacji i demetylacji. Stąd naturalna zawartość arsenu w wodach może się wahać od dziesiątych części  $\mu\text{g/l}$  do dziesiątek  $\mu\text{g/ml}$ . Do antropogenicznych źródeł arsenu zaliczyć należy: spalanie węgla, wydobycie surowców mineralnych, produkcja akumulatorów, nawożenie gleb, przemysł hutniczy i metalurgiczny. Największe stężenia arsenu w powietrzu oraz glebie odnotowane są na terenach miejskich (Niedzielski i inni, 2000). W pracach wielu autorów można odnaleźć wyniki oznaczeń arsenu oraz jego analizy specjacyjnej (Parsons i inni, 2008; Niedzielski i inni, 2000; Hung i inni, 2004). Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dziennik Ustaw Nr 61, z dnia 29 marca 2007r.) najwyższe dopuszczalne stężenie arsenu w wodach pitnych wynosi 0,010 mg/l. Głównym źródłem zanieczyszczenia wód pitnych przez arsen są gleby (Hang i inni, 2002). Żywe organizmy są narażone na działanie arsenu przede wszystkim na skutek spożywania zanieczyszczonej wody i pożywienia. Kontakt z arsenem może powodować różne efekty zdrowotne włączając w to zmiany:

dermatologiczne, wziewne, kardiologiczne, genetyczne, genotoksyczne czy mutagenne (Selene i inni, 2003). Woda pitna jest jednym z najpoważniejszych źródeł narażenia się na kontakt z arsenem. Na świecie zanotowano wiele przypadków przewlekłego zatrucia arsenem na skutek picia wody zawierającej wysokie stężenia tego pierwiastka. Najgorsze przypadki zanotowano w Azji (Chowdhury i inni, 2000; Rahman i Sengupta, 2005; Sun, 2004; Yoshida i inni, 2004; Watanabe i inni, 2004). Stąd ważnym staje się monitorowanie stężenia tego pierwiastka w wodach pitnych.

Spośród wielu technik analitycznych stosowanych w analizie ilościowej arsenu i antymonu (Smichowski, 2008; Hung i inni, 2004) przoduje obecnie ICP-MS. Zastosowanie plazmy wzbudzonej indukcyjnie i masowego systemu detekcji pozwala na obniżenie poziomu detekcji nawet do ppt.

## **Część doświadczalna**

### **Obiekt badań i pobór próbek**

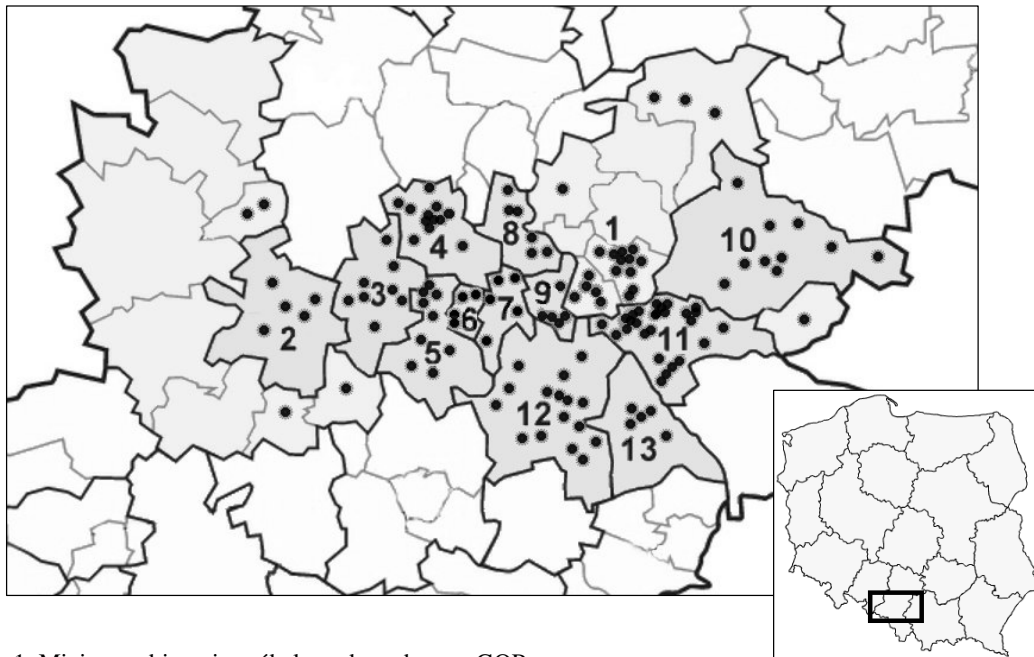
Tematyka związana z określeniem wpływu zmian w środowisku w wyniku jego eksploatacji jest ciągle ważna i aktualna. Szczególnie jeśli dotyczy terenów tak zdegradowanych z jakimi mamy do czynienia na Śląsku. Pomimo monitorowania stanu wód wodociągowych przez stacje wodociągowe celowe jest porównanie stężenia antymonu i arsenu w wodach wodociągowych województwa śląskiego, analizując szczegółowo stężenia tych metali w różnych miastach aglomeracji górnośląskiej. Metale te wykazują silny wpływ na zdrowie ludzkie i ważne jest, aby ich stężenie nie przekraczało przyjętych norm.

Przeprowadzono badania wód wodociągowych miast i powiatów śląskich takich jak: Będzin (i powiat), Bytom, Chorzów, Dąbrowa Górnicza, Gliwice (i powiat), Mysłowice, Katowice, Piekary Śląskie, Ruda Śląska, Świętochłowice, Siemianowice, Sosnowiec, Zabrze. Próbkę pobrano w punktach poszczególnych miast Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego. Szczegółową mapkę terenu objętego badaniami przedstawiono na Rysunku 1. Do pobierania wody użyto butelek z tworzywa sztucznego o pojemności 5 litrów. Naczynia zostały wcześniej dokładnie umyte rozcieńczonym kwasem azotowym (V) i wodą destylowaną.

W miejscu poboru, próbki wody pobierano po około 5 minutach, aby wypłukać ewentualne substancje zalegające w rurach. Następnie butelki wielokrotnie przemywano badaną wodą, po czym napełniano je średnim strumieniem i zakręcano tak, aby uniknąć zbędnego

napowietrzenia. Butelka z próbką, po uprzednim opisanu miejsca pobierania (miasto, ulica, współrzędne geograficzne oraz data) była niezwłocznie przewożona do laboratorium. Przed przystąpieniem do wykonywania analiz wodę przechowywano w lodówce w

temperaturze  $2\div 5^{\circ}\text{C}$ . Na Rysunku 1. przedstawiono granice administracyjne poszczególnych miast GOP wraz z naniesionymi punktami pobierania próbek



Rys. 1. Miejsca pobierania próbek wody z obszaru GOP:

1 – Będzin i powiat, 2 – Gliwice i powiat, 3 – Zabrze, 4 – Bytom, 5 – Ruda Śląska, 6 – Świętochłowice, 7 – Chorzów, 8 – Piekary Śląskie, 9 – Siemianowice, 10 – Dąbrowa Górnicza, 11 – Sosnowiec, 12 – Katowice, 13 – Mysłowice.

### Aparatura

Zakwaszone próbki wód po rozcieńczeniu 1:1 poddano analizie ilościowej za pomocą spektrometru ICP-MS Elan 6100 DRC-e Perkin Elmer. Aparat zaopatrzony był w standardowy kwarcowy palnik ICP, nebulizer krzyżowy, stożki niklowe, próbki i wzorce podawane za pomocą pompy perystaltycznej. Próbkę mierzono stosując autosampler Cetax ASX 500. Spektrometr poddawano codziennej optymalizacji stosując 10  $\mu\text{g/l}$  roztwór (Mg, Cu, Rh, Cd, In, Ba, Ce, Pb, U) w 1%  $\text{HNO}_3$  Elan 6100 Setup/Stab./Masscal. Solution firmy Perkin-Elmer. Parametry aparatu przedstawiono w Tabeli 1.

### Odczynniki i roztwory wzorcowe

Roztwory do kalibracji przygotowywano codziennie poprzez rozcieńczanie na wadze

analitycznej roztworów wzorcowych. Do kalibracji stosowano jednopierwiastkowe roztwory przygotowane przez rozcieńczenie 1000  $\text{mg/l}$  roztworu kalibracyjnego Sb i As firmy Merck. Wszystkie standardy, próbki i blanki mierzono z zastosowaniem standardu wewnętrznego 10  $\mu\text{g/l}$  Rh (roztwór 10  $\text{mg/l}$  firmy Merck), który wprowadzono za pomocą pompy perystaltycznej. Wszystkie roztwory i wzorce przygotowywano używając wysokiej czystości wody dejonizowanej Milli-Q-Gradient firmy Millipore. Próbkę zakwaszono stosując kwas azotowy (V)  $\text{HNO}_3$  suprapur (Merck, Germany). Walidację metody wykonano w oparciu o certyfikowany materiał odniesienia NIST 1643e Trace elements in water. Granicę wykrywalności wyznaczono poprzez 50-krotny pomiar wody dejonizowanej. W Tabeli 2 umieszczono wyniki analizy certyfikowanego materiału referencyjnego i wyznaczono jego odzysk.

Tabela 1. Parametry spektrometru ICP-MS

Moc generatora RF [W]	1200
Przepływ argonu-plazma (Plasma gas flow) [l/min]	15
Przepływ argonu-nebulizer (Nebulizer gas flow) [l/min]	0.82-0.86
Przepływ argonu-gaz pomocniczy (Auxiliary gas flow) [l/min]	1.15
Nebulizer	krzyżowy
Palnik	kwarcowy
Przepływ próbki [ml/min]	1
Tryb analizy (Scanning mode)	Peak hopping
Czas pomiaru (Dwell time) [ms]	100
Liczba skanów (Sweeps/Reading)	20
Liczba powtórzeń (Number of replicates)	3

Tabela 2. Wyniki analizy certyfikowanego materiału odniesienia NIST 1943e (Trace elements in water)

Izotop	Granica wykrywalności (Limit of Detection LOD)	Granica oznaczalności (Limit of Quantification LOQ, 3*LOD)	ICP-MS [ppb]	Certyfikowany materiał odniesienia NIST 1643e [ppb]	Odzysk [%]
As75	0,005 ppb	0,016 ppb	61.16	60.45±0.72	101.17
Sb123	0,002 ppb	0,008 ppb	59.32	58.30±0.61	101.74

## Wyniki i dyskusja

Arsen i antymon to pierwiastki wszechobecne w całym środowisku naturalnym: glebie, wodach oraz powietrzu. Smith i Huyck, (1999) podają, iż średnie stężenie arsenu i antymonu w skorupie ziemskiej kształtuje się na poziomie 1,8mg/kg As oraz 0,2mg/kg Sb. Oznaczanie arsenu i antymonu w wodach naturalnych jest problemem badawczym intrygującym wielu naukowców. Saverwyns i inni (1997) raportowali o występowaniu w wodach leczniczych arsenu w ilości 1 ug/l, natomiast McCarthy i inni (2004) badając wody ze studni środkowego Bangladeszu stwierdzili, że stężenie arsenu było wielokrotnie wyższe w

stosunku do stężenia antymonu. W wodach wodociągowych zanotowano nawet do 110 µg/l As (Stummeeyer i inni, 1996). Jeżeli chodzi o antymon w wodach pitnych zanotowano dużo mniejsze jego stężenia, od 0,13 µg/l (Postupolski i Golimowski, 1991) do 0,19 µg/l Sb (III) i 0,39 µg/l Sb (V) (Bulska i inni, 1997).

Wyniki przedstawione w artykule są częścią większej pracy mającej na celu holistyczną analizę śladową wód wodociągowych Śląska. Rezultat ilościowej analizy arsenu i antymonu w wodach wodociągowych Górnośląskiej Aglomeracji Przemysłowej przedstawiono w Tabeli 3. oraz Tabeli 4. Uzyskane wyniki przedstawiono w zależności od miasta poboru próbek.

Tabela 3. Wyniki ilościowej analizy arsenu [µg/l]

Obszar badawczy	n	min	max	mediana	średnia	odchylenie standardowe	cv %
Będzin i powiat	22	0,94	3,71	1,31	1,65	0,73	44,30
Bytom	11	0,81	3,11	1,56	1,84	0,74	40,49
Chorzów	5	0,69	1,84	1,10	1,19	0,47	39,48
Dąbrowa Górnicza	10	0,99	3,08	1,24	1,56	0,78	49,84
Gliwice i powiat	9	0,51	7,48	1,42	2,05	2,10	102,50
Katowice	16	0,54	3,26	1,15	1,47	0,78	53,20
Mysłowice	5	0,77	3,36	1,08	1,53	1,05	68,87
Piekary Śląskie	6	0,71	1,55	1,10	1,13	0,29	25,90
Ruda Śląska	9	1,11	3,26	1,60	1,86	0,71	38,02
Siemianowice Śląskie	5	0,69	1,57	0,81	0,94	0,36	38,26
Sosnowiec	29	0,52	3,10	1,24	1,44	0,79	54,83
Świętochłowice	4	0,95	1,55	1,25	1,25	0,25	19,73
Zabrze	8	0,72	3,63	1,99	1,92	0,99	51,71

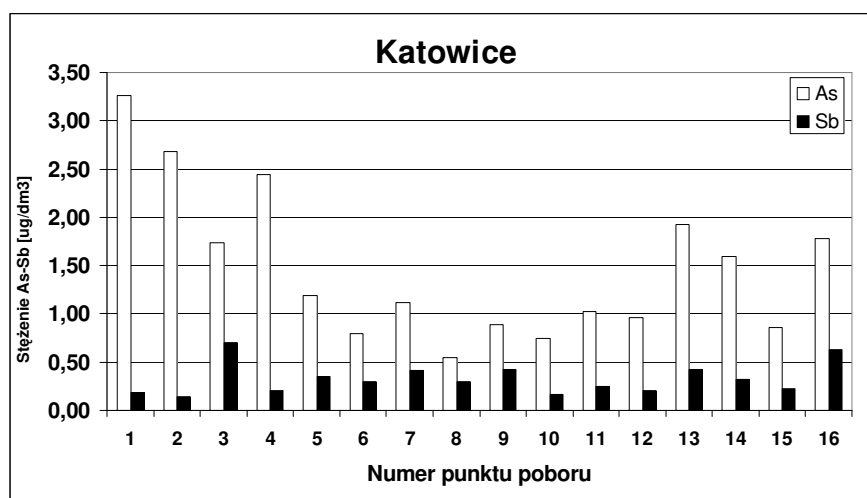
Tabela 4. Wyniki ilościowej analizy antymonu [ $\mu\text{g/l}$ ]

Obszar badawczy	n	min	max	mediana	średnia	odchylenie standardowe	cv %
Będzin i powiat	22	0,05	0,54	0,23	0,22	0,13	58,08
Bytom	11	0,08	0,83	0,12	0,23	0,23	99,32
Chorzów	5	0,14	0,53	0,31	0,34	0,17	48,91
Dąbrowa Górnicza	10	0,11	2,71	0,34	0,57	0,78	136,99
Gliwice i powiat	9	0,07	0,34	0,15	0,17	0,09	49,88
Katowice	16	0,15	0,70	0,30	0,33	0,16	48,67
Mysłowice	5	0,16	0,48	0,27	0,29	0,12	42,03
Piekary Śląskie	6	0,05	0,23	0,13	0,14	0,07	53,32
Ruda Śląska	9	0,11	0,38	0,22	0,24	0,10	43,00
Siemianowice Śląskie	5	0,16	0,19	0,17	0,17	0,01	7,44
Sosnowiec	29	0,05	0,61	0,21	0,23	0,12	50,32
Świętochłowice	4	0,10	0,36	0,17	0,20	0,12	58,04
Zabrze	8	0,04	2,02	0,20	0,50	0,69	137,21

Uzyskane wyniki wskazują, że stężenie arsenu i antymonu w wodach wodociągowych podlega pewnym fluktuacjom. Jest z pewnością spowodowane różnymi źródłami dostarczanej wody do tych miast oraz stanem sieci wodociągowej dostarczającej wodę do domostw, skąd pobierano próbki wód.

Zakres stężeń arsenu wahał się w przedziale 0,51-7,48  $\mu\text{g/l}$ , natomiast antymonu w przedziale 0,04-2,71  $\mu\text{g/l}$ . Największe średnie stężenie arsenu 2,05  $\mu\text{g/l}$  występowało w Gliwicach, natomiast antymonu w Dąbrowie Górniczej (0,57  $\mu\text{g/l}$ ). Na rysunkach 2 i 3 przedstawiono graficznie wyniki ilościowej analizy wód pobranych w dwóch największych miastach GOP czyli Katowic i Sosnowca. Natomiast w Tabeli 5 i 6 zamieszczono

informacje na temat lokalizacji punktów poboru w poszczególnych miastach. W żadnym z badanych miast nie zanotowano przekroczenia norm stężenia As i Sb w wodzie pitnej, które w Polskim Ustawodawstwie wynoszą odpowiednio 10  $\mu\text{g/l}$  dla As i 5  $\mu\text{g/l}$  dla Sb. W kilku przypadkach stężenia zbliżają się do wartości granicznych jak na przykład w Gliwicach ujęcie w Wójtowej Wsi. Wyjaśnić to można faktem lokalizacji źródła poboru wody jakim jest ujęcie głębinowe na terenach od dawna silnie zurbanizowanych. Ludzie na takim terenie nie są jedynie narażeni na zwiększone spożycie arsenu oraz antymonu poprzez wodę pitną, ale także poprzez spożycie warzyw i upraw rosnących na tym terenie (Fillelle i inni., 2002, Smedley i inni., 2002).



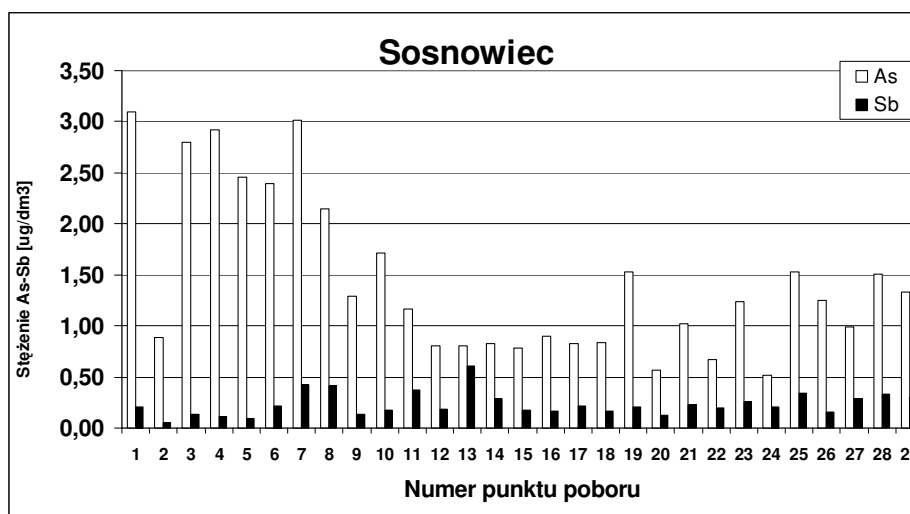
Rys. 2. Graficzne przedstawienie stężenia arsenu i antymonu w wodach wodociągowych Katowic

Tabela 5. Lokalizacja punktów poboru w Katowicach (dotyczy Rysunku 2)

Numer punktu poboru	Dzielnica	Ulica
1	Zawodzie	ul. 1 Maja
2	Piotrowice	ul. Radockiego
3	Dąbrówka Mała	ul. Strzelców Bytomskich
4	Os. Paderewskiego	ul. Graniczna
5	Centrum 1	ul. Szkolna
6	Bogucice	ul. Markiefki
7	Piotrowice	ul. Tetmajera
8	Wełnowiec	ul. Cedrowa
9	Janów	ul. Strumienna
10	Os. 1000-lecia	ul. Piastów
11	Os. Paderewskiego	ul. Sowińskiego
12	Kostuchna	ul. Boya-Żeleńskiego
13	Panewniki	ul. Panewnicka
14	Giszowiec	ul. Pszczyńska
15	Ligota	Akademiki
16	Centrum 2	ul. 3 Maja

Tabela 6. Lokalizacja punktów poboru w Sosnowcu (dotyczy Rysunku 3)

Numer punktu poboru	Dzielnica	Ulica
1	Centrum	ul. Targowa
2	Pogoń	ul. Metalowców
3	Dębowa Góra	ul. Jaśminowa
4	Centrum	ul. Zwycięstwa
5	Milowice - os. Kalety	ul. Okólna
6	Centrum	ul. 3 Maja
7	Zagórze	ul. Piękna
8	Os. Brzozowy Stok	ul. Jaskótek
9	Zagórze	ul. Rydza-Śmigłego
10	Środula	ul. Kossaka
11	Pogoń	ul. Lwowska
12	Środula	ul. Grottgera
13	Pogoń	ul. Szpaków
14	Ludwik	ul. Andrzeja Struga
15	Pogoń - Rudna 1	ul. Strażacka
16	Niwka	ul. Wojska Polskiego
17	Dańdówka	ul. W. Andersa
18	Środula	ul. Sowackiego
19	Środula	ul. Grottgera
20	Porąbka	ul. Wileńska
21	Kazimierz Górniczy	ul. Fredry
22	Zagórze - Pekin	ul. 11 Listopada
23	Pogoń - Rudna	ul. Mireckiego
24	Pogoń	ul. Żeromskiego
25	Pogoń	ul. Gospodarcza
26	Środula	ul. Matejki
27	Os. Piastów	ul. Sobieskiego
28	Milowice	ul. Baczyńskiego
29	Zagórze	ul. Gwiazdna



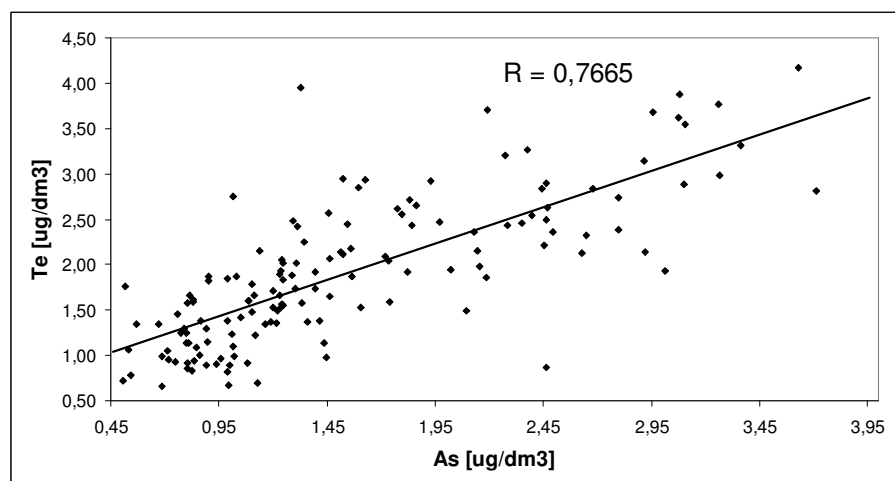
Rys. 3. Graficzne przedstawienie stężenia arsenu i antymonu w wodach wodociągowych Sosnowca

Wstępna analiza uzyskanych wyników wskazuje również na znaczną korelację stężenia arsenu z stężeniem telluru (Rysunek 4.). Tellur geochemicznie zachowuje się podobnie do selenu, a więc związany jest z minerałami siarczkowymi, głównie w strefach mineralizacji złota, antymonu, miedzi, rtęci oraz arsenu. Pomimo tego, że migracja związków telluru do środowiska wodnego jest mała, to badania nasze wykazały silną korelację pomiędzy występującymi w wodach wodociągowych GOP stężeniami Te i As. Jest to prawdopodobnie związane z procesami biologicznej metylacji telluru, który w tym wypadku zachowuje się podobnie do selenu i arsenu.

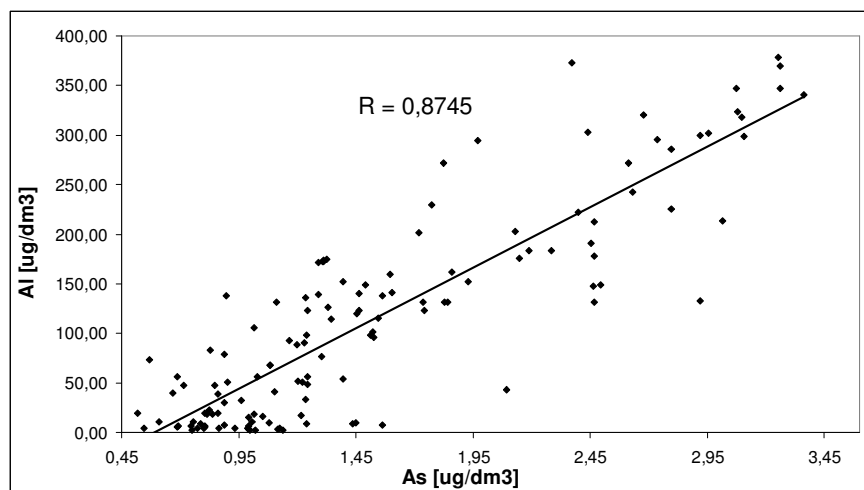
Włączany jest on zatem w biogeochemiczny obieg, w którym uczestniczą zarówno rośliny

wyższe jak i mikroorganizmy (Kabata-Pendias, 1999).

Kolejną znaną zależnością w wodach GOP była silna korelacja stężenia arsenu z glinem. Korelacja arsenu z glinem jest najprawdopodobniej związana z faktem, iż migracja łatwo rozpuszczalnych związków arsenu do hydrosfery jest ograniczona silną sorpcją przez materiały ilaste oraz wodorotlenek glinu. Dzięki obecności glinu w środowisku wodno-gruntowym następuje ograniczenie jego przenikania do wód, stąd badania nasze wykazały, iż stężenie arsenu w większości przypadków analizowanych próbek mieści się w normie (5  $\mu\text{g/l}$ ).



Rys. 4. Korelacja stężenia arsenu z tellurem



Rys. 5. Korelacja stężenia arsenu z glinem

## Wnioski

Analiza wód wodociągowych Górnośląskiej Aglomeracji Przemysłowej wykazała podwyższone stężenie arsenu i antymonu w niektórych punktach poboru (Gliwice, Dąbrowa Górnicza), mieszczące się jednakże w przyjętych przez Unię Europejską normach stężeń. Uzyskane wyniki pozwoliły na znalezienie silnej korelacji wartości stężeń As/Te oraz As/Al.

Wykazano również, że technika ICP-MS dzięki niskim poziomom detekcji (nawet ppt), pozwala na oznaczenia pierwiastków występujących w bardzo małych ilościach w wodach różnego pochodzenia. Analiza wód z zastosowaniem spektrometru ICP-MS jest szybka, nie wymaga mineralizacji (oprócz zakwaszenia próbki), pozwala na jednoczesną analizę izotopów wielu pierwiastków.

## LITERATURA

Artykuły:

BULSKA E. GARBOS S., HULANICKI A., SHCHERBININA N.I., SEDYKH E.M., 1997; Preconcentration of inorganic species of antimony by sorption on Polyorgs 31 fol followed by atomic absorption spectrometry determination, *Analitycal Chemica Acta*, 342, pp. 167.

CHOWDHURY U. K. et al., 2000; *Environmental Health Perspectives*, 108, pp. 393-397

FILELLA M., BELZILE N., CHEN Y. W.; 2002, Antimony in the environment: a review focused on natural waters I Occurrence, *Earth-Science Reviews*, 57, pp. 125-176

GABROŚ S., BULSKA E., HULANICKI A., FIJAŁEK Z., SOŁTYK K., 2000; Determination of total antimony and antimony (V) by inductively coupled plasma mass spectrometry after selective separation of antimony (III) by solvent extraction with N-benzoyl-N-phenylhydroxylamine, *Spectrochimica Acta Part B*, 55, pp. 795-802

HUNG D. Q., NEKRASSOWA O., COMPTON R. G., 2004; Analytical methods for inorganic arsenic in water: a review, *Talanta*, 64, pp. 269-277

JEDYNAK L., KOWALSKA J., HARASIMOWICZ J., GOLIMOWSKA J., 2009; Speciation analysis of arsenic in terrestrial plants from arsenic contaminated area, *Science of the Total Environment*, 407, pp. 945-952

LEONARD A., GERBER G. B., 1996; Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of antimony compounds, *Mutation Research*, 366, pp. 1-8

MARCELLINO S. et al., 2008; Heat-treatment *Saccharomyces cerevisiae* for antimony speciation and antimony (III) preconcentration in water samples, *Analytica Chimica Acta*, 629, pp. 73-83



- NIEDZIELSKI P., SIEPAK M., SIEPAK J., 2000; Occurrence and Contents of Arsenic, Antimony and Selenium in Waters and Other Elements of the Environment, *Rocznik Ochrony Środowiska*, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, pp. 317-341
- PARSONS J. G., MARTINEM-MARTINEZ A., PERELTA-VIDEA J. R., GARDEA-TORRESDEY J. L., 2008; Speciation and uptake of arsenic accumulated by corn seedlings using XAS and DRC-ICP-MS, *Chemosphere*, 70, pp. 2076-2083
- POSTUPOLSKI A., GOLIMOWSKI J., 1991; Trace Determination of Antimony and Bismuth in Snow and Water Samples by Stripping Voltammetry, *Electroanalysis*, 3, pp. 793.
- RAHMAN M. M., SENGUPTA M. K. et al., 2005; The magnitude of arsenic contamination in groundwater and its health effects to the inhabitants of the Jalangi-one of the 85 arsenic affected blocks in West Bengal, India, *Science of the Total Environment* 338, pp. 189-200
- SAVERWYNS S., ZHANG X., VANHAECKE F., CORNELIS R., MOENS L., DAMS R., 1997; Speciation of Six Arsenic Compounds Using High-performance Liquid Chromatography- Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry With Sample Introduction by Termspray Nebulization, *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 12, pp. 1047,
- SELENE C. H., CHOU J., DE ROSA C. T., 2003; Case studies – Arsenic, *International Journal of Hygiene Environmental Health*, 206, pp. 381-386
- SMEDLEY P.L., KINNIBURGH D.G., 2002; A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters, *Applied Geochemistry*, 17, pp. 517-568
- SMICHOWSKI P., 2008; Antimony in the environment as a global pollutant: A review on analytical methodologies for its determination in atmospheric aerosols, *Talanta*, 75, pp. 2-14
- SMITH A. H., HUYCK H.L.O., 1999; An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability and human toxicity of metals, *Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, 6A, pp. 29-70
- STUMMEYER J., HARAZIM B., WIPPERMANN T.; 1996, Speciation of arsenic in water samples by high-performance liquid chromatography-hydride generation-atomic absorption spectrometry at trace levels using a post-column reaction system, *Journal of Analytical Chemistry*, 354, pp. 344
- SUN G., 2004; Arsenic contamination and arsenicosis in China, *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198, pp. 268-271
- WATANABE C., KAWATA A. et al., 2004; Water intake in an Asian population living in arsenic-contaminated area, *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198, pp. 272-282
- YOSHIDA T, YAMAUCHI H., SUN G. F., 2004; Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose-response relationship in review, *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198, pp. 243-252
- ZHANG W., CAI Y., TU C., MA L. Q., 2002; Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant, *The Science of the Total Environment*, 300, 167-177
- Książki:
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. ;"Biogeochemia pierwiastków śladowych", Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1999
- SEŃCZUK W. "Toksykologia", Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich, Warszawa, 1990