

ANALIZA PRZESTRZENNA ZAWARTOŚCI MIEDZI W ŚRODOWISKU GRUNTOWO-WODNYM LEGNICKO- GŁOGOWSKIEGO OKRĘGU MIEDZIOWEGO

SPATIAL ANALYSIS OF COPPER CONTENT IN SOIL-WATER ENVIRONMENT OF LEGNICA-GŁOGÓW COPPER DISTRICT

Barbara Namysłowska-Wilczyńska¹, Jacek Pyra²

¹Institut Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej

²KGHM Cuprum sp. z o.o. Centrum Badawczo-Rozwojowe

Słowa kluczowe: zawartość miedzi, geostatystyka, wody podziemne

Keywords: copper grade, geostatistics, underground water

Wstęp

Stan środowiska na obszarze przemysłowym, jaki stanowi Legnicko-Głogowski Okręg Miedziowy (LGOM), można najpełniej opisać, charakteryzując zachowanie się wybranego czynnika degradującego. Takimi czynnikami mogą być metale ciężkie, pierwiastki i związki chemiczne, które są wprowadzane do środowiska wskutek działalności ludzkiej, jako elementy obce środowiskowo. Występowanie zanieczyszczeń w gruntach i wodach podziemnych, ich oddziaływanie na środowisko gruntowo-wodne jest jednym z głównych przejawów antropopresji i może być mierzone ilościowo przez instytucje kontrolne. Na podstawie takich danych i z użyciem metod matematycznych można określić charakter i rozmiary tego niekorzystnego oddziaływania.

Geostatystyka stanowi dział statystyki stosowanej (przestrzennej), uwzględniającej zmiany zachodzące w przestrzeni środowiska, operuje zatem zmienną zregionalizowaną (zlokalizowaną). Zastosowana w pracy metodyka badawcza, jest związana z metodami geostatystycznymi, zaś zamiarem wykonanych badań była dokładna ocena przestrzennej zmienności zawartości miedzi.

Przeprowadzenie analizy geostatystycznej, umożliwiającej oszacowanie zawartości miedzi Cu w miejscach nieoprobowanych doprowadziło do powstania szczegółowych, przestrzennych obrazów stanu środowiska gruntowego LGOM. W pracy scharakteryzowano również zmienność zawartości miedzi Cu w wodach podziemnych LGOM i podjęto próbę poprawienia dokładności estymacji wykonanych na podstawie populacji próbkowych o małych liczebnościach przez dokonanie integracji danych środowiskowych, dotyczących wód i gruntów występujących na tym samym obszarze. Połączenie danych dotyczących różno-

rodnych elementów środowiska, nie spotykane dotychczas w takim zakresie w literaturze, pozwoliło na podjęcie próby prognozowania stanu środowiska wodnego na obszarach nieoprobowanych.

Zakres badań

Podstawowy materiał badawczy, na podstawie którego przeprowadzono charakterystykę przestrzenną środowiska gruntowego LGOM, stanowiły wyniki monitoringu gleb województwa Legnickiego, wykonanego przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą we Wrocławiu. Pierwotnymi współrzędnymi lokalizacji miejsc poboru prób gruntów były współrzędne geograficzne φ , λ , które zostały przeliczone, z zastosowaniem transformacji Mercatora, na współrzędne płaskie. Próbkę gruntów, pobrane z powierzchniowej warstwy (o grubości 0–0,2 m), do oznaczeń chemicznych zawartości pierwiastków pobierano corocznie w okresie lat 1992–1997, z powierzchni całego obszaru województwa, z pól o powierzchni 4 km². Pola te wyznaczono na podstawie map topograficznych województwa Legnickiego, przy czym punkty poboru prób w poszczególnych latach nie pokrywały się. Całkowita liczebność punktów wynosiła 908.

Wyniki analiz chemicznych zawartości Cu w wodach podziemnych pochodziły z monitoringu tych wód, prowadzonego dla sieci 31 i 33 piezometrów oraz studni zlokalizowanych na obszarze całego LGOM, w latach 1997 i 1998 (rys. 1). Monitoring ten obejmował poziomy eksploatacyjne, znajdujące się na głębokościach od kilku do kilkudziesięciu metrów.

Na podstawie udostępnionych danych sporządzono dwie bazy danych o różnej zawartości, jedną bazę zawierającą informacje na temat geograficznej lokalizacji punktów poboru próbek gruntów – X i Y oraz wyników laboratoryjnych oznaczeń zawartości Cu oraz drugą bazę związaną z danymi dotyczącymi lokalizacji piezometrów i studni wraz z oznaczeniami tego pierwiastka w wodach. Na podstawie informacji zawartych w bazach danych obliczono podstawowe statystyki. Następnie sporządzono izotropowe semiwariogramy empiryczne zawartości Cu w gruntach i w wodach, zaś ich przebiegi aproksymowano modelami teoretycznymi. Wartości parametrów przyjętych modeli geostatystycznych stały się podstawą do przeprowadzenia estymacji średnich zawartości Cu w gruntach oraz w wodach, z wykorzystaniem techniki krigingu zwyczajnego (punktowego). Uzyskano mapy rastrowe powierzchniowego rozkładu średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w gruntach i w wodach. W celu przeprowadzenia dokładniejszej estymacji średnich Z^* zawartości Cu w wodach zastosowano technikę krigingu z zewnętrznym dryftem. Podczas jej stosowania tło zmienności dla takiej estymacji stanowiły wyniki szacowania średnich Z^* zawartości Cu w gruntach.

Metodyka badawcza

Obliczenie funkcji semiwariogramu

Podstawę geostatystycznego opisu zmienności stanowi funkcja semiwariogramu $\gamma(h)$, łącząca zależność między średnim zróżnicowaniem wartości badanego parametru określonego w punktach opróbowania, a odległością między tymi punktami. Zależność ta wyrażona jest jako:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n_h} \sum_{i=1}^{n_h} (Z_{i+1} - Z_i)^2 \quad (1)$$

gdzie:

Z_i, Z_{i+1} – wartości parametru w punktach opróbowania, oddalonych o odległość h ,

n_h – liczba par punktów opróbowania, oddalonych o odległość h .

Semiwariogram obliczony na podstawie danych oryginalnych nosi nazwę semiwariogramu empirycznego, który przedstawia w syntetycznej formie strukturę zróżnicowania wartości badanych pierwiastków środowiskowych.

Modelowanie semiwariogramu empirycznego

Semiwariogramy empiryczne w formie wykresu punktowego nie mogą być wykorzystane do rozwiązywania zadań estymacyjnych. W tym celu należy je przybliżyć jedną z funkcji analitycznych, spośród tzw. modeli geostatystycznych, nazywanych modelami teoretycznymi semiwariogramów.

Jednak nie każda funkcja analityczna może być aproksymatą semiwariogramu empirycznego. W sytuacji, gdy postać semiwariogramu jest złożona, można go aproksymować za pomocą połączenia dwóch lub więcej modeli podstawowych (Mucha, 1994; Nieć, Kokesz, 1988; Wackernagel, 1998).

Dopasowanie modelu teoretycznego do przebiegu semiwariogramu empirycznego wymaga przeprowadzenia kilku prób dla różnych wartości C_0 i C oraz a . Dopasowanie modelu ocenia się wizualnie przez porównanie wykresów semiwariogramów empirycznych z ich modelami teoretycznymi (Mucha, 1994).

W pracy stosowano metodę dopasowania graficznego (interaktywnego). Poprawność przyjętego modelu teoretycznego sprawdzano za pomocą kross-walidacji. Dla każdego punktu danych za pomocą krigingu można oszacować wartość Z^* i porównać ją z wartością rzeczywistą Z .

Kriging zwyczajny (punktowy)

Technika krigingu jest geostatystyczną metodą szacowania wartości średnich Z^* badanych parametrów środowiskowych (zawartości Cu w gruntach lub wodach podziemnych) w punktach nieopróbowanych. Wykorzystuje ona znajomość struktury zmienności, przedstawionej za pomocą funkcji semiwariogramu. Dla punktów lub bloków sieci interpoluje się wartości Z^* , z uwzględnieniem wag przypisanych wartościom z otoczenia szacowanego punktu lub bloku. Wagi krigingu oparte są na parametrach przyjętych modeli teoretycznych semiwariogramów.

Estymator krigingu zwyczajnego Z^* ma postać wartości średniej ważonej badanego parametru i przedstawia go następujące wyrażenie (Goovaerts, Webster, 1994; Mucha, 1994; Namysłowska-Wilczyńska, Wilczyński, 2000; Nieć, Kokesz, 1988; Wackernagel, 1998):

$$Z^* = \sum_{i=1}^n w_{ik} * Z_i \quad (2)$$

gdzie:

w_{ik} – współczynnik wagi krigingu,

Z_i – wartość analizowanego parametru w i -tym punkcie opróbowania.

Ważną zaletą techniki krigingu jest możliwość uzyskania wartości wariancji dla środka każdego szacowanego bloku lub punktu. Jest to wariancja krigingu σ_k^2 określana według wzoru:

$$\sigma_k^2 = \lambda + \sum_{i=1}^n w_{ik} * \bar{\gamma}(x_i, x_0) \quad (3)$$

gdzie:

λ – mnożnik Lagrange'a,

w_{ik} – współczynnik wagowy krigingu,

$\bar{\gamma}(x_i, x_0)$ – średnia wartość wariogramu między punktami opróbowania, uwzględnianymi w estymacji, a szacowanym blokiem.

Technika krigingu zapewnia ocenę średniej Z^* z minimalną wariancją oszacowania σ_k^2 , a więc w porównaniu do innych metod, cechuje się wyższą efektywnością.

Kriging z zewnętrznym dryftem

Przedmiotem analizy były dwa różne zbiory danych środowiskowych, dotyczących oznaczeń zawartości miedzi w gruntach i w wodach podziemnych. Dla 6120 węzłów siatki elementarnej o wymiarach pola elementarnego, wynoszących 1 km x 1 km i liczebnościach węzłów: 68 – wzdłuż osi X i 90 – wzdłuż osi Y szacowano średnie Z^* zawartości Cu w gruntach, stosując kriging zwyczajny (punktowy). Następnie w węzłach identycznej siatki elementarnej przeprowadzono estymację średnich Z^* zawartości Cu również w wodach, z wykorzystaniem tej samej techniki krigingu.

W kolejnym kroku z użyciem krigingu z zewnętrznym dryftem, została wykonana estymacja średnich Z^* zawartości Cu w wodach. Mapy rozkładu średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w gruntach, obliczone wcześniej za pomocą krigingu zwyczajnego, zostały wykorzystane jako tło zmienności (dryft zewnętrzny) dla oszacowania średnich Z^* zawartości Cu w wodach na podstawie informacji z piezometrów i studni.

Metoda dryftu zewnętrznego polega na zintegrowaniu w systemie krigingu – dodatkowych warunków dotyczących uniwersalności jednej lub kilku zmiennych (pełniących funkcję dryftu zewnętrznego) $s_i(x)$, $i = 1, \dots, N$, pomierzonych wyczerpująco w przestrzeni (ISATIS 2001). Metoda ta, łącząca w naszym przypadku dwa różne źródła informacji (zanieczyszczenie gruntów i zanieczyszczenie wód podziemnych Cu), używa $s_i(x)$, jako funkcję dryftu zewnętrznego dla celu polepszenia dokładności estymacji funkcji $Z(x)$. Analizowane zawartości Cu, czyli zmienne reprezentujące środowisko gruntowe i wodne, zostały oznaczone za pomocą różnych technik analitycznych. Jednakże mogą one odzwierciedlać to samo zjawisko – zanieczyszczenie środowiska naturalnego metalami ciężkimi.

Zmienną (drugorzędną) stanowiły zawartości Cu w gruntach. We wszystkich lokalizacjach x_i próbek (gruntów), jak również w węzłach sieci elementarnej (estymacji), musiały być znane funkcje $s_i(x)$. Zachowanie w początku przebiegu semiwariogramu empirycznego zmiennej drugorzędnej $s(x)$ powinno być bardziej regularne, w porównaniu do modelu wariogramu $Z(x)$ zmiennej podstawowej.

Warunki krigingu, konieczne do spełnienia:

$$\sum_{i=1}^n w_i s_i(x_i) = s_i(x_0) \quad \text{dla } i=1, \dots, N \quad (4)$$

są dodawane do systemu krigingu, niezależnie od klasy kowariancji $K(h)$, co upoważnia do określenia – zewnętrzny dryft.

Dla polepszenia estymacji funkcji $Z(x)$ ze stacjonarnością drugiego stopnia wykorzystano funkcję $s(x)$ opisującą zanieczyszczenie gruntów Cu. Estymator ten stanowi liniową kombinację:

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n w_i Z(x_i) \quad (5)$$

z sumą wag wynoszącą 1:

$$E[Z^*(x_0)] = E[Z(x_0)] \quad (6)$$

Wyrażenie to może być rozwinięte do:

$$E[Z^*(x_0)] = a_0 + b_1 s(x_i) \quad (7)$$

gdzie:

a_0 – stała (przecięcie linii prostej z osią współrzędnych),

b_1 – współczynnik (nachylenie linii regresji).

Wagi powinny być zgodne z wykonywaną dokładną interpolacją funkcji $s(x)$:

$$s_i(x_0) = \sum_{i=1}^n w_i s_i(x_i) \quad \text{dla} \quad \sum w_i = 1 \quad (8)$$

Metodę zewnętrznego dryftu można traktować, jako liniową regresję badanej zmiennej na podstawie informacji dryftowej. Rezultat końcowy obliczeń stanowi połączenie dryftu i rezyduów. Jeśli obie zmienne są wysoko skorelowane (w naszym przypadku - w miejscach pobrania próbek wód podziemnych do badań), to wówczas mapa finalna otrzymana po uwzględnieniu dryftu, przypomina mapę dryftową (tła). W przeciwnym przypadku otrzymane obrazy zmienności będą się różnić.

Wstępna analiza statystyczna danych

Dla analizowanej populacji próbkowej zawartości Cu w gruntach obliczono podstawowe statystyki, takie jak: średnia arytmetyczna, wariancja, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności oraz parametry charakteryzujące asymetrię i eksces rozkładu, czyli skośność i kurtoza (tab. 1). Z uwagi na występowanie bardzo wysokiej skośności histogramu rozkładu, przed rozpoczęciem analizy geostatystycznej wartości oryginalne zlogarytmowano w celu polepszenia dokładności obliczeń. Dalsze analizy prowadzono już na podstawie przekształconych danych.

Uzyskane rezultaty oceny świadczą, iż średnie arytmetyczne nie przekraczają norm dopuszczalnych, natomiast zawartości maksymalne Cu przekraczają je ponad czterokrotnie (725 ppm) (IV stopień zanieczyszczenia gleb, wg IUNG Puławy). Wartości pozostałych parametrów statystycznych – wariancji i odchylenia standardowego wskazują na dużą zmienność koncentracji zawartości Cu w gruntach, na znaczne odchylenia od wartości średnich. Okazuje się, iż zróżnicowanie zawartości tego metalu w wodach podziemnych jest znacznie mniejsze.

Tabela 1. Podstawowe parametry statystyczne zawartości Cu w gruntach (lata 1992–1997) i w wodach podziemnych (rok 1997) LGOM

Parametr – zawartość metalu	Liczebność	Średnia	Minimum	Makimum	Dopuszczalna zawartość	Wariancja	Odchylenie standardowe	Skośność	Kurtoza	Współczynnik zmienności
	n	\bar{x} [ppm]	x_{min} [ppm]	x_{max} [ppm]	[ppm]	s^2 [ppm] ²	s [ppm]	G	K	V [%]
Cu w gruntach	908	23.48	1	725,00	30-70	1207,94	34,76	11,81	202,60	148
log Cu gruntach	908	2.88	0	6,59	–	0,42	0,65	0,73	6,47	22,5
Cu w wodach podziemnych (1997)	31	0,003	<0,006	0,059	0,01	0,0001	0,011	4,70	24,60	376
Cu w wodach podziemnych (1998)	33	0,004	<0,006	0,090	0,01	0,9992	0,016	5,25	29,32	441

*Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 09.09.2002 r. w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi (Dz.U. Nr 165/2002 poz. 1359).

Tabela 2. Wartości parametrów geostatystycznego modelu semiwariogramu empirycznego zawartości Cu w gruntach LGOM (lata 1992–1997)

Zawartość miedzi Cu (dane zlogarytmowane)				
Rodzaj modelu	Parametry modelu teoretycznego semiwariogramu			
	wariancja zmienności lokalnej C_0 [ppm] ²	wariancja cząstkowa C_1 [ppm] ²	wariancja progowa $C=(C_0 + C_1)$ [ppm] ²	zasięg oddziaływania a [m]
Efekt samorodków	0,18	–	0,50	–
Model wykładniczy	–	0,32		27886

Tabela 3. Wartości parametrów geostatystycznych modeli semiwariogramów empirycznych zawartości Cu w wodach podziemnych LGOM (lata 1997–1998)

Rodzaj modelu	Parametry modelu teoretycznego semiwariogramu			
	wariancja zmienności lokalnej C_0 [ppm] ²	wariancja cząstkowa C_1 [ppm] ²	wariancja progowa $C=(C_0 + C_1)$ [ppm] ²	zasięg oddziaływania a [m]
Model sferyczny – 1997	–	0,000009	0,000009	15 760
Model sferyczny – 1998	–	0,00019	0,00034	35 165
Model liniowy – 1998	–	0,00015		27 914

Analiza podstawowych parametrów statystycznych zawartości Cu w wodach podziemnych LGOM, w latach 1997-1998 wykazuje niewielki wzrost zawartości tego metalu w zakresie wartości średnich, jak i maksymalnych (tab. 1). Przekroczenia dopuszczalnej wartości granicznej dla I klasy jakości wód zaobserwowano w przypadku zawartości maksymalnych.

Wyniki modelowania semiwariogramów empirycznych

Przeprowadzono aproksymację semiwariogramów empirycznych zawartości miedzi w gruntach LGOM (tab. 2), stosując struktury stanowiące połączenie modeli podstawowych, takich jak – modele: liniowy, sferyczny i wykładniczy. Trafność przyjęcia tych modeli potwierdzają wyniki kross-walidacji, czyli wzajemnego testowania doboru wymienionych funkcji, wykonanej za pomocą krigingu punktowego, a także uzyskana dokładność przedstawienia na mapie rastrowej powierzchniowego rozkładu średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w gruntach.

Stosunkowo duży zasięg oddziaływania semiwariogramu a zawartości Cu w gruntach wskazuje na występowanie najprawdopodobniej tylko jednego (antropogenicznego) źródła pochodzenia tego metalu (tab. 2). Jego przebieg wskazywał na obecność efektu samorodków (wariancję zmienności lokalnej C_0), określającego wielkość wariancji składnika losowego zmienności. Wielkość C_0 uzależniona jest od zmienności rozważanego parametru w skali obserwacji mniejszej od stosowanego interwału błędów i opróbowania (Mucha 2001, Wackernagel 1998).

Izotropowe semiwariogramy empiryczne zawartości Cu w wodach podziemnych obliczono dla dwóch lat – 1997 i 1998 r. (tab. 3). Modelami teoretycznymi, najdokładniej przybliżającymi przebiegi tych semiwariogramów były: sferyczny (dla roku 1997) oraz połączenie sferycznego i liniowego (dla roku 1998). Szczegółowa interpretacja wartości parametrów zastosowanych modeli semiwariogramów (tab. 3) jest utrudniona i może prowadzić do niejednoznacznych wniosków, ze względu na bardzo małe liczebności danych dotyczących wód (tab. 1).

Rezultaty estymacji z zastosowaniem metod krigingowych

Zawartość miedzi w gruntach – wyniki krigingu zwyczajnego (punktowego)

Na rysunku 2 przedstawiono mapę rastrową powierzchniowego rozkładu średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w gruntach LGOM. Strefy o najwyższych i podwyższonych średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w gruntach, w stosunku do tła geochemicznego, są wyraźnie związane z lokalizacją zakładów przemysłu miedziowego. Najwyższe wartości średnich Z^* są związane z działalnością hut miedzi w Legnicy i Głogowie. Inną, wyraźną strefą o podwyższonych wartości średnich Z^* , w stosunku do otoczenia, jest rejon Polkowic. Usytuowanie jej wykazuje ścisły związek z oddziaływaniem Zakładów Górniczych „Rudna” oraz zbiornika odpadów flotacyjnych „Żelazny Most” – w pobliżu miejscowości Rudna. Trudno nie zauważyć również niewielkiego wzrostu zawartości Cu w rejonie starego zagłę-

bia miedziowego „Konrad”, związanego z południowo-zachodnią częścią LGOM. Takie podwyższenie, w stosunku do otaczającego terenu, jest bardzo małe, ale zauważalne.

Opisywane wyżej strefy wysokich i podwyższonych wartości średnich estymowanych Z^* w gruntach są bardzo wyraźnie powiązane z wieloletnią działalnością wydobywczo-przetwórczą rud miedzi. W wielu rejonach można zaobserwować przekroczenia dopuszczalnej zawartości Cu – 150 ppm, co upoważnia do określenia ich jako zanieczyszczenie gruntów miedzią.

Zawartość miedzi w wodach podziemnych – wyniki kriginu zwyczajnego (punktowego)

Rozkład średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w wodach podziemnych LGOM dla roku 1997 (rys. 3), charakteryzuje się niską dokładnością obrazu przestrzennego rozmieszczenia zawartości tego metalu, spowodowaną uwzględnieniem w obliczeniach bardzo małej liczności danych ($n = 31$).

Odmiennej obraz przestrzennej zmienności zawartości Cu w wodach uzyskano dla roku 1998 (rys. 4). Pomimo niewielkiego okresu czasu oddzielającego wykonane pomiary uzyskane obrazy rozkładu średnich estymowanych Z^* różnią się. Występujące podwyższenia zawartości Cu (do 0,13 ppm) w zachodniej części LGOM, w rejonie wsi Wierzbowa (oddziaływanie zanieczyszczeń z poligonu wojskowego), jest wyraźnie zauważalne. Takich stref nie obserwuje się w rejonie Huty Miedzi „Głogów” oraz w otoczeniu zbiornika „Żelazny Most”. Przyczyną tego stanu są prawdopodobnie panujące warunki powodziowe w 1997 r, a w konsekwencji - zwiększona dynamika zmian chemizmu wód. Świadczy to także o istotnym wpływie działań w zakresie ochrony środowiska, podjętych w latach 90. XX w. przez KGHM Polska Miedź S.A., potwierdzając aktualnie niewielkie oddziaływanie zakładów górniczych i hutniczych na środowisko naturalne w ich otoczeniu.

Zawartość miedzi w wodach podziemnych – wyniki kriginu z dryftem zewnętrznym

Po zastosowaniu techniki kriginu z dryftem zewnętrznym, obraz rastrowy zanieczyszczenia wód podziemnych miedzią był zdecydowanie bardziej wyrazisty (rys. 5).

Mapa średnich Z^* zawartości Cu w wodach (rys. 5), obliczona dla roku 1997, z wykorzystaniem średnich Z^* zawartości tego pierwiastka w gruntach jako tła (rys. 2), przedstawia dokładniejszy obraz rozmieszczenia zawartości miedzi, w porównaniu do mapy obliczonej za pomocą kriginu zwyczajnego (rys. 3). Należy nadmienić, iż przestrzenny obraz zmienności zawartości Cu w gruntach, uzyskano na podstawie próbek o bardzo dużej liczności i dlatego charakteryzował się dużą szczegółowością w rozmieszczeniu poszczególnych stref o różnych zawartościach tego metalu.

Porównanie wyników estymacji z wykorzystaniem obu technik kriginowych pokazuje (tab. 4), że przy prawie identycznych średnich arytmetycznych, obliczonych na podstawie średnich Z^* , średnia z odchyłeń standardowych estymacji s_k jest niższa dla kriginu z zewnętrznym dryftem.

Wartości wariancji i odchylenia standardowego znajdują się na zbliżonym poziomie wartości dla obu technik. Tymczasem odchylenia standardowe estymacji σ_k są niższe dla techniki kriginu z dryftem.

Tabela 4. Zestawienie podstawowych statystyk parametrów geostatystycznych zawartości miedzi Cu w wodach podziemnych LGOM (rok 1997)

Technika estymacyjna	Parametr geostatystyczny	Liczba węzłów siatki elementarnej n	Średnia arytmetyczna \bar{x} [ppm]	Minimum x_{\min} [ppm]	Maksimum x_{\max} [ppm]	Wariancja s^2 [ppm] ²	Odchylenie standardowe s [ppm]	Skośność A	Kurtoza K
Kriging zwyczajny punktowy	średnia estymowana Z^*	10 080	0,0042	0	0,057	0,00010	0,009	2,857	11,755
Kriging z zewnętrznym dryfem	średnia estymowana Z^*	10 080	0,0043	0	0,057	0,00009	0,010	2,573	9,808
Kriging zwyczajny punktowy	odchylenie standardowe estymacji S_k	10 080	0,012	0,001	0,022	0,00016	0,004	0,464	2,585
Kriging z zewnętrznym dryfem	odchylenie standardowe estymacji S_k	10 080	0,008	0,001	0,018	0,00009	0,003	0,734	3,178

Podsumowanie

Zastosowanie integracji danych dotyczących zawartości Cu w gruntach i wodach podziemnych do wykonania estymacji średnich Z^* Cu w wodach przyniosło znaczne polepszenie jej dokładności na całym rozpatrywanym obszarze LGOM. Uwzględnienie w analizie geostatystycznej obrazu rozkładu powierzchniowego średnich Z^* zawartości Cu w gruntach dla obszaru LGOM o znacznym stopniu szczegółowości, wpłynęło na większą dokładność rezultatów szacowania średnich Z^* zawartości Cu w wodach, z wykorzystaniem krigingu z zewnętrznym dryftem, pomimo iż w badaniach środowiska wodnego dysponowano małą liczebnością prób.

Integracja różnorodnych danych środowiskowych pozwoliła także na ocenę stanu tych wód na terenach pozbawionych kontroli ich jakości, a objętych siecią monitoringową gruntów, co w konsekwencji może przyczynić się do zaplanowania nowej, optymalnej sieci kontroli środowiska.

Literatura

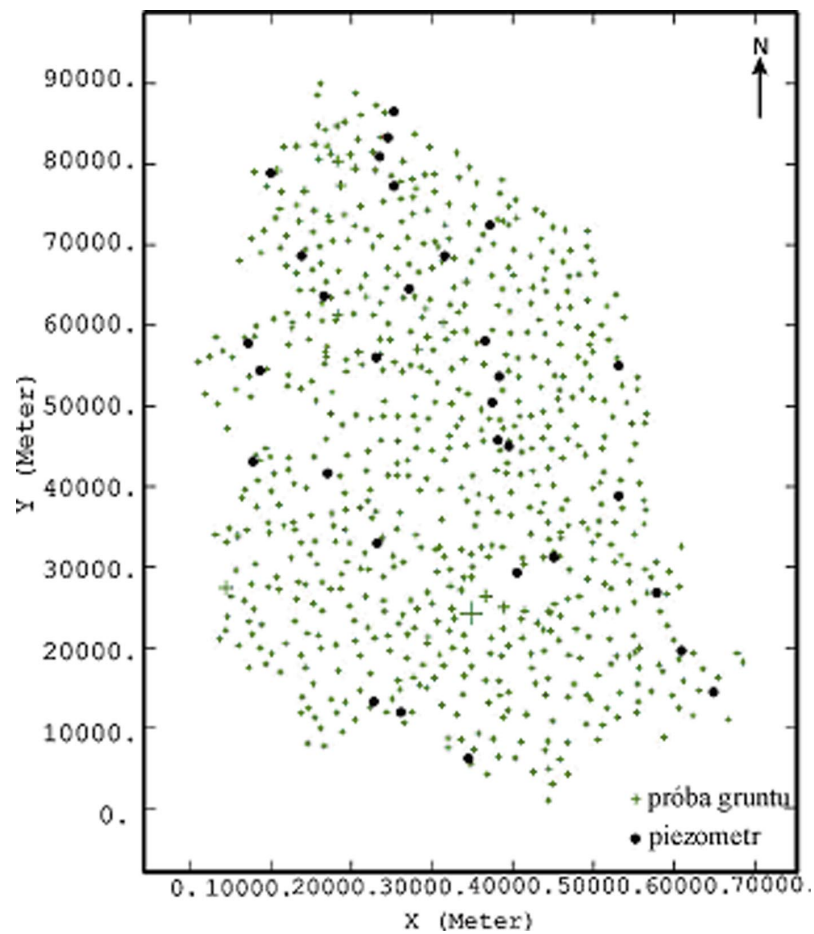
- Goovaerts P., Webster R., 1994: Scale-dependent correlation between topsoil copper and cobalt concentrations in Scotland. *European Journal of Soil Science* 45, March, p. 79-95.
- Huczyński B., 1983: Warunki przyrodnicze produkcji rolnej, woj. legnickie. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy.
- ISATIS Software Manual 3rd Edition. Geovariances and Ecole des Mines de Paris, Avon Cedex, France, November 2001.
- Kabata-Pendias A., 1995: Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska Warszawa, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy.
- Mucha J., 1994: Metody geostatystyczne w dokumentowaniu złóż. Wydawnictwo AGH, Kraków, s. 155.
- Mucha J., 2001: Bariery i ograniczenia geostatystycznej oceny parametrów złożowych. *Kwartalnik AGH Geologia*, t. 27, z. 2-4, Kraków, s.641-657.
- Mucha J., 2002: Struktura zmienności zawartości Zn i Pb w śląsko-krakowskich złożach rud Zn-Pb. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków, s. 146.
- Namysłowska-Wilczyńska B., Pyra J., 2002: Ocena stanu zanieczyszczenia gruntów i wód podziemnych LGOM miedzią i cynkiem na podstawie integracji danych środowiskowych. IV Forum Inżynierii Ekologicznej „Ekotechnologie XXI Wieku”, Konferencja Krajowa 2002, Nałęczów.
- Namysłowska-Wilczyńska B., Pyra J., 2002: Integration of data from soil and underground waters monitoring networks by kriging with external drift. 2002 Annual Conference of the International Association for Mathematical Geology (IAMG) – Creation, Management, Distribution, Access and Exploitation of Digital Spatial Data. Berlin.
- Namysłowska-Wilczyńska B., Wilczyński A., 2000: Badania geostatystyczne rozkładu zawartości metali ciężkich w gruntach. *Geoinformatica Polonica* nr 2, Kraków, s. 51-65.
- Nieć M., Kokesz Z., 1988: Metody geostatystyczne w rozpoznawaniu i dokumentowaniu złóż (przewodnik metodyczny). Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków, s. 29.
- Ratha D.S., Venkataraman G., 1994: Multivariate statistical analysis of soil geochemical data from mining areas of Goa, India. *Sciences De La Terre Informatique Geologique*, no 32, p. 471-487.
- Wackernagel H., 1998: Multivariate Geostatistics: an Introduction with Applications. 2nd edition, Springer, Berlin, p. 291.
- Webster R., Atteia O., Dubois J.P., 1994: Coregionalization of trace metals in the soil in the Swiss Jura. *European Journal of Soil Science* 45, June 1994, p. 205-218.

Summary

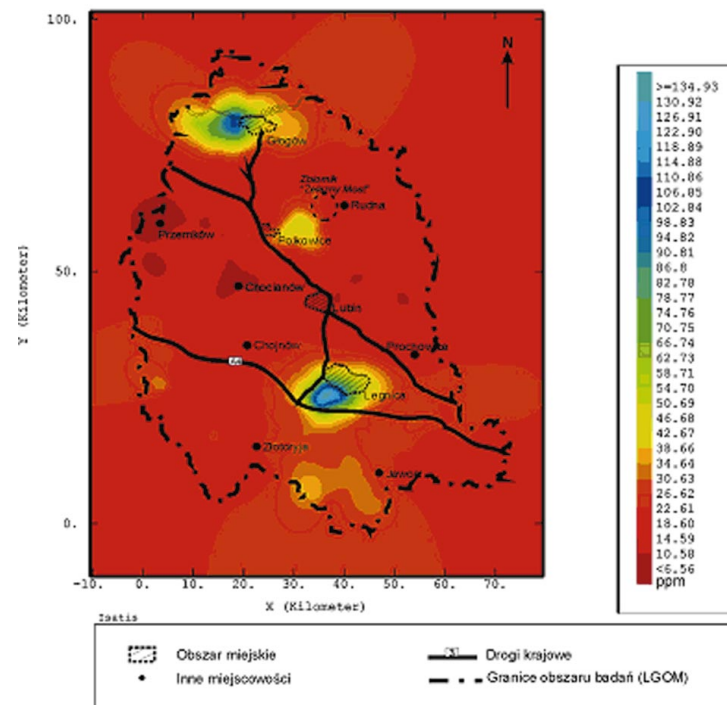
The paper presents the results of the application of geostatistical methods to the spatial analysis of the variation of Cu content in the soil-water environment of the Legnica-Głogów Copper District – an industrial area with the predominance of copper ore mining and smelting in the industrial mix. Semivariogram function analysis, ordinary kriging and kriging with external drift, were used to analyse the environmental conditions. The comprehensive set of soil Cu content data was characterized by a large number of samples ($n = 908$) uniformly covering the area of LGCD. The data were the determinations of the Cu content in the near-surface layer of soil. The empirical Cu content semivariograms were approximated by the spherical model, the exponential model and the linear model combined with the nugget effect. Cu content averages Z^* were estimated at 6120 nodes of an elementary grid using ordinary (point) kriging. The elementary field dimensions were 1km'1km. The data sets for underground waters were based on a much smaller sample size ($n = 31$). The information, on Cu content, was collected from a network of piezometers and wells irregularly located over the analysed area. Similarly as for soil, semivariograms were computed for the Cu content in underground waters. Then the semivariograms were approximated by the spherical model and the linear model with the nugget effect. Taking into account the parameters values of the theoretical models fitted to the semivariograms, averages Z^* of the Cu content in the waters at 6120 nodes of the same elementary grid as the one adopted for soil were estimated using ordinary kriging. Then kriging with external drift was applied to estimate underground waters Cu content averages Z^* . The data from the preceding ordinary kriging computations, i.e. estimated averages Z^* of the Cu content in the surface layer of soil, were used. The raster maps of the distributions of averages Z^* , i.e. the kriged estimates of soil contamination with Cu, constituted the background (external drift) used for the more accurate computation of underground waters Cu content averages Z^* . The detailed analysis of the different factors which affect the spatial distribution of the elements content in the environment, such as the geological structure of the subsoil and the surface formations, the environment's pH, the atmospheric factors and the effects of the mining and smelting operations, made it possible to determine more precisely the genesis of the analysed elements content in the natural environment and to classify it as pollution or natural geochemical enrichments.

dr hab. Barbara Namysłowska-Wilczyńska, prof. PWr.
B.Namyslowska-Wilczynska@pwr.wroc.pl
tel. (071) 320 36 84

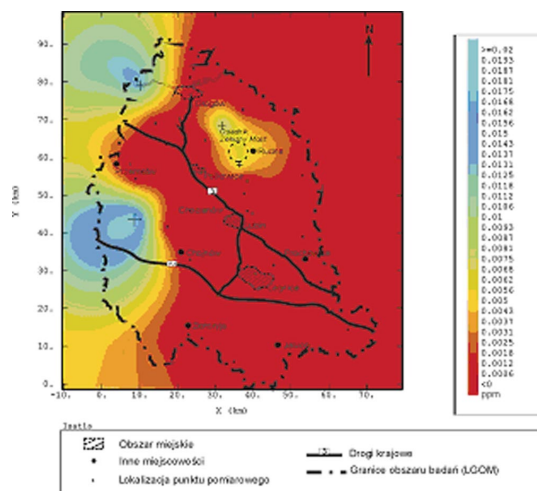
dr Jacek Pyra
j.pyra@cuprum.wroc.pl
tel. (071) 781 22 13



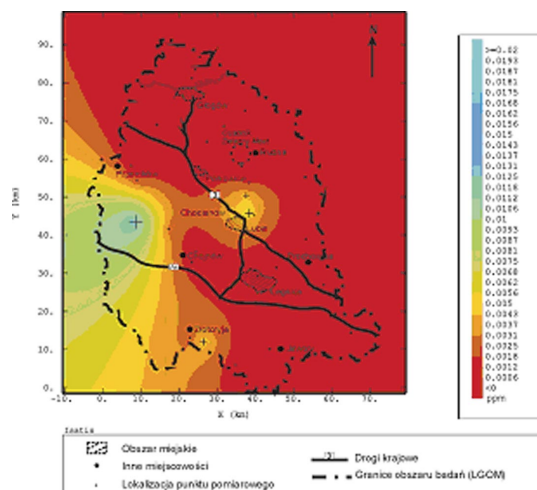
Rys. 1. Mapa rozmieszczenia miejsc poboru próbek gruntów i wód podziemnych



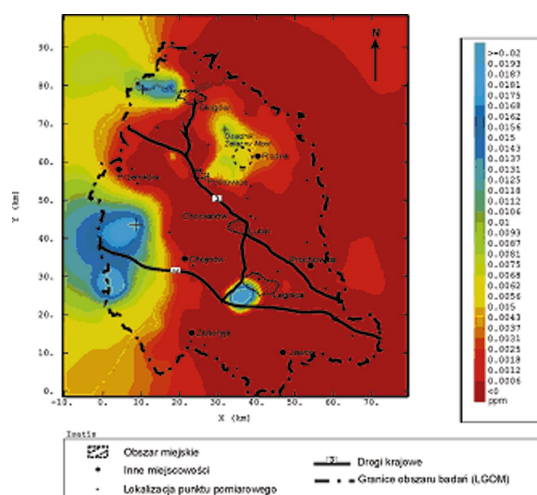
Rys. 2. Mapa rastrowa średnich estymowanych Z^* zawartości miedzi [ppm] w gruntach – LGOM, lata 1992–1997; kriging zwyczajny, punktowy



Rys. 3. Mapa rastrowa średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w wodach podziemnych, z zaznaczonymi punktami poboru prób wód – LGOM, rok 1997; kriging zwyczajny, punktowy



Rys. 4. Mapa rastrowa średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w wodach podziemnych, z zaznaczonymi punktami poboru prób wód – LGOM, rok 1998; kriging zwyczajny, punktowy



Rys. 5. Mapa rastrowa średnich estymowanych Z^* zawartości Cu w wodach podziemnych, z zaznaczonymi punktami poboru prób wód – LGOM, rok 1997; kriging z zewnętrznym dryfem