

Barbara Namysłowska-Wilczyńska, Artur Wilczyński

Badania geostatystyczne zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w wybranych rejonach Górnego Śląska

Polska dążąc do członkostwa w Unii Europejskiej musi przestrzegać porozumień i konwencji dotyczących ochrony środowiska naturalnego [1–3]. Jednym z podstawowych celów polityki przemysłowej – a w szczególności energetycznej – w krajach należących do Unii jest właśnie ochrona środowiska. Podstawowymi aktami obligującymi Polskę do podjęcia intensywnych działań mających na celu ograniczenie zagrożeń dla środowiska naturalnego, są:

– Konwencja w Sprawie Transgranicznego Zanieczyszczenia Powietrza na Dalekie Odległości, którą Polska ratyfikowała w 1985 r. (tzw. II Protokół Siarkowy podpisano w 1994 r.),

– Europejska Karta Energetyczna, podpisana w Hadze 17 grudnia 1991 r.,

– Konwencja ONZ, tzw. FCCC (*Framework Convention on Climate Change*), podpisana na konferencji Rio de Janeiro w 1992 r.

W kraju obowiązują przepisy wewnętrzne, które są często bardziej restrykcyjne od zagranicznych [4], jednakże ich przestrzeganie przedstawia się znacznie gorzej. Wiąże się to ze strukturą naszej energetyki, bazującej na węglu, a także z przestarzałą technologią produkcyjną przemysłu. Do podstawowych zadań związanych z poprawą stanu środowiska należy ograniczenie emisji SO_2 , NO_x , CO_2 i pyłów do atmosfery, zmniejszenie ilości odpadów przemysłowych, obniżenie zasolenia wód powierzchniowych, spowodowanego odprowadzaniem wód kopalnianych, a także zahamowanie zanieczyszczenia powierzchniowych warstw gruntów metalami ciężkimi. Szeroki dostęp krajowych producentów do międzynarodowych rynków (np. europejskiego rynku energetycznego, rynku produktów rolnych itp.) będzie możliwy dopiero po opanowaniu tych problemów. W ostatnich latach zaznaczył się istotny postęp w ograniczeniu zakresu, intensywności i zasięgu zanieczyszczenia środowiska, jednakże wiąże się to w dużym stopniu z recesją w przemyśle ciężkim, a w konsekwencji ze zmniejszeniem zapotrzebowania na energię elektryczną.

Ocena stanu środowiska, stopnia jego degradacji, a także odnotowanie postępu w tym zakresie i przewidywanie ewentualnych zagrożeń, możliwe jest poprzez monitorowanie stanu zanieczyszczenia środowiska, natomiast identyfikacja, modelowanie oraz prognozowanie stanu skażenia, z wykorzystaniem danych z monitoringu, możliwe jest dzięki zastosowaniu metod geostatystycznych [5].

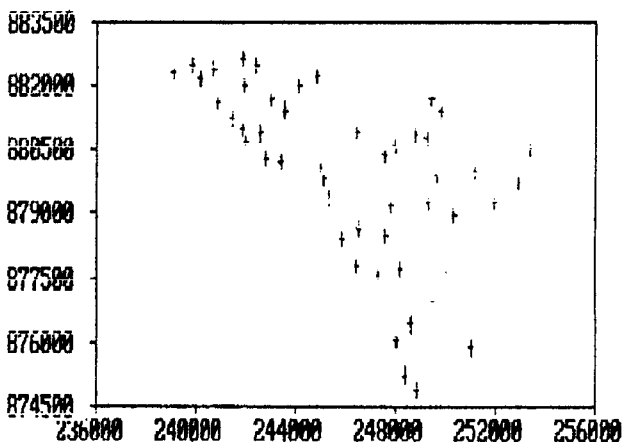
Niniejszy artykuł prezentuje wyniki zastosowania metod geostatystycznych do oceny poziomu zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb w rejonach Będzina i Bytomia. Niektóre wyniki tych badań przedstawiono na Światowym Kongresie Liderów Nauki i Przemysłu, na sesji „Ochrona Środowiska”, zorganizowanym w Politechnice Łódzkiej [6].

Toksyczne metale ciężkie są wszechobecne w naszym środowisku [7,8], a ich obecność w glebach lub wodach prowadzi do skażenia łańcucha żywnościowego oraz powoduje degradację biologicznych właściwości gleb i skażenie wód gruntowych. Głównymi źródłami zanieczyszczenia gleb metalami (Pb, Cd i Zn) są emisje pyłów metalonośnych z zakładów przemysłowych oraz pylenie hałd, a także osady ściekowe, a w przypadku ołowiu – również motoryzacja emitująca do atmosfery jego związki.

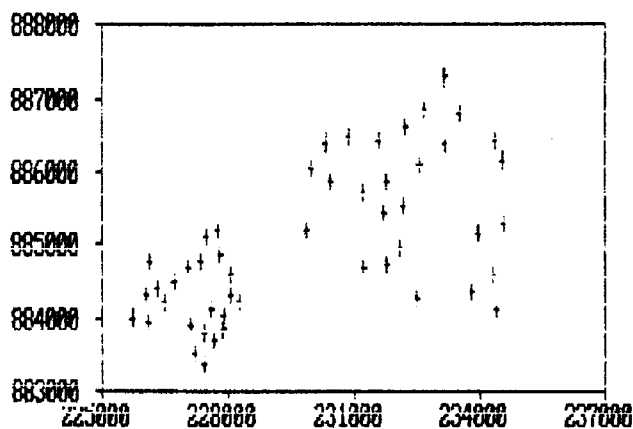
Przedmiot badań

Badania geostatystyczne stanu zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi przedstawiono na przykładzie dwóch rejonów województwa katowickiego, tj. Będzina (rys.1) i Bytomia (rys.2).

Materiał do analizy geostatystycznej stanowiły dane z monitoringu środowiskowego, przeprowadzonego w latach 1982–1991, zawierające wyniki analiz na obecność ołowiu, kadmu i cynku w warstwie urodzajnej gruntów o miąższości dochodzącej do około 0,20 m. Monitoringiem środowiskowym objęto grunty użytkowane rolniczo, z wyłączeniem lasów. Sieć poboru próbek gruntów do analiz była nieregularna i zależała od stopnia skażenia powietrza. Przeciętnie pobierano jedną próbkę z powierzchni około 40 ha, natomiast w rejonach o dużym stopniu zanieczyszczenia powietrza sieć ta była zagęszczona do powierzchni 10+20 ha.



Rys. 1. Mapa lokalizacji pobranych próbek gleb w rejonie Będzina



Rys. 2. Mapa lokalizacji pobranych próbek gleb w rejonie Bytomia

Podstawowym celem analizy geostatystycznej było skonstruowanie map warstwicznych analizowanych zmiennych zregionalizowanych, tj. zawartości ołowiu, kadmu i cynku, a w rezultacie – określenie przestrzennego zasięgu zanieczyszczenia i obszarów o największej zawartości danego metalu.

Metodyka badań

Do oceny stopnia zanieczyszczenia powierzchniowej warstwy gruntów metalami ciężkimi wykorzystano metody geostatystyczne. Geostatystyka jest specjalną, autonomiczną gałęzią statystyki stosowanej, która rozwijała się intensywnie kilkanaście lat temu, jako matematyczna teoria badania złóż kopalin użytecznych i oceny właściwości ich przestrzennych charakterystyk [9–12]. Geostatystykę stosuje się najczęściej w odniesieniu do analizy zjawisk zmieniających się w czasie lub przestrzeni. Jest ona praktykowana w różnych dziedzinach i dyscyplinach, jak nauki o Ziemi, górnictwo, geofizyka, hydrologia, geochemia, rolnictwo, leśnictwo, meteorologia, oceanografia, nauki o środowisku itd.

Geostatystyka zajmuje się badaniem zmiennych zregionalizowanych, związanych ściśle z położeniem geograficznym i rozwiązywaniem pojawiających się złożonych problemów estymacji. Zmienne zregionalizowane mają właściwości pośrednie pomiędzy zmienną losową i deterministyczną. Wartości zmiennych zregionalizowanych modeli geostatystycznych są realizacjami funkcji losowych. Zmiennymi zregionalizowanymi są np. podstawowe parametry geologiczne złóż kopalin użytecznych, takie jak zawartość składników użytecznych, miąższość, zasobność, czy też zanieczyszczenie gruntów, wód oraz powietrza substancjami toksycznymi i metalami ciężkimi, a również powierzchnie głębokościowe stropu i spągu jednostek litostratygraficznych.

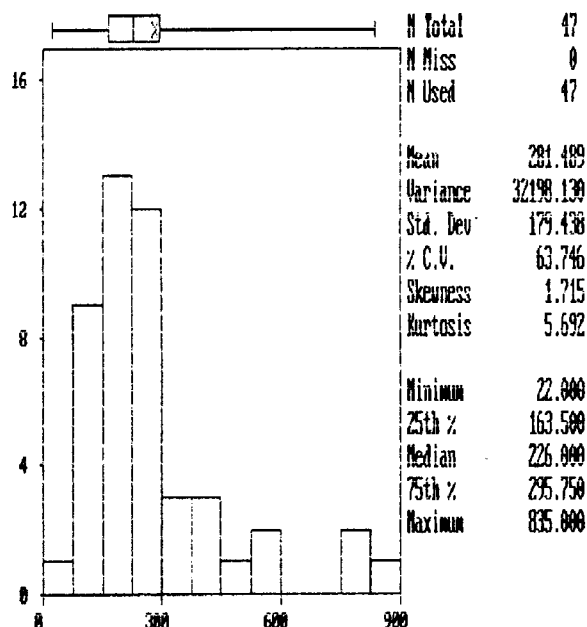
Podstawowymi narzędziami geostatystyki stosowanej są analiza wariogramów i *kriging*, które są znane przede wszystkim z prac zachodnich geostatystyków [9–11,13].

Obecnie w literaturze można odnotować wiele nowych doświadczeń w zastosowaniach metod geostatystycznych do oceny stanu skażenia środowiska naturalnego [14].

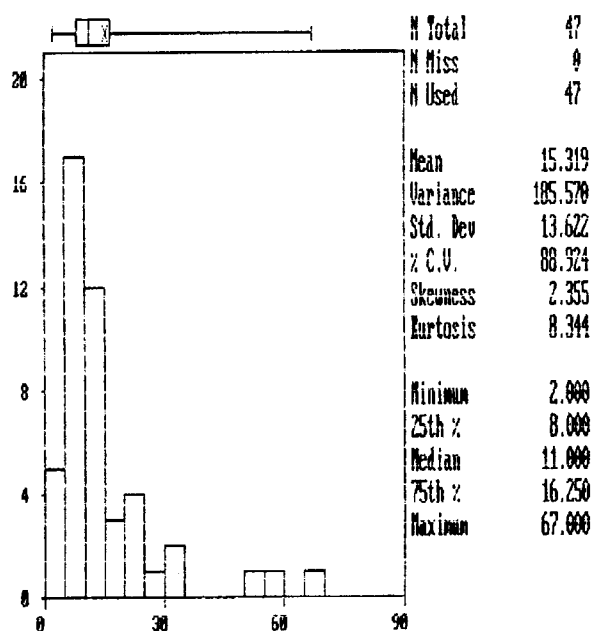
Podstawę do obliczeń geostatystycznych, wykonanych z wykorzystaniem pakietu oprogramowania GEO-EAS (*Geostatistical Environmental Assessment Software*), stanowiła baza danych środowiskowych, zawierająca dane dotyczące lokalizacji pobranych próbek i oznaczenia zawartości metali ciężkich, tj. chromu, cynku, kadmu, miedzi, niklu i ołowiu.

Statystyczna ocena stopnia zanieczyszczenia gleb ołowiem, kadmem i cynkiem

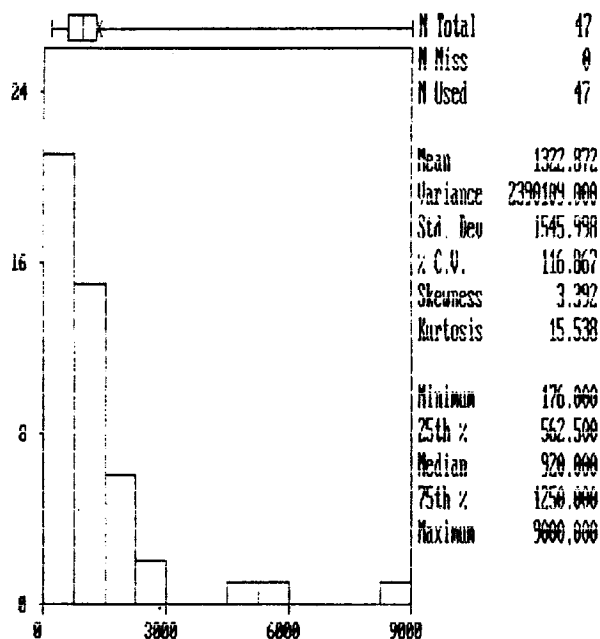
We wstępnym etapie prac nad przedstawieniem charakterystyki przestrzennej skażenia metalami ciężkimi gleb w rejonach Będzina i Bytomia wykonano obliczenia histogramów rozkładów zawartości Pb, Cd i Zn oraz wartości podstawowych parametrów statystycznych tych metali (rys.3 i 4). W obu rejonach analizowano zbliżone liczebności próbek gruntów (ok. 50). Średnie zawartości ołowiu wahały się od 281 do 410 mgPb/kg, osiągając znacznie wyższą wartość w rejonie Bytomia (rys.4a). Dotyczyło to także spotykanych dla tego rejonu maksymalnych wartości stężeń tego metalu, tj. około 2300 mgPb/kg i współczynnika zmienności (V) około 111%. Zakres średnich zawartości ołowiu przekraczał wyraźnie wartość dopuszczalną, która waha się od 50 do 100 mgPb/kg, w zależności od rodzaju gleby [15].



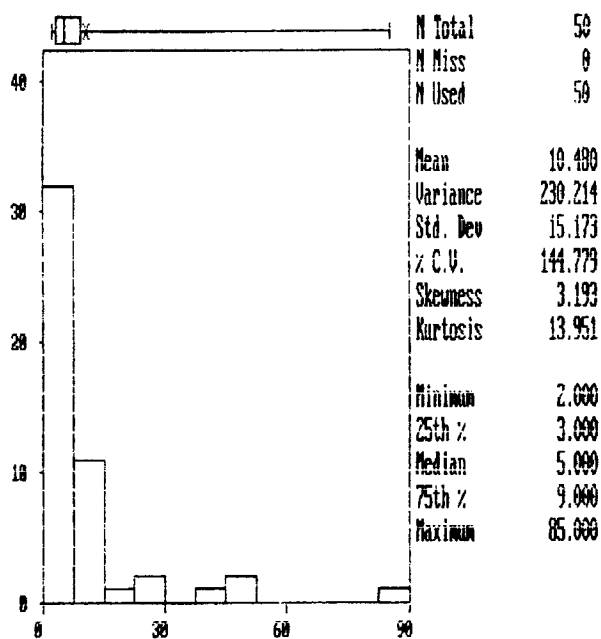
Rys. 3a. Histogram rozkładu zawartości Pb (mg/kg) w glebach rejonu Będzina



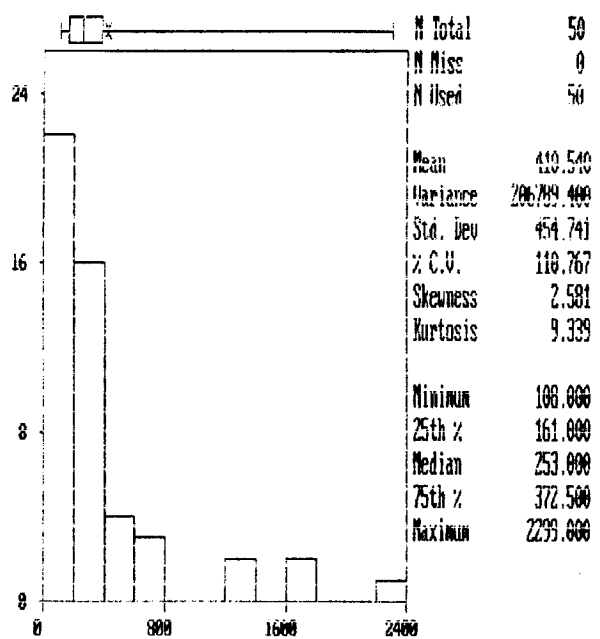
Rys. 3b. Histogram rozkładu zawartości Cd (mg/kg) w glebach rejonu Będzina



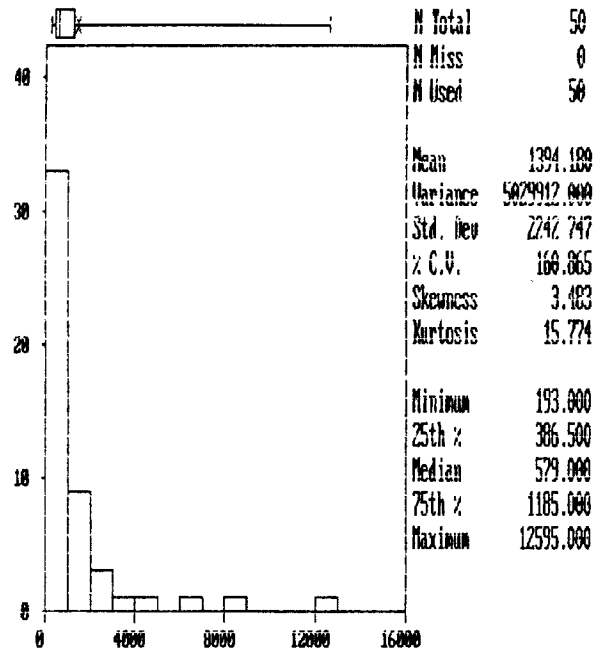
Rys. 3c. Histogram rozkładu zawartości Zn (mg/kg) w glebach rejonu Będzina



Rys. 4b. Histogram rozkładu zawartości Cd (mg/kg) w glebach rejonu Bytomia



Rys. 4a. Histogram rozkładu zawartości Pb (mg/kg) w glebach rejonu Bytomia



Rys. 4c. Histogram rozkładu zawartości Zn (mg/kg) w glebach rejonu Bytomia

Średnie zawartości ołowiu i stwierdzone lokalnie jego wysokie stężenia (800+2300 mgPb/kg), wskazują na występowanie stref charakteryzujących się III (500+2000 mgPb/kg), tj. średnim (Będzina) i IV (2000+7000 mgPb/kg), tj. silnym (Bytom) stopniem zanieczyszczenia gleb [7,8]. Dla porównania, w rejonie Olkusza zawartość ołowiu w glebie na obszarach leśnych sięgała 3720 mgPb/kg [8].

W obu rejonach zwracają uwagę stosunkowo wysokie średnie zawartości kadmu, mieszczące się w zakresie 10+15 mgCd/kg (rys. 3b i 4b), tj. dwu- lub trzykrotnie większe od wartości dopuszczalnej (5 mgCd/kg) [15]. Wyższe wartości średniej $\bar{x} \approx 15$ mgCd/kg cechują rejon Będzina (rys.3b). Podobnie jak w przypadku ołowiu, wyższe wartości maksymalnej zawartości ołowiu około 85 mgPb/kg i współczynnika zmienności $V \approx 145\%$ były charakterystyczne dla rejonu Bytomia (rys.4b), podczas gdy dla rejonu Będzina największa

zawartość kadmu sięgała 67 mgCd/kg. Świadczyło to o występowaniu IV (10+20 mgCd/kg), tj. silnego stopnia zanieczyszczenia gleb [7–8].

Tymczasem średnie zawartości cynku w obu rejonach były porównywalne ($\bar{x} = 1322 + 1394$ mgZn/kg – rys.3c i rys.4c), co kwalifikuje grunty do III (1000+ 3000 mgZn/kg), tj. średniego stopnia zanieczyszczenia gleb [7–8]. Warto podkreślić, że dopuszczalna zawartość całkowitego cynku w glebach waha się od 200 do 300 mgZn/kg [15]. Analogicznie jak w odniesieniu do ołowiu i kadmu, największe zawartości cynku około 12600 mgZn/kg i współczynnika zmienności $V \approx 161\%$ tego metalu stwierdzono w rejonie Bytomia, co świadczyło o lokalnym występowaniu V stopnia (>8000 mgZn/kg), tj. bardzo silnego zanieczyszczenia gleb. W rejonie Będzina zanotowano największą zawartość cynku, wynoszącą około 10000 mgZn/kg (rys.4c).

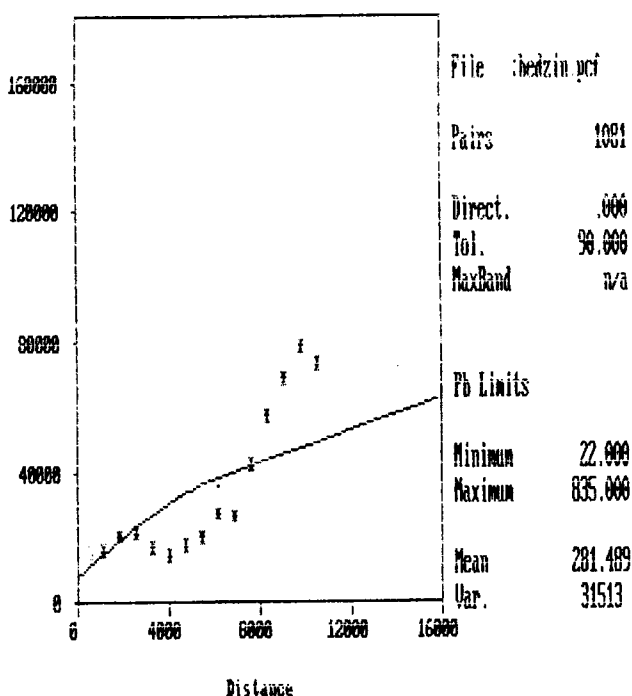
Histogramy rozkładów poszczególnych metali ciężkich, badane dla rejonu Będzina, charakteryzowały się mniej lub bardziej zaznaczającą się skośnością dodatnią (rys.3), natomiast w odniesieniu do cynku występował rozkład asymetryczny, jednoskrzydłowy (rys.3c). Ten sam typ rozkładu można dostrzec na histogramach zawartości ołowiu, kadmu i cynku, analizowanych dla rejonu Bytomia (rys.4). Wyniki obliczeń skośności histogramów rozkładów (w większości przypadków >3) stanowiły podstawę do uwzględnienia w obliczeniach wartości funkcji $\gamma(h)$ wartości zlogarytmowanych zawartości kadmu i cynku, a tylko w przypadku ołowiu – wartości oryginalnych.

Badania współzależności pomiędzy poszczególnymi metalami ciężkimi wykazały, że są one prawie doskonale dodatnio ze sobą skorelowane. Współczynniki korelacji (r) osiągały wartości w zakresie od 0,87 do 0,96 (rejon Będzina) i od 0,92 do 0,97 (rejon Bytomia) [6]. Najsilniejszą korelację stwierdzono pomiędzy kadmem i cynkiem ($r=0,97$).

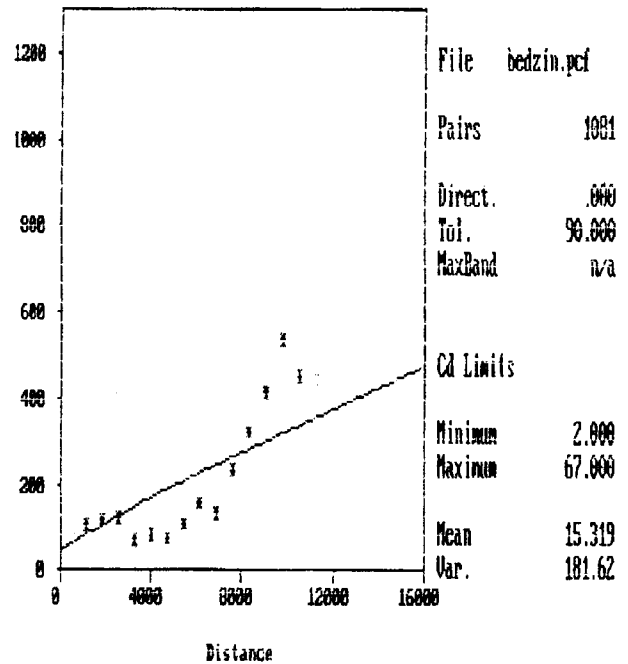
Analiza geostatystyczna

Funkcja wariogramu

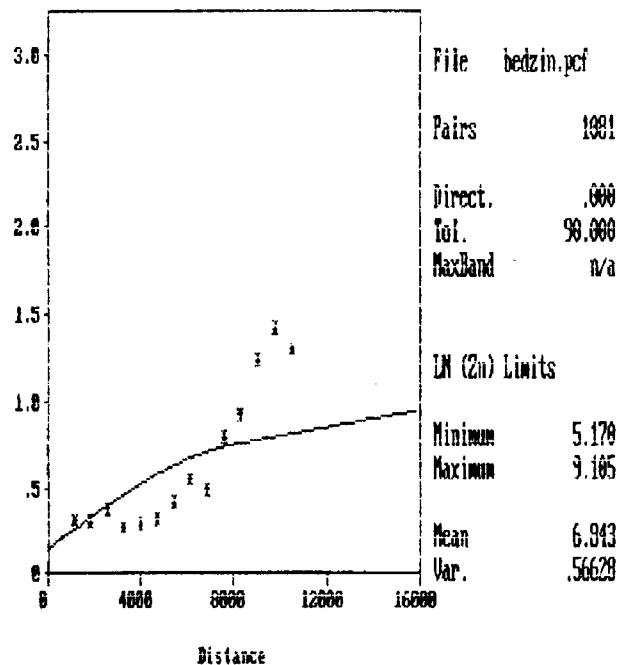
Zasadniczą część analizy geostatystycznej stanowiło zastosowanie funkcji wariogramu do przeprowadzenia charakterystyki zmienności występowania analizowanych metali. Dla obu obszarów badań zostały obliczone wariogramy izotropowe, uśrednione przy przyjęciu tolerancji kątowej 90° . Modelowano zmienność zbioru danych dotyczących badanych próbek gruntów dla rejonów Bytomia i Będzina, przy zastosowaniu modelu dopasowanego do semiwariogramu uśrednionego, izotropowego (brak ograniczeń odnośnie kierunków par). Przebadanie takiego typu semiwariogramu, z uwzględnieniem całej (niestety niewielkiej) liczby pobranych próbek gruntu, pozwoliło na lepsze rozpoznanie zmienności analizowanych zmiennych, a w rezultacie na bardziej adekwatne dopasowanie modelu teoretycznego.



Rys. 5a. Wariogram zawartości Pb w glebach rejonu Będzina



Rys. 5b. Wariogram zawartości Cd w glebach rejonu Będzina

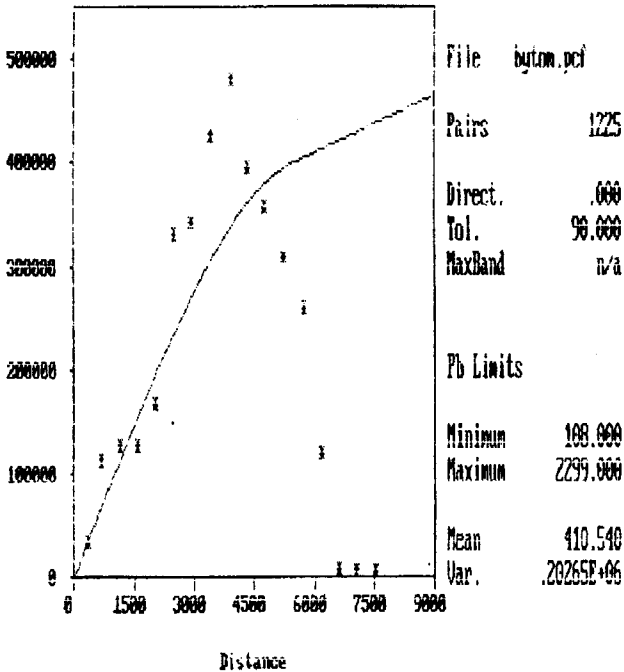


Rys. 5c. Wariogram zawartości Zn w glebach rejonu Będzina

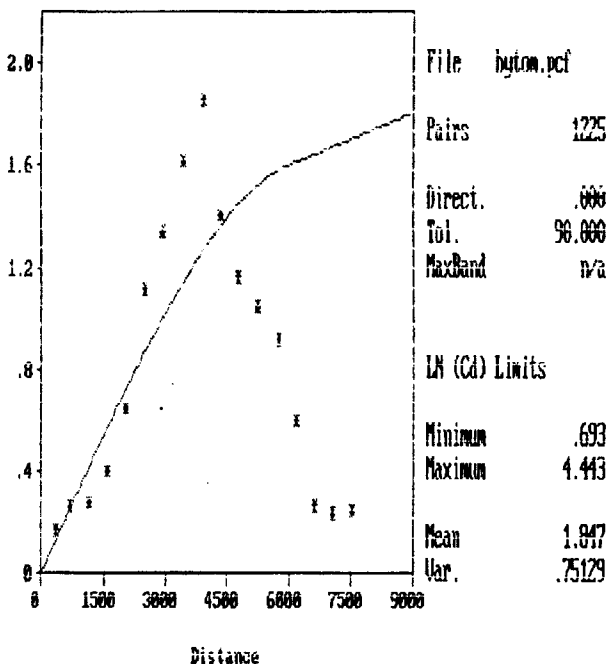
Wszystkie trzy semiwariogramy empiryczne dla ołowiu, kadmu i cynku, charakteryzujące rejon Będzina, cechowały się zbliżonymi przebiegami wartości $\gamma(h)$ (rys.5). Obserwowano łagodne, niewielkie wahania wartości $\gamma(h)$ do odległości 8000 ju, a następnie wyraźną tendencję wzrostową, aż do osiągnięcia maksimum na dystansie 10000 ju. Poza tym zaznaczał się mały efekt samorodków C_0 . Przebiegi tych semiwariogramów aproksymowano gniazdowym modelem wariogramu, który stanowi sumę dwóch modeli składowych, tj. modelu sferycznego, w kombinacji z efektem samorodków, i modelu liniowego.

W przypadku ołowiu i kadmu analizowano wariogramy oryginalnych zmiennych (rys.5), zaś dla cynku wariogram został obliczony na podstawie wartości zlogarytmowanych (rys.5c).

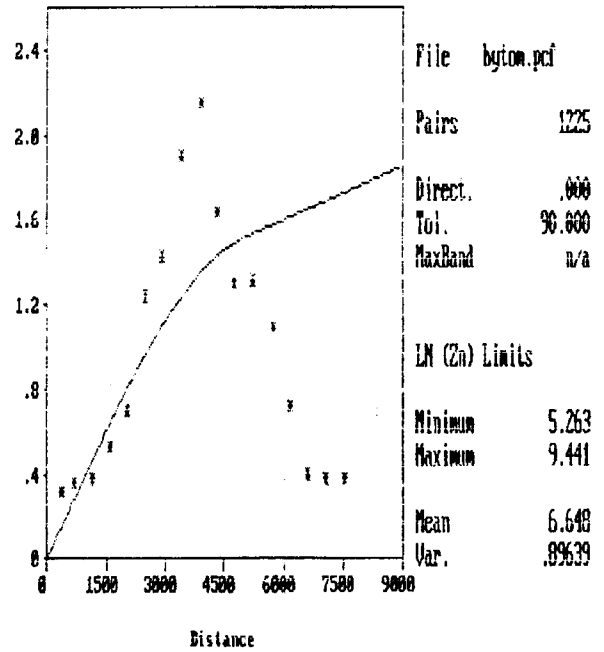
Odmienne obraz przedstawiały przebiegi semiwariogramów empirycznych dla analizowanych metali ciężkich, obliczonych dla rejonu Bytomia. Wszystkie przebiegi semiwariogramów charakteryzowały się widocznym na początku wykresu gwałtownym wzrostem wartości wariogramu $\gamma(h)$, utrzymującym się do odległości około 3750 ju, po czym występował systematyczny spadek wartości $\gamma(h)$ (rys.6), aż do osiągnięcia przez nie pewnego poziomu. Podczas dopasowywania modeli matematycznych do przebiegów tych semiwariogramów zastosowano kombinację dwóch modeli, tj. sferycznego i liniowego. Jedynie w przypadku ołowiu obliczenia wartości $\gamma(h)$ wykonano na podstawie wartości oryginalnych (rys.6a), zaś w odniesieniu do pozostałych metali uwzględniono wartości zlogarytmowane (rys.6).



Rys. 6a. Wariogram zawartości Pb w glebach rejonu Bytomia



Rys. 6b. Wariogram zawartości Cd w glebach rejonu Bytomia



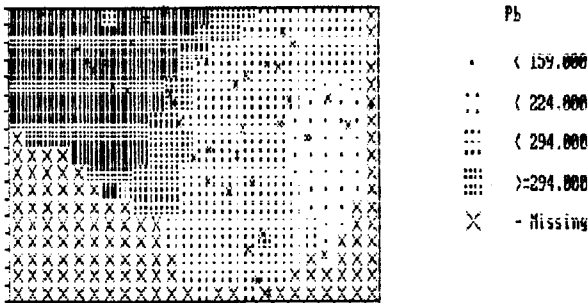
Rys. 6c. Wariogram zawartości Zn w glebach rejonu Bytomia

Kriging zwyczajny

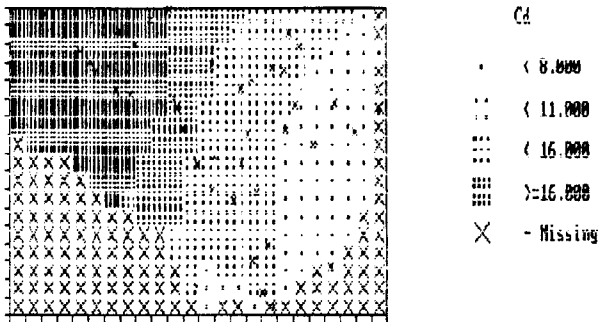
W drugim etapie badań geostatystycznych zastosowano technikę *krigingu* zwyczajnego (*ordinary kriging*), w modyfikacji *krigingu* blokowego (*block kriging*). Dla większości zastosowań związanych z problematyką ochrony środowiska polecany jest zwyczajny *kriging* blokowy (*ordinary block kriging*). Użycie tej procedury umożliwiło dokonanie oszacowania średnich wartości blokowych, dotyczących zanieczyszczenia gleb analizowanymi metalami ciężkimi w rejonach Będzina i Bytomia oraz przedstawienie prognozy skażenia gleb poza granicami obszarów badań. Podstawę do uzyskanych ocen *krigingowych* (średnich estymowanych Z^* , standardowych odchyłeń *krigingowych* σ_k) stanowiły pobliskie wartości próbkowe. W obliczeniach *krigingowych* uwzględniono wartości parametrów dopasowanych modeli gniazdowych (liniowego i sferycznego) wariogramów dla ołowiu, kadmu i cynku. Zostały one wykonane dla siatki bloków elementarnych o wymiarach powierzchni elementarnej 450x450 ju i 600x600 ju. Przy przyjęciu takich wielkości powierzchni elementarnej uwzględniono uśrednioną podstawową odległość między parami próbek, wziętą z tablic obliczeń wartości $\gamma(h)$.

Na mapach jednorodności średnich estymowanych (Z^*) zawartości poszczególnych metali ciężkich, uzyskanych za pomocą *krigingu* blokowego, pokazano zróżnicowanie zawartości analizowanych metali ciężkich w glebach rozpatrywanych obszarów Będzina (rys.7) i Bytomia (rys.8). Ilustrują one obecność stref o różnym stopniu skażenia, a także podobszarów charakteryzujących się anomalnym zanieczyszczeniem przekraczającym wielokrotnie wartość średnią zawartości tych metali. Zwraca uwagę różny zakres średnich Z^* zawartości danego metalu w obu rejonach.

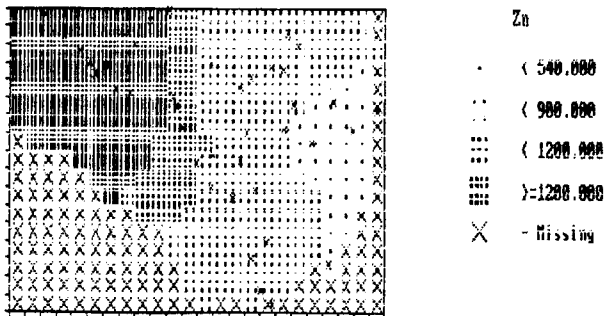
Znacznie wyższe granice średnich estymowanych Z^* zawartości kadmu i cynku uzyskano dla gruntów z rejonu Będzina (rys.7b-7c), natomiast w przypadku zawartości ołowiu większe wartości średnich Z^* , a więc wyższe stężenia tego metalu stwierdzono w gruntach w rejonie Bytomia (rys.8a). Właśnie w tym rejonie granice obszaru najsilniej zanieczyszczonego



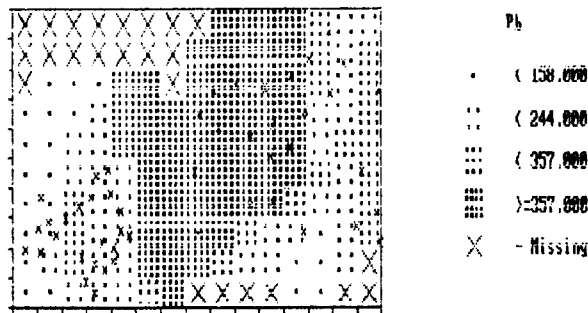
Rys. 7a. Mapa jednorodności zawartości Pb w glebach rejonu Będzina (kriging blokowy)



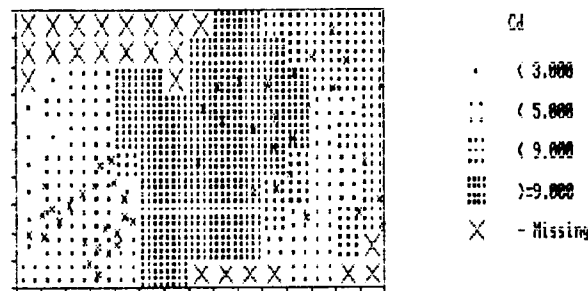
Rys. 7b. Mapa jednorodności zawartości Cd w glebach rejonu Będzina (kriging blokowy)



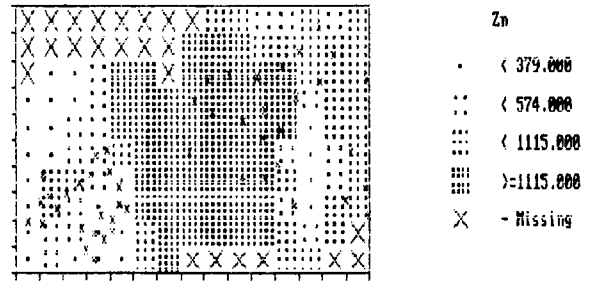
Rys. 7c. Mapa jednorodności zawartości Zn w glebach rejonu Będzina (kriging blokowy)



Rys. 8a. Mapa jednorodności zawartości Pb w glebach rejonu Bytomia (kriging blokowy)



Rys. 8b. Mapa jednorodności zawartości Cd w glebach rejonu Bytomia (kriging blokowy)

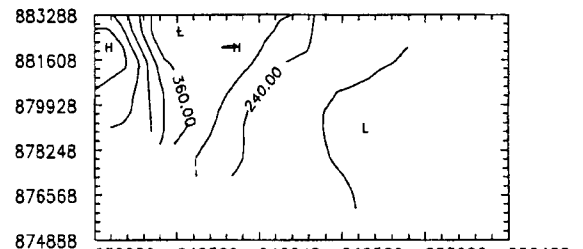


Rys. 8c. Mapa jednorodności zawartości Zn w glebach rejonu Bytomia (kriging blokowy)

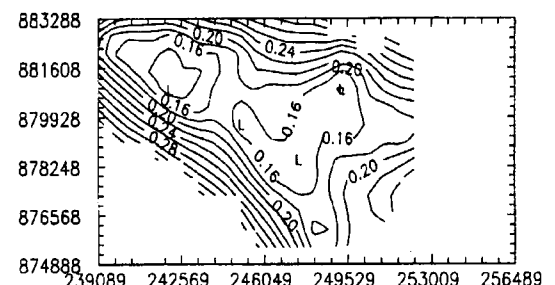
(największe zakresy średnich wartości Z^* dla Pb, Cd i Zn), określone za pomocą techniki *krigingu*, przebiegały bardzo podobnie dla analizowanych metali (rys.8). W rejonie Będzina granice takiego obszaru również pokrywały się w dużym stopniu dla poszczególnych metali, a szczególnie wyraźnie dla kadmu i cynku (rys.7).

Na mapach jednorodności średnich Z^* z naniesionymi różnymi zakresami zawartości metali ciężkich (rys.7 i 8) można dostrzec prognozę zanieczyszczenia gruntów, polegającą na ekstrapolacji średnich wartości estymowanych Z^* poza obręb obszaru opróbkowanego. Otrzymane wyniki obliczeń *krigingowych* pozwalają z jednej strony na przeanalizowanie stopnia skażenia gleb, zaś z drugiej strony na określenie kierunku jego rozprzestrzenienia w rejonach Bytomia i Będzina.

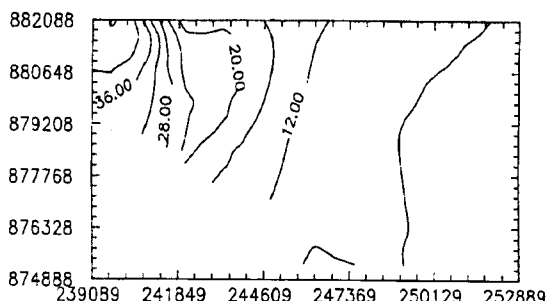
Mapy izopletowe średnich estymowanych Z^* dla Pb, Cd i Zn oraz mapy błędów *krigingu*, tj. standardowych odchyłeń *krigingowych* σ_k (rys.9 i 10), dopełnianych podczas estymacji średnich Z^* , przedstawiają bardziej wyraziście obrazy zróżnicowanych stężeń zawartości analizowanych metali ciężkich, widoczne na mapach jednorodności (rys.7 i 8). Ilustrują one zasięg przestrzenny zanieczyszczenia, miejsca występowania największych stężeń metali, a także skalę wartości błędu *krigingu* σ_k , obliczonych podczas szacowania średnich Z^* . Izoplety największych wartości średnich Z^* dla ołowiu (ok. 1600+2000 mgPb/kg) obserwowano na mapie otrzymanej dla rejonu Bytomia (rys.10a), natomiast izoplety największych wartości średnich Z^* dla kadmu (48+60 mgCd/kg) i cynku (ok. 8000+9000 mgZn/kg) można dostrzec na mapach ocen *krigingowych*, charakteryzujących oba badane rejon (rys. 9c i 9d oraz 10c i 10d).



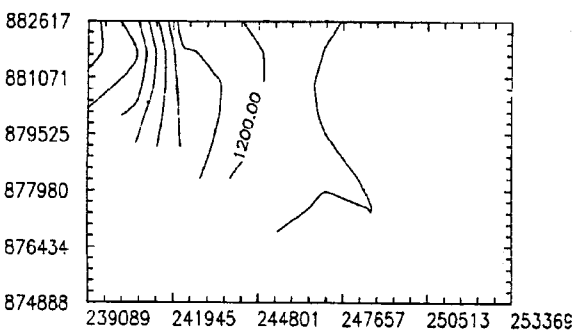
Rys. 9a. Mapa zanieczyszczenia gleb ołowiem w rejonie Będzina (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Pb)



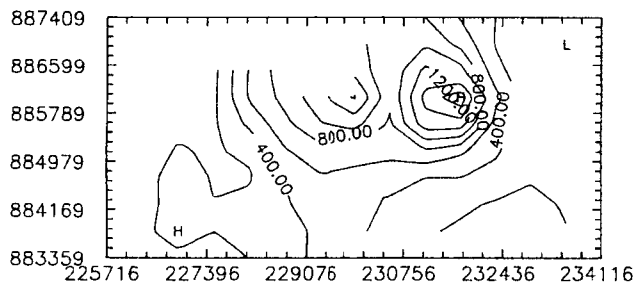
Rys. 9b. Mapa błędów *krigingu* dla rejonu Będzina (wartości standardowego odchylenia *krigingowego* σ_k dla Pb)



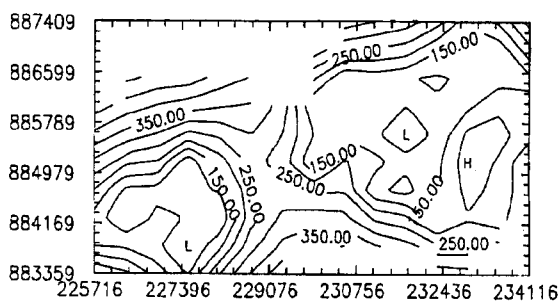
Rys. 9c. Mapa zanieczyszczenia gleb kadmem w rejonie Będzina (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Cd)



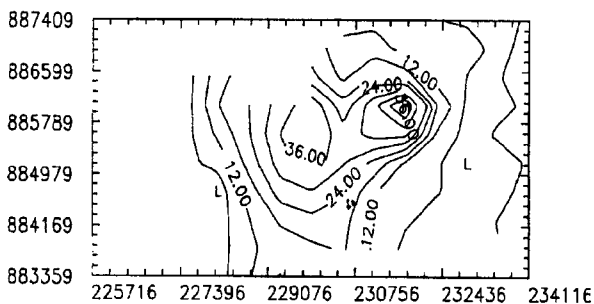
Rys. 9d. Mapa zanieczyszczenia gleb cynkiem w rejonie Będzina (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Zn)



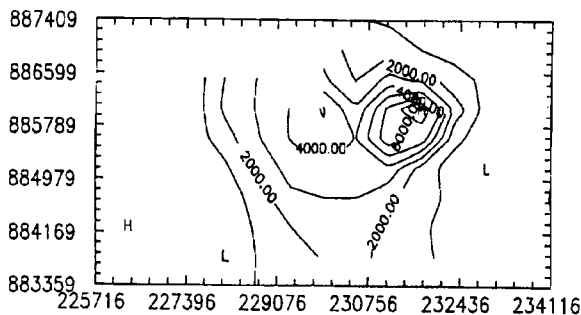
Rys. 10a. Mapa zanieczyszczenia gleb ołowiem w rejonie Bytomia (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Pb)



Rys. 10b. Mapa błędów kręgingu dla rejonu Bytomia (wartości standardowego odchylenia kręgingowego σ_k dla Pb)



Rys. 10c. Mapa zanieczyszczenia gleb kadmem w rejonie Bytomia (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Cd)



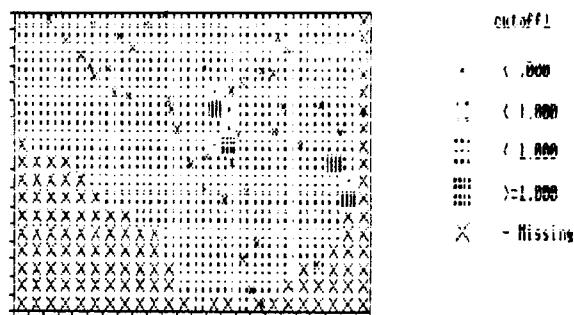
Rys. 10d. Mapa zanieczyszczenia gleb cynkiem w rejonie Bytomia (izoplety średnich estymowanych Z^* zawartości Zn)

Izoplety maksymalnych wartości średnich estymowanych Z^* stężeń analizowanych metali ciężkich, pokazujące miejsca występowania największych ich stężeń (na mapach duża litera H) zdają się wskazywać na bliskość lokalnych źródeł skażeń gleb i kierunek ich rozprzestrzenienia. Warto nadmienić, iż wyko-nanej estymacji średnich estymowanych krigingowych Z^* na obszarach największej gęstości opróbkowania towarzyszą małe wartości standardowego odchylenia *krigingowego* σ_k , pokazane na mapach dotyczących zawartości ołowiu (oznaczone dużą literą L). Wartości błędu *kringingu* σ_k zwiększają się w strefach rzadszego opróbkowania (rys. 9b i 10b).

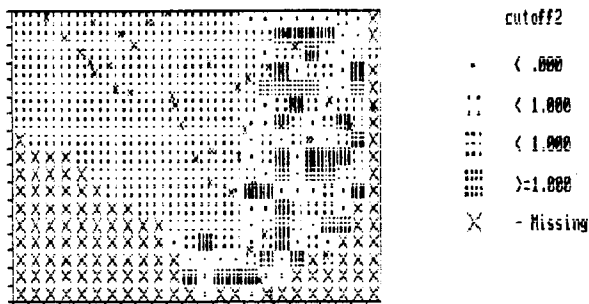
Kriging wskaźnikowy

W kolejnym etapie badań geostatystycznych obliczenia *krigingowe* wykonano na podstawie danych wskaźnikowych, dotyczących analizowanych zawartości metali ciężkich. Wprowadzono zmienną wskaźnikową, przyjmując jako wartości progowe średnie arytmetyczne zawartości poszczególnych metali, powyżej których – po dokonanej transformacji – dane oryginalne uzyskiwały wartości jedynkowe 1', zaś poniżej – wartości 0' (podprogram TRANS). Skonstruowano wariogramy wskaźnikowe, a ich przebiegi aproksymowano modelem liniowym. W dalszej kolejności, stosując procedurę *kringingu* zwyczajnego, (w modyfikacji *kringingu* blokowego), przeprowadzono *kringowanie* wartości 0' i 1', uwzględniając parametry przyjętych modeli geostatystycznych.

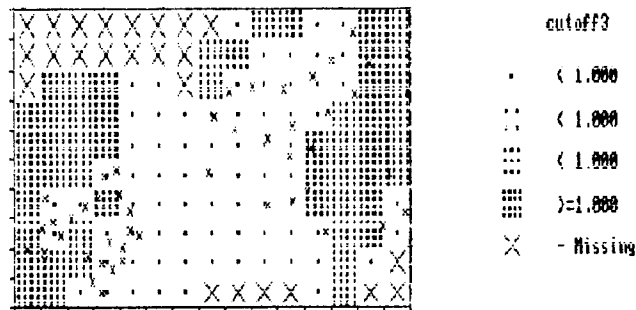
W rezultacie obliczeń wykonanych za pomocą podprogramu KRIGE (GEOEAS), a następnie przy wykorzystaniu podprogramu CONREC (GEOEAS) uzyskano mapy wskaźnikowe, pokazujące prawdopodobieństwo udziału rozpatrywanych rejonów powyżej założonych wartości progowych zanieczyszczenia badanymi metalami ciężkimi (rys. 11 i 12). Otrzymane oceny średnich wartości dla bloków przedstawiają prawdopodobieństwo, że estymowana wartość średnia dla danego bloku znajduje się powyżej lub poniżej założonej



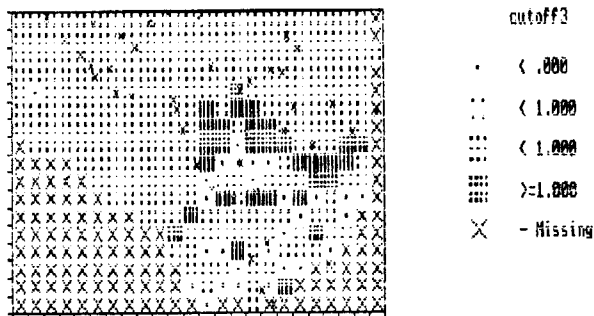
Rys. 11a. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb ołowiem powyżej jego wartości brzegowej; $cutoff1\ x = 281,4\ mgPb/kg$ dla rejonu Będzina (*kriging* wskaźnikowy)



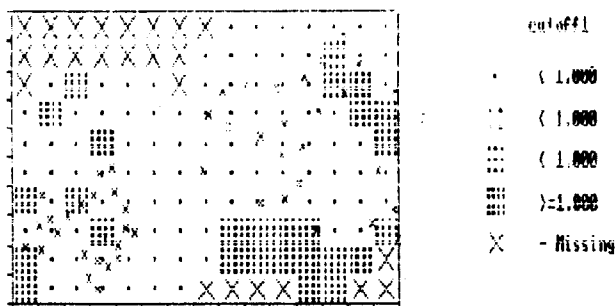
Rys. 11b. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb kadmem powyżej jego wartości brzegowej; cutoff2 \bar{x} =15,3 mgCd/kg dla rejonu Będzina (kriging wskaźnikowy)



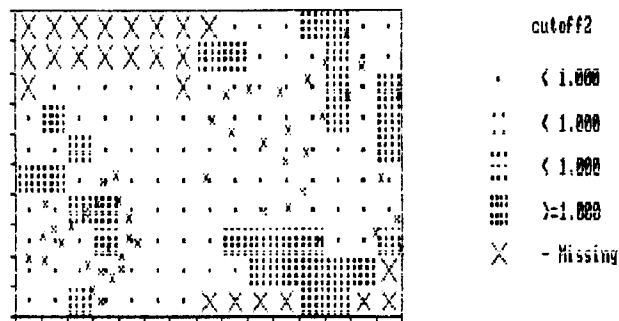
Rys. 12c. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb cynkiem powyżej jego wartości brzegowej; cutoff3 \bar{x} =1394 mgZn/kg dla rejonu Bytomia (kriging wskaźnikowy)



Rys. 11c. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb cynkiem powyżej jego wartości brzegowej; cutoff3 \bar{x} =1322 mgZn/kg dla rejonu Będzina (kriging wskaźnikowy)

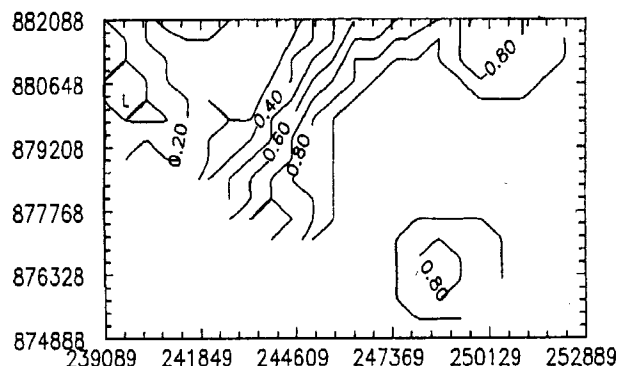


Rys. 12a. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb ołowiem powyżej jego wartości brzegowej; cutoff1 \bar{x} =410,5 mgPb/kg dla rejonu Bytomia (kriging wskaźnikowy)

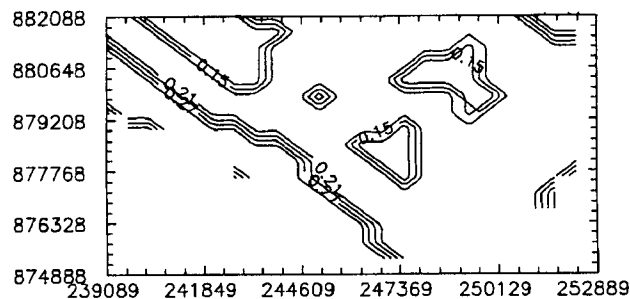


Rys. 12b. Mapa prawdopodobieństwa przekroczenia skażenia gleb kadmem powyżej jego wartości brzegowej; cutoff2 \bar{x} =10,4 mgCd/kg dla rejonu Bytomia (kriging wskaźnikowy)

Efektom obliczeń przeprowadzonych za pomocą *kringingu* wskaźnikowego są trzy mapy izoliniowe prawdopodobieństwa zanieczyszczenia dla rejonu Będzina, powyżej wartości średniej arytmetycznej dla ołowiu \bar{x} =281,49 mgPb/kg (rys.13a), kadmu \bar{x} =15,32 mgCd/kg (rys.13c) i cynku \bar{x} =1322,87 mgZn/kg (rys.13d) oraz trzy takie mapy dla rejonu Bytomia, powyżej średniej dla ołowiu \bar{x} =410,54 mgPb/kg (rys.14a), kadmu \bar{x} =10,48 mgCd/kg (rys.14c) i cynku \bar{x} =1394,18 mgZn/kg (rys.14d). Można zaobserwować jaką część badanego obszaru uległa zanieczyszczeniu ponad przyjęty poziom. Wyższe wartości izolunii pokazują większe prawdopodobieństwo zaistnienia takiego skażenia.



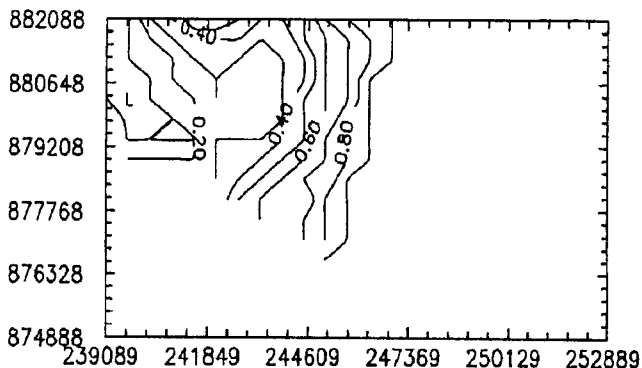
Rys. 13a. Mapa izoliniowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb ołowiem w rejonie Będzina (wartość brzegowa \bar{x} =281,5 mgPb/kg)



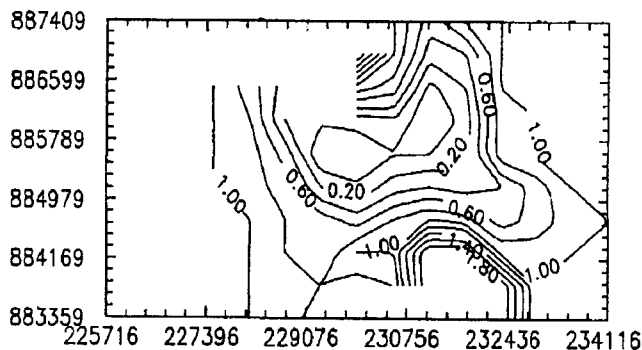
Rys. 13b. Mapa izoliniowa wartości standardowego odchylenia *kringingu* σ_k dla rejonu Będzina (wartość brzegowa \bar{x} =281,5 mgPb/kg)

wartości progowej, równej – w rozważanym przypadku – średniej zawartości metali ciężkich. Zakres estymowanych wartości średnich Z^* prawdopodobieństwa, dla poszczególnych metali w obrębie omawianych rejonów, można prześledzić na mapach jednorodności (rys. 11 i 12). Zagęszczenie szrafury na tych mapach wskazuje miejsca przekroczenia przyjętej wartości progowej.

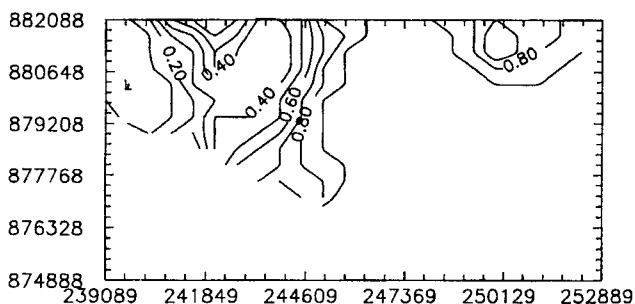
Oprócz wyplotowania wspomnianych wyżej map średnich estymowanych Z^* prawdopodobieństwa przeprowadzono także warstwicowanie wartości błędów *kringingu* – tzw. standardowego odchylenia *kringowego* σ_k dla zawartości ołowiu (rys. 13b i 14b). Wyższe wartości izolunii σ_k wskazują na wątpliwe izolunii średnich Z^* (mało prawdopodobne), natomiast niskie wartości na wiarygodną estymację zanieczyszczenia gleb ołowiem.



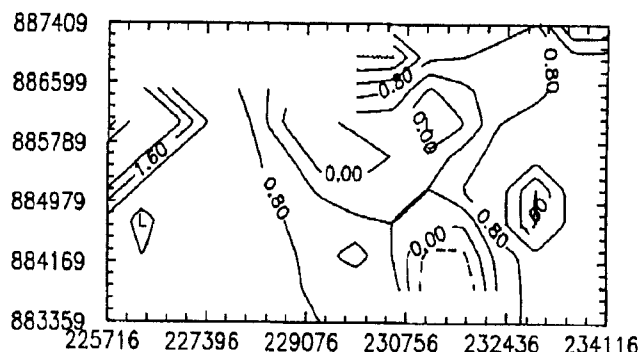
Rys. 13c. Mapa izolinowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb kadmem w rejonie Będzina (wartość brzegowa $x=15,3$ mgCd/kg)



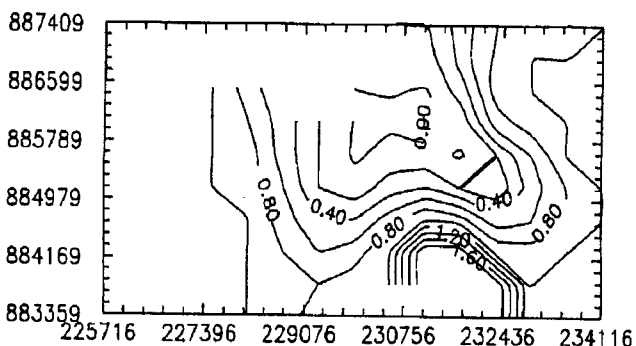
Rys. 14c. Mapa izolinowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb kadmem w rejonie Bytomia (wartość brzegowa $x=10,5$ mgCd/kg)



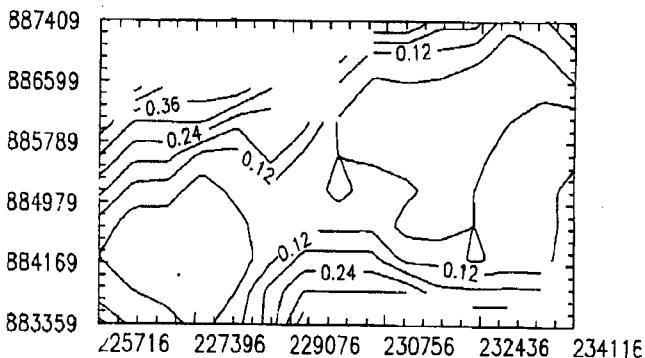
Rys. 13d. Mapa izolinowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb cynkiem w rejonie Będzina (wartość brzegowa $x=1323$ mgZn/kg)



Rys. 14d. Mapa izolinowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb cynkiem w rejonie Bytomia (wartość brzegowa $x=1394$ mgZn/kg)



Rys. 14a. Mapa izolinowa prawdopodobieństwa wystąpienia skażenia gleb ołowiem w rejonie Bytomia (wartość brzegowa $x=410,5$ mgPb/kg)



Rys. 14b. Mapa izolinowa wartości standardowego odchylenia kriginu σ_k dla rejonu Bytomia (wartość brzegowa $x=410,5$ mgPb/kg)

Podsumowanie

Badania geostatystyczne zawartości metali ciężkich w warstwach glebowych, przeprowadzone dla dwóch rejonów województwa katowickiego, tj. Będzina i Bytomia, pozwoliły na przedstawienie charakterystyki przestrzennej tego zanieczyszczenia. Na znacznych powierzchniach rozpatrywanych rejonów stwierdzono istotne przekroczenia dopuszczalnych zawartości tych metali, zaś lokalnie – obszary występowania anomalnie wysokich ich stężeń.

Średnie arytmetyczne zawartości poszczególnych metali ciężkich dla badanych obszarów były zróżnicowane i wskazują na występowanie II stopnia zanieczyszczenia gleb pod względem zawartości ołowiu, IV stopnia – w odniesieniu do zawartości kadmu i III stopnia – w przypadku zawartości cynku. Miejscami występowały duże przekroczenia średnich zawartości analizowanych metali ciężkich, sięgające wartości powyżej 2000 mgPb/kg, 80 mgCd/kg i 12000 mgZn/kg.

Na mapach jednorodności, ilustrujących zakresy zróżnicowania stężeń badanych metali w obrębie rejonów Będzina i Bytomia, zaznaczała się rozległa powierzchnia warstw glebowych o intensywniejszym skażeniu. Wyraźnie zarysowane jej granice zdają się wskazywać na to, że źródło zanieczyszczenia może znajdować się w pobliżu.

Modele rozkładu zawartości metali ciężkich w warstwach glebowych, przedstawione na mapach izopletowych, charakteryzujących oba badane rejon, pokazują zróżnicowany obraz ich stężeń i zasięgu zanieczyszczenia dla Będzina i Bytomia (odpowiednio 180 vs 1600 mgPb/kg, 6 vs 54 mgCd/kg i 1000 vs 10000 mgZn/kg) oraz gradientów między wewnętrznymi i zewnętrznymi izoplekami – 180+600 mgPb/kg (Będzina)

vs 200+1600 mgPb/kg – Bytom, 10+40 mgCd/kg (Będzin) vs 6+54 mgCd/kg (Bytom), 1000+8000 mgZn/kg (Będzin) vs 1000+10000 mgZn/kg (Bytom).

Izomapy wartości standardowego odchylenia *krigingu* wydają się świadczyć o wystarczającym opróbkowaniu rozpatrywanych obszarów Będzina i Bytomia dla zapewnienia odpowiednio niskiego błędu oszacowania średniej estymowanej Z^* .

Metody geostatystyczne, stosowane do celów identyfikacji modeli przestrzennego rozkładu metali ciężkich w warstwach gruntowych i oszacowania stopnia zanieczyszczenia środowiska glebowego, stanowią użyteczne i uniwersalne narzędzie w rękach badaczy zajmujących się ochroną środowiska. Uniwersalny charakter geostatystyki polega w tym przypadku na tym, że może być ona również wykorzystywana przy dokonywaniu ocen skażenia wód powierzchniowych i podziemnych, jak również powietrza. Należy ponadto podkreślić dużą przydatność geostatystyki nieliniowej – wskaźnikowej – w rozwiązywaniu zagadnień związanych z ochroną środowiska. Jej zastosowanie umożliwiło opracowanie map warstwicznych prawdopodobieństwa wystąpienia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w rejonach Będzina i Bytomia powyżej przyjętej wartości brzegowej, równej średniej arytmetycznej zawartości analizowanych metali.

Autorzy artykułu wyrażają podziękowania Pani mgr Gabrieli Sajdak – kierownikowi Pracowni Ochrony Powierzchni Ziemi w Ośrodku Badań i Kontroli Środowiska w Katowicach oraz Panu mgr. Markowi Krysiakowi, pracownikowi tego Ośrodka, za pomoc w udostępnieniu danych dotyczących monitoringu środowiskowego w województwie katowickim.

LITERATURA

1. Europejska Karta Energetyczna: Energetyka 1992, nr 5, ss. 153–156.
2. J. SOWIŃSKI: II protokół siarkowy a modernizacja proekologiczna w elektrowniach. Mat. III konf. „Rynek energii elektrycznej – REE '96”, Nałęczów 1996, ss. 73–80.
3. Założenia polityki energetycznej Polski do 2010 r. MPiH, Warszawa 1995.
4. Załącznik nr 2 do rozporządzenia Ministra Ochr. Środow., Zas. Nat. i Leśn. z 12-02-1990 r. Dziennik Ustaw nr 15 z 14-03-1990 r.
5. K. W. BROWN, J. W. MULLINS, E. P. RICHITT, Jr., G. T. FLATMAN, S. C. BLACKI, S. J. SIMON: Assessing Soil Lead Contamination in Dallas, Texas. Environmental Monitoring and Assessment. D. Reidel Publishing Company, 1985, pp. 137–154.
6. B. NAMYSŁOWSKA-WILCZYŃSKA, A. WILCZYŃSKI: Geostatistical modeling of soils pollution with heavy metals in Upper Silesia. Proc. of World Congress of Industry Leaders and Educators Fair of Engineering Innovations and Unesco-Unispar Seminar ENGIN '96, Łódź 1996, pp. 77–90.
7. A. KABATA-PENDIAS, T. MOTOWICKA-TERELAK, M. PIOTROWSKA, H. TERELAK, T. WITEK: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, Puławy 1993.
8. W. WOLAK, R. LEBODA, Z. HUDICKI: Metale ciężkie w środowisku i ich analiza. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Chełmie, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Chełm 1995.
9. M. DAVID: Handbook of Applied Advanced Geostatistical Ore Reserve Estimation: Developments in Geomathematics. Elsevier Science Publishers, B.V., Amsterdam 1988.
10. A. G. JOURNEL, C. J. HUIJBREGTS: Mining Geostatistics. Academic Press, London, New York, San Francisco 1978.
11. G. MATHERON: Traité de géostatistique appliquée: Memoires du bureau de recherches géologique et minières. Edit. Techniq. Paris 1962, Vol. 14.
12. B. NAMYSŁOWSKA-WILCZYŃSKA: Zmienność złóż rud miedzi na monoklinie przedsudeckiej w świetle badań geostatystycznych. Prace Naukowe Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Seria: Monografie nr 64(21), Wrocław 1993.
13. H. WACKERNAGEL: Multivariate Geostatistics. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 1995.
14. B. NAMYSŁOWSKA-WILCZYŃSKA: Geostatystyka i GIS w ochronie środowiska. Mat. konf. „Komputerowe Wspomaganie Badań Naukowych – KOWBAN '94”, Wrocławskie Towarzystwo Naukowe, Wrocław 1994, ss. 257–262.
15. Zarządzenie Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych w sprawie rolniczego wykorzystania ścieków. Monitor Polski nr 23, 1986, poz. zał. 2.

Assessment of Soil Contamination with Heavy Metals by Geostatistical Methods for Two Selected Regions of Upper Silesia

Soil contamination with Pb, Cd and Zn was assessed by methods dealt with in linear geostatistics (semivariogram and block kriging) and nonlinear-nonparametric geostatistics (indicator variogram and indicator kriging). The data sets for geostatistical analysis covered the timespan of 1982 to 1991 and were provided by the Environmental Monitoring System of the Upper-Silesian Coal District. These were the results of chemical analysis performed for a soil layer of a thickness approaching 0.20 m. Determined were concentrations of Cr, Zn, Cd, Cu, Ni and Pb. The area which was subject to geostatistical investigations included two regions – Będzin and Bytom. Empirical variograms of Pb, Cd and Zn concentrations were analyzed and their plots were approximated in terms of a nested model incorporating a spherical model and a linear one. Based on the parameters of the adopted theoretical geostatistical models, estimated and predicted were the mean concentrations of the said heavy metals with a minimum estimation error – the standard deviation of the kriging within

the areas under study. In this way, maps of homogeneous contamination zones (showing varied ranges of heavy metal contamination) and isopleths of kriging estimates (for Pb, Cd and Zn concentrations) were obtained. Using the values assessed via this route for the basic statistical parameters of the heavy metals, and considering the concentration distributions, it was possible to determine the boundary values (equal to the mean concentration values of individual metals) in terms of nonlinear geostatistics. Established were indicator variograms on the basis of calculated indicator data (transformed into the 0–1 range) which had been obtained after suitable transformation of original sample values. As a next step, use was made of the indicator estimating procedure to calculate the indicator maps for the block estimates of probability, and the isoline maps for the probability of the Pb, Cd and Zn concentration thresholds being exceeded in the two regions under study – Będzin and Bytom.