

**Marek Korcz**

*Zespół ds. GIS DNP3*

*Institut Ekologii Terenów Uprzemysłowanych w Katowicach*

WYZNACZANIE OBSZARÓW ZDEGRADOWANYCH CHEMICZNIE  
Z ZASTOSOWANIEM SYSTEMU INFORMACJI PRZESTRZENNEJ  
STAN WIEDZY

**Wstęp**

Zarządzanie środowiskiem i jego elementami z natury rzeczy jest zorientowane przestrzennie. Proces wyznaczania obszarów problemowych obejmuje między innymi zagadnienia delimitacji terenów zdegradowanych chemicznie. Zagadnienie identyfikacji i wyznaczania wysokich poziomów substancji chemicznych w glebach ma wieloletnią historię opisaną w rozległej literaturze geochemicznej, gleboznawczej i inżynierii środowiskowej (1, 7, 14, 15, 21), które częściowo zostało już ujęte w postaci norm i wytycznych (13, 28). W szeroko realizowanych pracach badawczych zwrócono uwagę na heterogeniczność środowiska i wynikające stąd potrzeby bardziej elastycznego dostosowania polityki i prawa do lokalnych uwarunkowań i lokalnie notowanych skutków (3, 32).

Ze względu na powszechność zanieczyszczenia gleb oraz duży wpływ tych zanieczyszczeń na inne elementy środowiska i bardzo duże koszty naprawy tego typu szkód projekt Ramowej Dyrektywy Glebowej (przywoływany dalej jako RDG) proponuje włączenie problematyki zanieczyszczenia gleb w obszar kontroli administracyjnej (23). RDG wskazuje praktycznie tylko jedno kryterium wydzielenia terenów zdegradowanych chemicznie, a mianowicie kryterium ryzyka zdrowotnego i środowiskowego. Należy tu zwrócić uwagę, że kryterium to nie odnosi się do skali przestrzennej, charakteru procesu czy też źródła substancji, lecz do prawdopodobnego skutku w określonym miejscu, szacowanego dla długiego okresu. RDG stawia przed wszystkimi krajami członkowskimi wyzwanie polegające na inwentaryzacji i kontroli wszystkich obiektów zanieczyszczonych. Dotychczasowe rozpoznanie związków zanieczyszczenia gleb wraz z ich źródłami pozwoliło na opracowanie listy potencjalnych źródeł zanieczyszczenia powierzchni ziemi, która została włączona do projektu RDG jako otwarta lista obligatoryjna. Projekt Dyrektywy wymaga od każdego państwa wdrożenia procedur oceny ryzyka, które uwzględniać będą wszystkie formy władania i sposoby użytkowania ziemi, skutki wywoływane przez punktowe i rozproszone źródła substancji zanieczyszczających, czyli innymi słowy uwzględnią zjawisko zanieczyszczenia w całej jego złożoności.

Współczesna definicja określa teren zanieczyszczony jako obszar występowania substancji chemicznych w takim natężeniu, że stwarza ono ryzyko zdrowotne i/lub środowiskowe dla funkcji przypisanych lub spełnianych przez ten teren (23). Z definicji wynika zatem, że pomiar zawartości substancji chemicznych w mediach środowiskowych jest jedynie częścią procesu identyfikacji terenu zanieczyszczonego. Istotną częścią procesu identyfikacji jest określenie natężenia zanieczyszczenia poprzez wskazanie potencjalnego skutku jaki może wystąpić w odniesieniu do funkcji gleb. Miarą skutków zanieczyszczenia może być reakcja wybranych receptorów, którymi są organizmy żywe lub w niektórych przypadkach funkcje. Ponieważ proces identyfikacji jest składową procesu zarządzania, identyfikacja obejmuje nie tylko skutek w postaci zanieczyszczenia, lecz cały proces zanieczyszczania – od źródła substancji przez drogi migracji, aż do potencjalnego skutku dla receptora (organizmu żywego lub funkcji); (18). Każdy z elementów procesu zanieczyszczania musi zostać zidentyfikowany i oceniony w przestrzeni i w czasie. Takie czterowymiarowe podejście wymaga zaangażowania odpowiednich środków zapewniających redukcję niepewności co do trafności podejmowanych decyzji zarządczych, w tym decyzji klasyfikacyjnych.

### **Rola GIS w procedurach identyfikacji terenów zanieczyszczonych**

Procedury oceny ryzyka wymagają użycia dużej ilości różnotematycznych danych i informacji precyzyjnie określonych w przestrzeni i czasie. Duża ilość wymaganych danych i informacji, zróżnicowanie ich źródeł, a także zróżnicowanie procedur pomiarowych i heterogeniczność środowiska powoduje, że efektywne przeprowadzenie analizy i interpretacji danych staje się możliwe jedynie poprzez użycie technik informatycznych.

Stworzone kilkadziesiąt lat temu narzędzia budowy systemów informacji przestrzennej pozwalają na tworzenie infrastruktury dla gromadzenia, przechowywania, analizy, udostępniania i wizualizacji danych oraz uzyskiwania infrastruktury szczególnie przydatnej w zarządzaniu środowiskiem. Z punktu widzenia skuteczności polityki szczególnie znaczenie ma prawidłowe wyznaczanie obszarów problemowych (2, 15).

Narzędzia systemów informacji przestrzennej umożliwiają wizualizację zarówno danych i informacji pierwotnych, jak i danych i informacji wtórnych, tj. utworzonych w wyniku analiz statystycznych i symulacji. Odpowiednia wizualizacja ułatwia percepcję sytuacji, zmniejszając ryzyko powstawania niezamierzonych błędów w procesie decyzyjnym.

Systemy informacji przestrzennej są szczególnie przydatnym instrumentem zarządzania, gdyż mogą ewoluować od funkcji zbierania, integrowania i przechowywania danych i informacji w geograficzne systemy wspomaganie decyzji (22), w których olbrzymią rolę odgrywają ich możliwości analityczne.

Narzędzia GIS umożliwiają różnego typu analizy: od najprostszych pomiarów i operacji matematycznych, po bardziej złożone zabiegi reklasyfikacji, przestrzennego nakładania warstw informacyjnych, badania związków i sąsiedztwa cech. Najbardziej złożone operacje obejmują modelowanie statystyczne i matematyczne. W procesach

identyfikacji i wyznaczania terenów większość z tych operacji jest wykonywana w sposób automatyczny lub półautomatyczny, a o ich doborze decyduje cel i warunki prowadzenia analizy.

Współczesny GIS posiada możliwość komunikowania się z wyspecjalizowanymi serwerami, co pozwala na przyspieszenie i obiektywizację formułowania warunków brzegowych prowadzonych analiz. Systemy informacji przestrzennej o zanieczyszczeniu powierzchni ziemi powiązane z istniejącymi systemami ewidencji gruntów, ewidencją działalności gospodarczych, planami zagospodarowania przestrzennego i innymi systemami informacji o środowisku mogą stworzyć szkielet systemu zarządzania środowiskiem z uwzględnieniem jakościowych i ilościowych kryteriów jego oceny (20).

Zasadniczym problemem w procesach podejmowania decyzji o terenach zdegradowanych chemicznie jest jednoznaczne określenie obiektu oraz kryteriów, według których wyróżnione obiekty są następnie klasyfikowane. W procedurach ryzyka wyróżnia się co najmniej dwie skale decyzyjne. Jedna związana jest z formułowaniem tezy o degradacji i jest to najczęściej skala przeglądowa. Druga skala dotyczy konkretnych obiektów i jest ona szczegółowa. W obu przypadkach niezbędne jest wyznaczenie granic zakresu analizy oraz granic obiektu, w odniesieniu do którego podejmowana jest lub ma być podjęta konkretna decyzja.

Heterogeniczność przestrzenna i czasowa środowiska wymaga zgromadzenia odpowiedniej ilości danych, które będą reprezentowały dany obiekt jako obiekt opisany w trzech wymiarach (3D), zmienny w czasie. W procedurach ryzyka dane dotyczą trzech głównych składowych, tj. źródeł zanieczyszczenia, dróg migracji substancji zanieczyszczającej i receptorów. O ile źródła zanieczyszczenia i drogi migracji traktowane są w przybliżeniu jako cechy o stałej lokalizacji, to w przypadku receptorów mamy do czynienia z obiektami dynamicznymi.

Zgromadzone w systemie informacji przestrzennej dane pomiarowe służą do klasyfikacji obszaru. Dane pomiarowe obciążone są niepewnością wynikającą zarówno z procesu pomiarowego (błąd analityczny i poboru prób), jak i z rzeczywistej niepewności co do stanów występujących pomiędzy punktami pomiarowymi. Niepewność wynikająca z procesu pomiarowego jest przedmiotem klasycznej analizy statystycznej, a niepewność przestrzenna jest przedmiotem analizy geostatystycznej. Wyniki tych analiz mogą stanowić podstawę probabilistycznej klasyfikacji terenów zdegradowanych chemicznie. Najprostszy podział obejmuje wyróżnienie terenów, które z ryzykiem błędu 5% klasyfikowane są jako: tereny czyste lub niestwarzające dodatkowego ryzyka, zanieczyszczone lub stwarzające dodatkowe ryzyko oraz klasę trzecią o niepewnej przynależności (15, 16). W czteroklasowym podziale do wydzielenia klasy niepewnej stosuje się wartość środkową, która tworzy dwie podklasy terenów prawdopodobnie czystych i prawdopodobnie zanieczyszczonych (6, 31).

Podstawowym problemem procedury identyfikacji terenów zdegradowanych chemicznie jest stworzenie standardu odpornego na błędy pomiarowe i obiektywnego co do końcowych decyzji. Poziom zapewnienia i kontroli jakości winien uniemożliwiać odrzucenie decyzji administracyjnych podejmowanych na podstawie wyników postę-

powania identyfikacyjnego. Należy bowiem pamiętać, że zidentyfikowane zanieczyszczenie jest szkodą w środowisku, która wymaga naprawy (29).

W celu redukcji kosztów społecznych procesu identyfikacji obiektów zanieczyszczonych przyjmuje się, że ma on charakter kilkustopniowy i przebiega na różnych, lecz połączonych poziomach organizacyjnych (27, 28). Najczęściej wyróżnia się dwa poziomy, jeden o charakterze regionalnym i drugi o charakterze lokalnym obiektywnym. Poziom regionalny, nazywany też etapem wstępnym identyfikacji lub etapem stawiania hipotezy o zanieczyszczeniu, służy zawężeniu rozmiarów problemu identyfikacji w skali kraju. Proces identyfikacji przebiega tu na podstawie danych społeczno-gospodarczych oraz danych regionalnych (najczęściej archiwalnych) charakteryzujących środowisko (16, 17).

W procesie wyznaczania pojedynczych obiektów na poziomie lokalnym korzysta się z danych i informacji uzyskanych na poziomie pierwszym oraz z lokalnych danych pomiarowych. Najczęściej dzieli się go na dwa etapy, tj. etap pomiarów wstępnych (potwierdzających hipotezę o zanieczyszczeniu, wytworzoną na poziomie regionalnym) i etap pomiarów szczegółowych. Na etapie pomiarów wstępnych za pomocą niewielkiej liczby pomiarów dokonuje się dalszego ograniczenia listy obiektów zanieczyszczonych oraz ustalenia listy substancji chemicznych specyficznych dla danego obiektu. Uporządkowanie i skodyfikowanie tych procesów zapewni spełnienie kryteriów jakościowych zarządzania w skali kraju, regionu i pojedynczego obiektu.

Szczególnie istotne staje się zagadnienie ujednoczenia podejścia do schematu pomiarowego i klasyfikacji uzyskanych pomiarów. Wspomniane powyżej probabilistyczne podejście do klasyfikacji terenów zanieczyszczonych może być stosowane do poszczególnych substancji lub też, obliczonych zgodnie z procedurami analizy i charakteryzowania ryzyka, minimalnych i maksymalnych wartości odpowiednich wskaźników (30).

### **Niepewność jako podstawa klasyfikacji terenów zanieczyszczonych**

Proponowany schemat jest ściśle powiązany z lokalną zmiennością danych i stosowanymi metodami poboru prób i analizy substancji oraz niepewnością ustalenia tych parametrów. Poniżej omówiono sposób powiązania ich ze sobą dla uzyskania dobrego obrazu rozgraniczenia obszaru problemowego.

Dane pomiarowe mają charakter czterowymiarowy, tj. każdy pomiar odnosi się do wybranego punktu w przestrzeni o wymiarach  $X$ ,  $Y$ ,  $Z$  w czasie  $t$ . Każdy z pomiarów może być traktowany jako deterministyczny, tj. określający mierzoną wartość w tych czterech wymiarach z pewną dokładnością. Pomędzy punktami pomiarowymi występuje obszar, gdzie wartości cechy nie są znane i mogą być jedynie szacowane, również z pewnym błędem. Ich suma tworzy obszar niepewności danej cechy. Mając pewien zestaw pomiarów odnoszących się do danego obiektu możemy dokonać oszacowania struktury zmienności, tj. rozdzielić niepewność na wynikającą z błędów analitycznych i lokalizacyjnych (poboru prób) oraz niepewność wynikającą z przestrzennych współzależności punktów pomiarowych i błędów wyznaczenia tej współzależności.

Analiza udziału błędów pomiarowych w ogólnej zmienności (tj. błędu laboratoryjnego i błędu poboru próby) możliwa jest w oparciu o klasyczną analizę wariancji. Zadanie to rozwiązywane jest przez geochemię stosowaną od wielu lat, a w odniesieniu do zagadnień zanieczyszczenia środowiska opisane zostało przez H o l c o m b e'a (11). Połączenie klasycznej analizy wariancji i zagadnienia kontroli jakości w tej dziedzinie opisane zostało przez R a m s e y'a (24, 25). Określenie niepewności przestrzennej wymaga zastosowania znanej w geochemii analizy geostatystycznej (12, 15). Różnica pomiędzy klasyczną analizą wariancji i analizą zmienności przestrzennej wynika z założeń stojących u podstawy obu podejść. W analizie geostatystycznej, w przeciwieństwie do analizy statystycznej, zakłada się, że zmienność cech przestrzennych zależy od wzajemnego położenia punktów pomiarowych, podczas gdy w analizie klasycznej zakłada się niezależność poszczególnych pomiarów. W modelu geostatystycznym zmienność rozkładana jest na trzy składowe, tj. tzw. zmienność mikro (zależna od warunków lokalnych, zastosowanych narzędzi pomiarowych i właściwości sieci pomiarowej), zmienność zależną od wzajemnego położenia punktów (zależna od warunków lokalnych) i błąd losowy (4). Oba podejścia można uznać za komplementarne, gdyż jedno opisuje nam niepewność pomiarową, uznając pozostałą część za niepewność geochemiczną, podczas gdy w drugim szczegółowej analizie podlega charakter zmienności geochemicznej i błąd losowy.

Ocena jakości pomiarów bazująca na klasycznej analizie statystycznej stwarza znakomite podstawy do osiągnięcia celu decyzyjnego, tj. klasyfikacji zanieczyszczenia obiektu w sposób powtarzalny i dający się weryfikować. Stąd też wyniki uzyskane przy zastosowaniu procedury bazującej na takim podejściu mogą zostać przeniesione w obszar prawa, czyli stać się podstawą do podejmowania decyzji o konieczności naprawy szkody.

Z praktycznego punktu widzenia istotne są koszty wyznaczenia obszarów problemowych. Zaproponowany przez R a m s e y'a (26) schemat pomiarowy jest istotnie tańszy niż proponowany w geochemii stosowanej schemat pomiarowy G a r r e t'a (8-10).

Dla zbadania obiektu niezbędne jest co najmniej 8 lokalizacji pomiarowych, w których pobiera się próbę rutynową i jej duplikat przestrzenny. Duplikat przestrzenny pobiera się w odległości 1 do 2 m od próby rutynowej. W ten sposób uzyskiwane są dwie grupy po 8 prób, które analizuje się dwukrotnie celem określenia zmienności analitycznej. Łącznie wykonuje się 32 analizy (24). W schemacie klasycznej analizy wariancji G a r r e t'a (24, 25) zalecano pobranie 30 prób rutynowych i 30 duplikatów przestrzennych, tj. łącznie 60 prób dla każdej substancji z zaleceniem wykonania powtórzeń laboratoryjnych. Wybrane 8 lokalizacji powinno zapewnić reprezentację zarówno wysokich, średnich, jak i niskich zawartości danej substancji chemicznej. Schemat pomiarowy dostosowany jest do obiektów niewielkich. Dla obiektów dużych o znacznej heterogeniczności konieczne jest zwiększenie liczby prób.

Od strony technicznej zmienność całkowitą zapisać można jako sumę poszczególnych źródeł zmienności, tj. jako:

$$s_{\text{total}}^2 = s_{\text{samp}}^2 + s_{\text{anal}}^2 + s_{\text{geoch}}^2 \quad (1)$$

$$s_{\text{total}}^2 = \text{micro} + \text{model zmienności} + \text{błąd} \quad (2)$$

Niepewność pomiarową zapisać można jako zmienność pomiarową, tj. sumę zmienności wywołanej metodą poboru prób i zmienności laboratoryjnej:

$$u = s_{\text{pomiarowa}} = \sqrt{s_{\text{samp}}^2 + s_{\text{analit}}^2} \quad (3)$$

co po uwzględnieniu statystyki rozkładu ( $k$ ) dla populacji przy ryzyku błędu 5% dostarczy oceny niepewności populacyjnej:

$$U = k \times u = 1,96 \times \sqrt{s_{\text{samp}}^2 + s_{\text{analit}}^2} \quad (4)$$

a w postaci populacyjnej lub rozszerzonej niepewności pomiarowej względnej:

$$U_{\%} = 100 \times \frac{1,96 \times \sqrt{s_{\text{samp}}^2 + s_{\text{analit}}^2}}{\bar{x}} \quad (5)$$

Odpowiednie przedziały ufności niepewności przy tym samym 5% ryzyku błędu wynosić będą:

$$U_{\text{górny}} = c + U - c \times \left(1 + \frac{U_{\%}}{100}\right) \quad (6)$$

$$U_{\text{dolny}} = c - U - c \times \left(1 - \frac{U_{\%}}{100}\right) \quad (7)$$

Korzystając z tych przedziałów ufności, w obecności wartości normatywnej, można dokonać klasyfikacji punktów pomiarowych na następujące podzbiory:

- należące z 5% ryzykiem błędu do grupy punktów niezanieczyszczonych (gwarancja czystości), tj. gdzie  $c + U < T$  (obustronne prawdopodobieństwo, że zawartość substancji w środowisku przekroczy wartość normatywu wynosi 0,025);
- prawdopodobnie czyste z 5% ryzykiem błędu, tj. gdzie  $c > T > c - u$  (obustronne prawdopodobieństwo, że zawartość substancji w środowisku przekroczy wartość normatywu wynosi 0,025-0,5);
- prawdopodobnie zanieczyszczone z 5% ryzykiem błędu, tj. gdzie  $c < T < c + u$  (obustronne prawdopodobieństwo, że zawartość substancji w środowisku przekroczy wartość normatywu wynosi 0,5-0,975);

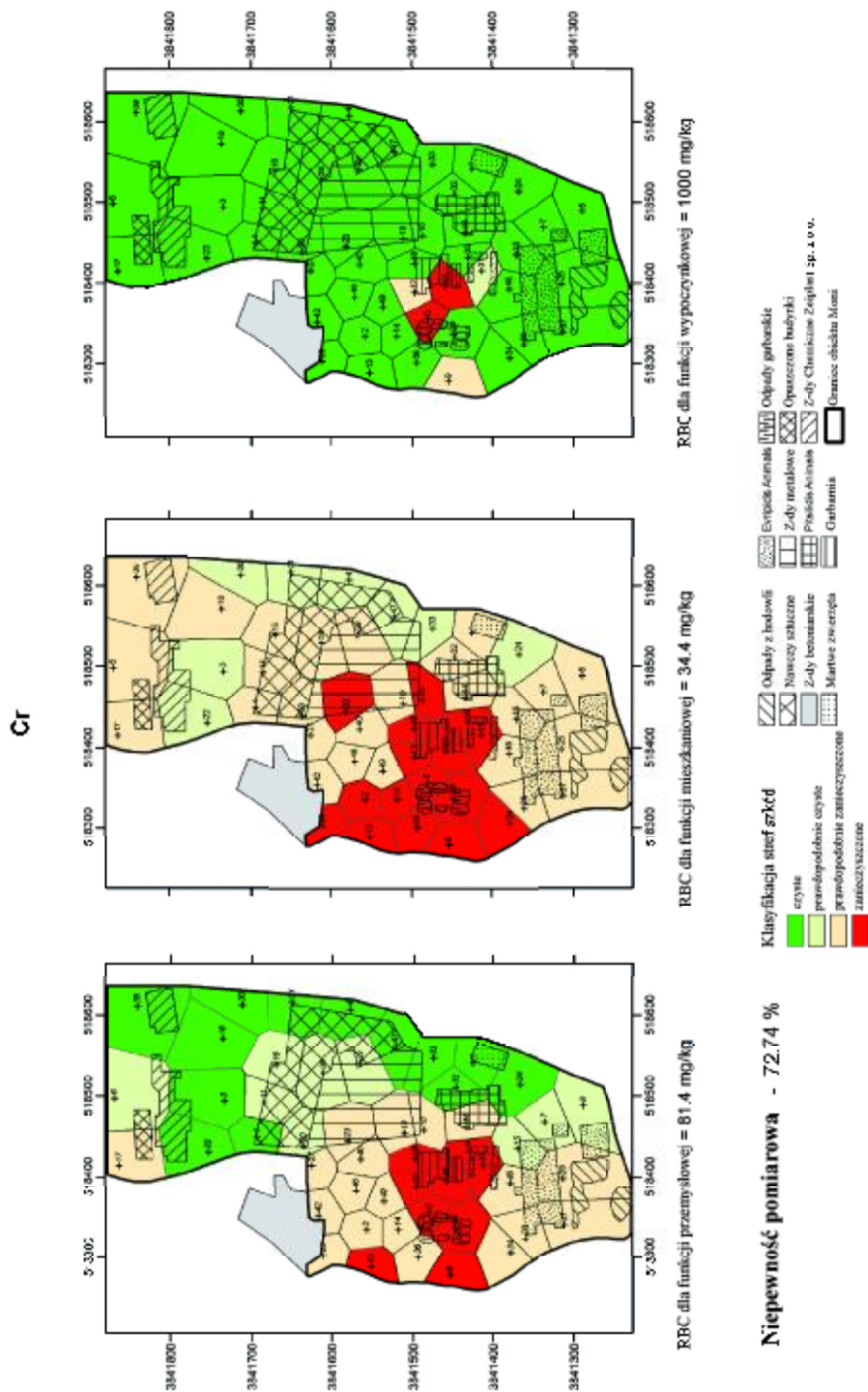
- należące z 5% ryzykiem błędu do grupy punktów zanieczyszczonych (gwarancja zanieczyszczenia), tj. gdzie  $c - U > T$  (obustronne prawdopodobieństwo, że zawartość substancji w środowisku przekroczy wartość normatywu wynosi  $>0,975$ ).

W podobny sposób użyć można ocenę błędu wyznaczenia średniej przestrzennej przy zastosowaniu metod geostatystycznych, gdzie dwukrotność błędu wyznacza rozmiar niepewności. Należy zwrócić jednak uwagę, że podejście obejmujące jedynie niepewność pomiarową jest w rzeczywistości znacznie tańsze, gdyż w klasyfikacji stosowane są parametry oceniane rutynowo na podstawie niewielkiej liczby prób, bez wnikania w zależności wyjaśniające zmienność geochemiczną. Natomiast w analizie geostatystycznej rozłożenie zmienności geochemicznej na składnik modelowany i błąd losowy wymaga obecności dużej liczby pomiarów (powyżej 60).

### Podsumowanie i dyskusja

Przedstawiony schemat pomiarowy w stosunku do dotychczasowych propozycji krajowych (16, 28) wyróżnia się ładunkiem informacji wynikającym z zastosowanego uwikłania replikacji. Schemat proponowany przez *Stuczyskiego i in.* (28) określa jedynie minimalną liczbę prób dostosowaną raczej do terenów o niewielkiej zmienności ( $4 + 1n$ ). Schemat proponowany wcześniej przez *Korcza i in.* (16) skupiał się natomiast na minimalnej liczbie prób uzależnionej od minimalnej objętości lub minimalnej powierzchni zanieczyszczonej, która powinna być wykryta przez sieć pomiarową. W dalszym etapie postępowania proponował probabilistyczne wydzielenie trzech klas. Żaden ze schematów nie wykorzystywał natomiast samego procesu identyfikacji jako wewnętrznej procedury kontroli jakości. W tym sensie proponowany schemat wnosi nową wartość, która ogranicza możliwość podważenia ustaleń podjętych na jego podstawie. Schemat ten był z powodzeniem zastosowany do przeprowadzenia identyfikacji i oceny terenów zanieczyszczonych na Cyprze (6, 31), a wcześniej w Grecji (5, 26). Przykład zastosowania schematu do klasyfikacji terenu zanieczyszczonego i wyznaczenia stref naprawy szkód w środowisku na podstawie przeprowadzonych pomiarów jednego wskaźnika zanieczyszczenia (chromu) przedstawiono na rysunku 1. Zamieszczone na nim mapki opracowane zostały w środowisku GIS z przypisaniem każdemu punktowi pomiarowemu wieloboku Voronoi'a (Thiessen'a). Ten sam obiekt oceniony został dla trzech różnych potencjalnych scenariuszy (funkcji), tj. przemysłowego (a), mieszkaniowego (b) i rekreacyjnego (c). Widoczne jest, że najbardziej wymagającym co do pożądanego poziomu czystości jest scenariusz mieszkaniowy oraz scenariusz przemysłowy. Najmniejsza powierzchnia szkód wskazywana jest dla scenariusza rekreacyjnego (31).

Ciekawym aspektem pojawiającym się na przemysłowych bądź poprzemysłowych terenach zdegradowanych chemicznie jest fakt występowania dużych zmienności i ewidentnych nieciągłości zanieczyszczenia wywoływanych działaniem czynników antropogenicznych. Odróżnia to ten rodzaj terenów zdegradowanych chemicznie od terenów rolnych, na których degradacja spowodowana była przez źródła obszarowe



Rys. 1. Przykład zastosowania schematu klasyfikacji probabilistycznej do oceny terenu o spodziewanym zanieczyszczeniu  
 Źródło: Wcisło E., Korcz M., Długosz J., Owczarska I., 2007 (31).



(nawożenie, opad substancji zanieczyszczających). Na takich terenach nieciągłości w występowaniu zanieczyszczenia należą do rzadkości, chociaż zmienność występowania poszczególnych substancji może być bardzo duża (15).

Zwrócić należy też uwagę, że w praktyce zarządzania obiektami zanieczyszczonymi wyznaczenie obszaru problemowego przeprowadzone na etapie weryfikacji hipotezy o zanieczyszczeniu kontynuowane jest na kolejnym etapie postępowania, czyli na etapie szczegółowego dokumentowania zanieczyszczenia.

Wynikające z rozpoznania wstępnego ustalenia tworzą podstawę do opracowania nowej strategii dokumentowania zanieczyszczenia. Do najciekawszych zaliczyć należy dylemat dotyczący weryfikacji rozpoznania granic terenów wydzielonych jako prawdopodobnie zanieczyszczone i prawdopodobnie czyste. Z ekonomicznego punktu widzenia najbardziej atrakcyjne wydaje się podejście, w którym badania rozpoczyna się od obszarów prawdopodobnie czystych. Na nich bowiem występuje największa szansa sukcesu, tj. znalezienia wycinków terenu wolnych od zanieczyszczenia. Z drugiej strony występuje dążenie do szczegółowego rozgraniczenia terenów zanieczyszczonych. Podejmowanie badań na terenach prawdopodobnie zanieczyszczonych zwiększa dokładność wydzielenia terenów zanieczyszczonych, lecz szanse na znalezienie tu wycinków czystych są niewielkie. Dlatego też proponuje się na tym etapie odwrócenie strategii dokumentowania, w przeciwieństwie do etapu drugiego, gdzie nacisk kładziony był na identyfikację najbardziej zanieczyszczonych lokalizacji. Do kontroli jakości i końcowej interpretacji może zostać użyty schemat opisany powyżej lub też w jego miejsce wprowadzona interpretacja geostatystyczna. Liczba prób na tym etapie w przypadku obiektów większych nie powinna stanowić istotnego ograniczenia, przynajmniej w odniesieniu do obiektów rozległych. Na tym etapie konieczne jest również podjęcie decyzji o zakresie naprawy szkód. Trzy- lub czteroklasowa klasyfikacja probabilistyczna powinna być przekształcona w klasyfikację dwuklasową typu obiekt wymagający naprawy szkód i obiekt niewymagający naprawy szkód, zgodnie z aktualnym stanem wiedzy o zagrożeniach zdrowia i środowiska. Konserwatywne podejście nakazuje włączenie terenów prawdopodobnie zanieczyszczonych i prawdopodobnie czystych do klasy terenów zanieczyszczonych. Jest to kwestia umowy społecznej wpisanej w system prawa. Etap badań szczegółowych powinien zmienić proporcje pomiędzy powierzchnią terenów wymagających naprawy a ilością terenów traktowanych jako czyste.

Szczegółowość dokumentowania zanieczyszczenia jest problemem o charakterze społeczno-gospodarczym. Wartość terenu wyznacza bowiem granice akceptowalnych przez inwestora kosztów rozgraniczania stref wymagających i niewymagających naprawy. Wysoki potencjał gospodarczy terenu będzie uzasadniał zwiększoną szczegółowość rozpoznania celem redukcji powierzchni wymagających naprawy. Przy braku potencjału gospodarczego szczegółowość rozpoznania może być sterowana jedynie wymogami technologii naprawy szkód. W obu przypadkach przedstawione podejście do problemów interpretacji i klasyfikacji terenów zanieczyszczonych dostarcza jasnego obrazu podejmującym decyzje, umożliwiając optymalizację decyzji remediacyjnych z uwzględnieniem kosztów rozpoznania.

## Literatura

1. B o s m a n R.: Sampling strategies and the role of geostatistics in the investigation of soil contamination. Contaminated Soil '93, maj 1993 Berlin - Arendt F., Annoke G. J., Bosman R., van den Brink W. J. (ed.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht; 1993, 587-597.
2. B u r r o u g h P. A.: Principles of Geographical Information Systems for Land Resource Assessment. Clarendon Press, Oxford, 1986.
3. C a r l o n e C.: Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. JRC Scientifics and technical reports, EUR 22805 EN – 2007, Ispra, Italy, 2006.
4. C r e s s i e N. A. C.: Statistics for spatial data. J. Wiley and Sons, Inc., New York.
5. D e m e t r i a d e s A. (ed): Geochemical atlas of the Lavrion urban area for environmental protection and planning: Explanatory text. Institute of Geology and Mineral Exploration, Athens, Greece, Open File Report, 1999, 1.
6. D e m e t r i a d e s A. (ed): National inventory of potential sources of soil contamination in Cyprus. Part 4 - Quality assurance and quality control, estimation of measurement uncertainty and compilation of probability risk assessment maps; Institute of Geology and Mineral Exploration, Athens, Greece, 2006.
7. D u d k a S.: Ocena całkowitych zawartości pierwiastków głównych i śladowych w powierzchniowej warstwie gleb Polski. IUNG Puławy, 1992, **R(293)**: 1-71.
8. G a r r e t t R. G.: The determination of sampling and analytical errors in exploration geochemistry. Econ. Geol., 1969, **64**: 568-574.
9. G a r r e t t R. G.: The determination of sampling and analytical errors in exploration geochemistry - a reply. Econ. Geol., 1973, **68**: 282-283.
10. G a r r e t t R. G.: Sampling methodology. R. J. Howarth (ed.), Statistics and Data Analysis in Geochemical Prospecting, Vol. 2, Chapter 4. G. J. S. Govett (ed.), Handbook of Exploration Geochemistry. Elsevier, Amsterdam, 1983, 83-110.
11. H o l c o m b e L. J.: Effects of sampling design to analytical precision estimates. L. H. Keith (ed.), Principles of Environmental Sampling, Chapt. 28. American Chemical Society, 1988, 395-408
12. I s a a k s E. H., S r i v a s t a v a R. M.: An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, Oxford, 1989.
13. ISO, ISO/DIS 10381-5 Soil quality – Sampling – Part 5 Guidance on the investigation on soil contamination of urban and industrial sites. ISO/TC 190/SC2 N158, 1999.
14. K a b a t a - P e n d i a s A., P e n d i a s H.: Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym. Wyd. Geologiczne, Warszawa, 1979.
15. K o r c z M.: Zastosowanie systemu informacji przestrzennej do analizy i oceny zanieczyszczenia gleb kadmem i ołowiem na przykładzie gminy Olkusz. Praca doktorska, WNoZ UŚI, Sosnowiec, 1999.
16. K o r c z M., M a Ń k o T., B r o n d e r J., S ł o w i k o w s k i D., D ł u g o s z J., O w c z a r s k a I., W a d e l i k A.: Opracowanie materiałów dla potrzeb przygotowania procedur zarządzania środowiskiem na terenach zanieczyszczonych. Raport IETU nr 104/DO-GIS/02, IETU, Katowice, 2002.
17. K o r c z M., D ł u g o s z J., B r o n d e r J.: Identyfikacja terenów zdegradowanych chemicznie. W: Janikowski R. (red.) Środowisko i zdrowie. Polityka, zarządzanie, komunikowanie. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2004, 117-127.
18. K o r c z M., D ł u g o s z J., S ł o w i k o w s k i D.: Zarządzanie rekultywacją a ryzyko zdrowotne. W: Janikowski R. (red.) Środowisko i zdrowie. Polityka, zarządzanie, komunikowanie. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2004, 104-116.
19. K o r c z M.: Narzędzia techniczne warunkujące równoprawność podmiotów działających w systemie rekultywacji terenów zdegradowanych. W: Janikowski R., Starzewska-Sikorska A. (red.) Środowisko a Zdrowie – informacje, oceny, strategie, zastosowania. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2005, 141-171.

20. K o r c z M., D ł u g o s z J.: System zarządzania powierzchnią ziemi. Opis systemu informacji. W: Janikowski R., Starzewska-Sikorska A. (red.) Środowisko a Zdrowie – informacje, oceny, strategie, zastosowania. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2005, 141-171.
21. L i s J., P a s i e c z n a A.: Atlas geochemiczny Górnego Śląska. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1995.
22. M a l c z e w s k i J.: GIS and multicriteria decision analysis. J. Willey and Sons, Inc, New York, 2002.
23. Projekt Ramowej Dyrektywy Glebowej, 2006. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM(2006) 232 final, Bruksela 22.9.2006 [http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com\\_2006\\_0232\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/com_2006_0232_en.pdf)
24. R a m s e y M. H.: Sampling and analytical quality control (SAX) for improved estimation in the measurement of Pb in the environment using robust analysis of variance. Applied Geochem., 1992, **2** (suppl.): 149-153.
25. R a m s e y M. H.: Sampling as a source of measurement uncertainty: techniques for quantification and comparison with analytical sources. J. Analytical Atomic Spectrometry, 1998, **13**: 97-104.
26. R a m s e y M. H., A r g y r a k i A.: Estimation of measurement uncertainty from field sampling: implications for the classification of contaminated land. The Science of the Total Environment, 1997, **198**: 243-257.
27. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleb i standardów jakości ziemi. Dz. U. z 2002 r. Nr 165, poz. 1359.
28. S t u c z y Ń s k i T., S i e b i e l e c G., M a l i s z e w s k a - K o r d y b a c h B., S m r e c z a k B., G a w r y s i a k L.: Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb. GIOŚ, Warszawa, 2004.
29. Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie. Dz. U. z 2007 r. Nr 75, poz. 493.
30. W c i s ł o E., D ł u g o s z J., K o r c z M.: A human health risk assessment software for facilitating management of urban contaminated sites: A Case Study: The Massa Site, Tuscany, Italy. Human and Ecological Risk Assessment, 2005, **11(5)**: 1005-1024.
31. W c i s ł o E., K o r c z M., D ł u g o s z J., O w c z a r s k a I.: Human health risk assessment for the Moni industrial area. Cyprus in National Inventory of Potential Sources of Soil Contamination in Cyprus Part 10; IETU, Katowice, 2007.
32. V e g t e r J. J., L o w e J., K a s a m a s H. (ed.): Sustainable management of contaminated land: An Overview, Austrian Federal Environment Agency, on behalf of CLARINET, 2003.

Adres do korespondencji:

*dr Marek Korcz*  
*Zespół ds. GIS DNP3*  
*Instytut Ekologii Terenów Przemysłowych*  
*40-844 Katowice*  
*ul. Kossutha 6*  
*tel.: (0-32) 254-60-31; 254-01-64*  
*fax: (0-32) 254-17-17*  
*e-mail: [korcz@ietu.katowice.pl](mailto:korcz@ietu.katowice.pl)*

