

Wanda Borowik

**OCENA ZAGROŻENIA METALAMI
MIESZKAŃCÓW REJONU KRAKOWSKIEGO
PRZEPROWADZONA NA PODSTAWIE DOSTĘPNYCH DANYCH
Z WYKORZYSTANIEM SYSTEMU INFORMACJI GEOGRAFICZNEJ**

Obszar analizowany z wykorzystaniem GIS-u jest prostokątem pokrywającym tylko połowę województwa krakowskiego.

Przedmiotem niniejszej analizy jest skażenie przedmiotowego obszaru metalami toksycznymi, głównie kadmem i ołowiem. Dane dotyczące skażenia pochodzą z badań prowadzonych przez różne instytucje i zespoły naukowe. Warstwa GLEBCPB przedstawia skażenie gleb ołowiem. Sporządzona została w oparciu o wyniki badań przeprowadzonych w 1988 r przez zespół Katedry Rolnej AR. Wykorzystane zostały wyniki z ok. 90 punktów.

Na analizowanym obszarze znajduje się szereg lokalnych źródeł emisji, wokół których skażenie gleb metalami jest zwiększone. Sporządzenie powierzchniowej mapy skażenia gleb pozwala na zidentyfikowanie zwłaszcza dwóch źródeł zanieczyszczenia: okręgu krzeszowickiego i Huty im. T.Sendzimira (Borowik, 1993).

Oprócz wpływu szeregu emitorów lokalnych, jak wskazują wyniki analizy obrazów satelitarnych, rejon województwa krakowskiego znajduje się w zasięgu oddziaływania odległych emitorów, do których należą:

Zespół Elektrowni Jaworzno	-	kierunek WtN,
kompleks przemysłowy w rejonie Zabrze	-	WtN,
Zakłady Chemiczne Oświęcim	-	WtS,
Zakłady Chemiczne Tarnów	-	E,
Elektrownia Połaniec	-	ENE (Dworak i inni, 1990a)

W strefie najbliższej wokół emitorów lokalnych deponowane są zanieczyszczenia o największym wymiarze cząstek, podczas gdy emisja odległa zawiera drobne cząstki zanieczyszczeń.

O znacznym zanieczyszczeniu metalami powietrza atmosferycznego na terenie województwa krakowskiego świadczą wysokie wyniki zawartości metali w warzywach liściastych (sałata, kapusta), stwierdzone przez J.Curzydło (Curzydło, 1987, 1991, 1992) oraz stwierdzone w wyniku monitoringu ekologicznego (OBiKS, 1990).

Zarówno lokalne jak i odległe emitory w rej.Krakowa należą w przeważającej większości do emitorów starych (za wyjątkiem HTS), stąd słuszne jest szukanie korelacji pomiędzy zawartością ołowiu w glebie i w opadzie pyłu. Dla starych rejonów

przemysłowych na terenie Górnego Śląska zostały sformułowane empiryczne relacje w oparciu o uśrednione wyniki zawartości metali w opadzie pyłu, w glebie i w warzywach (Borowik, 1993). Oparto się wówczas na wynikach Instytutu Ochrony Środowiska w Katowicach (Kucharski, 1988). Do określenia tych relacji wykorzystano pojęcie czasu przebywania metalu w glebie, wyrażonego w latach. Na podstawie danych literaturowych przyjęto ten czas dla ołowiu i kadmu równy 300 lat (Borowik, 1993). Zawartość metalu w glebie, wyrażona wagowo w ppm (*parts per milion*, *np. g/g*) obliczona jest ze wzoru:

$$C_{gl} = I \cdot \frac{T}{M} \quad (1)$$

(patrz Bennet, 1981), gdzie:

I - roczny opad metalu ($\text{kg/m}^2\text{rok}$),

T - czas przebywania metalu w glebie,

M - masa 1m^2 warstwy ornej gleby o grubości 20 cm,

Wprowadzenie wartości parametrów: czas przebywania ołowiu i kadmu w glebie - 300 lat i gęstość gleby: 1.5g/cm^3 , pozwoliło na stwierdzenie relacji:

$$C_{\text{Pb w glebie}} [\text{ppm}] \cong I_{\text{Pb}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{km}^2 \text{ rok}} \right] \quad (2)$$

Relacja ta odpowiada wynikom badań z 12 miast przemysłowych Górnego Śląska (Kucharski, 1988). Jednak mogła być sformułowana szacunkowo jedynie w oparciu o średnie wyniki zawartości metali w glebie i w opadzie pyłu dla całego rejonu, nie zaś w oparciu o pary wyników dla poszczególnych punktów pomiarowych. Próby korelacji pomiędzy zawartością metali w glebie i rocznym opadzie pyłu dla wyników z terenu województwa krakowskiego, pochodzących z badań Terenowej Inspekcji Ochrony Środowiska (Borowik 1993), doprowadziły do stwierdzenia, że zawartości cynku i żelaza w glebie są skorelowane z opadem pyłu, jak też z zawartością tych metali w pyłe, zarówno w formach rozpuszczalnych, jak też nierozpuszczalnych. W odniesieniu do kadmu i ołowiu natomiast nie stwierdzono podobnego typu relacji. Zawartość metali w glebie uwarunkowana jest wieloma czynnikami, m.in. gatunkiem gleb, rodzajem skały macierzystej. Depozycja zanieczyszczeń z atmosfery stanowi tu czynnik wtórny. Jednak, ze względu na to, że znaczna część analizowanego obszaru znajduje się w zasięgu emisji przemysłowych należałoby się spodziewać dla Pb i Cd podobnych relacji jak dla Zn i Fe. Ich brak wskazuje raczej, na niewystarczającą dokładność oznaczenia w glebie Pb i Cd, występujących w środowisku przyrodniczym w ilościach śladowych, znacznie mniejszych niż cynk czy żelazo.

Wykorzystanie Geograficznego Systemu Informacji do analizy zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego w rejonach przemysłowych ujawniło również niedokładności w określaniu lokalizacji punktów pomiarowych, tzn. dokładność określania tych punktów okazała się niewystarczająca (Mularz, Mierzwa, 1993). Dotyczyło to badań różnych instytucji i zespołów naukowych. Retrospektywne, powtórne ustalenie położenia punktów pomiarowych względem przyjętego układu odniesienia jest czynnością bardzo żmudną, a dla wielu punktów już niemożliwą ze względu na kilkuletnią odległość czasową od momentu pomiarów.

Znaczną część analizowanego rejonu pokrywają tereny uprawne (warstwa ROLN). Uprawianie ziemniaków i warzyw na terenach skażonych metalami stwarza zagrożenie zdrowia dla konsumentów.

Istnieją empiryczne wzory, które pozwalają na określenie przewidywanej zawartości ołowiu i kadmu w wybranych warzywach i w ziemniakach na podstawie zawartości tych metali w glebie z uwzględnieniem szeregu dodatkowych parametrów. Wzory te mają charakter potęgowy:

$$C_w = a * (C_{gl})^b \quad (3)$$

gdzie:

C_w - zawartość metali w warzywach [ppm],

C_{gl} - zawartość metali w glebie [ppm],

Tabela współczynników a i b podana jest poniżej (Borowik, 1993).

Tabela 8.1.

Wartości współczynników a i b do wzoru (3) dla poszczególnych warzyw i ziemniaków.

	ołów		kadm	
	a	b	a	b
kapusta	0,43	0,27	0,27	0,84
korzeń marchwi	0,55	0,35	0,61	0,43
korzeń selera	0,17	0,55	0,56	0,65
korzeń pietruszki	0,50	0,40	0,36	0,45
korzeń buraka	0,16	0,58	0,38	0,52
ziemniaki	0,26	0,34	0,22	0,23

Dodatkowe współczynniki, przez które należy przemnożyć wynik, to:

- w1 - wiąże się z wielkością cząstek metali. Jeżeli w zasięgu 10 km nie stwierdza się wpływu emitora lokalnego, należy założyć, że zanieczyszczenia pochodzące z odległej emisji charakteryzują się mniejszymi wymiarami cząstek i są w większym stopniu przyswajalne przez rośliny. Wartość współczynnika równa jest 1,3. Na mapie rozkładu powierzchniowego zanieczyszczenia gleb metalami wyróżniono miejsca znajdujące się pod wpływem lokalnej emisji. Są to zwłaszcza: rejon Krzeszowic oraz rejon HTS.
- w2 - wiąże się z rodzajem i gatunkiem gleb. Jeżeli gleby należą do lekkich, trzeba dodatkowo uwzględnić wpływ większej ruchliwości ołowiu w glebach lekkich poprzez wprowadzenie współczynnika równego 2.

Określenie przybliżonej zawartości metali w warzywach pozwala oszacować zagrożenie zdrowia ich konsumentów. Wykorzystano następujące rozumowanie. W oparciu o dane literaturowe (Barylko-Piekielna i inni, 1986, Dutkiewicz i inni 1982b, Kucharski 1988) przyjęto średnie ilości tygodniowego spożycia warzyw i ziemniaków w naszym kraju jak niżej:

ziemniaki	1.9 [kg]
kapusta	0.4 [kg]
marchew	0.2 [kg]
buraki	0.15 [kg]
pietruska	0.07 [kg]
seler	0.05 [kg]

Po obliczeniu zawartości kadmu i ołowiu w poszczególnych roślinach z zawartości tych metali w glebie, można więc oszacować ilość metali spożytą dziennie przez mieszkańca danego rejonu przemysłowego wraz z ziemniakami i warzywami uprawianymi lokalnie. Punktowy obraz uzyskanych wyników ujęto w warstwie ZAGROS (zagrożenie roślin).

Rejony o wysokim zapyleniu nie powinny być też wykorzystywane jako tereny zamieszkałe, gdyż sam pył, poprzez powierzchnię rąk oraz powierzchnię zapylnych produktów spożywczych przedostaje się do przewodu pokarmowego, stanowiąc dla organizmu dodatkowe źródło zanieczyszczenia (Dutkiewicz i inni, 1982a, 1982b, La Goy 1987, WHO 1989, Evans i in., 1992, Leharne i in. 1992). Przyjmując za wymienionymi autorami, że dziennie człowiek dorosły spożywa średnio ok. 60 mg kurzu, oraz znając zawartość metali w pyłe, można określić, ile metali przedostaje się tą drogą do przewodu pokarmowego. Jak wskazują obliczenia, rejon krakowski, w którym emisja ołowiu znajduje się w zakresie 20 - 80 kg/km² nie stwarza pod tym względem zagrożenia z wyjątkiem sąsiedztwa dróg lub skrzyżowań o nasilonym ruchu samochodowym, co ma szczególnie miejsce w wielu punktach Krakowa. Również w przypadku kadmu opad metalu wraz z pyłem stwarza mniejsze zagrożenie, niż ilości metalu znajdujące się w warzywach.

Uwagi końcowe

Celem niniejszej pracy było przedstawienie zagrożenia metalami ludzi w rejonie krakowskim, dokonane z wykorzystaniem GIS-u. Stanowiło to kontynuację analizy przeprowadzonej przeze mnie w pracy doktorskiej (Borowik, 1983). Wynikiem pracy jest opracowanie dla wybranego rejonu województwa krakowskiego warstwy przedstawiającej ilości metali zawarte w wybranych warzywach i ziemniakach uprawianych na danym terenie, odpowiadające średniemu dziennemu spożyciu tych roślin przez człowieka, a także ewentualne potencjalne zagrożenie ludzi. Jest to warstwa ZAGROS (rys.8.1 i 8.2). Różnice rozkładu wartości w tej warstwie oraz w warstwie przedstawiającej zawartość metali w glebie wynikają z faktu, że w rejonach wyróżnionych emitatorów lokalnych cząstki zanieczyszczeń metalicznych posiadają większe rozmiary oraz są w mniejszym stopniu przyswajalne przez rośliny, co wykazałam w cytowanej wyżej pracy (Borowik, 1993).

Zarówno prezentacja graficzna, dostępna w GIS-ie jak też możliwość odniesienia do innych atrybutów, związanych z daną lokalizacją, jak np. użytkowanie terenu umożliwiają lepsze i sprawniejsze wykorzystanie przekazywanych informacji.

rys 81.tif

rys82.tif

Dzięki ogromnym możliwościom w zakresie manipulowania danymi w układzie geograficznym oraz dzięki roli, jaką mogą spełniać w interdyscyplinarnej wymianie informacji, Systemy Informacji Geograficznej niewątpliwie znajdują pełne zastosowanie w gospodarce kraju. Jest to warunek dalszej pracy a także współpracy na polu naukowym i technicznym. W jaki sposób jednak można przyspieszyć i ułatwić ten proces.

Praca naukowa zespołu, do którego należą wykorzystywała wyniki badań różnych instytucji. Trudność w synchronizacji przestrzennej danych spowodowała znaczną stratę czasu a także nie wykorzystanie szeregu informacji pomimo ich niewątpliwiej wartości ze względu na dokładność. W perspektywie także będą z pewnością sytuacje, gdy szukać się będzie wyników badań innych zespołów naukowych. Jest to gwarancja efektywności pracy i optymalizacji wykorzystania środków i zasobów. Dlatego antycypując trudności, które mogą się wyłonić przy wykorzystaniu danych, dobrą praktyką jest, obok współzawodnictwa naukowego, stała wymiana informacji i kontaktów w środowiskach naukowych przynajmniej jednego regionu, dotycząca zwłaszcza wymagań stawianych wynikom badań.

Literatura

1. Baryłko-Piekielna N., Kierebiński C., Tyszkiewicz S., 1986, Ocena poziomu skażenia żywności jako skutku skażenia środowiska, PAN, Wydz.Nauk Rolniczych i Leśnych, Warszawa, 1986.
2. Bennett B.G., 1981, Exposure Commitment Concepts and Application; Summary Exposure Assessments for Lead, Cadmium and Arsenic, MARC Report nr 23, London 1981.
3. Borowik W., 1993. Zastosowanie modelowania ekotoksykologicznego dla oceny zagrożenia metalami środowiska i zdrowia człowieka w rejonach przemysłowych. Praca doktorska (niepublikowana).
4. Curzydło J., 1987, Akumulacja metali ciężkich w roślinach uprawianych w rejonie strefy ochronnej kombinatu Huta im.Lenina, Sozologia i sozotechnika, z.21, AGH, Kraków, 1987, s.141-154.
5. Curzydło J., 1992, The Accumulation of Heavy Metals in the Soil and in Plants on Different Distances from the Sendzimir Steelworks in Cracow, Int.Seminar, Ecological Approaches on Environment and Health in Urban Areas in Central and Eastern Europe, Katowice/ Kraków, Dec.1992.
6. Curzydło J., Nagawiecka H., Pacuł M., 1991, Wpływ Huty im. T.Sendzimira na zanieczyszczenie gleby i roślin metalami ciężkimi, Materiały sympozjum naukowego AR, Kraków, 1991, s.51-67.
7. Dutkiewicz T., Kulka E., Sokołowska D., 1982a, Ocena dróg wchłaniania ołowiu i kadmu u dzieci z okręgów przemysłowych, w: Bromat.Chem.Toksykol. XV, 1982 1-2, s.41-45.

8. Dutkiewicz T., Kulka E., Sokołowska D., Występowanie pierwiastków śladowych w głównych elementach środowiska okręgów przemysłowych, Bromat.Chem.Toksykol. XV, 1982 1-2, s.35-40.
9. Dworak T.Z., Jonak Z., Norwicz K., 1990a, Zmiany Środowiska Przyrodniczego miasta Krakowa, Sozologia i Sozotechnika, z.27, AGH Kraków, 1990, s.29-56.
10. Evans E., Ma M., Kongston L., Leharne S., 1992, The Speciation of Lead in the Vicinity of Two London Schools, Environment International, vol 18, s.153-162, 1992.
11. Kjellstrom T., 1979, Exposure and Accumulation of Cadmium in Populations from Japan, the United States and Sweden, Environmental Health Perspectives, vol.28, 1979, s.169-197.
12. Kucharski r., 1988, Profilaktyka ekologiczna terenów przemysłowych w aspekcie zmniejszenia narażenia człowieka, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 1988.
13. LaGoy Peter, 1987, Estimated Soil Ingestion Rates for Use in Risk Assessment, Risk Analysis, Vol.7, No.3, 1987, s.355-359.
14. Leharne S., Charlesworth D., Chowdhry B., 1992, A Survey of Metal Levels in Street Dusts in an inner London Neighbourhood, Environment International, vol. 18, pp 263-270, 1992.
15. Mularz St., Mierzwa Wł. 1993, An Attempt to Apply GIS Technology for Degradation Assessment, Int.Conference on GIS, 22-27 list., 1993, Kraków.
16. OBKiS, 1988, 1989, 1990, Wyniki badań w ramach monitoringu środowiska, OBKŚ, 1991, Kraków,
17. Vahter W., Berglung M., Slorach S., Friberg L., Sarić M., Xinquan Z., Fujita M., 1991, Methods for Intergrated Exposure Monitoring of Lead and Cadmium, Environmental Research 56, s 78-89, 1991.
18. WHO, 1989, Air Quality Guidelines, Review Draft, Vol 11, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen.

Estimation of the Health Hazard for Cracow Region Inhabitants Caused by Heavy Metals using GIS

Summary

The local Cracow and distant emitters (majority of them are the old emitters) are listed and their influence on the pollution of soil is discussed. The correlation between content of lead in soil and in dustfall is analysed. For old industrial regions the empirical relationships were formulated for metals in dustfall, soil and vegetables. Using equation (1) the content of metal in soil (in ppm) may be calculated. When time (T) of lead (or cadmium) residence in soil is 300 years and soil density is 1.5 g/cm^3 the relation (2) exists.

The content of metals in vegetables (c_w) may be calculated using (empirical) equation (3), where c_g - is the content of metals in soil. The table of coefficients a and b is attached. The

other coefficients w_1 and w_2 - concerning the size of metal particles and type of soils - also participate in the computation.

The rough estimation of metals content in vegetables allowed to estimate the impendency of consumer health. Knowing weekly average consumption of vegetables (potatoes, cabbage, carrot, beets, parsley and celery) and after computation the lead and cadmium content in those vegetables the estimation of metal quantity is determined. This metal is consumed every day by inhabitant of industrial region (in case if they use local vegetable products).

Application of GIS to this purpose simplify processes of analysis and computations and facilitate health hazard maps generation. Such two maps compiled on lead data and cadmium data are presented.