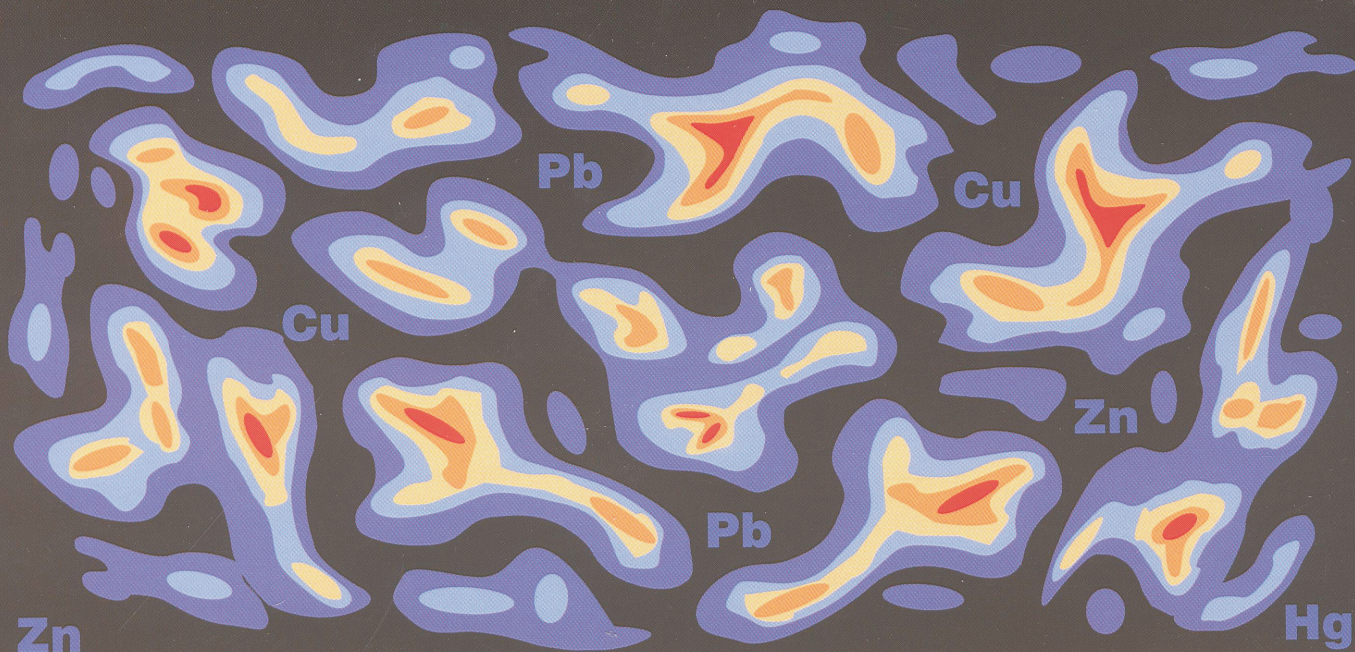




Anna Pasieczna

ATLAS ZANIECZYSZCZEŃ GLEB MIEJSKICH W POLSCE

ATLAS OF URBAN SOILS
CONTAMINATION IN POLAND



ANNA PASIECZNA

**ATLAS ZANIECZYSZCZEŃ GLEB
MIEJSKICH W POLSCE**

Atlas of urban soils pollution in Poland.

Państwowy Instytut Geologiczny
Warszawa 2003

Abstrakt. Na podstawie analiz próbek gleb z dwóch zakresów głębokości, pobranych w miastach na terenie całej Polski w latach 1991–1999, dokonano oceny wzbogacenia gleb miejskich w szereg pierwiastków w stosunku do regionalnego tła geochemicznego, przedstawiając jednocześnie wpływ wielkości miast na kumulację tych pierwiastków. Badano próbki z głębokości 0,0–0,2 m i 0,4–0,6 m w granicach administracyjnych 334 miast o różnej liczbie mieszkańców. Gęstość opróbowania wahała się od 1 próbki/5–6 km² do 1 próbki/0,25 km², a masa każdej z próbek wynosiła około 1000 g. Oznaczenia As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Mg, Ni, Pb, S, Sr i Zn wykonano metodą ICP-AES po rozkładzie próbek kwasem solnym (HCl 1:4) w temperaturze 90o w ciągu 1 godziny. Rtęć oznaczono metodą CV-AAS. Analizy wykonano w laboratorium Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie.

Wzbogacenie gleb miejskich w poszczególne pierwiastki w wybranych miastach Polski przedstawiono w postaci punktowych map geochemicznych, różnicując wartość współczynników wzbogacenia rozmiarem kartodiagramów kołowych. Na tych samych mapach zaprezentowano jednocześnie wartość tła geochemicznego oraz zasięg i wartości naturalnych anomalii. Zależność między wielkością miast (wyrażoną liczbą ich mieszkańców) a odczynem gleb oraz wartością współczynników ich wzbogacenia w badane pierwiastki zilustrowano w postaci wykresów słupkowych, przyjmując jako poziom odniesienia wartość tła geochemicznego w glebach powierzchniowych z obszarów niezabudowanych na terenie całego kraju. W części szczegółowej opracowania zamieszczono izoliniowe lub punktowe monopierwiastkowe mapy geochemiczne aglomeracji górnośląskiej, miast wojewódzkich kraju oraz Częstochowy, Legnicy i Wałbrzycha. Na tych mapach wyznaczono obszary lub miejsca, w których zostały przekroczone wartości graniczne stężeń dopuszczalnych.

Przeprowadzone badania wykazały zmienność zawartości analizowanych pierwiastków w glebach miejskich w szerokich granicach, w zależności zarówno od ich ilości odziedziczonych po skałach macierzystych, jak i skoncentrowania aktywności urbanizacyjno-przemysłowej i transportu. Generalnie zawartość metali ciężkich i innych pierwiastków toksycznych w glebach miejskich jest od dwu do kilkunastu razy większa niż na przyległych terenach niezabudowanych. Kilkudziesięciokrotne wzbogacenia w metale występują w miastach Górnego Śląska, zlokalizowanych na obszarze naturalnych anomalii (aureoli geochemicznych) nad złożami cynku i ołowiu. Porównanie koncentracji i rozkładów poszczególnych pierwiastków w glebach miast pobranych z dwóch zakresów głębokości na terenie całej Polski wskazuje na wyraźne i powszechne wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego w miedź, ołów, cynk, rtęć i siarkę. W glebach miejskich z głębokości 0,4–0,6 m zawartość tych pierwiastków jest znacznie niższa (poza obszarami mineralizacji kruszcowej i rejonami zakładów przemysłowych). Gleby miejskie z obydwu zakresów głębokości rozwinięte na osadach aluwialnych wykazały wyższe zanieczyszczenia niż gleby miast z rejonów nieprzylegających do dolin rzecznych. Czynniki antropogeniczne (opad pyłów głównie ze spalania paliw) decydują o obojętnym lub zasadowym charakterze większości gleb miejskich z obydwu poziomów głębokości. Kumulacja szeregu pierwiastków – Ba, Ca, Cr, Cu, Hg, Pb, Sr i Zn – w glebach wzrasta systematycznie ze wzrostem liczby mieszkańców miast i jest bardziej wyrazista dla poziomu powierzchniowego. Mapy zawartości pierwiastków w glebach poszczególnych miast oraz zestawienia analiz wielopierwiastkowych mogą być użyte przez władze lokalne do wstępnego oszacowania zanieczyszczenia gleb na administrowanym terenie i podjęcia decyzji o badaniach szczegółowych.

Słowa kluczowe: gleby miejskie, kartografia geochemiczna, Polska.

WSTĘP

Obszary miejskie są ekosystemami o przeważającym wpływie człowieka, w których dominującymi elementami są zabudowa i sieci komunikacyjne. Granice administracyjne nie zawsze jednoznacznie określają obszary miast, szczególnie tam, gdzie tereny o zwartej zabudowie miejskiej przechodzą płynnie w przedmieścia o rozproszonej zabudowie czy w lasy i tereny uprawne. W największych miastach europejskich tereny o zabudowie zwartej zajmują od 20% powierzchni w Helsinkach do ponad 90% w Amsterdamie i Liverpoolu (Rosen, Roberts red., 2000). W Warszawie obszar zwartej zabudowy wynosi około 40% powierzchni. Inna definicja obszarów miejskich przyjęta jest w USA — są to obszary o gęstości zaludnienia nie mniejszej niż 621 osób/km².

W żadnej z wymienionych klasyfikacji nie bierze się pod uwagę gęstości infrastruktury, która odgrywa decydującą rolę w zanieczyszczeniu środowiska. Racjonalny rozwój obszarów zurbanizowanych powinien zaś uwzględniać nie tylko tworzenie infrastruktury, lecz również konieczność ochrony zasobów przyrody, co wymaga wcześniejszego rozpoznania stanu i mechanizmów funkcjonowania wszystkich elementów środowiska, zaś diagnozowanie i monitoring środowiska glebowego, jako siedliska flory i fauny, jest jednym z priorytetów.

Problem zanieczyszczenia ośrodków miejskich był znany i opisywany już w pierwszej połowie XX w. Notowano pojawienie się stref pozbawionych życia wzdłuż rzek poniżej dużych miast i ośrodków przemysłowych. Katastrofy ekologiczne, coraz powszechniejsze po II wojnie światowej, skierowały uwagę społeczeństw i rządów wielu krajów na problemy zanieczyszczenia środowiska. Pod koniec XX w. najwięcej uwagi poświęcono badaniom osadów

wodnych, wód powierzchniowych i powietrza w ośrodkach miejskich w celu rozpoznania ich stanu. Znacznie mniej prac dotyczy gleb w aspekcie ich chemicznej degradacji oraz skażenia roślin i świata zwierzęcego. To jednak właśnie gleby przyjmują ładunek zanieczyszczeń pochodzących z wielu źródeł. Poprzez wymywanie gleb ich składniki (w tym toksyczne) dostają się wód gruntowych, powierzchniowych i podziemnych. Te ostatnie zaś stanowią zasoby wód pitnych dla ośrodków miejskich i powinny być szczególnie chronione przed przenikaniem do nich zanieczyszczeń.

Skuteczna ochrona gleb w obszarach miejskich i przemysłowych wymaga odpowiednich działań i zabezpieczenia warunków ekonomicznych. Ale niewątpliwie pierwszym krokiem na tej drodze jest zbadanie stanu gruntów miejskich pod względem ich składu chemicznego. Tradycyjne badania gleb ukierunkowywano na cele praktyczne, stąd też w poprzednich dziesięcioleciach rozwinęło się w kraju gleboznawstwo rolne, leśne czy melioracyjne. Rozpoznawanie procesów przekształcania gleb miejskich na skutek antropopresji jest nowym kierunkiem ich badań, niezwykle ważnym ze względu na zdrowie mieszkańców i postępujący proces urbanizacji kraju. Wskaźnik urbanizacji w Polsce (wyrażający procentowy udział mieszkańców miast w ogólnej liczbie ludności) wzrósł od 1975 do 1998 roku o 25,7%. W roku 1998 udział ludności miejskiej w ogólnej liczbie ludności kraju wynosił 61,9%, a powierzchnia miast stanowiła 6,7% powierzchni kraju, zajmując 20 955 km² (Miasta..., 2000).

Stopień zanieczyszczenia gleb uprawnych w Polsce pierwiastkami szkodliwymi jest niewielki. Według kryteriów Instytutu Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa (IUNG), obejmujących zawartość Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn i S, gleby o naturalnej zawartości tych pierwiastków stanowią 80,3% powierzchni użytków rolnych kraju, do gleb silnie i bardzo silnie zanieczyszczonych zaliczono 0,3%, zaś pozostałe gleby charakteryzują zawartości w różnym stopniu podwyższone (Terelak i in., 1995). Podobnie kształtuje się ocena obejmująca oznaczenie frakcji najbardziej mobilnej metali ciężkich w glebach Polski, wskazująca, że gleby zanieczyszczone stanowią mniej niż 1% powierzchni kraju (Lis, Pasieczna 1995a, 1998c). W obszarach miejskich i przemysłowych dochodzi jednak do koncentracji wielu pierwiastków toksycznych dla organizmów żywych, szczególnie w powierzchniowej warstwie gleb, a jednolite badania gleb ośrodków miejskich w całym kraju nie były dotychczas podejmowane.

Użytkowanie gleb miejskich jest różnorodne — budownictwo mieszkaniowe, handlowe i przemysłowe, parki, ogrody, lasy i uprawy rolne. Szczególnie ten ostatni sposób użytkowania może wpływać bezpośrednio na stan zdrowia ludzi i zwierząt poprzez konsumpcję zanieczyszczonej żywności. Inną drogą przenikania pierwiastków szkodliwych do organizmów zwierzęcych jest wdychanie razem z powietrzem najdrobniejszych frakcji gleb wchodzących w skład pyłów i kurzu, w następstwie czego mogą rozwijać się schorzenia dróg oddechowych. Pyły i cząstki gleb są pochłaniane również drogą pokarmową. Grupą szczególnie narażoną na ten rodzaj zanieczyszczeń organizmu są dzieci.

Prezentowana w formie kartograficznej jednolita ocena stanu gleb miejskich we wszystkich miastach kraju o liczbie mieszkańców powyżej 50 tys. może być pomocna w dziedzinie planowania i zagospodarowania przestrzennego, przy opracowywaniu systemów zapobiegania i zarządzania zagrożeniami, przy przeprowadzaniu badań szczegółowych na terenach wykrytych anomalii, wskazywaniu antropogenicznych źródeł skażeń i podejmowaniu monitoringu oraz przy badaniu związków między czynnikami środowiskowymi i zdrowiem ludzi. W opracowaniu dokonano oceny wzbogacenia dwu poziomów głębokościowych gleb miejskich w szereg pierwiastków w stosunku do regionalnego tła geochemicznego (efekt nałożenia czynnika antropogenicznego na czynnik geogeniczny) oraz przeanalizowano wpływ wielkości miast (wyrażonej liczbą mieszkańców) na kumulację tych pierwiastków. W części szczegółowej atlasu zamieszczono mapy geochemiczne dla dwu poziomów głębokościowych gleb w obszarze aglomeracji górnośląskiej, miast wojewódzkich w Polsce oraz Częstochowy, Legnicy i Wałbrzycha.

ROZWÓJ BADAŃ GEOCHEMICZNYCH GLEB MIEJSKICH

Badania geochemiczne środowiska w ośrodkach miejskich (*urban geochemistry*) są jedną z dziedzin geochemii środowiska (*environmental geochemistry*), która wchodzi z kolei w zakres geochemii stosowanej (*applied geochemistry*). Prace badawcze są realizowane na szerszą skalę od lat 80. ubiegłego wieku i dotyczą takich mediów, jak gleby, osady, wody, śnieg, powietrze i materiał biologiczny (rośliny, części organizmów zwierzęcych).

Studia geochemiczne w obszarach miejskich zazwyczaj dotyczą szerokiego spektrum pierwiastków i związków chemicznych ze względu na wielorakie możliwości ich rozprzószenia w wyniku skomplikowanych procesów urbanizacji i industrializacji oraz konieczność określenia stanu wyjściowego (zerowego) przed podjęciem systematycznego monitoringu.

Środowiskiem coraz częściej badanym w miastach są gleby (*urban soils*), z uwagi na zachodzące w nich szkodliwe zmiany (często nieodwracalne) na skutek wieloletniej działalności człowieka oraz wpływ tych

zanieczyszczeń na organizmy żywe.

Nie wypracowano dotąd jednolitego sposobu opróbowania, technik analitycznych i prezentacji wyników badań gleb, jednak jako najbardziej użyteczne dla władz miejskich, urbanistów, planistów, architektów, ekonomistów na pierwszym miejscu są wymieniane opracowania kartograficzne.

Na całym świecie od wielu lat publikowane są wyniki badań zanieczyszczenia ośrodków miejskich. Wymienić można na przykład opracowania wykonane w USA (Earickson, Billick, 1988; Mielke, 1991, 1993; Peryea, 1999), Chinach (Zhang i in., 1999), Indiach (Sahu, Bhosale, 1991; Ansari i in., 2000; Chatterjee, 2001), Jordanii (Salman, Abu Ruka'h, 1999), Tajlandii (Wilcke i in., 1998), Hongkongu (Xiangdong i in., 2001) czy Wietnamie (Thuy i in., 2000). W Europie badania środowisk miejskich były podejmowane w wielu krajach. W Wielkiej Brytanii skupiają się one na analizach gleb i pyłów ulicznych (Thornton, Culbard, 1985; Culbard i in., 1988; Thornton i in., 1990; Paterson i in., 1996) lub gleb i osadów (Mellor, 2001). Pierwszym państwem europejskim, które przygotowuje projekt wdrożenia systemu baz danych zawierających kompleksowe informacje o środowiskach miejskich, są Niemcy (Bartsch i in., 1997), a informacje o glebach miejskich i procesach, jakim one podlegają, będą jednym z elementów tych baz. Dla ośrodków miejskich zostaną sporządzone numeryczne bazy danych oraz mapy tematyczne. Będą uwzględniać zarówno czynniki naturalne (budowa podłoża geologicznego, typy genetyczne i gatunkowe gleb), jak i czynniki antropogeniczne (historyczne i współczesne użytkowanie gleb, rozmieszczenie źródeł zanieczyszczeń, lokalizacja starych składowisk i wysypisk, zanieczyszczenia gleb składnikami nieorganicznymi i organicznymi). Inne badania (Birke i in., 1992; Lux, 1993; Birke, Rauch, 1994, 2000; Martin, 1996) dotyczyły tylko wybranych miast w Niemczech. Badania gleb miejskich prowadzone są w Słowenii (Šajn i in., 1994, 1998), w Estonii (Bitjukova i in., 1999, 2000), w Norwegii (Ottesen i in., 1999, 2000; Geochemical Atlas of Trondheim — w trakcie realizacji), na Litwie (Kadunas i in., 1996, 1999; Taraškevičius, 1996, 1997; Zinkute, 1998) i na Białorusi (Lukashev, Okun', 1991, 1996).

Również w Polsce opublikowano wiele opracowań dotyczących zawartości i rozmieszczenia pierwiastków w glebach obszarów miejskich (Roszyk, Roszykova, 1975; Czarnowska, 1980, 1995; Czarnowska i in., 1983, 1992; Komornicki, 1986; Czarnowska, Gworek, 1988, 1991; Czarnowska, Walczak, 1988; Komornicki, Oleksynowa, 1989; Chodak i in., 1995; Mocek i in., 1995). Publikacje te dotyczą wybranych obszarów w miastach (trawniki, ogródki działkowe, pobocza tras szybkiego ruchu, okolice zakładów przemysłowych, ujęcia wód pitnych, wysypiska śmieci itp.); nie umożliwiają jednak dokonania przeglądu i oceny stanu gleb miejskich w całym kraju.

Opracowania kartograficzne obejmujące analizy kilku środowisk w miastach (gleb, osadów wodnych i wód) zostały opublikowane przez Państwowy Instytut Geologiczny w latach 1992–2001 (Lis, 1992; Lenartowicz, 1994, 2001; Lis, Pasieczna, 1995b, c, 1998a, b, 1999a; Pasieczna i in., 1996; Tomassi-Morawiec i in., 1998). Dostarczają one danych o stanie środowisk powierzchniowych w największych aglomeracjach kraju.

ŹRÓDŁA ZANIECZYSZCZEŃ GLEB MIEJSKICH

Za główne przyczyny zanieczyszczenia ekosystemów naturalnych w miastach uznaje się rozwój przemysłu, komunikacji i gęstość zaludnienia, a degradację gleb w rejonach miejskich i przemysłowych powoduje wiele czynników działających w różnym czasie i natężeniu. Odporność na degradację zależy od składu oraz właściwości fizycznych i chemicznych gleby, takich jak odczyn, zdolności sorpcyjne i oksydoredukcyjne. Gleby bardziej zwarte, ciężkie i zasobne w próchnicę są bardziej odporne niż gleby lekkie, ubogie zarówno w składniki mineralne, jak i organiczne (Dobrzański, Zawadzki, red., 1993).

Z chemicznego punktu widzenia gleby mogą być zdefiniowane jako wieloskładnikowe, otwarte systemy biogeochemiczne, w których zachodzą ciągle procesy wymiany materii i energii z otaczającą je atmosferą, hydrosferą i biosferą (Aswathanarayana, 1999), a czynnikami wpływającymi na ich skład chemiczny są w pierwszym rzędzie naturalne warunki i procesy, tj. skład chemiczny skał macierzystych i klimat.

Gleby ulegają kontaminacji różnorodnymi związkami chemicznymi poprzez kontakt z innymi elementami środowisk powierzchniowych. Źródła zanieczyszczeń dzielą się na dwa podstawowe typy: punktowe i powierzchniowe. Do pierwszych należą obiekty przemysłowe, miejsca zrzutu ścieków, składowiska, złomowiska, spalarnie odpadów, magazyny paliw i sieć ich dystrybucji, stacje przeładunkowe, bazy wojskowe i poligony. Punktowe źródła zanieczyszczeń wiążą się z działalnością człowieka. Zanieczyszczenia powierzchniowe (obszarowe) pochodzą zarówno ze źródeł naturalnych, jak i antropogenicznych. Czynnikiem naturalnym są procesy wietrzenia skał i erozji gleb, a antropogenicznymi — rolnictwo i leśnictwo, urbanizacja, budownictwo, transport, wydobywanie i przeróbka kopalin oraz depozycje atmosferyczne.

Źródłami antropogenicznych zanieczyszczeń gleb są nawozy, pestycydy, kwaśne deszcze, zrzuty ścieków,

odcieki ze składowisk oraz opady pyłów i gazów. Najgroźniejsze zanieczyszczenia gleb powodowane są przez pestycydy używane w produkcji rolniczej i ogrodniczej od drugiej połowy XIX w. (Sparks, 1995). Zawierają one związki ołowiu, arsenu, kadmu, rtęci i cynku. Gleby wielu miast uległy skażeniu tymi środkami wskutek nadmiernego ich stosowania na niewielkich obszarowo działkach i ogródkach.

Kwaśne opady wiążą się ze spalaniem paliw (przede wszystkim węgla) generujących emisję dwutlenku siarki i tlenków azotu. Wskutek reakcji tych gazów z wodą powstają kwasy (siarkowy i azotowy) skażające środowiska powierzchniowe Ziemi. „Kwaśnymi” określa się opady o $\text{pH} < 5,6$ (O'Neill, 1998). Należą do nich deszcze, śniegi i mgły, powodujące zakwaszenie gleb, niszczenie budynków i pomników. Skutki kwaśnych opadów są różne w zależności od wrażliwości gleb na działanie kwasów; najmniej wrażliwe są gleby zawierające w swym składzie znaczne ilości węglanów.

W trakcie historycznego rozwoju miast ogromne ilości różnorodnych produktów, takich jak surowce kopalne, materiały budowlane, farby, węgiel, oleje, benzyna i inne, zostały przetransportowane i zużyte bądź przeobrażone w odpady. Wiele z tych materiałów, często o toksycznych właściwościach dla organizmów żywych, zostało zatrzymanych w glebach. Do najważniejszych związków nieorganicznych zanieczyszczających gleby należą azotany i fosforany, metale (arsen, kadm, ołów, rtęć, miedź, cynk), kwasy nieorganiczne i pierwiastki promieniotwórcze (Sparks, 1995), zaś do związków organicznych — wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i polichlorowane bifenylole (PCB).

Metale ciężkie przenoszone są do gleb w formie pyłów atmosferycznych, roztworów i zawiesin wodnych oraz rozmaitych materiałów w postaci stałej. Ich toksyczne oddziaływanie na organizmy żywe zależy zarówno od koncentracji w glebach, rodzaju substancji chemicznych, w których są związane, jak i trwałości połączeń ze składnikami gleby w określonych warunkach fizykochemicznych. Najnowsze badania gleb miejskich uwzględniają stosowanie analiz specyficznymi w celu określenia formy występowania w glebach metali ciężkich pochodzących ze źródeł antropogenicznych. Wskazują one, że największy udział w wiązaniu metali mają tlenki żelaza i manganu, w drugiej kolejności — węglany i materia organiczna (Zhang i in., 1999).

W konstrukcjach i wyposażeniu budynków używane są materiały zawierające zarówno metale ciężkie, jak i związki organiczne. Są to metalowe elementy konstrukcji, okładziny izolujące, instalacje gazowe, elektryczne i wodociągowo-kanalizacyjne, farby, lakiery i tynki. Rozproszenie tych materiałów powoduje skażenie gleb już w trakcie budowy, a następnie podczas eksploatacji i niszczenia budynków. Szczególne niebezpieczeństwo stwarzają pożary budynków mieszkalnych i obiektów przemysłowych, powodujące przenikanie do atmosfery i gleb wielu szkodliwych związków.

Specyficznym źródłem zanieczyszczenia gleb miejskich są farby produkowane przez wiele lat z dodatkiem związków ołowiu i cynku. Dostają się one do gleb poprzez niszczenie powierzchni budynków oraz usuwanie starych warstw elewacji w trakcie remontów.

Prawie we wszystkich miastach działają elektrownie, których produkcja opiera się w większości na spalaniu węgla. Roczne zużycie węgla kamiennego w Polsce wynosi 85 558 tys. ton, a węgla brunatnego — 59 538 tys. ton (Ochrona..., 2002). Spalanie tak dużych ilości węgla zawierających piryty, galenę, sfaleryt oraz związki arsenu, rtęci i innych metali powoduje ich emisję do atmosfery, a następnie opadanie na powierzchnię gleb.

Działalność zakładów przemysłowych powoduje skażenie środowiska zależnie od rodzaju produkcji. Pyły i gazy emitowane przez zakłady produkcyjne są w znacznym stopniu zatrzymywane i neutralizowane w nowoczesnych obiektach, jednak część zanieczyszczeń przenika do atmosfery w postaci popiołów lotnych, pyłów z produkcji cementu, pyłów metalicznych, krzemowych, polimerów, sadzy i innych.

Pobocza dróg zazwyczaj zawierają podwyższone ilości ołowiu, cynku i miedzi. Rozproszenie ołowiu wiąże się z wieloletnim stosowaniem paliw z dodatkiem przeciwstukowych związków ołowiu. Cynk pochodzi głównie ze ścierania opon samochodowych, które zawierają ten pierwiastek w ilości 1,5–2,0% (Ottesen i in., 1999), zaś związki miedzi używane są w produkcji okładzin hamulcowych.

Zanieczyszczenie gleb miejskich odbywa się również w sposób mechaniczny. W trakcie budowy budynków, dróg czy torowisk gleby o różnym stopniu zanieczyszczenia są przekopywane, wydobywane i przewożone w inne miejsca, powodując wtórną kontaminację.

Przy lokalizacji miast, począwszy już od czasów starożytnych, istotną rolę odgrywało ich zaopatrzenie w wodę, dlatego wybierano tereny w pobliżu obfitych źródeł lub w dolinach rzek. Istotnym elementem wpływającym na stan gleb w wielu ośrodkach miejskich jest zatem ich specyficzna lokalizacja — na osadach aluwialnych dolin rzecznych, które są skałami macierzystymi gleb napływowych. Osady aluwialne są zaś środowiskiem wrażliwym i narażonym na kontaminację (szczególnie metalami ciężkimi) ze względu na możliwość sorpcji metali przez ich składniki oraz zbieranie ładunków zanieczyszczeń z wielkich obszarów zlewni. Kumulacja substancji toksycznych w glebach aluwialnych rozpoczęła się na dużą skalę pod koniec XVIII i na początku XIX wieku, osiągając maksimum w ubiegłym stuleciu. Osady aluwialne zanieczyszczone ściekami przemysłowymi i komunalnymi oraz spływami

powierzchniowymi są w czasie kolejnych powodzi przemieszczane i rozpraszane na tarasach zalewowych. Zjawisko to dotyczy szczególnie dużych rzek zbierających zanieczyszczenia z terenów rozległych zlewni i będących jednocześnie źródłami wody pitnej dla wielkich aglomeracji. Skażone osady mogą w sprzyjających warunkach pozostać nienaruszone przez wiele lat; jednak w trakcie ich erozji może dojść do uruchomienia nieoczekiwanego źródła metali ciężkich. Badania osadów powodziowych i gleb aluwialnych zazwyczaj lokalizowano w rejonach zlewni związanych z aktywnym lub historycznym górnictwem czy znaczną industrializacją. Okazuje się jednak, że zanieczyszczenia mogą przemieszczać się z biegiem rzek na odległość setek kilometrów.

MATERIAŁ I METODY ANALITYCZNE

Ocenę wzbogacenia gleb w As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Hg, Mg, Ni, Pb, S, Sr i Zn oraz przesledzenie ich odczynu wykonano na podstawie analiz próbek gleb z dwu poziomów głębokości, pobranych w miastach na terenie całej Polski w trakcie opróbowania prowadzonego przy opracowywaniu „Atlasu geochemicznego Polski” (Lis, Pasieczna, 1995a). Ich rozmieszczenie nie jest równomierne, co wynika z zagęszczenia sieci miast w południowej i zachodniej części kraju. Ogółem analizowano 2392 próbki z głębokości 0,0–0,2 m i 0,4–0,6 m w granicach administracyjnych 334 miast o różnej liczbie mieszkańców. Badania wykonano dla wszystkich miast o liczbie mieszkańców powyżej 50 tys. W grupie miast mniejszych reprezentowanych jest 56% miast o populacji 10–50 tys. i 13% miast poniżej 10 tys. mieszkańców (tabl. 1). Gęstość opróbowania wynosiła około 1 próbka/5–6 km² (z wyjątkiem Górnego Śląska, gdzie pobierano 1 próbkę/4 km²). Przy lokalizacji miejsc opróbowania były używane mapy topograficzne w skali 1:50 000.

Do opracowania szczegółowych map geochemicznych poziomu powierzchniowego gleb miejskich wykorzystano wyniki analityczne zgromadzone w bazach danych regionalnych atlasów geochemicznych, wykonanych w Państwowym Instytucie Geologicznym w latach 1992–2000. Punkty opróbowania były lokalizowane na mapach topograficznych w skali 1:25 000, a gęstość opróbowania wynosiła od 1 próbki/1 km² do 1 próbki/0,25 km².

Opróbowanie gleb wszystkich miast przeprowadzono stosując jednakowy sprzęt i system opróbowania. Obserwacje dotyczące zabudowy terenu i sposobu jego użytkowania oraz lokalizacji potencjalnych źródeł zanieczyszczeń zanotowano w odpowiednich kartach opróbowania, a następnie wprowadzono do baz danych. Masa każdej z próbek wynosiła około 1000 g. Pobierano je za pomocą ręcznej sondy o średnicy 80 mm. Opróbowano parki, skwery miejskie, trawniki przyuliczne, trawniki osiedlowe, ogródki przydomowe i działkowe, nieużytki oraz tereny zakładów przemysłowych.

Do oznaczania składu chemicznego gleb analizowanych dla oceny ich zanieczyszczenia stosowane są metody traktowania próbek kwasami lub ich mieszaninami oraz selektywnej ekstrakcji. Trawienie próbek gleb kwasami jest metodą najczęściej stosowaną i najbardziej przydatną w badaniach środowiska; pozwala na określenie mobilnej części pierwiastków biorącej główny udział w migracji w powierzchniowych środowiskach Ziemi. Ta forma pierwiastków jest też najłatwiej przyswajana przez rośliny, stwarzając ryzyko zatrucia łańcucha pokarmowego organizmów żywych.

W prezentowanym opracowaniu z kilku względów wybrano metodę ługowania próbek kwasem solnym (HCl 1:4) w temperaturze 90°, w ciągu 1 godziny. Przedmiotem zainteresowania nie była bowiem całkowita zawartość pierwiastków, lecz ta ich część, której źródłem są zanieczyszczenia antropogeniczne, a więc — słabo związana i łatwo ługowalna. Przyjęty sposób roztwarzania jest wystarczający do prawidłowej interpretacji geochemicznej (a jednocześnie tańszy, szybszy i ułatwiający pomiary instrumentalne). Zastosowany rozkład próbek umożliwiał też porównanie danych z wcześniejszymi badaniami licznego zbioru niezanieczyszczonych gleb z terenu całej Polski (Lis, Pasieczna, 1995a) i określenie stopnia wzbogacenia gleb miejskich w szereg pierwiastków w stosunku do tła geochemicznego. Kolejnym aspektem była możliwość porównania zawartości pierwiastków gleb miejskich z poziomem 0,4–0,6 m z wynikami badań zanieczyszczenia gleb poziomu powierzchniowego dla kilku największych aglomeracji w Polsce (Lis, 1992; Lenartowicz, 1994, 2001; Lis, Pasieczna, 1995b, 1998a, b, 1999a; Pasieczna i in., 1996; Tomassi-Morawiec i in., 1998; Lis i in., 1999). Badania wykonano z zastosowaniem tych samych technik analitycznych i identycznej metody roztwarzania próbek. Wyjątkiem były opracowania gleb Gdańska i Legnicy, gdzie stosowano rozkład próbek w wodzie królewskiej.

Próbki gleb przesiewano przez nylonowe sita o oczkach 2 mm. Oznaczenia As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Mg, Ni, Pb, S, Sr i Zn wykonano za pomocą spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem plazmowym (ICP-AES) z zastosowaniem spektrometrów: PV 8060 firmy Philips i JY 70 Plus Geoplasma firmy Jobin-Yvon. Oznaczenia rtęci przeprowadzono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej techniką zimnych par (CV-AAS) z użyciem

spektrometru Perkin-Elmer 4100 ZL z systemem przepływowym FIAS-100. Odczyn gleb w środowisku wodnym oznaczono według normy stosowanej w gleboznawstwie (Kardasz, Kamińska, 1987).

Wszystkie oznaczenia wykonano w laboratorium Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie. Kontrolę jakości gwarantowały analizy wielokrotne tych samych próbek umieszczanych losowo w seriach analitycznych oraz korzystanie z materiałów referencyjnych (wzorce Montana Soil, SRM 2710, SRM 2711, IAEA/Soil 7). Szczegółowy opis metod analitycznych zastosowanych przy opracowywaniu atlasów geochemicznych, uzyskiwanych granic oznaczalności, kontroli jakości analiz i wyników porównań międzylaboratoryjnych oraz eksperymentów dla porównania różnych sposobów trawienia próbek gleb jest zawarty w opracowaniach Góreckiej i in. (1993) oraz Paślawskiego (1998, 2001).

SPOSÓB PREZENTACJI WYNIKÓW

Do oceny stopnia zanieczyszczeń gleb (czy innych mediów) konieczna jest znajomość naturalnych koncentracji pierwiastków w tych środowiskach – tła geochemicznego (nazywanego też poziomem odniesienia, poziomem referencyjnym, zawartością naturalną, zawartością z czasów preindustrialnych). Według tradycyjnych definicji tło geochemiczne określa zakres zawartości pierwiastka charakterystyczny dla danej struktury geologicznej, regionu, prowincji, kraju. Charakteryzuje się zmiennością regionalną (wynikającą ze zróżnicowanej litologii podłoża, klimatu) i czasową, spowodowanymi migracją składników w obrębie danego medium jak również między poszczególnymi elementami środowiska. Poza dolną i górną granicą zawartości tła mieszczą się anomalie (ujemne i dodatnie). Zazwyczaj tło geochemiczne jest wyrażane jako pojedyncza wartość (mediana, średnia arytmetyczna, średnia geometryczna), do której ustalenia metodami statystycznymi konieczne jest dysponowanie reprezentatywnymi zbiorami danych oraz znajomość charakteru rozkładu wyników oznaczeń (Matschullat i in., 2000). Stosowanie miary średniej arytmetycznej jest odpowiednie tylko dla zbiorów o rozkładach normalnych. W materiałach geologicznych rozkłady zawartości pierwiastków są najczęściej log-normalne i wielomodalne, zaś bardziej poprawną miarą tła jest mediana lub średnia geometryczna (Salminen, Gregorauskiene, 2000; Lis, Pasieczna, 2001).

Zarówno pojęcie tła geochemicznego, jak i anomalii geologicznych odnoszą się do zawartości pierwiastków występujących w glebach w sposób naturalny (geogeniczny). Tło geochemiczne gleb powinno być zatem obliczone dla populacji próbek, które nie podlegały wpływom antropogenicznym. Współcześnie nie jest możliwe dysponowanie takim zbiorem próbek gleb. Tło geochemiczne wyznaczono więc na podstawie badań gleb z obszarów niezabudowanych w całym kraju — 6522 próbki (Lis, Pasieczna, 1995a). Zbiór danych podzielono na podzbiory uwzględniające odmienne prowincje geochemiczne Polski (Lis, Pasieczna, 1998c) i dla każdego z nich wyliczono tło geochemiczne. Jako miarę wartości tła w poszczególnych regionach — prowincjach geochemicznych, zgodnie z propozycjami klasyfikacji stosowanymi dla mapy geochemicznej świata (Darnley i in., 1995), przyjęto wartość median. Uwzględniono dwie prowincje południowe — Karpaty, Sudety i ich przedgórze, oraz oddzielnie Górny Śląsk (ze względu na jego specyfikę litologiczno-złożową), zaś pozostałą część Polski zaliczono do prowincji północnej Niżu Polskiego. Dla każdej z prowincji obliczono wartości średnich geometrycznych i median (tab. 1). W celu porównania w tabeli zamieszczono wartości tła geochemicznego wyznaczonego dla gleb użytkowanych rolniczo (Kabata-Pendias i in., 1995) oraz dla skał macierzystych gleb (Czarnowska, 1996).

Badane próbki gleb miejskich przypisano do wydzielonych prowincji geochemicznych kraju, a współczynniki ich wzbogacenia w dane pierwiastki obliczono dla poszczególnych miast według wzorów:

$$W_1 = m_1/m_r \text{ oraz } W_2 = m_2/m_r,$$

gdzie:

- W_1, W_2 — współczynniki wzbogacenia gleb w dany pierwiastek, odpowiednio z głębokości 0,0–0,2 oraz 0,4–0,6 m,
- m_1, m_2 — wartość mediany danego pierwiastka w glebach, odpowiednio z głębokości 0,0–0,2 oraz 0,4–0,6 m,
- m_r — wartość tła geochemicznego danego pierwiastka w niezanieczyszczonych glebach powierzchniowych regionu (prowincji), wyrażona jako mediana.

Dla pierwiastków o niskiej oznaczalności w zastosowanych metodach analitycznych (5 mg/kg dla As, 0,5 mg/kg dla Cd i 0,05 mg/kg dla Hg) jako wartość median dla prowincji przyjęto wartość połowy granicy oznaczalności.

Zmienność współczynników wzbogacenia przedstawiono na schematycznym podkładzie topograficznym w postaci punktowych map geochemicznych dla 139 miast kraju, w których próbki były pobrane z co najmniej trzech miejsc opróbowania (tabl. 2–15). Na tych samych tablicach zaprezentowano jednocześnie wartość tła geochemicznego oraz zasięg i wartości anomalii geologicznych (naturalnych) związanych ze składem chemicznym

skał podłoża w glebach z terenów niezabudowanych w otoczeniu miast.

W celu łatwiejszej interpretacji map i wskazania naturalnych i antropogenicznych źródeł pierwiastków w glebach w części tekstowej opracowania zamieszczono zarys geochemii każdego pierwiastka w wybranych środowiskach istotnych z punktu widzenia zanieczyszczenia gleb. Przytoczono też najważniejsze źródła ich antropogenicznych emisji. Przy zestawieniu tych informacji korzystano głównie z opracowań: Polański (1988), Thalmann i in. (1989), Koljonen red. (1992), Reimann i in. (1998), Čurlík, Šefčík (1999), Kabata-Pendias, Pendias (1999). W objaśnieniach przyjęto nazewnictwo i zasięg jednostek fizjograficznych według Kondrackiego (1998).

Zależność między wielkością miast (wyrażoną liczbą mieszkańców) a odczynem gleb oraz wartością współczynników ich wzbogacenia w As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Hg, Mg, Ni, Pb, S, Sr i Zn zilustrowano w postaci wykresów słupkowych (tabl. 16 i 17), skonstruowanych na podstawie wyników analiz próbek ze wszystkich badanych miast. Jako poziom odniesienia przyjęto wartość tła geochemicznego w glebach powierzchniowych z obszarów niezabudowanych na terenie całego kraju. Wykresy uzupełniono o wartości współczynników wzbogacenia obliczone dla gleb poziomu powierzchniowego z terenów wiejskich całego kraju (3258 próbek), korzystając z bazy danych dla „Atlasu geochemicznego Polski” (Lis, Pasieczna, 1995a).

Część szczegółowa opracowania zawiera monopierwiastkowe mapy geochemiczne (tabl. 18–103), na których przedstawiono wyniki badań w zależności od gęstości informacji (liczby badanych punktów przypadających na jednostkę powierzchni). Mapy wykreślono na uproszczonych podkładach topograficznych w skali dobieranej zależnie od obszaru poszczególnych miast. Dla miast objętych badaniami regionalnymi o gęstości opróbowania gleb powierzchniowych 1 próbka/4 km² (obydwa poziomy glebowe aglomeracji górnośląskiej), 1 próbka/1 km² (Częstochowa, Gdańsk, Legnica, Łódź, Kraków, Szczecin, Warszawa, Wrocław) oraz 1 próbka/0,25 km² (Wałbrzych) opracowano mapy izoliniowe (obszarowe).

Przy opracowaniu izoliniowych map monopierwiastkowych dla obydwu zakresów głębokości gleb aglomeracji górnośląskiej (tabl. 18–31) wykorzystano wyniki analiz prowadzonych w skali regionalnej (Lis, Pasieczna, 1995b), wyniki badań uzupełniających zasięg anomalii Zn–Pb–Cd w glebach (Lis, Pasieczna, 1997) oraz wykonanych dla prezentowanego opracowania.

W miastach o rzadszym systemie opróbowania (1 próbka/4–6 km²) oraz dla gleb z głębokości 0,4–0,6 m wyniki badań przedstawiono w postaci map punktowych. Ze względu na znaczne przedziały czasowe rozdzielające opróbowanie dla map punktowych i map izoliniowych wyniki badań dla opróbowania rzadkiego (1 próbka/4–6 km²) oraz gęstego (1 próbka/0,25–4 km²) zostały naniesione na oddzielne mapy. Stąd też anomalie punktowe dla opróbowania rzadkiego nie zawsze wypadają w centrach anomalii wyznaczonych z opróbowania gęstego.

Na wszystkich mapach wyznaczono obszary lub punkty, w których zostały przekroczone przyjęte wartości graniczne stężeń dopuszczalnych.

Dla każdego z miast utworzono oddzielne komputerowe bazy danych dla poziomu powierzchniowego gleb (0,0–0,2 m) oraz dla poziomu głębszego (0,4–0,6 m). Zawierają one współrzędne punktów opróbowania oraz przypisane poszczególnym punktom wyniki badań analitycznych pierwiastków. Bazy te stanowiły podstawę opracowania map geochemicznych oraz obliczania parametrów statystycznych pierwiastków (minimum, maksimum, mediana, percentyle).

Dobierając wydzielone klasy, kierowano się analizą statystycznych rozkładów zawartości pierwiastków. Przedziały klas są zgodne z wartością percentyli: 25, 50, 75, 90, 95, 97%, prezentujących udział próbek o danym stężeniu pierwiastka. Zastosowanie percentyli do wydzielenia klas zawartości pierwiastków jest zgodne z ideą wprowadzenia terminu „geochemiczny poziom odniesienia” (*geochemical baseline*) w badaniach z dziedziny geochemii środowiska. Geochemiczny poziom odniesienia powinien uwzględniać naturalną zmienność zawartości pierwiastków oraz wpływ czynników antropogenicznych. W ustaleniach legislacyjnych ma on stanowić podstawę przy określaniu i wydzieleniu granic zawartości pierwiastków dla terenów zanieczyszczonych. Zgodnie z propozycjami międzynarodowego zespołu geochemików biorących udział w opracowaniu „Geochemical atlas of Europe” w ramach IUGS Working Group on the Global Geochemical Baseline, prowadzonych w Europie przez Forum of European Geological Surveys (FOREGS) Geochemistry Task Group (Darnley i in., 1995; Salminen i in., 1998; Salminen, Gregorauskiene, 2000), geochemiczny poziom odniesienia powinien zawierać 95% obserwowanych zawartości definiowanych jako podstawowe, powszechne, normalne (*common*). Wartości powyżej 95 percentyla (*uncommon*) będą przypuszczalnie stosowane przy wyznaczaniu krytycznego poziomu zanieczyszczeń i określaniu wartości granicznych (stopni zanieczyszczenia) stosowanych w aktach prawnych dotyczących środowiska przyrodniczego. Przyjęcie percentyli przy opracowaniu szczegółowych map geochemicznych miast może zatem ułatwić w przyszłości kwalifikowanie gleb miejskich do poszczególnych grup (stopni) zanieczyszczenia ustalonych dla krajów Europy.

Wielopierwiastkowe wzbogacenie (wyrażone sumarycznymi współczynnikami wzbogacenia ΣW_1 oraz ΣW_2), obliczone oddzielnie dla obydwu poziomów głębokościowych gleb w poszczególnych miastach (dla As, Cd,

Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S, Zn), przedstawiono na mapach punktowych (tabl. 104), zaś różnicę sumarycznych współczynników wzbogacenia ($\Sigma W_1 - \Sigma W_2$), stanowiącą w przybliżeniu udział czynników antropogenicznych w zanieczyszczeniu gleb miejskich, ilustruje tablica 105.

KRYTERIA DOPUSZCZALNYCH STĘŻEŃ SZKODLIWYCH PIERWIASTKÓW W GLEBACH

Skażeniem nazywa się wprowadzenie do środowiska przez człowieka substancji (lub energii) będących zagrożeniem zdrowia ludzkiego, szkodliwych dla systemów ekologicznych i niszczących struktury nieożywione (Alloway, Ayres, 1999). Niekiedy odróżnia się pojęcia zanieczyszczenia i skażenia. Przy tym ujęciu zanieczyszczenie oznacza sytuację, w której substancja szkodliwa jest obecna w środowisku, ale nie powoduje widocznych szkód, zaś pojęcie skażenia używane jest w przypadkach widocznych efektów jej działania. Do substancji szkodliwych zalicza się zarówno pierwiastki i związki chemiczne występujące w środowisku w sposób naturalny, jak i wytworzone w sposób syntetyczny. Do tej drugiej grupy należy około 60–95 tys. substancji chemicznych produkowanych na skalę przemysłową również z surowców naturalnych (*op.cit.*).

Na świecie nie przyjęto dotychczas jednolitych normatywów stężeń dopuszczalnych substancji szkodliwych ani dla gleb użytkowanych rolniczo, ani dla gleb w obszarach miejskich czy przemysłowych. W większości krajów europejskich są stosowane zalecenia (noszące też nazwy wskazówek, wytycznych, dyrektyw czy rekomendacji) opracowane przez odpowiednie służby (geologiczne, rolnicze, agencje ochrony środowiska itp.), a wartości przyjmowane jako graniczne są różne w różnych krajach ze względu na odmienne warunki geologiczne i klimatyczne oraz przeznaczenie i sposób opracowania dyrektyw. Przeznaczenie norm jest różnorodne: ocena zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo, gleb nawożonych osadami ściekowymi, gleb leśnych, gleb w obszarach przemysłowych i miejskich. Nie jest zatem możliwe przyjęcie norm uniwersalnych, które mogłyby być stosowane równocześnie dla rolnictwa, gospodarki przestrzennej, ochrony wód itp.

Zróżnicowane są również metody analityczne, jakie stosuje się przy ustalaniu zaleceń (różnorodne metody roztwarzania próbek, odmienne techniki aparaturowe, inne granice oznaczalności pierwiastków).

Wychodząc naprzeciw potrzebom ustalenia zbliżonych kryteriów bezpiecznego poziomu (*safe levels*) potencjalnie szkodliwych pierwiastków i substancji, podjęto inicjatywę opracowania globalnej bazy danych geochemicznych dla środowisk powierzchniowych Ziemi (*Global Reference Network, GRN*) i na jej podstawie wyznaczania geochemicznego poziomu odniesienia oraz zakresów zawartości granicznych w przyszłości. Obecnie prace są najbardziej zaawansowane na terenie Europy, gdzie prowadzi je grupa robocza *FOREGS Geochemistry Task Group* oraz zespół realizujący opracowanie atlasu gleb ornich krajów zlewni Bałtyku — *Baltic Soil Survey, BSS* (Plant i in., 1997; Williams i in., 1999; Lis, Pasieczna, 2000; Reimann i in., 2000a, b; Pasieczna, Lis, 2001). Wyniki badań są aktualnie przygotowywane do publikacji w postaci atlasów (*Geochemical Atlas of Europe* oraz *BSS – Baltic Soil Survey*) prezentujących zawartości szerokiego spektrum pierwiastków dla kilku środowisk powierzchniowych Ziemi. Będą również wykorzystane jako podstawa przy ustalaniu geochemicznego poziomu odniesienia (*geochemical baseline*) i kryteriów wyznaczania wartości dopuszczalnych.

Stosowane obecnie wartości graniczne dopuszczalnych zawartości pierwiastków i związków chemicznych najczęściej są wyznaczane na podstawie znajomości ich tła geochemicznego oraz szkodliwości w środowisku. Ocena szkodliwości powinna uwzględniać takie właściwości substancji, jak: toksyczność, trwałość, możliwości dyspersyjne, reakcje chemiczne, którym podlega, tendencja do bioakumulacji w łańcuchach pokarmowych i łatwość kontroli (Alloway, Ayres, 1999). Nie jest możliwe określenie wszystkich wymienionych właściwości wielu substancji szkodliwych z uwagi na wysokie koszty i czasochłonność metod badawczych. Przy określaniu kryteriów dopuszczalnych (krytycznych) stężeń substancji szkodliwych w glebach stosowane są różne rozwiązania w różnych krajach.

Do wyznaczania wartości granicznej pierwszego (i kolejnych stopni zanieczyszczeń) przyjmowany jest poziom średniej geometrycznej (Kabata-Pendias i in., 1995), percentyli 90 lub 95 (Lis, Pasieczna, 2001), widocznych oznak zmiany właściwości biologicznych gleby i oceny ilości składników zanieczyszczających (SEPA, 2001), określenia poziomu stężenia składników toksycznych w ilościach nieszkodliwych dla środowiska biologicznego (normy kanadyjskie, holenderskie).

Ze względu na brak normatywów wartości granicznych do ustalania stopni zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce jako punkt wyjścia przyjęto wartości maksymalne dla gleb zanieczyszczonych według zaleceń Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska (SEPA), uzupełnione wytycznymi innych krajów (tab. 2). Kryteria te wybrano ze względu na fakt, że wartości przyjęte przez SEPA (2001) zostały ustalone dla gleb rozwiniętych na skałach macierzystych podobnych jak w Polsce (utwory polodowcowe czwartorzędu), a wartości graniczne dla pierwszego stopnia zanieczyszczenia są dosyć niskie w porównaniu z zaleceniami innych krajów, co tworzy „system wczesnego ostrzegania” i możliwość ustalenia źródeł zanieczyszczeń oraz ich eliminacji. Zastosowane wartości graniczne

pierwiastków są zbliżone lub nieco niższe od wartości dopuszczalnych stężeń w glebie i ziemi określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. dla gruntów grupy B obejmującej użytki rolne, grunty leśne, a także grunty zurbanizowane z wyłączeniem terenów przemysłowych.

CHARAKTERYSTYKA GEOCHEMICZNA GLEB POLSKI

pH ODCZYN

Wietrzenie skał, będące początkiem naturalnego procesu glebotwórczego, prowadzi do przemian chemicznych powodujących w warunkach klimatu umiarkowanego wilgotnego wymywanie kationów zasadowych i uwalnianie protonów — jonów wodorowych. W naturalnych ekosystemach procesy te przebiegają z zachowaniem równowagi jonowej. Jej zachwianie (przewaga jonów wodorowych i nadmierne zakwaszenie) następuje w wyniku antropopresji związanej z rozwojem przemysłu, motoryzacją, urbanizacją itp. Niekiedy zmiany są tak znaczne, że prowadzą do klęsk ekologicznych (np. wymierania lasów pod wpływem kwaśnych deszczy). Czynniki antropogeniczne, a szczególnie opad pyłów przemysłowych bogatych w związki wapnia i magnezu, powodują też odwrotny kierunek zmian odczynu — alkalizację gleb. Badania zanieczyszczeń powietrza na terenach aglomeracji miejskich wskazują na wielokrotne przekroczenia stężeń dopuszczalnych pyłów (Dworak i in., 1990) oraz ich alkaliczny charakter (Manecki i in., 1981; Wilczyńska-Michalik, 1981; Manecki, 1993).

W glebach mineralnych odczyn może wahać się od 3,0 w kwaśnych glebach torfowych do 11,0 w glebach zasadowych (Dobrzański, Zawadzki, red., 1993). Gleby o odczynie kwaśnym powstają w sposób naturalny na kwaśnych skałach magmowych lub na skałach osadowych piaszczystych. Dodatkowymi czynnikami wpływającymi na obniżenie pH są: przewaga opadów nad parowaniem, pobieranie przez rośliny składników zasadowych i doprowadzanie do gleb substancji zakwaszających. Gleby zasadowe powstają na skałach zasobnych w związki wapnia i magnezu.

W prezentowanych badaniach pomierzono odczyn w wyciągach wodnych gleb i przedstawiono według skali przyjętej w normie agrotechnicznej (Kardasz, Kamińska, 1987):

pH

— gleby bardzo kwaśne	<5,0
— gleby kwaśne	5,1–6,0
— gleby lekko kwaśne	6,1–6,7
— gleby obojętne	6,8–7,4
— gleby zasadowe	>7,4

Na obszarach niezabudowanych Polski gleby poziomu powierzchniowego o odczynie kwaśnym (2,1–6,7) stanowią 73% (tabl. 2). Są to głównie gleby lasów i terenów użytkowanych rolniczo, na których proces zakwaszania nasila się w ostatnich latach, prawdopodobnie w wyniku oddziaływania kwaśnych depozycji (Michna, red., 1993). Udział gleb o odczynie obojętnym wynosi 20%, zaś tylko 7% gleb wykazuje odczyn zasadowy. Rozmieszczenie gleb obojętnych i zasadowych wiąże się z ich rozwojem na podłożu skał węglanowych w rejonie śląsko-krakowskim, na Wyżynie Lubelskiej i na Opolszczyźnie oraz skał siarczanowych w niecce Nidy. W niektórych rejonach Wielkopolski i Kujaw podwyższenie pH może być spowodowane wieloletnim wapnowaniem gleb.

Parametry statystyczne dla gleb z obszarów niezabudowanych Polski oraz dla gleb miejskich z obydwu zakresów głębokości (fig. 1) wskazują na przewagę gleb o odczynie obojętnym i zasadowym w miastach. Zjawisko jest przypuszczalnie spowodowane przez opad pyłów, głównie ze spalania węgla dla celów energetyki, ciepłownictwa i przemysłu. Wartości median w glebach miejskich (odpowiednio 7,2 i 7,7 w glebach poziomu powierzchniowego i poziomu głębszego) znacznie przekraczają wartość mediany tła geochemicznego, a zakres percentyli 25–75% w obydwu poziomach gleb miejskich jest zbliżony.

W poziomie powierzchniowym gleby kwaśne (pH < 6,7) występują w 29,4% miast, zaś w poziomie 0,4–0,6 m — w 14,4% miast (tabl. 2). Podobny jest udział procentowy miast o glebach obojętnych, wynoszący odpowiednio 47,6% i 42,4% w warstwie górnej i dolnej. Gleby o odczynie zasadowym występują w 23,0% miast — poziom powierzchniowy i 43,2% miast — poziom głębszy.

Gleby zasadowe poziomu powierzchniowego zanotowano przede wszystkim w miastach zlokalizowanych na obszarach wychodni skał węglanowych (Chełm i Zamość na Wyżynie Lubelskiej, Kielce w Górach Świętokrzyskich, miasta Wyżyny Śląsko-Krakowskiej i Opolszczyzny). Dodatkowym czynnikiem o działaniu alkalizującym w tych rejonach są emisje pyłów (głównie z cementowni). W pobliżu cementowni zazwyczaj gleby wykazują pH

przekraczające wartość 8,0 (Dubieńska, 1982). Na powierzchni gleby zasadowe występują też w Lesznie, Wrześni i Płocku.

Gleby miejskie z głębokości 0,4–0,6 m w wielu miastach wykazały odczyn zasadowy zarówno w rejonach wymienionych dla gleb poziomu powierzchniowego, jak i w innych miastach, szczególnie na Niżu Polskim (tabl. 2). Najwyższe wartości odczynu stwierdzono dla poziomu powierzchniowego gleb aluwialnych w Krakowie. Nad potokiem Sudoł, w dzielnicy Krowodrza, pH gleb z zakresu głębokości 0,0–0,2 m wynosi 9,5. Zasadowy odczyn gleb w tej części miasta wiąże się z ich rozwojem na osadach drenujących utwory węglanowe jury i młodsze lessy wzbogacone w wapń (Ryłko, 1995). Odczyn w granicach 8–9 wykazują też gleby z terenu Huty im. T. Sendzimira (tabl. 50).

Gleby o $\text{pH} > 7,4$ występują w obydwu badanych zakresach głębokości wielu miast Górnego Śląska (tabl. 18, 19), co jest spowodowane zarówno występowaniem skał węglanowych w podłożu, ich rozproszeniem wraz z wydobywanymi kopalinami, jak i opadami pyłów przemysłowych.

W południowo-zachodniej części kraju wysokimi wartościami pH wyróżniają się gleby Nysy, Brzegu, Wrocławia, Kłodzka i Opola. Występowanie gleb zasadowych wiąże się z ich rozwojem na iłach, lessach i glinach lessopodobnych w Nysie, Brzegu i Wrocławiu oraz na utworach węglanowych w rejonie Kłodzka i Opola.

Wysokie wartości pH w glebach z zakresu głębokości 0,4–0,6 m w północnej części kraju przypuszczalnie mają pochodzenie naturalne (występowanie w podłożu glin wzbogaconych w wapń).

Zależność odczynu gleb miejskich i wielkości miast (wyrażonej liczbą mieszkańców) ilustrują wykresy słupkowe (tabl. 16), pozwalające na stwierdzenie wyraźnego wzrostu pH w obydwu analizowanych zakresach głębokości ze wzrostem wielkości skupisk miejskich. Wartość tła geochemicznego przedstawionego jako mediana dla gleb poziomu powierzchniowego obszarów niezabudowanych Polski wynosi 5,8 (fig. 1, tabl. 16). W glebach poziomu powierzchniowego obszarów wiejskich pH wzrasta do 6,2 i utrzymuje się na takim samym poziomie w miastach o liczbie mieszkańców poniżej 10 tys. (tabl. 16). W miastach powyżej 10 tys. mieszkańców w glebach poziomu powierzchniowego pH zmienia się od 6,5 do 7,2. W zakresie głębokości 0,4–0,6 m wartości pH gleb we wszystkich grupach miast są znacznie wyższe niż w glebach poziomu powierzchniowego. Prawdopodobną przyczyną wyższego pH jest zmniejszenie pojemności buforowej w stosunku do kwasów gleb poziomu powierzchniowego na skutek systematycznego działania czynników zakwaszających (głównie SO_2), stopniowe wymywanie wapnia i magnezu i ich transport w głębsze partie profili glebowych.

W grupie miast do 500 tys. mieszkańców występują wyraźne różnice wartości median pH w glebach z głębokości 0,0–0,2 m i 0,4–0,6 m (tabl. 16), zaś w miastach powyżej 500 tys. mieszkańców wartości pH gleb przekraczają 7,0 i różnicują się nieznacznie w obydwu zakresach głębokości.

As ARSEN

Wybrane środowiska

W skałach występowanie arsenu związane jest z akcesorycznymi siarczkami lub krzemianami zawierającymi żelazo. Średnia zawartość arsenu w skałach magmowych waha się od 0,7 do 3 mg/kg, a w skałach osadowych — od 1 do 13 mg/kg (Reimann i in., 1998; Alloway, Ayres, 1999; Čurlík, Šefčík, 1999). W skałach ilastych i fosforytach koncentracja arsenu może osiągać kilkadziesiąt, a nawet kilkaset mg/kg (Paulo, Strzelska-Smakowska, 2000a).

Arsen jest składnikiem wielu złóż kruszców, w których jest obecny w postaci własnych minerałów siarczkowych lub siarkosoli. Mimo łatwej rozpuszczalności związki arsenu należą do słabo migrujących z powodu szybkiej sorpcji przez minerały ilaste, tlenki i wodorotlenki glinu i żelaza oraz materię organiczną. Zjawisko sorpcji arsenu przez wodorotlenki żelaza prowadzi do jego kumulacji w rudach darniowych, a przez materię organiczną — w torfach i węgla kamiennym, które zawierają niekiedy do 1000 mg/kg (*op.cit.*).

Zawartość arsenu w glebach jest zróżnicowana. W powierzchniowych poziomach gleb z różnych rejonów świata ilości arsenu zmieniają się w granicach od poniżej 0,1 do 95 mg/kg (Dudka, 1991; Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Gleby poziomu powierzchniowego Litwy rozwinięte na utworach fluwioglacjalnych zawierają arsen w ilości od 0,1 do 28,9 mg/kg (Kadnas i in., 1999), a znacznie wyższe zawartości (0,3–732 mg/kg) występują w glebach Słowacji (Čurlík, Šefčík, 1999) oraz w glebach Gór Krušcowskich w Saksonii (0,5–1210 mg/kg; Rank i in., 1999). W pobliżu ośrodków wydobywania i przerobu rud metali koncentracje tego pierwiastka dochodzą do kilkuset czy nawet kilku tysięcy mg/kg (Xiangdong, Thornton, 1993; Lis, Pasieczna, 1999b).

W roztworach glebowych arsen występuje zazwyczaj w postaci jonów o ładunku ujemnym (Peryea, 1999). Jego rozpuszczalność (i mobilność) jest niska w warunkach redukcyjnych i nieco wyższa w środowiskach utleniających. Ze wzrostem zawartości arsenu w glebie występuje tendencja większego pobierania tego pierwiastka

przez rośliny (Kabata-Pendias, 1994). Według zaleceń amerykańskich zawartość poniżej 25 mg/kg arsenu w glebie nie jest szkodliwa dla roślin (Peryea, 1999). Może on być kumulowany we wszystkich ich częściach, rzadko powodując objawy toksyczności. Określenie działania szkodliwego dla organizmów żywych wymaga jednak zbadania nie tylko zawartości, ale i form związku chemicznego arsenu w glebach.

Rola arsenu w funkcjonowaniu organizmów zwierzęcych i człowieka nie jest dostatecznie wyjaśniona. Niewielkie jego ilości w diecie mogą oddziaływać korzystnie na organizmy zwierzęce. Przy zawartości powyżej 350 $\mu\text{g/l}$ arsenu w spożywanej wodzie pitnej stanowi on zagrożenie dla zdrowia (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Dopuszczalny poziom zawartości arsenu w wodzie pitnej waha się od 10 $\mu\text{g/l}$ w Norwegii (Reimann i in., 1998) i zaleceniach WHO (Guidelines..., 1996) do 50 $\mu\text{g/l}$ w Kanadzie, USA, Wielkiej Brytanii (Alloway, Ayres, 1999). W Polsce najwyższe dopuszczalne stężenie arsenu wynosi 10 $\mu\text{g/l}$ (Rozporządzenie..., 2000).

Źródła zanieczyszczeń

Hutnictwo metali, przemysł szklarski i spalanie węgla należą do źródeł antropogenicznego zanieczyszczenia gleb arsenem. W przeszłości związki arsenu były używane do produkcji środków owadobójczych i trutek przeciw gryzoniom. Współcześnie są stosowane nadal w preparatach owadobójczych, w środkach grzybobójczych, w produkcji garbarskiej i jako składniki farb. Podczas spalania materiałów zawierających związki arsenu dostaje się on do atmosfery, a stamtąd przechodzi do wód, gleb i osadów. Zagrożeniem dla zdrowia może być zarówno wdychanie zanieczyszczonego powietrza, picie skażonej wody, jak też spożywanie gleby (szczególnie przez dzieci).

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne arsenu w większości gleb z niezabudowanych terenów na Niżu Polskim nie przekracza 5 mg/kg (tabl. 3). Zbyt niska wykrywalność arsenu w zastosowanej metodzie analitycznej (5 mg/kg) nie pozwala na dokładniejsze określenie tła, które jest prawdopodobnie znacznie niższe (<2 mg/kg według oznaczeń wykonanych w ramach projektu *Baltic Soil Survey*). W wielu rejonach kraju zawartość arsenu w glebach nie osiąga 1 mg/kg (Kołodziej i in., 1994). Lokalne podwyższenia tła (do 9–10 mg/kg) oraz niewielkie anomalie występujące głównie w województwach warmińsko-mazurskim, podlaskim i wielkopolskim wiążą się prawdopodobnie z nagromadzeniem arsenu w miejscach występowania rud darniowych (Osika i in., 1987; Lis, Pasieczna, 1995a) lub torfów (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Wzrost wartości tła geochemicznego (do 9 mg/kg), związany z występowaniem mineralizacji arsenowej (Gucwa, Pelczar, 1986; Bojakowska, Borucki, 1992), zanotowano w glebach Bieszczad. W Sudetach występują obszary o anomalnej zawartości arsenu, przekraczającej 10 mg/kg, wynikającej z obecności rud zawierających arsenopiryt (Banaś, 1967; Dziekoński, 1972; Lindner, 1987), eksploatowanych do połowy XIX w. ze złoża w Złotym Stoku (Paulo, Strzelska-Smakowska, 2000a).

Gleby miejskie

Obliczenia współczynników wzbogacenia gleb miejskich w arsen mają tylko wartość szacunkową ze względu na niemożność określenia dolnej granicy tła geochemicznego. Na wykresach (fig. 2) wartości minimum, percentyla 25 i median są jednakowe dla tła geochemicznego oraz gleb miejskich.

W glebach miast na Niżu Polskim zawartość arsenu z obydwu zakresów głębokości pozostaje w większości identyczna z poziomem tła geochemicznego (tabl. 3). Gleby z poziomu 0,0–0,2 m w 74,7% miast i z poziomu 0,4–0,6 m w 80,7% miast wykazały współczynnik wzbogacenia mniejszy lub równy 2. Udział miast ze współczynnikiem wzbogacenia w arsen gleb poziomu powierzchniowego w granicach 2–4 wynosi 15,2%, a dla gleb głębszego poziomu — 12,9%. Miasta, w których współczynnik wzbogacenia w arsen gleb poziomu powierzchniowego przekracza 4, stanowią 10,1% ogólnej liczby badanych miast, a 6,4% — dla gleb poziomu dolnego; są zlokalizowane na Górnym i Dolnym Śląsku (tabl. 3, tab. 3).

Najwyższe wartości współczynników wzbogacenia gleb miejskich w arsen występują w Boguszowie (wynoszą około 10–11 dla gleb obydwu badanych poziomów). W Szczawnie Zdroju i Wałbrzychu kumulacja arsenu w powierzchniowym poziomie gleb przekracza, odpowiednio, siedmio- i sześciokrotnie wartość tła. Wzbogacenie w dolnym horyzoncie głębokościowym gleb w tych miastach jest nieco niższe (tabl. 3, tab. 3).

Najwyższe zawartości arsenu występują w glebach Złotego Stoku. W poziomie powierzchniowym gleb stwierdzono tu do 1486 mg/kg As, zaś w poziomie dolnym — 1883 mg/kg As. Te anomalne zawartości wiążą się z występowaniem w tym rejonie złoża rud zawierających lelingit, arsenopiryt i skorodyt w przeobrażonych skałach wapienno-dolomitowo-krzemianowych oraz składowisk odpadów po ich eksploatacji trwającej od średniowiecza do

1962 roku (Dziekoński, 1972; Sylwestrzak, 1995). W odpadach poflotacyjnych z kopalni rud arsenowych zawartość As dochodzi do 12 206 mg/kg (Szerszeń i in., 1994).

Wzbogacone w arsen gleby Wałbrzycha, Boguszowa i Szczawna Zdroju zawierają od kilkunastu do 33 mg/kg, a Jeleniej Góry i Kamiennej Góry — około 20 mg/kg As. Podwyższenia koncentracji arsenu w obydwu zakresach głębokości gleb w tych miastach utrzymują się na zbliżonym poziomie, co świadczy o litologicznym pochodzeniu tego pierwiastka. W rejonie Wałbrzycha źródłem arsenu jest prawdopodobnie mineralizacja arsenopirytowa, znana z rejonu wychodni skał węglonośnych karbonu (Kwiecińska, 1968). Historyczna eksploatacja kruszców (od XIV w.) na terenie Boguszowa obejmowała wydobywanie zarówno galeny, jak i arsenopirytu (Dziekoński, 1972), a rozproszone stare wyrobiska i składowiska powodują zanieczyszczenie gleb utrzymujące się do czasów współczesnych. Z mineralizacją arsenową (Banaś, 1967) wiążą się też zapewne wzbogacenia gleb Jeleniej Góry i Kamiennej Góry.

Bardzo wyraźny jest wzrost kumulacji arsenu w glebach Głogowa i Legnicy, wiążący się z emisjami pyłów z hut miedzi. Zanieczyszczone antropogenicznie gleby poziomu powierzchniowego zawierają odpowiednio do 269 i 84 mg/kg As. W obydwu miastach w dolnym zakresie głębokości koncentracja arsenu maleje, osiągając wartość 6 mg/kg As w Głogowie i 40 mg/kg As w Legnicy. Pochodzenie zanieczyszczeń jest wyłącznie antropogeniczne, związane z górnictwem, przeróbką i hutnictwem rud miedzi. Potwierdzają to wyraźnie wartości współczynników wzbogacenia. Dla gleb poziomu powierzchniowego wynoszą one w Legnicy — 7,4, a w Głogowie — 2,8. W zakresie głębokości 0,4–0,6 m wartości te zmniejszają się do 4,4 w Legnicy i do poziomu tła geochemicznego w Głogowie. Szczegółowe badania kartograficzne gleb miejskich tego obszaru (Lis i in., 1999) wykazały zanieczyszczenie poziomu powierzchniowego gleb wieloma pierwiastkami (również arsenem). Skażenie gleb w Legnicy można określić jako -bardzo wysokie, porównując dane z wynikami badań gleb w innych uprzemysłowionych miastach. W Kalkucie (delta Gangesu), gdzie działają 42 zakłady produkujące od wielu lat stopy ołowiu, zawartość arsenu w powierzchniowym poziomie gleb waha się od 4,7 do 8,5 mg/kg (Chatterjee, 2001). Emisje huty miedzi w Legnicy powodują zanieczyszczenie arsenem gleb aluwialnych całej doliny Kaczawy (Lis i in., 1999). Tuż przy jej ujściu do Odry, w Prochowicach, w poziomie powierzchniowym gleb zawartość arsenu osiąga 103 mg/kg, zaś w poziomie dolnym — 52 mg/kg.

Wzbogacenia w arsen gleb Górnego Śląska są bardzo zróżnicowane dla poszczególnych miast. W Siemianowicach Śląskich, Bytomiu, Piekarach Śląskich, Chrzanowie, Mysłowicach, Sosnowcu, Katowicach, Tarnowskich Górach, Miasteczku Śląskim i Będzinie gleby poziomu powierzchniowego są znacznie bardziej wzbogacone w arsen (od około 3 do 8 razy) niż gleby poziomu głębszego (do 3–4 razy) — tabela 3. Czynnikiem zanieczyszczającym są tu przemysł, transport i spalanie węgla. W Świętochłowicach, Chorzowie, Olkuszu i Rudzie Śląskiej sytuacja jest odwrotna. Gleby poziomu 0,4–0,6 m są bardziej wzbogacone w arsen w stosunku do gruntów z poziomu 0,0–0,2 m, co pozwala sądzić o jego litologicznym pochodzeniu (domieszki arsenu w markasyście i rudach cynkowo-olowiowych). Wśród gleb miejskich aglomeracji Górnego Śląska największym zanieczyszczeniem poziomu powierzchniowego wyróżniają się Katowice (do 238 mg/kg As), Olkusz (do 167 mg/kg As) oraz Bytom (do 115 mg/kg As). W poziomie głębszym zawartość tego pierwiastka maleje: w Katowicach do <5 mg/kg, w Bytomiu do 31 mg/kg, wzrasta zaś w Olkuszu — do 340 mg/kg As. W Olkuszu rejon gleb zanieczyszczonych arsenem znajduje się w sąsiedztwie terenu kopalni Pomorzany i jej hałd. Te wysokie koncentracje arsenu mają pochodzenie zarówno litologiczne, jak i antropogeniczne. Przede wszystkim występowanie arsenu w gruntach badanego regionu jest związane z triasowymi wychodniami złóż rud cynkowo-olowiowych (w których As jest związany w siarkosolach takich jak jordanit czy gratonit; Harańczyk, 1962; Ziętek-Kruszewska, 1978) oraz z działalnością górnictwo-hutniczą. W obszarze badanych skupisk miejskich Górnego Śląska zlokalizowane są liczne elektrownie i elektrociepłownie emitujące do atmosfery związki arsenu w rozpraszanych pyłach. Węgiel kamienny może zawierać do 200 mg/kg As, a popioły węgla brunatnego — nawet do 1% As (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Część tego pierwiastka może dostawać się do środowiska również w wyniku rozwiewania licznych hałd oraz z emisji z zakładów przemysłu wydobywczego, hutniczego (żelaza i metali nieżelaznych), maszynowego i chemicznego.

W glebach miejskich poziomu powierzchniowego na Niżu Polskim zwraca uwagę podwyższona zawartość arsenu w Białymstoku Dojlidach (do 46 mg/kg As), Żarach (do 34 mg/kg As), Węgorzewie (do 30 mg/kg As) i Ostrowie Wielkopolskim (28 mg/kg As). Arsen jest tu przypuszczalnie pochodzenia antropogenicznego; wskazuje na to spadek jego zawartości do poziomu tła geochemicznego w glebach tych miast z głębokości 0,4–0,6 m. W Białymstoku zanieczyszczone arsenem gleby aluwialne pochodzą z doliny rzeki Białej. W Żarach, ośrodku przemysłu tekstylnego, wzbogacenie w arsen można wiązać z resztkami farb dostających się do gleb wraz ze ściekami.

Nie zaznacza się wyraźna zależność między kumulacją arsenu w glebach a wielkością miast (tabl. 16). W obydwu zakresach głębokości, zarówno w miastach poniżej 10 tys. mieszkańców, jak i w Warszawie (pow. 1 mln mieszkańców) współczynniki wzbogacenia gleb w arsen nie przekraczają wartości 1,5. Wyróżnia się jedynie aglomeracja gór-

nośląska (pow. 3 mln mieszkańców), gdzie w glebach poziomu 0,4–0,6 m wartość tła geochemicznego arsenu przekroczona jest dwukrotnie, a w glebach poziomu powierzchniowego — ponad trzykrotnie. Powodem jest zarówno występowanie domieszek arsenu w minerałach budujących skały podłoża, jak i jego dopływ ze źródeł antropogenicznych.

Ba BAR

Wybrane środowiska

Największe ilości baru zawarte są w minerałach skałotwórczych (łyszczyki, skalenie) i gromadzą się głównie w skałach kwaśnych. Zakres zawartości baru w skałach magmowych zmienia się od <1 do 1200 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias, 1999), przy bardzo znacznych wahaniami zawartości średnich (Polański, 1988). Według autorów skandynawskich średnia dla granitów osiąga 600 mg/kg Ba, dla gabr i bazaltów — 330 mg/kg oraz kilka mg/kg dla skał ultrazasadowych (Koljonen, red., 1992; Reimann i in., 1998). Podczas wietrzenia bar jest uruchamiany, a następnie wytrącany w postaci siarczanów i węglanów. Wchodzi też w struktury minerałów ilastych lub ulega wiązaniu przez wodorotlenki żelaza i manganu, fosforany i biolity.

Wśród skał osadowych największą tendencję gromadzenia baru wykazują łupki ilaste, które zawierają go średnio 550 mg/kg, rudy siarczkowe z barytem oraz węgiel — średnio 250 mg/kg (Reimann i in., 1998; Čurlík, Šefčík, 1999).

Bar zgromadzony w glebach jest głównie pochodzenia litogenicznego, a zakres jego zawartości kształtuje się w szerokich granicach. W glebach Słowacji rozwiniętych na zróżnicowanym litologicznie podłożu zawartość baru zmienia się od 25 do 4619 mg/kg (Čurlík, Šefčík, 1999). W regionalnym zdjęciu geochemicznym Chorwacji stwierdzono bar w glebach w zakresie 40–3000 mg/kg (Miko i in., 2001), a w glebach regionu Morza Barentsa — od 7 do 1769 mg/kg (Reimann i in., 1998). Pierwiastek ten dość łatwo ulega przemieszczaniu w głąb profili glebowych, jednak wapnowanie czy nawożenie solami siarczanowymi może powodować jego zatrzymywanie w powierzchniowych warstwach gleb.

Źródła zanieczyszczeń

Niewielkie ilości baru zawartego w glebach pochodzą z procesów technologicznych. Należą do nich emisje związane z wydobyciem i przeróbką barytu, produkcją i użytkowaniem jego związków oraz spalaniem węgla i paliw płynnych. Baryt stanowi główny składnik płuczek wiertniczych używanych w poszukiwaniach złóż węglowodorów. Jest także używany jako dodatek przy produkcji wyrobów elektronicznych, cementu, gumy, pianki uretanowej, a także w procesach oczyszczania ścieków. Mniejsze ilości związków baru znajdują zastosowanie w odlewnictwie, produkcji hamulców samochodowych, farb i szkła. Istotnym źródłem antropogenicznego zanieczyszczenia barem gleb (szczególnie aluwialnych) są zrzuty słonych wód kopalnianych. Podwyższone koncentracje baru w glebach notowane są też w rejonie hut miedzi i żelaza (Reimann i in., 1998) oraz cementowni (Dubieńska, 1982).

Tło geochemiczne

Zawartość naturalna baru w glebach obszarów niezabudowanych na Niżu Polskim rzadko przekracza 50 mg/kg (tabl. 4), a wartość mediany dla tego rejonu Polski wynosi 23 mg/kg i wzrasta odpowiednio do 45 i 57 mg/kg Ba dla gleb Górnego Śląska oraz Karpat i Sudetów (tab. 2). W tych regionach tło geochemiczne baru zawiera się w granicach 45–110 mg/kg. Lokalnie na Dolnym Śląsku i w Karpatach zawartość baru przekracza 140 mg/kg.

Gleby miejskie

Zestawienie wartości median w glebach miejskich (fig. 3) świadczy o znacznych koncentracjach baru w pyłach przenikających do gleb z różnorodnych źródeł emisji. Dla gleb poziomu powierzchniowego mediana wynosi 63 mg/kg Ba, a dla gleb poziomu głębszego — 47 mg/kg. Również percentyle 25% i 75% w obydwu poziomach gleb przewyższają te wartości obliczone dla tła geochemicznego.

W około 50% miast gleby poziomu powierzchniowego i w 70% miast gleby poziomu 0,4–0,6 m wykazują nieznaczne wzbogacenie w bar (współczynnik wzbogacenia w granicach $\leq 1-2$). Ponadpięciokrotne przekroczenie wartości tła geochemicznego wykazano dla 5% miast w przypadku gleb poziomu powierzchniowego i 2,1% miast dla gleb poziomu głębszego (tabl. 4). Współczynniki wzbogacenia w bar są najwyższe dla gleb Dębina: $W_1 = 8$ dla gleb poziomu powierzchniowego i $W_2 = 4$ dla gleb poziomu głębszego. Zawartości maksymalne baru w glebach obydwu poziomów w Dęblinie wynoszą odpowiednio 431 i 84 mg/kg. Wyraźna koncentracja baru w glebach tego

miasta z głębokości 0,0–0,2 m wskazuje na jego pochodzenie ze źródeł antropogenicznych. Wzbogacenie w bar wiązać można z położeniem Dębłina na namulach i madach tarasów nadzalewowych Wisły stwarzających dogodne warunki kumulacji pierwiastków, a także z działalnością dużego węzła kolejowego, wojskowego portu lotniczego i lotniczych zakładów remontowych.

Sześciokrotne przekroczenie wartości tła geochemicznego baru występuje w obydwu zakresach głębokości w glebach w Boguszowie-Gorcach; maksymalne zawartości wynoszą 421 mg/kg i 361 mg/kg Ba odpowiednio w poziomie dolnym i powierzchniowym. Wzbogacenia te wiążą się z eksploatacją złóż barytu sięgającą 1867 r. (Gruszczyk, 1952; Gruszczyk i in., 1970) oraz z rozproszeniem odpadów z pobliskiego zakładu wzbogacania barytu (Paulo, 1990), który był dostarczany do Boguszowa również z innych kopalń. W rejonie kopalni barytu stwierdzano nawet 851 mg/kg baru (Pasieczna i in., 1996) w glebach poziomu powierzchniowego, a anomalia baru (>360 mg/kg) zajmuje powierzchnię kilku kilometrów kwadratowych.

Do najwyższych należą zawartości baru zanotowane w glebach aluwialnych doliny Stoły w Tarnowskich Górach: 1777 mg/kg w zakresie głębokości 0,0–0,2 m i 25 800 mg/kg w poziomie dolnym. Gleby zanieczyszczone barem pochodzą z rejonu osadników zakładów chemicznych, które przez ponad 70 lat lokowały odpady z produkcji na pobliskich zwałowiskach, bez wykonania urządzeń zabezpieczających środowisko. Zakłady te w kolejnych okresach rozwoju produkowały między innymi: farby olejne, dwuchromian sodu, chlorek baru, kwas borowy, boraks, azotan baru, siarczan baru, tlenek cynku, siarczan cynku, siarczan glinu, siarczan miedzi, alun glinowo-potasowy, sadzę aktywną i węglan strontu (Zakłady..., 2003).

Wśród gleb miejskich Górnego Śląska podwyższone ilości baru (400–600 mg/kg) występują w Rybniku, Zabrze, Świętochłowicach, Rudzie Śląskiej i kilku innych miastach. W miastach tych zawartości baru są zbliżone w glebach obydwu zakresów głębokości, co wiąże się głównie z podwyższonym regionalnym tłem geochemicznym. W glebach na obszarze wychodni skał karbońskich zawartość baru przekracza zwykle 200 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1995b). Kolejną przyczyną wzbogacenia gleb w bar jest spalanie węgla. Węgiel górnośląski zawiera przeciętnie 176 mg/kg Ba, a w jego popiołach koncentracja Ba może dochodzić do 1274 mg/kg (Rózkowska, Ptak, 1995). Na podwyższenie zawartości baru wpływa też ruch kołowy (ścieranie opon). Badania gleb miejskich w Szkocji wykazały, że wskutek ścierania opon do gleb trawników miejskich przechodzą znaczne ilości tego pierwiastka; zawartość baru w glebach trawników przyulicznych dochodziła do 204 mg/kg, podczas gdy gleby oddalonych od ulic ogródków przydomowych zawierały go najczęściej mniej niż 100 mg/kg (Paterson i in., 1996).

Wyraźnie zanieczyszczone barem, głównie ze źródeł antropogenicznych, są gleby miast położonych w górnym biegu Odry, rozwinięte na osadach aluwialnych. W Oławie zawartość baru wynosi maksymalnie 1094 i 373 mg/kg w zakresie głębokości 0,0–0,2 i 0,4–0,6 m, a we Wrocławiu — odpowiednio 383 i 231 mg/kg. Również w Kędzierzynie-Koźlu wysoka zawartość baru w glebach (646 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 2188 mg/kg w poziomie głębszym) jest przypuszczalnie pochodzenia antropogenicznego. Próbkę gleb zostały pobrane w dolinie Kłodnicy, a podwyższenie zawartości baru w osadach jest związane ze zrzutami wód kopalnianych bogatych w bar zarówno do Kłodnicy, jak i Kanału Gliwickiego. W aluwialnych Kłodnicy zawartość baru dochodzi do 474 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1995b), zaś zawartość baru >500 mg/kg w osadach Odry i jej dopływów w górnym biegu utrzymuje się od kilku lat w wielu punktach monitoringowych (Bojakowska i in., 2000).

W Poznaniu zawartość 1200 mg/kg Ba zanotowano w glebach poziomu powierzchniowego w dzielnicy Świerczewo. Kumulacja baru jest z pewnością antropogeniczna (i być może tylko lokalna). W glebach poziomu 0,4–0,6 m zawartość baru zmniejsza się do 112 mg/kg, przewyższając jednak znacznie regionalne tło geochemiczne. Również w Gdyni, Libiążu, Dęblinie i kilku innych miastach zwracają uwagę różnice w zawartości tego pierwiastka między poziomem powierzchniowym gleb (zanieczyszczonym antropogenicznie) i poziomem głębszym, gdzie zawartość baru jest zbliżona do tła regionalnego.

Na wykresach słupkowych prezentujących rozkład współczynników wzbogacenia badanych gleb w bar (tabl. 16) można prześledzić stopniową kumulację tego pierwiastka w stosunku do regionalnego tła geochemicznego. Dla gleb powierzchniowych obszarów wiejskich oraz miast poniżej 10 tys. mieszkańców współczynnik wzbogacenia w bar wynosi 1,5. W większych miastach występuje wzrost zawartości tego pierwiastka w glebach poziomu powierzchniowego. Od tej tendencji odbiegają nieco współczynniki wzbogacenia gleb w miastach o liczbie mieszkańców 250–500 tys. oraz Warszawy (1–2 mln mieszkańców). Najwyraźniejszy wzrost koncentracji baru zaznacza się w glebach miast aglomeracji górnośląskiej (powyżej 3 mln mieszkańców), gdzie współczynniki wzbogacenia wynoszą 4,0 dla gleb poziomu powierzchniowego oraz 2,3 dla gleb poziomu głębszego.

Ca WAPŃ

Wybrane środowiska

Wapń wchodzi w struktury wielu krzemianów, węglanów i fosforanów. Wśród skał magmowych do najbogatszych w wapń należą gabra (7,4%) i skały ultrazasadowe (2,5%), podczas gdy granity gromadzą go w ilości około 1% (Polański, 1988; Reimann i in., 1998). Wśród skał osadowych najwięcej wapnia zawierają margle, dolomity i wapienie (20–40%). Podczas wietrzenia skał wapń łatwo rozpuszcza się i przechodzi do hydrosfery.

Podstawowym źródłem wapnia w glebach są wietrzejące skały i opady pyłów przemysłowych (szczególnie z cementowni, fabryk nawozów oraz zakładów przemysłu metalurgicznego i elektrowni). Badania gleb poziomu powierzchniowego w krajach sąsiadujących z Polską wykazały zawartość wapnia zmieniającą się w szerokim zakresie. Gleby Słowacji zawierają od 0,05 do 26,36% Ca (Čurlík, Šeččík, 1999), zaś gleby Saksonii — od <0,06 do 5,20% Ca (Rank i in., 1999).

Zawartość wapnia w glebie jest niezwykle istotna, ponieważ wpływa on jednocześnie na jej właściwości chemiczne, fizyczne i biologiczne. Jest pierwiastkiem niezbędnym do funkcjonowania roślin i zwierząt. W środowiskach powierzchniowych charakteryzuje się dużą mobilnością. Powoduje koagulację koloidów glebowych, które z kolei poprawiają stosunki wodnopoietrzne, tworząc strukturę gruzelkową gleb. Ilość wapnia decyduje też o zwiększeniu odporności gleb na zanieczyszczenie (zmniejszenie kwasowości) poprzez neutralizujące działanie węglanów. Przy dużej zawartości wapnia istnieje w glebach najbardziej dogodne środowisko do rozwoju bakterii (Dobrzański, Zawadzki, red., 1993).

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne wapnia w glebach obszarów niezabudowanych Polski zmienia się w szerokich granicach, zależnie od składu chemicznego skał macierzystych. Zawartość wapnia pozostaje poniżej 0,31% w glebach powierzchniowych obszarów niezabudowanych w części województwa mazowieckiego, łódzkiego, lubuskiego oraz na pograniczu województw pomorskiego i zachodniopomorskiego (tabl. 5). Na pozostałym obszarze kraju zawartość tego pierwiastka w glebach najczęściej waha się od 0,31 do 1,53%.

Gleby rozwinięte na podłożu skał węglanowych (Wyżyna Lubelska, Wyżyna Śląsko-Krakowska, okolice Opolu, niektóre rejony Podkarpacia) zawierają powyżej 1,53% wapnia, maksymalnie 25,45%.

Gleby miejskie

Wzbogacenie gleb w wapń jest w większości naturalne, związane ze składem chemicznym skał podłoża. Porównanie wartości współczynników wzbogacenia dla poziomu górnego i dolnego gleb miejskich świadczy jednak o znacznym udziale czynnika antropogenicznego. Źródłem związków wapnia dostarczanych do gleb są emisje pyłów z mielenia i wypalania skał (produkcja cementu i gipsu) oraz wapienno-siarczanowe popioły lotne z odsiarczania spalin powęglowych. Popioły lotne opadające wokół elektrowni i elektrociepłowni zawierają CaSO_4 , CaO , CaCl_2 i CaCO_3 , charakteryzują się dużą aktywnością chemiczną i są prawdopodobnie główną przyczyną neutralizacji zakwaszonych wód opadowych i podwyższenia pH gleb miejskich. Zjawisko to jest dobrze udokumentowane dla miast położonych na Niżu Polskim, o najniższych wartościach wapnia: gleby miast aglomeracji warszawskiej (Nowy Dwór Mazowiecki, Marki, Wołomin, Tuszcz, Józefów, Pruszków, Otwock), łódzkiej (Ozorków, Zgierz, Pabianice) oraz niektórych miast na zachodzie kraju (Poznań, Piła, Zielona Góra). W glebach poziomu powierzchniowego tych miast współczynniki wzbogacenia w wapń wahają się od 3 do 5, zaś w poziomie głębszym wynoszą 2–3 lub pozostają w granicach tła geochemicznego (tabl. 5). Najwyższe wartości współczynników wzbogacenia w wapń (często wyższe w poziomie dolnym w stosunku do powierzchniowego) występują w glebach rozwiniętych na utworach węglanowych w Chełmie, Krasnymstawie, Zamościu na Wyżynie Lubelskiej; Opolu, Krapkowicach, Strzelcach Opolskich na Śląsku Opolskim oraz w miastach Górnego Śląska i Jury Krakowsko-Częstochowskiej. W wielu miastach północnej Polski wzbogacenie gleb w wapń wiąże się z jego podwyższoną zawartością w podłożu (gleby powstałe na gliniastych utworach czwartorzędowych z podwyższoną zawartością węglanów). Wysokie współczynniki wzbogacenia gleb miejskich w wapń występują w obydwu zakresach głębokości gleb w Elku, Olsztynie, Grudziądzu i Słupsku (tabl. 5).

Wykresy parametrów statystycznych wapnia (fig. 4) ilustrują dość silny wpływ czynników antropogenicznych na jego kumulację w glebach. Wartości median gleb miejskich (odpowiednio 0,45% i 0,33% dla gleb poziomu powierzchniowego i poziomu głębszego) wielokrotnie przekraczają wartość mediany tła geochemicznego (0,13%).

Najwyższe zawartości wapnia (>20%) stwierdzono w glebach poziomu powierzchniowego w Opolu oraz w glebach poziomu głębszego w Chełmie Lubelskim, rozwiniętych w obydwu miastach na podłożu osadowych skał węglanowych. Gleby miast Górnego Śląska, Jury Krakowsko-Częstochowskiej i Wyżyny Lubelskiej zawierają zazwyczaj od kilku do kilkunastu procent wapnia. Na przedgórzu Karpat, gdzie tło geochemiczne wynosi 1–1,5%

Ca, obserwuje się również kumulację wapnia w obydwu poziomach gleb miejskich. Do bogatych w wapń należą gleby Przemysła, Jarosławia i Łańcuta.

Wykresy słupkowe (tabl. 16), obrazujące kumulacje wapnia w obydwu poziomach gleb, pozwalają zaobserwować wyraźną rolę czynnika antropogenicznego we wzroście koncentracji tego pierwiastka w stosunku do regionalnego tła geochemicznego. W glebach na obszarach wiejskich następuje dwukrotny wzrost zawartości wapnia w poziomie powierzchniowym, co można przypisywać zabiegom agrotechnicznym (wapnowanie) oraz opadom wapnistych pyłów z palenisk domowych. Począwszy od grupy miast poniżej 10 tys. mieszkańców do aglomeracji 0,5–1 mln (Łódź, Kraków, Wrocław, Poznań) widoczny jest liniowy wzrost koncentracji wapnia (współczynniki wzbogacenia w zakresie 2,5–4,7) dla gleb poziomu powierzchniowego. W poziomie 0,4–0,6 m współczynniki wzbogacenia są nieco niższe (2,0–3,7), ale również wykazują tendencję stopniowego wzrostu ze wzrostem wielkości miast. Dla gleb Warszawy współczynnik wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego nieznacznie przekracza 3,0, co wiąże się z niewielką liczbą zakładów emitujących do atmosfery pyły alkaliczne, a dla poziomu głębszego jest dwukrotnie wyższy od tła geochemicznego. W miastach aglomeracji górnośląskiej gleby powierzchniowe gromadzą wapń w ilości czterokrotnie przekraczającej tło geochemiczne, zaś gleby z poziomu 0,4–0,6 m osiągają współczynnik wzbogacenia równy 2,0.

Cd KADM

Wybrane środowiska

Kadm występuje w przyrodzie najczęściej wspólnie z cynkiem, zastępując go w minerałach i związkach organicznych. Średnia zawartość kadmu w skałach magmowych waha się od 0,05 mg/kg w skałach ultrazasadowych do 0,1 mg/kg w granitach (Reimann i in., 1998).

W glebach różnych krajów na świecie średnia zawartość kadmu zawiera się w granicach 0,2–1,05 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). W glebach poziomu powierzchniowego Słowacji zakres jego zawartości wynosi <0,1–8,9 mg/kg (Čurlík, Šefčík, 1999), a w glebach użytków rolnych Polski — 0,01–24,75 mg/kg Cd (Terelak i in., 1995).

Pierwiastek ten charakteryzuje się niską mobilnością w warunkach redukcyjnych i średnią w środowisku utleniającym (przy neutralnym i alkalicznym odczynie). Przy niskich wartościach pH staje się bardzo dobrze rozpuszczalny i mobilny. Z roztworów jest sorbowany przez minerały ilaste, wodorotlenki żelaza i związki organiczne.

Generalnie kadm nie jest toksyczny dla roślin i może być przez nie pobierany z gleb, stając się jednak po ich spożyciu zagrożeniem dla zwierząt. W komórkach roślinnych Cd^{2+} może zastępować Ca^{2+} i Mn^{2+} ze względu na zbliżoną wartość promieni jonowych. Dla zwierząt jest jednym z najbardziej toksycznych i niebezpiecznych pierwiastków.

Źródła zanieczyszczeń

W środowiskach powierzchniowych ponad 90% kadmu jest pochodzenia antropogenicznego. Do największych skażeń dochodzi w rejonach wydobywania i przeróbki rud cynku i ołowiu oraz miedzi. Źródłem kadmu są też procesy spalania węgla. Ze względu na łatwość akumulacji przez materię organiczną (a w konsekwencji przez biolity) zawartość kadmu w węglu może osiągać 0,1–10 mg/kg, a w ropie naftowej — od 0,003 do 1 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Procesy hutnicze (głównie cynku i miedzi), walcowanie żelaza i stali oraz wytwarzanie powłok antykorozyjnych wyrobów metalowych są kolejną drogą wprowadzania tego pierwiastka do środowiska. Kadm pochodzi też ze ścierania opon, spalania odpadów, utwardzania PCV oraz produkcji i stosowania nawozów fosforowych (Xiangdong i in., 2001).

Kadm znajduje zastosowanie w związkach do produkcji pigmentów (używanych do farb żółtych i czerwonych), baterii Ni–Cd, stabilizatorów do plastików i stopów lutowanych. Zrzuty ścieków i odpadów z zakładów wytwarzających te produkty mogą być przyczyną akumulacji kadmu w wodach, osadach wodnych i glebach (Bojakowska, 1994).

Tło geochemiczne

Zawartość kadmu w glebach obszarów niezabudowanych na przeważającym terytorium kraju jest niższa od 0,5 mg/kg (tabl. 6, tab. 2).

Wyższą zawartość naturalną wykazują gleby powierzchniowe Górnego Śląska, części Sudetów i Karpat (do

1 mg/kg Cd). W centrum Górnego Śląska występuje anomalia tego pierwiastka w glebach (maks. 34,5 mg/kg Cd).

Gleby miejskie

Obliczenia współczynników wzbogacenia gleb miejskich w kadm nie są precyzyjne ze względu na zbyt wysoką granicę jego oznaczalności osiąganą metodą ICP-AES (0,5 mg/kg). Stąd też wartości minimum, percentyla 25 i median prezentowane na wykresach (fig. 5) są jednakowe dla tła geochemicznego i gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m. W glebach poziomu powierzchniowego wzrasta wartość parametrów statystycznych kadmu (na co wpływa głównie jego kumulacja w glebach miast Górnego Śląska). Zawartość kadmu w glebach miejskich na Niżu Polskim nie przekracza wartości tła geochemicznego. Współczynniki wzbogacenia gleb z poziomu 0,0–0,2 m dla 85,7% miast (tabl. 6) są niższe od 2. Gleby poziomu 0,4–0,6 m wykazują równie niskie współczynniki wzbogacenia w 92,2% miast. Z ogólnej liczby miast prezentowanych na mapach tylko w 5,7% z nich gleby z poziomu 0,0–0,2 m oraz w 2,1% gleby z poziomu 0,4–0,6 m wykazują wartość współczynników wzbogacenia powyżej 5, ale niekiedy są to wzbogacenia aż kilkudziesięciokrotne.

W niektórych miastach leżących w Karpatach i na Podkarpaciu (Łańcut, Jasło, Bochnia, Rabka, Nowy Targ, Zakopane) zaznacza się wyraźne wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego w kadm, podczas gdy jego zawartość w glebach poziomu dolnego utrzymuje się w granicach tła geochemicznego (tabl. 6, tab. 3). Są to w większości gleby rozwinięte na osadach aluwialnych (miasta w dolinach rzecznych), zanieczyszczonych przypuszczalnie przez źródła antropogeniczne.

Kilkakrotne wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego w kadm zaobserwowano w Legnicy, Wałbrzychu i Boguszowie, gdzie kadm przeniknął do gleb w trakcie procesów przeróbki surowców mineralnych zawierających jego związki.

Regionem, w którym występuje bardzo poważne skażenie gleb miejskich kadmem, jest jedynie Górny Śląsk. Do miast, w których zanotowano najwyższy wzrost koncentracji kadmu w glebach poziomu powierzchniowego, należą Piekary Śląskie ($W_1 = 15$) i Świętochłowice ($W_1 = 11$). Od pięciu do dziesięciu razy przekroczona jest wartość tła geochemicznego w górnym poziomie gleb w Będzinie, Mysłowicach, Bytomiu, Olkuszu, Chrzanowie, Chorzowie i Siemianowicach Śląskich. W glebach poziomu 0,4–0,6 m współczynniki wzbogacenia w kadm osiągają wartość 39 (Olkusz) oraz 49 (Świętochłowice). Kumulacja kadmu w tych glebach wiąże się z ich rozwojem na podłożu zawierających kadm dolomitów kruszczośnych (naturalny czynnik wzbogacenia) oraz trwającym setki lat wydobywaniem, przeróbką i hutnictwem rud Zn–Pb (czynnik antropogeniczny).

Zestawienie na wykresach słupkowych współczynników wzbogacenia gleb w kadm dla poszczególnych grup miast wskazuje, że w większości z nich nie zaznacza się istotny wpływ wielkości populacji miejskich na jego kumulację (tabl. 17). Na terenach wiejskich współczynnik wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego w kadm wynosi 1,7. Dla powierzchniowego poziomu gleb w miastach do 500 tys. mieszkańców wartość współczynników kumulacji kadmu waha się w granicach od 1 do 1,8, zaś gleby z poziomu 0,4–0,6 m zawierają kadm w ilościach zbliżonych do tła geochemicznego ($W_2 = 1,2–1,3$). Wyróżnia się grupa miast 0,5–1 mln mieszkańców (Kraków, Łódź, Wrocław, Poznań), gdzie w poziomie powierzchniowym wartość tła geochemicznego jest przekroczona prawie dwukrotnie, wskazując na antropogeniczne źródła dopływu kadmu do gleb w tych aglomeracjach. W glebach Warszawy (1–2 mln) zawartość kadmu pozostaje na poziomie regionalnego tła geochemicznego. Zupełnie odmienna sytuacja występuje w glebach miast aglomeracji górnośląskiej (tabl. 17). W zakresie głębokości 0,4–0,6 m wartość tła geochemicznego kadmu w glebach przekroczona jest prawie sześciokrotnie, a w poziomie powierzchniowym — czternastokrotnie. Powodem jest zarówno naturalne występowanie kadmu w minerałach kruszczośnych dolomitów triasowych podłoża, jak i jego dopływ ze źródeł antropogenicznych (wydobycie i przeróbka rud Zn–Pb, przemysł paliwowo-energetyczny).

Maksymalne koncentracje kadmu występują w glebach miast Górnego Śląska, w rejonie wychodni dolomitów kruszczośnych. Na peryferiach Olkusza stwierdzono do 253,3 mg/kg Cd w glebach poziomu 0,0–0,2 m i do 350 mg/kg Cd w poziomie głębszym (w rejonie kopalni Pomorzany eksploatującej rudy Zn–Pb), a w Piekarach Śląskich, odpowiednio, 159,5 i 254,0 mg/kg Cd w poziomie powierzchniowym i dolnym gleb aluwialnych doliny Brynicy. Wysoką zawartość kadmu w obydwu poziomach gleb zanotowano w Świętochłowicach, odpowiednio, 40,8 i 32,1 mg/kg oraz w Chorzowie — 27,2 i 25,1 mg/kg. W Piekarach Śląskich, Bytomiu, Chrzanowie, Mysłowicach i Katowicach gleby poziomu powierzchniowego są wyraźnie zanieczyszczone kadmem ze źródeł antropogenicznych. W warstwie 0,0–0,2 m zawartość kadmu w wielu punktach miast osiąga 20,1–47,2 mg/kg i obniża się do 0,5–6,0 mg/kg w zakresie głębokości 0,4–0,6 m. W tych miastach najwyższe zawartości kadmu zanotowano w powierzchniowym poziomie gleb w rejonach ruchliwych skrzyżowań, a także w parkach miejskich, co jest szczególnie niebezpieczne, gdyż często tam bawią się dzieci, które pochłaniają kadm drogą pokarmową wraz z

pyłami glebowymi.

Anomalną zawartość kadmu, wielokrotnie przekraczającą regionalne tło geochemiczne stwierdzono też w glebach Gdańska w pobliżu terenu zakładów fosforowych. W poziomie powierzchniowym zawartość dochodzi do 10,0 mg/kg Cd, a w poziomie głębszym — do 2,1 mg/kg Cd, podczas gdy przeciętna zawartość dla gleb tego rejonu nie przekracza 0,5 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1999a). Anomalia ma pochodzenie antropogeniczne, a zanieczyszczenie gleb obydwu poziomów głębokościowych przypuszczalnie wiąże się z długotrwałym oddziaływaniem źródła emisji i budową profilu glebowego umożliwiającą przenikanie zanieczyszczeń na znaczną głębokość.

Podwyższoną zawartością kadmu charakteryzują się gleby obydwu poziomów głębokościowych w Zgierzu i Pabianicach oraz poziomu powierzchniowego w Myszkowie, Częstochowie i Koninie. W Zgierzu najwyższą zawartość kadmu (5,5 mg/kg w zakresie głębokości 0,0–0,2 m i 3,2 mg/kg w poziomie dolnym) zanotowano w centrum miasta w glebach utworzonych na osadach aluwialnych Bzury. W osadach Bzury stwierdzano wcześniej koncentracje kadmu dochodzące do 13,9 mg/kg Cd (Bojakowska, 1993; Lis, Pasieczna, 1998a), związane ze zrzutem ścieków przemysłowych i komunalnych. Gleby Pabianic o zawartości, odpowiednio, 4,8 mg/kg i 3,4 mg/kg Cd w powierzchniowym i dolnym poziomie występują w centrum miasta w dolinie Dobrzyńki; źródłem kadmu są tu ścieki zrzucane bezpośrednio do rzeki. W aluwiach Dobrzyńki maksymalna zawartość kadmu dochodzi nawet do 18,7 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1998a). W składzie ścieków zrzucanych do Bzury i Dobrzyńki występuje wiele składników charakterystycznych dla przemysłu chemicznego i barwników stosowanych do tkanin: fenole, siarczki, siarczany, chlorki oraz metale ciężkie, a w ich liczbie — kadm (Raport..., 1997b).

Kolejnym miastem, gdzie występuje antropogeniczne zanieczyszczenie gleb poziomu powierzchniowego, jest Lublin (5,2 mg/kg Cd w glebach poziomu powierzchniowego z terenu fabryki samochodów). W poziomie głębszym zawartość kadmu obniża się do <0,5 mg/kg.

Myszków i Częstochowa to miasta, gdzie również nastąpiła kumulacja kadmu w glebach poziomu powierzchniowego (odpowiednio 4,9 mg/kg i 4,6 mg/kg). Zanieczyszczenie gleb w Myszkowie wiąże się przypuszczalnie z działaniem odlewni o tradycjach sięgających XVI wieku (obecnie zakład odlewniczy). W pobliżu Częstochowy gleby o zawartości 4,6 mg/kg Cd w poziomie powierzchniowym występują w dolinie Warty (okolice Mirowa). Źródłem kadmu są aluwia tej rzeki. W jej osadach w tym rejonie Lenartowicz (2001) stwierdził kumulacje kadmu dochodzące do 5 mg/kg, zaś w glebach w centrum miasta — maksymalnie do 1,2 mg/kg.

Cr CHROM

Wybrane środowiska

Występowanie chromu w litosferze wiąże się przede wszystkim ze skałami ultrazasadowymi, w których może on osiągać zawartość do 3000 mg/kg (Thalmann i in., 1989). W skałach zasadowych średnia zawartość chromu określana jest na 200 mg/kg, a w granitach — na 4 mg/kg (Alloway, Ayres, 1999). Chrom koncentruje się głównie we własnym mineralu — chromicie, ale jest też składnikiem piroksenów, amfiboli, chlorytów, granatów i innych minerałów, w których podstawia diadochowo żelazo, glin i magnez. Ze względu na dużą odporność chromitu w procesach hipergenicnych często nagromadza się on we wtórnych złożach wietrzeniowych.

Generalnie chrom charakteryzuje się bardzo niską mobilnością we wszystkich warunkach. W glebach Cr^{6+} jest bardziej ruchliwy niż Cr^{3+} , lecz zazwyczaj szybko redukowany i unieruchomiony przez wodorotlenki żelaza i fosforany, a redukcja Cr^{6+} (zwykle antropogenicznego i łatwo dostępnego dla roślin) do Cr^{3+} przebiega przy udziale materii organicznej.

Gleby nie poddane wpływom antropogenicznym wykazują stężenia chromu zależne od jego zawartości w skałach macierzystych. Zakres zawartości chromu w glebach krajów sąsiadujących z Polską wynosi odpowiednio: 0,6–133,6 mg/kg na Litwie (Kadūnas i in., 1999), <5–6096 mg/kg w Słowacji (Čurlík, Šefčík, 1999) i <3–610 mg/kg w Saksonii (Rank i in., 1999).

W rozwoju roślin rola chromu nie jest zdefiniowana. Przy nadmiarze tego pierwiastka w glebie może nastąpić jego pobieranie i transport w tkankach wspólnie z żelazem. Niektóre drzewa, mchy i porosty wykazują zdolność akumulacji chromu. W materiale roślinnym z rejonów występowania skał zasadowych, złóż kruszców oraz z sąsiedztwa niektórych zakładów przemysłowych jego zawartość jest niekiedy podwyższona.

Dla organizmów zwierzęcych chrom jest pierwiastkiem niezbędnym, w odpowiednich dawkach, dla prawidłowego przebiegu procesów metabolicznych. Jednak jego nadmiar może powodować objawy zatrucia i szereg przewlekłych chorób.

Źródła zanieczyszczeń

W przemyśle chrom jest używany do produkcji różnorodnych stopów metali, materiałów ogniotrwałych, powłok antykorozyjnych, farb, środków impregnacji drewna i innych produktów chemicznych. Zanieczyszczenie środowiska tym pierwiastkiem odbywa się głównie poprzez zrzuty ścieków przemysłowych (z zakładów metalurgicznych, galwanizacyjnych, włókienniczych i garbarni), spalanie paliw naturalnych, odpadów przemysłowych, a także stosowanie niektórych nawozów sztucznych.

Tło geochemiczne

Zróznicowanie tła geochemicznego chromu w glebach Polski jest związane z ich rozwojem na skałach o odmiennym składzie litologicznym, a obraz kartograficzny jego zmienności jest zbliżony do rozkładu glinu, kobaltu, magnezu i niklu (Lis, Pasieczna 1995a). Wartość mediany wynosi 3 mg/kg Cr dla gleb poziomu powierzchniowego z Niżu Polskiego i 10 mg/kg dla prowincji południowej Karpat i Sudetów (tab. 1).

Wysokimi koncentracjami chromu, rzędu 10-40 mg/kg, wyróżniają się gleby Karpat, Sudetów i ich przedpola (tabl. 7), a jego najwyższe kumulacje zanotowano w glebach utworzonych na skałach zasadowych (zieleńcach, serpentynitach, gabrach) — do 1873 mg/kg. Podobnie wysokie stężenia chromu (do 800 mg/kg) w glebach na utworach serpentynitowych w rejonie Szklar w Sudetach stwierdziła Ciemniowska (1970). W okolicach Cieszyna zawartość chromu w glebach lokalnie przekracza 40 mg/kg, natomiast na Niżu Polskim w glebach obszarów niezabudowanych rzadko przekracza 7 mg/kg (tabl. 7). Podwyższone wartości, do 20 mg/kg Cr, świadczące o odrębności geochemicznej utworów polodowcowych zlodowacenia północnopolskiego, obserwuje się w Polsce północno-wschodniej.

Gleby miejskie

Graficzne przedstawienie parametrów statystycznych zawartości chromu w glebach w obszarach niezabudowanych i w miastach (fig. 6) świadczy o jego nieznacznej kumulacji w glebach miejskich. Wartości median chromu w glebach miejskich (odpowiednio 6 i 7 mg/kg w glebach poziomu powierzchniowego i w glebach poziomu głębszego) są zbliżone do tła geochemicznego (4 mg/kg), podobne są też wartości percentyli 25–75%.

Współczynniki wzbogacenia gleb miejskich w chrom osiągają wyższe wartości dla gleb z głębokości 0,4–0,6 m (tabl. 7), co przemawia głównie za litologicznym pochodzeniem tego pierwiastka. Miejskie gleby poziomu powierzchniowego o współczynniku wzbogacenia w chrom ≥ 3 stanowią 3,6%, a dolnego poziomu — 8,5% ogółu. Podwyższonymi współczynnikami kumulacji chromu wyróżniają się gleby aluwialne miast położonych w dolinach rzek na przedpolu Sudetów i Karpat (Bolesławiec, Wrocław, Kraków, Bochnia, Tarnów, Dębica, Rzeszów, Łańcut, Przemyśl i Jarosław). W glebach poziomu powierzchniowego wartość tła geochemicznego chromu w tych miastach jest przekroczona dwu- lub trzykrotnie, a w glebach poziomu dolnego — pięcio-, ośmiokrotnie (tabl. 7). Chrom pochodzi w większości z wietrzejących skał karpaccich i sudeckich. Wyższe koncentracje chromu występują też w dolnym poziomie gleb w Chelmie, Krasnymstawie, Hrubieszowie i Zamościu (Wyżyna Lubelska), rozwiniętych na skałach osadowych kredy i czwartorzędowych lessach.

W Polsce środkowej i północnej współczynniki wzbogacenia gleb miejskich są przeważnie zbliżone w obydwu zakresach głębokości, wskazując na naturalne pochodzenie tego pierwiastka.

Wpływ urbanizacji na zanieczyszczenie gleb chromem jest nieznaczny. Uszeregowane dla poszczególnych miast współczynniki wzbogacenia obydwu analizowanych poziomów głębokościowych gleb (tabl. 16) wykazują niewielką tendencję wzrostu od wartości 1,1 w glebach poziomu powierzchniowego grupy miast poniżej 10 tys. mieszkańców do 2,1 w glebach poziomu głębszego miast 0,5–1 mln (Poznań, Wrocław, Kraków i Łódź). Gleby Warszawy (1–2 mln mieszkańców) oraz aglomeracji górnośląskiej (powyżej 3 mln) wykazały zawartość chromu zbliżoną do regionalnego tła geochemicznego.

Najwyższe kumulacje chromu w glebach miejskich są związane z lokalnymi zanieczyszczeniami antropogenicznymi (Częstochowa, Gdańsk, Chorzów, Konin, Ożarów Mazowiecki), ale w przypadku miast położonych w Karpatach, Sudetach i na ich przedpolu (Żywiec, Zakopane, Andrychów, Skoczów, Pieszyce, Prochowice, Bielawa, Kłodzko, Bolków, Kamienna Góra, Złoty Stok, Wałbrzych) większy wpływ na zawartość chromu w glebach wywiera jego podwyższona ilość w skałach macierzystych gleb.

W Częstochowie chrom występuje w ilości maksymalnej 532 mg/kg w glebach aluwialnych z doliny Kucelinki (rejon Huty Częstochowa) z poziomu 0,0–0,2 m. Anomalną zawartość chromu w tym rejonie i jej źródła antropogeniczne potwierdzają badania Lenartowicza (2001).

W Gdańsku w glebach z głębokości 0,0–0,2 m stwierdzono maksymalną zawartość chromu 354 mg/kg. Anomalia lokalna występuje na Nabrzeżu Przemysłowym w pobliżu Gdańskich Zakładów Nawozów Fosforowych.

Na Górnym Śląsku wzbogacenie gleb w chrom zanotowano w niektórych rejonach Chorzowa, Rudy Śląskiej i

Katowic. W Chorzowie anomalia związana jest z działalnością przemysłu (rejon Zakładów Chemicznych Hajduki i Huty Batory). Zawartość chromu osiąga tu 95 mg/kg w poziomie powierzchniowym gleb i 78 mg/kg w poziomie dolnym. W Rudzie Śląskiej wzbogacone w chrom są gleby poziomu powierzchniowego (do 74 mg/kg Cr) w dzielnicy Wirek. Trudno jest tu określić źródło chromu, ponieważ w pobliżu położone są jedynie osiedla mieszkaniowe i ogródki działkowe. W Katowicach, w pobliżu Huty Ferrum i zakładów Montokwas bardzo wyraźnie wzbogacone w chrom są gleby poziomu głębszego (122 mg/kg Cr). W warstwie powierzchniowej gleb tego rejonu chrom występuje w stężeniu 29 mg/kg.

Podwyższona zawartość chromu występuje też w glebach aluwialnych w Zawierciu (dolina Warty). W poziomie powierzchniowym koncentracja chromu osiąga maksymalnie 70 mg/kg. Poziom dolny gleb jest również wzbogacony w ten pierwiastek (do 34 mg/kg Cr). Chrom pochodzi prawdopodobnie ze ścieków zrzucanych do Warty przez Hutę Zawiercie, działającą od ponad stu lat.

Wysokie są koncentracje chromu w niektórych glebach miejskich w Żywcu (odpowiednio 82 i 44 mg/kg Cr w górnym i dolnym zakresie głębokości), Zakopanem i Skoczowie, co wiąże się głównie z podwyższonym tłem regionalnym tego rejonu. Do zanieczyszczeń typu mieszanego należy zaliczyć kumulacje chromu w glebach Andrychowa i Bielawy. W obydwu miastach wielowiekową tradycję mają zakłady przemysłu włókienniczego, stosujące barwniki ze związkami chromu.

W Krakowie do najbardziej zanieczyszczonych chromem należą gleby aluwialne w rejonie ujścia Wilgi do Wisły. Gleby poziomu powierzchniowego zawierają 79 mg/kg Cr, zaś na głębokości 0,4–0,6 m jego zawartość dochodzi do 46 mg/kg. Źródłem chromu są odpady z Zakładów Futrzarskich i Zakładów Metalplast. We wcześniejszych badaniach (Helios-Rybicka, Wardas 1989, 1993) w pobliżu tych zakładów stwierdzono koncentracje chromu dochodzące do 1711 mg/kg w osadach Wilgi.

Cu MIEDŹ

Wybrane środowiska

Miedź należy do pierwiastków rozpowszechnionych w przyrodzie i niezbędnych do funkcjonowania organizmów żywych. Jej stężenie jest wyższe w skałach bazaltowych i gąbrach (średnio 90 mg/kg Cu) niż w granitach (średnio 12 mg/kg Cu). Wśród skał osadowych najniższą zawartość miedzi wykazują piaskowce (2 mg/kg Cu), a najwyższą łupki ilaste (45 mg/kg Cu) (Baker, Senft, 1995). Miedź jest składnikiem wielu złóż kruszców pochodzenia magmowego lub osadowego, gdzie występuje w postaci własnych minerałów (chalkopiryt, chalkozyn, malachit, chryzokola i in.).

Do gleb miedź dostaje się w wyniku procesów wietrzeniowych kruszców i skał oraz ze źródeł antropogenicznych. Pierwiastek ten charakteryzuje się wysoką mobilnością w warunkach kwaśnych, zaś bardzo niską — w środowiskach neutralnych, alkalicznych i w warunkach redukcyjnych. Zasadnicza część miedzi obecnej w glebach jest związana w minerałach ilastych i substancji organicznej, a zatem mało mobilna. Głównymi formami migracji miedzi w roztworach są połączenia z anionami lub substancją organiczną. Do najbogatszych w miedź należą gleby rozwinięte na wulkanicznych skałach zasadowych oraz obfitujące w humus.

Całkowita zawartość miedzi w glebach niezanieczyszczonych w różnych krajach mieści się w granicach 1–140 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). W glebach Litwy zawartość miedzi wynosi od 0,4 do 70,8 mg/kg (Kadūnas i in., 1999). Wyższe stężenia, od 2,5 do 570 mg/kg Cu, stwierdzono w glebach Saksonii (Rank i in., 1999), w Słowacji zakres zawartości miedzi wynosi <1–22 360 mg/kg, a wartość mediany — 17 mg/kg (Čurlík, Šefčík, 1999). W glebach Słowacji stężenia anomalne występują w rejonach złóż kruszcowych (Bańska Bystrzyca, Gelnica). W glebach użytków rolnych Polski wahania zawartości miedzi zaobserwowano w granicach od 0,2 do 293,3 mg/kg (Terelak i in., 1995).

Zarówno niedobór, jak i nadmiar miedzi w pożywieniu wywołują zaburzenia w funkcjonowaniu organizmów roślinnych i zwierzęcych.

Źródła zanieczyszczeń

Najpoważniejszym antropogenicznym źródłem miedzi są procesy związane z wydobywaniem, przeróbką i wytopem jej rud, hutnictwem metali kolorowych oraz produkcją stopów metalicznych. Miedź jest szeroko stosowana w elektrotechnice, wyrobach ozdobnych, zarówno w czystej postaci, jak i w stopach (brąz i mosiądz). Związki miedzi znajdują też zastosowanie przy wytwarzaniu plastików, środków ochrony roślin, nawozów, farb, farmaceutyków i w innych gałęziach przemysłu. Do gleb miejskich miedź dostaje się też wraz z opadami pyłów wytwarzanych przez środki transportu. Istotnym źródłem zanieczyszczenia gleb aluwialnych są ścieki komunalne i

przemysłowe.

Tło geochemiczne

Na przeważającym obszarze Polski zawartość miedzi w glebach obszarów niezabudowanych nie przekracza 4 mg/kg (tabl. 8). Podobne koncentracje miedzi w glebach użytków rolnych, średnio 6,5 mg/kg (przy mocniejszym rozkładzie chemicznym próbek), wykazały badania Terelaka i in., (1997) oraz Czarnowskiej i Gworek (1987). Tylko w niektórych rejonach kraju (Wyżyna Lubelska, dolina Wisły, Żuławy, część Wielkopolski i Kujaw) zawartość miedzi dochodzi do 12 czy lokalnie do 18 mg/kg. Według badań Gworek (1985a, b) całkowita zawartość miedzi w glebach powstałych na glinach zwałowych Polski północnej jest znacznie wyższa i wynosi średnio 28 mg/kg.

Prowincja geochemiczna Polski południowej wyróżnia się zawartością miedzi w granicach 7–23 mg/kg. Na Dolnym Śląsku (w okolicy złóż miedzi w niecce północnosudeckiej oraz Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego) zaznacza się anomalia (powyżej 23 mg/kg Cu) związana z górnictwem i hutnictwem rud tego pierwiastka.

Gleby miejskie

Skupiska miejskie w sposób bardzo wyraźny wpływają na podwyższenie koncentracji miedzi w glebach. Zestawienie wartości parametrów statystycznych (fig. 7) świadczy o znacznych koncentracjach tego pierwiastka w glebach z obydwu analizowanych zakresów głębokości. Dla gleb poziomu powierzchniowego z obszarów niezabudowanych mediana wynosi 4 mg/kg, w glebach miejskich z głębokości 0,0–0,2 m osiąga 12 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — 8 mg/kg Cu. Percentyle 25–75% w obydwu poziomach gleb miejskich przewyższają te wartości obliczone dla tła geochemicznego.

Gleby poziomu powierzchniowego są zanieczyszczone miedzią pochodzenia antropogenicznego w większości miast Polski. Współczynniki wzbogacenia gleb z poziomu 0,0–0,2 m dla 29,6% miast (tabl. 8) są mniejsze od 2. W 55,6% miast gleby powierzchniowe wykazują przekroczenie wartości tła miedzi 2–5 razy, a w 14,8% miast — od 5 do 10 razy i więcej. W glebach dolnego poziomu pięciokrotnie i wyższe wzbogacenie utrzymuje się dla 9,3% miast i dotyczy głównie Dolnego Śląska. Współczynniki wzbogacenia w granicach 2–5 wykazują gleby 33,5% miast, zaś poniżej 2 — 57,2%.

Najwyższe współczynniki wzbogacenia gleb miejskich w miedź stwierdzono w rejonie LGOM (tabl. 8, tab. 3). W Głogowie wartości W_1 oraz W_2 wynoszą 32 i 5,7 odpowiednio w górnym i dolnym poziomie, w Legnicy — 30 oraz 17, a w Polkowicach — 22 i 5,5. Wielokrotnie wyższe wartości stosunków m_1/m_r , niż m_2/m_r , w poszczególnych miastach (tab. 3) świadczą o przeważającym wpływie czynników antropogenicznych (procesy wydobywania, przeróbki i hutnictwa rud miedzi) na koncentrację miedzi w glebach poziomu powierzchniowego. W rejonach najbardziej zanieczyszczonych zaznacza się również przenikanie miedzi do głębszego poziomu gleb. Do silnie zanieczyszczonych miedzią należą gleby obydwu poziomów głębokościowych Wrocławia ($W_1 = 8$, $W_2 = 5,7$).

Wysokie wartości współczynników wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego (5–14) występują też na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej (Świętochłowice, Chorzów, Siemianowice Śląskie, Chrzanów, Trzebinia; tab. 3). Na wysokim poziomie (7–8) utrzymują się współczynniki wzbogacenia w miedź gleb na głębokości 0,4–0,6 m w Świętochłowicach i Chorzowie.

W miastach Podkarpacia (Jarosław, Łańcut, Tarnów, Bochnia) i Dolnego Śląska (Wrocław, Bolesławiec, Wałbrzych) zaobserwowano kilkakrotny wzrost współczynników wzbogacenia w miedź w glebach z obydwu analizowanych zakresów głębokości. Na czynniki naturalne (podwyższone tło regionalne miedzi w glebach w Karpatach, Sudetach i ich przedpolu) nakładają się tu czynniki antropogeniczne (zanieczyszczenia przemysłowe i komunikacyjne).

Porównanie wartości współczynników wzbogacenia dla gleb poziomu powierzchniowego i dolnego (tabl. 8) wskazuje na antropogeniczne zanieczyszczenie gleb w wielu miastach na Niżu Polskim (Dęblin, Radomsko, Leszno, Żagań, Inowrocław, Grudziądz, Gdynia, Ełk i inne). W Dęblinie wartości W_1 i W_2 wynoszą odpowiednio 11 i 6,3 (tab. 3). Wzbogacenie w miedź jest tutaj prawdopodobnie związane z rozwojem gleb na namulach i madach organicznych w dolinie Wisły przy ujściu Wieprza. Z kolei Wieprz przyjmuje wody i osady Bystrzycy zanieczyszczanej ściekami komunalnymi Lublina i Świdnika (Bojakowska, Sokołowska, 1996). W glebach aluwialnych doliny Bystrzycy autorki stwierdzały do 140 mg/kg Cu, a w jej osadach wodnych — do 83 mg/kg Cu. Wzbogacenie w miedź gleb w Radomsku wiąże się z ich rozwojem na osadach aluwialnych Radomki, do której odprowadzane są ścieki z zakładów metalurgicznych produkujących druty miedziowane i ocynkowane.

W miastach aglomeracji warszawskiej (Marki, Pruszków, Piaseczno, Józefów, Otwock) oraz łódzkiej (Ozorków, Zgierz, Pabianice, Zduńska Wola) zwraca uwagę dwukrotne wzbogacenie w miedź gleb poziomu

powierzchniowego w stosunku do poziomu głębszego.

Wielkość miast jest czynnikiem wpływającym bardzo wyraźnie na kumulację miedzi, szczególnie w poziomie powierzchniowym gleb. W obszarach wiejskich współczynnik wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego osiąga wartość 1,5 (tabl. 16), a prawdopodobną przyczyną podwyższonej zawartości miedzi jest stosowanie fungicydów do ochrony warzyw i drzew owocowych. W powierzchniowym poziomie gleb w miastach następuje liniowy wzrost współczynników kumulacji (od 2,1 do 3,8) wraz ze wzrostem ich wielkości. Niewielkie odstępstwo od tej tendencji wzrostowej wykazują gleby grupy miast o liczbie mieszkańców 250–500 tys. oraz Warszawy (powyżej 1 mln).

W dolnym zakresie głębokości badanych gleb wzbogacenie w miedź zaznacza się najwyraźniej w glebach grupy miast 0,5–1 mln mieszkańców (Łódź, Poznań, Kraków, Wrocław), gdzie współczynniki wzbogacenia dochodzą do 2,7. Można wiązać to częściowo z litologią (gleby rozwinięte na utworach gliniastych oraz gleby napływowe), częściowo z zanieczyszczeniem antropogenicznym. W pozostałych miastach współczynniki wzbogacenia gleb poziomu dolnego utrzymują się w granicach 1,3–2,1.

Najwyższe kumulacje miedzi występują w glebach Legnicy w sąsiedztwie huty miedzi, odpowiednio 3490 i 1790 mg/kg w górnym i dolnym poziomie. W glebach powierzchniowych na terenie huty maksymalna koncentracja miedzi dochodzi do 26 101 mg/kg (Lis i in., 1999). Skażenie gleb miedzią jest związane z emisją pyłów hutniczych, a zanieczyszczenie poziomu 0,4–0,6 m wiąże się z faktem znacznego udziału ruchliwych form miedzi (a także ołowiu i cynku) w emitowanych pyłach hutniczych przenikających w głąb profili glebowych (Karczewska, 1995, 1996, 1998).

Na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej do wzbogaconych w miedź należą gleby w niektórych rejonach Chorzowa, Trzebini, Katowic, Świętochłowic, Chrzanowa i Sosnowca. W Trzebini gleby poziomu powierzchniowego o wysokiej zawartości miedzi (124 mg/kg Cu) występują w pobliżu trasy przelotowej z Krzeszowic do Katowic. Ich zanieczyszczenie wiąże się prawdopodobnie z nasilonym ruchem kołowym (ścieranie opon, okładzin hamulcowych itp.).

Lokalizację i źródła anomalii miedzi w miastach Górnego Śląska, a także Wrocławia, Szczecina i innych przedstawiono w części szczegółowej opracowania.

Typowo antropogeniczne zanieczyszczenie gleb poziomu powierzchniowego w Ożarowie Mazowieckim (168 mg/kg Cu) wywołane jest emisjami z byłej fabryki kabli (Lis, 1992).

Hg RTEĆ

Wybrane środowiska

Rtęć należy do pierwiastków rozproszonych w litosferze, gdzie jej zawartość rzadko przekracza setne części mg/kg (Steinnes, 1995; Alloway, Ayres, 1999). Wyższe koncentracje (do 0,40 mg/kg Hg) występują w niektórych utworach organicznych i ilastych. W środowiskach kwaśnych rtęć charakteryzuje się wysoką mobilnością, zaś bardzo niską — w środowiskach neutralnych, alkalicznych i w warunkach redukcyjnych.

Koncentrację rtęci w glebach umożliwia jej powinowactwo z siarką, niska temperatura parowania oraz tworzenie związków z materią organiczną. Zawartość rtęci w glebach jest uwarunkowana jej obecnością w skałach macierzystych oraz emisjami ze źródeł naturalnych (erupcje wulkanów, głębokie uskoki, niekiedy gaz ziemny) i antropogenicznych do atmosfery. Te ostatnie stanowią około 70–80% emisji atmosferycznych (Mason i in., 1994). Szczególną rolę w środowisku glebowym odgrywają procesy metylacji rtęci (tworzenie kompleksów z grupą metylową CH₃) zachodzące w obecności substancji humusowych i przy udziale mikroorganizmów. Powstające związki są łatwo pobierane przez rośliny i bardzo toksyczne. Procesy redukcji rtęci do postaci metalicznej, odprowadzanej do atmosfery, są również ułatwiane przez bakterie.

Rtęć z atmosfery gromadzi się głównie w powierzchniowej warstwie gleb poprzez wiązanie z humusem, siarką i minerałami ilastymi. Stąd gleby organiczne są najbogatsze w ten pierwiastek — 0,41 mg/kg w Kanadzie (Kabata-Pendias, Pendias, 1999), podczas gdy przeciętna zawartość w glebach na świecie szacowana jest przez różnych autorów na znacznie niższym poziomie (0,05–0,06 mg/kg — Freedman, 1989; Reimann i in. 1998; 0,02–0,15 mg/kg — Mihaljevič, 1999). Część zaadsorbowanej rtęci ulega parowaniu po zredukowaniu do formy elementarnej, dlatego bardzo trudne do ustalenia jest tło geochemiczne tego pierwiastka w glebach.

Rtęć jest toksyczna dla roślin i zwierząt nawet przy bardzo niskich stężeniach. Rośliny pobierają ją zarówno z gleby, jak i z powietrza, łatwo przemieszczają w tkankach, powodując ich zatrucie.

Źródła zanieczyszczeń

Najważniejszym antropogenicznym źródłem rtęci są procesy wydobycia i wyprężania jej rud. W górnictwie złota i srebra od wieków stosuje się techniki amalgamacji do ekstrakcji tych metali z rud, powodując zatrucie środowiska rtęcią (Nriagu i in., 1992; Callahan i in., 1994; Bojakowska, Sokołowska, 2001). W rejonie górnictwa rtęci w Idrii (Słowenia) gleby zawierają do 107,6 mg/kg (Biester i in., 1996), a osady wodne rzeki Idrijcy — do 1347 mg/kg Hg (Gosar i in., 1996). Rtęć dostaje się do środowisk powierzchniowych również w wyniku procesów hutnictwa metali nieżelaznych, gdyż koncentraty sfalerytowe, tetraedytowe i inne zawierają domieszki izomorficzne rtęci (Paulo, Strzelska-Smakowska, 2000b). W łupkach miedzionośnych w kopalni Lubin zawartość rtęci na kontakcie z mineralizacją amalgamatami wynosi średnio 61 mg/kg, a w strefach bogatych w amalgamaty z kopalni Rudna — do 3000 mg/kg (Kucha, Mayer, 1996). W trakcie wytopu miedzi część rtęci uwalnia się do atmosfery i jest zatrzymywana w glebach, tworząc wokół hut Głogów i Legnica anomalie o koncentracjach 0,2–0,8 mg/kg Hg (Lis i in., 1999).

Do znaczących źródeł antropogenicznego zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego rtęcią należy produkcja chloru i sody, włókien sztucznych, stosowanie i złomowanie lamp rtęciowych, przyrządów pomiarowych, baterii i detonatorów (Paulo, Krzak, 1997).

Związki rtęci stosowane były przez wiele lat w rolnictwie do zapraw nasiennych i preparatów ochrony roślin. Dostawały się też do gleb poprzez nawożenie ściekami komunalnymi oraz z opadami atmosferycznymi ze spalania paliw kopalnych. W węglu brunatnym średnią zawartość rtęci oszacowano na 0,32 mg/kg, zaś węgiel kamienny zawiera średnio 0,06–0,39 mg/kg Hg (Bojakowska, Sokołowska, 2001).

Tło geochemiczne

Na przeważającym obszarze Polski zawartość rtęci w glebach poziomu powierzchniowego z obszarów niezabudowanych nie przekracza 0,05 mg/kg (tabl. 9). Regionalne podwyższenia tła geochemicznego (0,06–0,10 mg/kg) występują między dolinami Wisły i Sanu, na Żuławach i w niektórych partiach Sudetów, gdzie znana jest mineralizacja rtęciowa (Kwiecińska, 1967; Lis, Sylwestrzak, 1986). Tło geochemiczne rtęci jest przypuszczalnie znacznie niższe, lecz niemożliwe do wyznaczenia ze względu na zbyt wysoką granicę oznaczalności tego pierwiastka w stosowanej metodzie analitycznej. Wartości median dla gleb poziomu powierzchniowego (analizowanych po rozkładzie w HCl metodą CV-AAS) w różnych regionach Polski (tab. 1) zmieniają się od <0,05 mg/kg Hg na Niżu Polskim do 0,07 mg/kg w glebach Górnego Śląska. Na podstawie analiz gleb Polski wykonanych w próbkach stałych analizatorem AMA 254 firmy Altec (Lis, Pasieczna, 2000) wartość mediany dla poziomu powierzchniowego gleb jest znacznie niższa i wynosi 0,017 mg/kg, a dla poziomu głębszego — 0,009 mg/kg Hg.

Gleby miejskie

Na wykresach prezentujących zestawienie podstawowych parametrów statystycznych rtęci zawartość maksymalna w glebach miejskich w obydwu poziomach głębokościowych jest podwyższona, zaś wartości minimum i percentyla 25 równają się granicy oznaczalności (fig. 8), dlatego też obliczone współczynniki wzbogacenia gleb w ten pierwiastek stanowią jedynie przybliżenie.

Współczynniki wzbogacenia gleb z poziomu 0,0–0,2 m dla 74,2% miast (tabl. 9) są niższe od dwu, co można przyjąć za zawartości zbliżone do tła geochemicznego rtęci. W dolnym poziomie takimi samymi współczynnikami charakteryzują się gleby 81,9% miast. Udział miast o najwyższych współczynnikach wzbogacenia (powyżej 4) stanowi 5% dla gleb z poziomu 0,0–0,2 m i 5,8% dla gleb poziomu głębszego.

Na Niżu Polskim do miast o najwyższych współczynnikach wzbogacenia gleb w rtęć należą Dęblin, Radomsko, Gdańsk, Gdynia i miasta aglomeracji łódzkiej — Ozorków, Zgierz, Pabianice, Łódź (tabl. 9, tab. 3). Zanieczyszczenia mają charakter antropogeniczny i w niektórych miastach kontynuują się również w głąb profili glebowych.

Wzbogacenie obydwu poziomów gleb miejskich w rtęć zaznacza się najwyraźniej na Dolnym Śląsku. Największy wzrost koncentracji rtęci w glebach poziomu powierzchniowego występuje w Szczawnie Zdroju ($W_1 = 10$), Boguszowie Gorcach ($W_1 = 7,2$) i Wałbrzychu ($W_1 = 6$). Wysokie wartości osiągają też współczynniki wzbogacenia w glebach głębszego poziomu tych miast. Zjawisko wzbogacenia gleb miejskich związane jest prawdopodobnie z mineralizacją rtęciową występującą w tym rejonie. Wystąpienia cynobru i rtęci rodzimej znane są zarówno z pokładów węgla, jak i stref mineralizacji barytowo-kruszcowej w rejonie Wałbrzycha i Boguszowa (Kwiecińska, 1967; Lis, Sylwestrzak, 1986), a w glebach poziomu powierzchniowego okolic Wałbrzycha występuje anomalia 0,10–3,12 mg/kg Hg (Pasieczna i in., 1996).

Gleby Legnicy z obydwu analizowanych poziomów wykazują kilkakrotne wzbogacenie w rtęć. Źródłem tego pierwiastka jest hutnictwo miedzi. W wykorzystywanych rudach miedzi zawartość rtęci waha się od 0,018 do

61,3 mg/kg (Bojakowska, Sokołowska, 2001).

Od trzech do sześciu razy przekroczona jest wartość tła geochemicznego rtęci w glebach poziomu powierzchniowego w wielu miastach regionu śląsko-krakowskiego, Karpat i Podkarpacia (Świętochłowice, Chorzów, Siemianowice Śląskie, Nowy Sącz, Tarnów, Przemyśl, Jarosław; tab. 3). Na Górnym Śląsku źródła rtęci dopatrywać się można w spalaniu na szeroką skalę węgla kamiennego w licznych elektrociepłowniach i elektrowniach (Bojakowska, Szczęśniak, 1993) oraz jej migracji z hałd, działalności przemysłu chemicznego, tekstylnego i innych. Zawartość rtęci w węglu z niektórych kopalń górnośląskich dochodzi do 0,76 mg/kg, a w towarzyszących im skałach płonnych — do 0,82 mg/kg (Bojakowska, Sokołowska, 2001), zaś spalanie paliw kopalnych uwalnia aż 69% rtęci antropogenicznej (Szpadt, red., 1994). W miastach położonych w Karpatach i na ich przedpolu (Rabka, Nowy Targ, Zakopane, Tarnów, Rzeszów, Łańcut, Jarosław, Przemyśl) wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego jest wyraźnie wyższe w stosunku do gleb poziomu głębszego. Na naturalne podwyższenie tła geochemicznego nałożyły się tu emisje ze źródeł antropogenicznych, takich jak spalanie paliw i emisje przemysłowe.

Koncentracja rtęci w glebach miejskich wyrażona wielkością współczynników wzbogacenia (tabl. 16) nie wykazuje tak wyraźnej zależności od wielkości miast, jak kumulacja innych metali ciężkich (miedź, cynk, ołów). W obszarach wiejskich, w miastach do 10 tys. mieszkańców i w Warszawie (pow. 1 mln) zawartość rtęci w glebach pozostaje w granicach tła geochemicznego. W większości miast współczynniki wzbogacenia gleb w rtęć wahają się w granicach 1,0–1,5, a ich wyższe wartości stwierdzono tylko w glebach poziomu powierzchniowego aglomeracji górnośląskiej.

Maksymalne zawartości rtęci występują w glebach Wrocławia (6,60 mg/kg), Łodzi (5,82 mg/kg), Gdańska (5,50 mg/kg) i Legnicy (5,13 mg/kg). Znaczną koncentracją rtęci charakteryzują się gleby Tarnowa, odpowiednio 3,76 i 5,70 mg/kg w górnym i dolnym poziomie. Zanieczyszczenie związane jest prawdopodobnie z wieloletnią działalnością przemysłu chemicznego oraz zakładów produkcji plastików.

Antropogenicznie zanieczyszczone rtęcią (jak również chromem) są gleby aluwialne Warty w Zawierciu, poniżej huty „Zawiercie”. W glebach poziomu powierzchniowego zawartość rtęci dochodzi do 2,46 mg/kg, a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m wynosi 2,03 mg/kg.

Kolejnym miastem, gdzie występuje punktowa anomalia rtęci, jest Kutno (0,95 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 0,45 mg/kg w poziomie dolnym gleb). Zanieczyszczenie można tu wiązać z działalnością zakładów przemysłu farmaceutycznego.

W Białymstoku punktowa anomalia (przypuszczalnie wywołana zrzutem ścieków komunalnych i przemysłowych) występuje w glebach tarasu zalewowego rzeki Białej.

Na Górnym Śląsku zanieczyszczenie rtęcią zanotowano w obydwu poziomach gleb w wielu miastach. Anomalia przekraczająca 0,20 mg/kg Hg w poziomie powierzchniowym (tabl. 26) obejmuje gleby części Bytomia, Zabrza, Świętochłowic, Katowic, Siemianowic, Chorzowa i Rudy Śląskiej. Zawartości maksymalne Hg wynoszą od 0,84 mg/kg w Bytomiu do 0,46 mg/kg w Rudzie Śląskiej.

W niektórych miastach próbki poziomu dolnego gleb wykazały wyższe koncentracje rtęci niż próbki powierzchniowe. W Chrzanowie gleby aluwialne rozwinięte na tarasach rzeki Chechło zawierają odpowiednio 0,19 i 1,28 mg/kg Hg w poziomie górnym i dolnym. Podobnie jest w Kędzierzynie-Koźlu (<0,05 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 1,47 mg/kg Hg w poziomie dolnym gleb). Anomalie te mają przypuszczalnie charakter lokalny i wymagają bardziej szczegółowego zbadania.

Mg MAGNEZ

Wybrane środowiska

Magnez jest głównym pierwiastkiem wielu minerałów: krzemianów, węglanów, chlorków i siarczanów. W ich strukturach może być zastępowany przez żelazo, nikiel, cynk i lit, a procesy geochemiczne, w których biorą udział, zależą od kumulacji magnezu w środowisku. Pierwotne minerały zawierające magnez ulegają łatwo wietrzeniu, a pierwiastek ten jest wbudowywany w sieci krystaliczne minerałów ilastych i wtórnych węglanów. Charakteryzuje go duża ruchliwość, praktycznie w każdych warunkach.

Zawartość ogólna magnezu (związanego w minerałach, w substancji organicznej i w formie zaadsorbowanej) w glebie zmienia się od setnych części procenta do kilkunastu procent (Dobrzański, Zawadzki, red., 1993). Najbogatsze w magnez są gleby rozwinięte na podłożu skał ultrazasadowych i zasadowych (obfitujących w pirokseny, oliwiny, biotyt i serpentyn) oraz węglanowych. W glebach poziomu powierzchniowego Słowacji rozwiniętych na zróżnicowanym podłożu zawartość magnezu zmienia się od 0,08 do 10,61%, a mediana wynosi

0,64% (Čurlík, Šefčík, 1999). Nieco węższy jest zakres zawartości tego pierwiastka w glebach Saksonii, od 0,08 do 4,30% (Rank i in., 1999).

Koloidy glebowe posiadają zdolność sorpcji magnezu (podobnie jak wapnia). Przy kwaśnym odczynie gleb magnez jest jednak łatwo wymywany z tych związków i ulega przemieszczaniu w głąb profili glebowych. Stąd górne poziomy gleb lekkich są zwykle zubożone w magnez w stosunku do podglebia (Dobrzański, Zawadzki, red., 1993).

Magnez jest składnikiem chlorofilu i związków ułatwiających procesy enzymatyczne; jest zatem niezbędny do prawidłowego funkcjonowania roślin. W odżywianiu organizmów zwierzęcych zarówno jego niedobory, jak i nadmiar mogą być źródłem chorób.

Źródła zanieczyszczeń

Magnez dostaje się do środowisk powierzchniowych Ziemi nie tylko drogą wietrzenia skał, ale też w wyniku procesów przemysłowych, które są jednak mniej istotnym jego źródłem w porównaniu z procesami naturalnymi. Znaczna ilość magnezu zawartego w glebach pochodzi też z ich nawożenia nawozami sztucznymi. Związki magnezu są używane do produkcji materiałów ogniotrwałych, nawozów, cementu, papieru, tworzyw sztucznych i w innych gałęziach przemysłu. Największe emisje pyłów zawierających MgO pochodzą z zakładów przeróbki magnezytu i spalania węgla.

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne magnezu w glebach obszarów niezabudowanych Polski zmienia się zależnie od składu chemicznego skał podłoża. Na przeważającym obszarze Nizy Polskiego jego zawartość pozostaje w granicach <0,01–0,10% (tabl. 10); wartość mediany wynosi 0,04% Mg dla gleb poziomu powierzchniowego (tab. 1). Gleby części południowej kraju wykazują znacznie wyższą zawartość naturalną magnezu — 0,10–0,40%, lokalnie powyżej 0,40%. Utwory fliszowe Karpat wydają się być naturalnym źródłem magnezu w glebach tego regionu, zaś w Sudetach gleby najbogatsze w magnez rozwinęły się na skałach zasadowych i ultrazasadowych.

Podwyższone ilości magnezu (0,10–0,40%) występują też w glebach utworzonych na utworach glacialnych najmłodszego zlodowacenia na północno-wschodnim krańcu Polski.

Gleby miejskie

Porównanie parametrów statystycznych magnezu w glebach obszarów niezabudowanych oraz w glebach miejskich (fig. 9) wskazuje na wpływ czynników antropogenicznych na jego kumulację w miastach. Wartości median są jednakowe (0,10%) dla gleb miejskich z obydwu zakresów głębokości i dwukrotnie przekraczają wartość mediany tła geochemicznego (0,05%).

Zawartość magnezu w glebach miejskich jest w większości pochodzenia naturalnego, związanego ze składem chemicznym skał podłoża. Gleby bogate w magnez (niekiedy bardziej wzbogacone w poziomie dolnym) występują przede wszystkim w miastach Polski południowej (tabl. 10). Najwyższe wartości współczynników wzbogacenia w ten pierwiastek (5–10) osiągają gleby miast Podkarpacia (Jarosław, Bochnia, Łańcut, Tarnów, Rzeszów, Mielec). Wysokimi współczynnikami wzbogacenia w magnez wyróżniają się też gleby w miastach na Wyżynie Lubelskiej (Chełm, Hrubieszów, Zamość) oraz na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej (Bytom, Chorzów, Świętochłowice, Olkusz, Chrzanów i Kraków) powstałe na podłożu skał węglanowych. Wzbogacone w magnez są również gleby w Legnicy i Bolesławcu, gdzie podłoże budują gliniaste utwory polodowcowe.

Porównanie wartości współczynników wzbogacenia dla poziomu górnego i dolnego gleb dowodzi udziału również czynnika antropogenicznego (opadu pyłów) w kumulacji magnezu — dotyczy to najwyraźniej gleb Wrześni i Konina (tabl. 10), leżących w pobliżu zespołu elektrowni opalanych węglem brunatnym, jak również aglomeracji warszawskiej i łódzkiej.

Na znaczną rolę opadu pyłów podwyższających kumulację magnezu w glebach największych aglomeracji (poza Warszawą) wskazuje porównanie wykresów słupkowych (tabl. 16); obrazują one wzrost zawartości magnezu w obydwu poziomach gleb. W obszarach wiejskich i miastach poniżej 10 tys. mieszkańców kumulacja magnezu w poziomie powierzchniowym gleb jest niewielka ($W_1 = 1,4$). W grupie miast 10–250 tys. mieszkańców współczynniki wzbogacenia pozostają w granicach 1,6–1,7 i są prawie identyczne w obydwu analizowanych poziomach głębokościowych gleb.

Dla aglomeracji 0,5–1 mln mieszkańców (Łódź, Kraków, Wrocław, Poznań) i miast regionu górnośląskiego zaznacza się wzrost współczynników wzbogacenia gleb w magnez (do 2,3 w poziomie powierzchniowym). Różnica wartości współczynników wzbogacenia między poziomem powierzchniowym (2,3) i głębszym (1,6), wskazująca na

udział czynnika antropogenicznego, jest wyraźnie widoczna dla gleb aglomeracji górnośląskiej (powyżej 3 mln mieszkańców). Współczynniki wzbogacenia gleb obydwu poziomów głębościowych w Warszawie (pow. 1 mln) tylko nieznacznie przekraczają tło geochemiczne.

Najwyższą zawartość magnezu stwierdzono w poziomie powierzchniowym (4,90%) i dolnym (6,21%) gleb w Olkuszu (położonym na dolomitowych formacjach triasu). Według zdjęcia geochemicznego w skali 1:25 000 (Lis, Pasieczna, 1999b) w rejonie Bukowna (sąsiadującego z Olkuszem) maksymalna zawartość magnezu osiąga 8,56 i 10,83% (odpowiednio w poziomie powierzchniowym i dolnym), a wyraźna anomalia magnezu (>1%) rozwinięta jest w całym pasie wychodni węglanowo-ilastych utworów triasu.

Dolomity triasu są skałami macierzystymi gleb w wielu rejonach Górnego Śląska, stanowiąc źródło magnezu. Zbliżoną zawartość magnezu w glebach obydwu analizowanych poziomów, wskazującą na jego naturalne pochodzenie, zaobserwowano w Będzinie, Świętochłowicach, Rybniku i Zabrze. W Bytomiu, Chorzowie, Siemianowicach Śląskich, Tarnowskich Górach, Dąbrowie Górniczej i Sosnowcu w glebach poziomu powierzchniowego kumulacja magnezu jest znacznie wyższa niż w poziomie dolnym. Można zatem przypuszczać, że pewna jego część pochodzi z opadu pyłów przemysłowych (głównie ze spalania węgla).

Na Dolnym Śląsku wysoką zawartością magnezu odznaczają się gleby w Złotym Stoku, Pieszycach, Bystrzycy Kłodzkiej, Kłodzku i Bielawie. Wzbogacenia spowodowane są występowaniem w podłożu skał ultrazasadowych i zasadowych bogatych w magnez (Kowalski, 1966; Dziedzic, 1989; Gunia, 1992; Muszer, 1995).

W miastach położonych na Niziu Polskim (Elk, Elbląg, Łomża, Słupsk, Koszalin, Inowrocław) wzbogacenie gleb w magnez spowodowane jest również czynnikiem litologicznym — jego podwyższoną zawartością w gliniastych utworach czwartorzędowych.

Ni NIKIEL

Wybrane środowiska

Podobieństwo rozmiarów promieni jonowych niklu do magnezu i żelaza powoduje rozproszenie tego pierwiastka w krzemianach magnezowo-żelazowych i tlenkach (oliwiny, pirokseny, amfibole, łuszczyki, magnetyt). W połączeniu z siarką nikiel tworzy minerały własne występujące w złożach kruszców. Najwyższe koncentracje niklu, do 3600 mg/kg, znane są ze skał ultrazasadowych (McGrath, 1995). W skałach zasadowych jego średnia zawartość wynosi 130 mg/kg, a w kwaśnych — kilka mg/kg (Aubert, Pinta, 1977).

Nikiel, uwalniany podczas wietrzenia z siarczków i krzemianów, jest przechwytywany przez wodorotlenki żelaza i manganu lub adsorbowany przez materię organiczną. Procesy te prowadzą niekiedy do powstawania wtórnych złóż. W skałach osadowych nikiel gromadzi się w utworach ilastych (do 90 mg/kg) i ciężkiej ropie naftowej. W węglu kamiennym z Górnośląskiego Zagłębia Węglowego jego średnia zawartość wynosi 24 mg/kg (Ptak, Różkowska, 1995).

Rozkład niklu w profilach glebowych pozostaje w związku z rozkładem żelaza i manganu, a jego zmienność jest bardzo zróżnicowana. Głównymi czynnikami wpływającymi na koncentrację niklu w glebach są: jego zawartość w skałach podłoża oraz udział minerałów ilastych i substancji organicznej. Gleby powstałe na serpentynitach zawierają najwyższe koncentracje niklu, dochodzące do 7000 mg/kg (McGrath, 1995), zaś do najniższych można zaliczyć zawartości <2 mg/kg Ni, które charakteryzują piaszczyste gleby Wysp Fryzyjskich w Niemczech (Severson i in., 1992). W Polsce do szczególnie wzbogaconych w nikiel należą gleby rozwinięte na gabrach i amfibolitach Masywu Ślęży, zawierające od 200 do 6000 mg/kg tego pierwiastka (Ciemniewska, 1970). W krajach sąsiadujących z Polską stwierdzono nikiel w ilościach: 0,8–51,7 mg/kg — Litwa (Kadūnas i in., 1999), 1–2066 mg/kg — Słowacja (Čurlík, Šefčík, 1999) oraz <2,9–910 mg/kg — Niemcy (Rank i in., 1999).

Kwaśne środowisko ułatwia mobilizację niklu w glebach, a zasilanie nawozami fosforowymi — jego pobieranie przez rośliny; wapnowanie gleb i stosowanie nawozów potasowych zmniejsza zaś dostępność niklu dla roślin. Znaczenie niklu dla organizmów roślinnych i zwierzęcych nie jest wyjaśnione. Może on kumulować się w tkankach roślin (szczególnie w pobliżu źródeł zanieczyszczeń) i zwierząt, powodując zatrucia i alergie.

Źródła zanieczyszczeń

Do najważniejszych antropogenicznych źródeł niklu w glebach należy hutnictwo metali kolorowych i produkcja stali niklowych; przenika on również ze złomu wyrobów zawierających niklowe powłoki antykorozyjne, podrzędnie z akumulatorów, katalizatorów i środków owadobójczych. Zanieczyszczenie środowiska niklem powodowane jest też procesami rafinacji ropy naftowej, spalaniem paliw i zrzutami ścieków, szczególnie pogalwanizacyjnych.

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne niklu w glebach obszarów niezanieczyszczonych wyraźnie różnicuje się w dwu odmiennych prowincjach geochemicznych Polski. Na Niziu Polskim zawartość tego pierwiastka jest niższa od 6 mg/kg (tabl. 11). W tej prowincji wyróżniają się nieco gleby Wyżyny Lubelskiej, gleby aluwialne dolin rzecznych oraz gleby Polski północno-wschodniej utworzone na najmłodszych osadach czwartorzędowych, które charakteryzują się zawartością niklu w granicach 3–11 mg/kg, a lokalnie do 20 mg/kg. W prowincji południowej Sudetów, Karpat i ich przedgórz zawartość niklu mieści się najczęściej w granicach 10–20 mg/kg. Wartość mediany dla gleb z terenów niezabudowanych Niziu Polskiego wynosi 3 mg/kg, wzrasta do 4 mg/kg w glebach Górnego Śląska i do 10 mg/kg w Karpatach i Sudetach (tab. 1). Zbliżone ilości niklu (średnio 6 mg/kg) dla gleb Polski użytkowanych rolniczo przytaczają Kabata-Pendias i Pendias (1999), zaś Terelak i in. (1997) stwierdzili średnio 20 mg/kg Ni w glebach Polski południowej.

Gleby miejskie

Graficzne przedstawienie parametrów statystycznych (fig. 10) świadczy o nieznacznej kumulacji niklu w glebach miejskich. Zakresy percentyli 25–75% wahają się od 2 do 6 mg/kg w glebach tła i od 3 do 12 mg/kg niklu w glebach miejskich. Wartości median w glebach miejskich (odpowiednio 6 i 7 mg/kg Ni w glebach poziomu powierzchniowego i głębszego) są dwukrotnie wyższe w stosunku do tła geochemicznego (3 mg/kg Ni).

Współczynniki wzbogacenia w nikiel w wielu miastach osiągają wyższe wartości w glebach poziomu 0,4–0,6 m niż w poziomie powierzchniowym (tabl. 11), co wiąże się z czynnikami naturalnymi. Aż 72,2% miast wykazuje w glebach powierzchniowych współczynniki wzbogacenia poniżej 2. Taka sama jest wartość współczynnika wzbogacenia gleb poziomu dolnego w nikiel w 66,3% miast. Z kolei najwyższy współczynnik wzbogacenia (>4) zanotowano dla 3,6% miast w przypadku gleb poziomu powierzchniowego i 7,9% miast dla gleb poziomu głębszego.

Najwyraźniej wzbogacone w nikiel są obydwie poziomy gleby aluwialnych miast położonych w dolinach rzek na przedpolu Sudetów i Karpat (Bolesławiec, Legnica, Wrocław, Kraków, Bochnia, Tarnów, Dębica, Rzeszów, Łańcut, Przemysł i Jarosław) — tablica 11. W poziomie powierzchniowym wartość tła geochemicznego niklu w glebach tych miast jest przekroczona najczęściej trzy- lub pięciokrotnie, a w poziomie głębszym — nawet piętnastokrotnie, jak w przypadku Bochni (tab. 3). Źródłem niklu jest zarówno materiał wietrzejących skał Karpat i Sudetów wynoszony przez rzeki i osadzany na tarasach zalewowych, jak i młodsze osady (szczególnie plejstocenyjskie gliny zlodowacenia południowopolskiego). Podwyższoną zawartością niklu charakteryzują się też gleby miast Wyżyny Lubelskiej (Hrubieszów, Zamość), rozwinięte na skałach osadowych kredy i młodszych lessach.

W Polsce środkowej i północnej współczynniki wzbogacenia gleb miejskich w nikiel mają podobną wartość w obydwu zakresach głębokości, świadcząc o naturalnym pochodzeniu tego pierwiastka.

Wpływ urbanizacji na zanieczyszczenie gleb niklem jest nieznaczny. Wartość współczynnika koncentracji wynosi 1,5 dla obszarów o zabudowie wiejskiej i dla miast poniżej 10 tys. mieszkańców (tabl. 17). Współczynniki wzbogacenia w obydwu analizowanych poziomach głębokościowych wykazują niewielki wzrost (wyraźniej zaznaczony w poziomie 0,4–0,6 m) od wartości 1,9 dla miast 10–50 tys. mieszkańców do 3,0 w miastach 0,5–1 mln. Gleby Warszawy (pow. 1 mln mieszkańców) zawierają nikiel na poziomie regionalnego tła geochemicznego. W miastach aglomeracji górnośląskiej (pow. 3 mln) dwukrotne wzbogacenie w nikiel występuje w glebach z obydwu zakresów głębokości.

Maksymalne koncentracje niklu zazwyczaj stwierdzono w pobliżu lokalnych źródeł zanieczyszczeń antropogenicznych. Najwyższą zawartość (96 mg/kg Ni) w poziomie powierzchniowym gleb zanotowano w Częstochowie (w dzielnicy Stare Miasto) oraz w glebach aluwialnych nad Wartą (do 30 mg/kg w poziomie powierzchniowym i około 5–10 mg/kg Ni w poziomie głębszym). W Częstochowie nikiel pochodzi prawdopodobnie z pyłów emitowanych przez hutę oraz z hałd i składowisk odpadów przemysłowych po eksploatacji rud żelaza, zlokalizowanych na południowy zachód od miasta (Lenartowicz, 2001).

Na Górnym Śląsku najbardziej wzbogacone w nikiel są gleby w Chorzowie (89 mg/kg Ni w poziomie powierzchniowym i 73 mg/kg w poziomie głębszym), rozwinięte na osadach aluwialnych Rawy w sąsiedztwie huty „Batory”. Zawierają one również znaczne ilości chromu. Także w Gliwicach i Czerwoncu-Leszczynach stwierdzono występowanie gleb wzbogaconych w nikiel.

Na Dolnym Śląsku w kilku miastach nikiel występuje w glebach w ilości 14–62 mg/kg, utrzymując się na zbliżonym poziomie w horyzoncie powierzchniowym i głębszym, co pozwala przypuszczać o jego naturalnym pochodzeniu. Niekiedy (Wrocław, Wałbrzych) poziom glebowy 0,4–0,6 m jest bardziej zasobny w ten pierwiastek. Zawartość niklu w glebach miast Podkarpacia (Bochnia, Jasło, Sandomierz, Tarnów i inne) jest zbliżona w obydwu

analizowanych zakresach głębokości, a podwyższenia koncentracji są natury litologicznej. W Krakowie gleby wzbogacone w nikiel powstały na osadach aluwialnych Wisły, która transportuje produkty wietrzenia fliszu karpackiego.

Do miast o zaznaczającym się wpływie działalności przemysłowej na koncentrację niklu należą m.in. Żary i Poznań. W Żarach (w rejonie dworca PKP) zawartość niklu w poziomie powierzchniowym gleb jest czterokrotnie wyższa niż w poziomie głębszym. Na zanieczyszczenie gleb w tym mieście wpływ ma zarówno przemysł włókienniczy, elektrotechniczny oraz metalurgiczny (produkcja wyrobów z aluminium i blach kwasoodpornych), jak i komunikacja kolejowa (przeładunki). W Poznaniu gleby wzbogacone w nikiel w poziomie powierzchniowym występują w dolinie Warty w dzielnicy Dębiec.

Pb OŁÓW

Wybrane środowiska

Ołów jest pierwiastkiem rozproszonym w skałach, choć jego skłonności chalkofilne sprzyjają tworzeniu siarczków, z których najważniejszym jest galena; gromadzi się w produktach końcowych stadiów dyferencjacji magm (granity, granodioryty), zastępując potas, stront i wapń w strukturach minerałów skałotwórczych (Polański, 1988), a z roztworów hydrotermalnych powstają koncentracje złożowe galeny. W granitach i granodiorytach zawartość ołowiu wynosi średnio 20–40 mg/kg (Davies, 1995), a w skaleniach potasowych może osiągać nawet 1000 mg/kg (Koljonen, red., 1992). W skałach osadowych największe możliwości gromadzenia ołowiu posiadają utwory ilaste — średnio 23 mg/kg, oraz węglanowe — około 71 mg/kg (Davies, 1995).

Ołów należy do najmniej mobilnych pierwiastków w środowiskach powierzchniowych. W trakcie procesów wietrzeniowych jest uwalniany ze struktur minerałów i bardzo szybko sorbowany przez minerały ilaste, tlenki żelaza i manganu oraz materię organiczną, co powoduje jego wtórną kumulację w osadach i paliwach kopalnych.

Zawartość ołowiu w glebach niezanieczyszczonych wiąże się głównie z jego koncentracją w skałach macierzystych i zmienia się w dość szerokich granicach. Średnia geometryczna zawartość ołowiu dla piaszczystych gleb powierzchniowych Wysp Fryzyjskich (Niemcy) została określona na 7,9 mg/kg (Severson i in., 1992). W glebach Szkocji średnia dla gleb mineralnych wynosi 13 mg/kg Pb, a dla gleb organicznych — 30 mg/kg (Reaves, Berrow, 1984). Wartość tła geochemicznego ołowiu w glebach Słowacji oszacowano na 20 mg/kg (Čurlík, Šefčík, 1999), w glebach Litwy — na 15 mg/kg (Kadūnas i in., 1999), a w Saksonii — na 53 mg/kg (Rank i in., 1999).

O ilości i formach występowania ołowiu w glebach decyduje ich odczyn i zawartość składników o odpowiedniej pojemności sorpcyjnej. Przy pH > 6,5 ołów jest unieruchomiony poprzez wytrącanie w postaci węglanów i fosforanów. W glebach kwaśnych przeważa wiązanie tego pierwiastka w związkach organicznych; niektóre z nich są rozpuszczalne i podlegają migracji (Kabata-Pendias, Pendias, 1999).

Dla roślin i zwierząt ołów jest toksyczny. Choroby roślin występują na skutek pobierania ołowiu zarówno z gleby, jak i poprzez wchłanianie z pyłów osiadających na liściach. W rejonach emisji pyłów z hut cynku rośliny mogą zgromadzić w tkankach od kilku do 300 mg/kg ołowiu (Kucharski, Marchwińska, 1990; Sawicka-Kapusta i in., 1990). Podwyższone stężenia ołowiu w organizmach zwierząt i ludzi przyczyniają się do wielu niekorzystnych zmian; na zatrucia najbardziej narażone są dzieci mieszkające w rejonach uprzemysłowionych.

Źródła zanieczyszczeń

Powierzchniowa warstwa gleb jest kolektorem związków ołowiu ze źródeł antropogenicznych. Największy udział w emisji ołowiu ma eksploatacja rud oraz hutnictwo metali (Nriagu, Pacyna, 1988). Rozproszenie ołowiu we wszystkich środowiskach powierzchniowych wiąże się z jego powszechnym stosowaniem w produkcji akumulatorów oraz benzyn z dodatkiem jego związków. Podczas wieloletniego stosowania tych benzyn 75% zawartych w nich związków ołowiu podlegało emisji i rozprasało się jako aerozol w atmosferze wraz z gazami odlotowymi (O'Neill, 1998). Dowodzą tego badania pyłów z poboczy dróg w obszarach miejskich. Zawierają one średnio 1000–3000 mg/kg ołowiu, pomimo stosowania od kilku lat benzyn bezołowiowych.

Część ołowiu zgromadzonego w glebie pochodzi z emisji przy spalaniu węgla i odpadów. W pobliżu zakładów używających związków ołowiu do produkcji farb, pestycydów, stabilizatorów mas plastycznych oraz metalicznego ołowiu w akumulatorach, stopach, rurach, amunicji zanieczyszczeniu ulegają gleby i osady przyjmujące ścieki poprodukcyjne (Bojakowska, 1994).

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne ołowiu różnicuje się nieznacznie w glebach z terenów niezabudowanych na Niżu Polskim. W części wschodniej kraju jest niższe od 12 mg/kg, a w części zachodniej mieści się w zakresie 8–21 mg/kg Pb (tabl. 12). Podobną zawartość naturalną ołowiu (średnio 14 mg/kg) w glebach z terenów użytkowanych rolniczo (zbiór prawie 40 tys. próbek z całej Polski) przytaczają Terelak i in. (1995) oraz Kabata-Pendias i Pendias (1999).

W glebach Karpat i Sudetów występują zawartości ołowiu przekraczające 20 mg/kg, a w niektórych obszarach — 40 mg/kg. W większości gleb Górnego Śląska zawartość ołowiu jest wyższa od 60 mg/kg, co wiąże się z występowaniem formacji dolomitów kruszonośnych triasu na powierzchni lub pod niewielkim przykryciem oraz antropogenicznym wzbogaceniem w ołów poziomu powierzchniowego poprzez wydobyty urobek i produkty wzbogacania rud cynkowo-ołowiowych.

Gleby miejskie

Zestawienie wartości parametrów statystycznych (fig. 11) świadczy o znacznej kumulacji ołowiu w obydwu poziomach gleb miejskich. Dla gleb powierzchniowych obszarów niezabudowanych kraju mediana wynosi 12 mg/kg, w glebach miejskich z głębokości 0,0–0,2 m osiąga 31 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — 18 mg/kg Pb. Podobnie wartości percentyli 25–75% w obydwu poziomach gleb miejskich przewyższają wartości obliczone dla tła geochemicznego.

Współczynniki wzbogacenia ≤ 1 w zakresie głębokości 0,0–0,2 m wykazują gleby dla 11,3% miast, zaś dla gleb poziomu 0,4–0,6 m liczba miast o tym samym współczynniku stanowi 35,8% (tabl. 12). Przekroczenia wartości tła geochemicznego w zakresie 2–5 razy występują w 41,6% miast dla gleb poziomu powierzchniowego i 24,2% miast dla gleb poziomu głębszego, dowodząc migracji ołowiu w głąb profili glebowych. Gleby najbardziej zanieczyszczone ołowiem (współczynnik wzbogacenia >5) występują w 9,8% miast (poziom powierzchniowy) i 4,3% miast (poziom głębszy).

W miastach Górnego i Dolnego Śląska skażenie gleb miejskich ołowiem w obydwu zakresach głębokości gleb jest najbardziej widoczne (tabl. 12). Na Górnym Śląsku największy wzrost koncentracji ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego zaobserwowano w Olkuszu ($W_1 = 16$) i Piekarach Śląskich ($W_1 = 12$). Od sześciu do dziesięciu razy przekroczona jest wartość tła geochemicznego w powierzchniowym poziomie gleb w Tarnowskich Górach, Świętochłowicach, Siemianowicach Śląskich, Chorzowie, Chrzanowie, Bytomiu i Miasteczku Śląskim (tab. 3). W glebach poziomu 0,4–0,6 m współczynnik wzbogacenia w ołów osiąga wartość 36 w Olkuszu i 13 w Świętochłowicach. Na terenie Górnego Śląska wzbogacenie gleb w ołów wiąże się z ich rozwojem na podłożu dolomitów kruszonośnych (czynnik naturalny) oraz trwającym setki lat wydobywaniem, przeróbką i hutnictwem rud cynkowo-ołowiowych (czynnik antropogeniczny).

Wartości współczynników wzbogacenia w ołów gleb miejskich w obszarze LGOM-u (Legnica, Głogów, Polkowice i Lubin) są również bardzo wysokie; dla gleb poziomu powierzchniowego dochodzą do 10, a dla gleb poziomu głębszego — do 4,5 (tabl. 12). Zanieczyszczenie gleb ma tutaj wyłącznie antropogeniczne pochodzenie związane z eksploatacją, przeróbką i hutnictwem rud miedzi. Szczególnie wyraźne anomalie ołowiu występują wokół hut „Legnica” i „Głogów” (Lis i in., 1999).

Na Dolnym Śląsku wyraźnie wzbogacone w ołów są gleby poziomu powierzchniowego w Żaganiu, Bolesławcu, Brzegu Dolnym i Wrocławiu (tabl. 12). W tych miastach zanieczyszczenie gleb wiąże się prawdopodobnie z ich lokalizacją na osadach aluwialnych rzek wzbogaconych w ołów z odległych terenów (Górny Śląsk, Sudety), jak i z działalnością przemysłu i transportem.

Na Niżu Polskim i na Podkarpaciu w większości miast zaznacza się wpływ czynnika antropogenicznego na zanieczyszczenie gleb ołowiem. Najwyższe współczynniki wzbogacenia wykazują gleby Dębłina, Leszna, Kielc i Częstochowy (tab. 3). W miastach tworzących aglomerację warszawską (Warszawa, Wołomin, Marki, Józefów, Pruszków i Piaseczno) oraz łódzką (Łódź, Ozorków, Zgierz, Pabianice) występują kilkukrotne przekroczenia wartości tła geochemicznego ołowiu w poziomie powierzchniowym gleb, zaś w poziomie dolnym zawartość tego pierwiastka utrzymuje się w granicach tła geochemicznego lub nieznacznie je przekracza.

Kumulacja ołowiu w glebach bardzo wyraźnie nasila się w dużych miastach z wieloma zakładami przemysłowymi i wzmożonym ruchem kołowym. Jednakże zanieczyszczenie ołowiem daje się już zauważyć w obszarach wiejskich (tabl. 17). W powierzchniowym poziomie gleb w miastach do 100 tys. mieszkańców współczynnik kumulacji ołowiu wynosi 1,8, zaś w dolnym poziomie gleb jego wartość w tych miastach pozostaje w granicach tła geochemicznego. W większych aglomeracjach (do 1 mln mieszkańców) współczynniki wzbogacenia

gleb poziomu powierzchniowego wznoszą do 2,1–2,4. Wyraźniej też zaznacza się zanieczyszczenie gleb poziomu głębszego (współczynniki wzbogacenia od 1,1 do 1,7). Aglomeracja górnośląska (pow. 3 mln mieszkańców) wyróżnia się maksymalnymi współczynnikami wzbogacenia w ołów. W glebach z zakresu głębokości 0,4–0,6 m wartość tła geochemicznego ołowiu przekroczone jest ponadczterokrotnie, a w poziomie powierzchniowym — dziesięciokrotnie. Skażenie gleb jest zarówno naturalne (występowanie ołowiu w minerałach kruszczowych dolomitów triasowych podłoża), jak i antropogeniczne (wydobycie, przeróbka i hutnictwo rud Zn–Pb, przemysł paliwowo-energetyczny). W poziomie powierzchniowym gleb Warszawy (pow. 1 mln mieszkańców) wartość współczynnika wzbogacenia w ołów wynosi 1,7, a w poziomie głębszym zawartość ołowiu pozostaje w granicach tła geochemicznego.

Maksymalną zawartość ołowiu zanotowano w glebach miast Górnego Śląska, w rejonie wychodni dolomitów kruszczonośnych. W poziomie powierzchniowym gleb w Katowicach maksymalna zawartość ołowiu wynosi 16 972 mg/kg, a w innych miastach regionu często osiąga 500–1000 mg/kg. Koncentracje dochodzące do kilku tysięcy mg/kg Pb występują również w glebach poziomu 0,4–0,6 m w Bytomiu, Zabrze, Piekarach Śląskich, Będzinie, Świętochłowicach i innych miastach, najczęściej w rejonach dawnego i współczesnego hutnictwa rud Zn–Pb. W glebach w pobliżu Olkusza stwierdzono 6516 mg/kg ołowiu w poziomie 0,0–0,2 m i 6600 mg/kg w poziomie głębszym (w rejonie kopalni Pomorzany).

Lokalizacja i źródła anomalii w poszczególnych aglomeracjach zostały przedstawione w części szczegółowej atlasu.

S SIARKA

Wybrane środowiska

W skałach litosfery siarka jest związana w postaci siarczkowej (magma i metamorficzne złoża kruszców), siarczanowej (gipsy, anhydryty, sole potasowe) i rodzimej. W łupkach i bazaltach średnia zawartość siarki wynosi 0,090–0,110%, w granitach obniża się do 0,010–0,030% (Polański, 1988; Reimann i in., 1998). Wśród skał osadowych najwięcej siarki zawierają skały ilaste (0,22%), a najmniej (0,02%) utwory piaszczyste (Polański, 1988). Szczególnemu nagromadzeniu podlega siarka w węglu, osiągając niekiedy zawartość 5% (Bojakowska, 1994).

Siarka należy do pierwiastków mobilnych w środowisku utleniającym. W warunkach redukcyjnych wytrąca się w postaci siarczków metali.

W glebach zawartość siarki zmienia się w zależności od chemizmu skał macierzystych, nawożenia i opadów. W glebach mineralnych jej zawartość waha się w granicach 0,005–0,08%, w glebach organicznych i torfowych wynosi około 0,35–0,45% (Siuta, Rejman-Czajkowska, red., 1980; Laskowski i in., 1993), niekiedy osiągając 1% (Koter, 1987). Gleby zasobne w próchnicę wiążą część siarki w materii organicznej, a w warunkach słabego przewietrzania wytrącają się w nich siarczki żelaza. Nadmiar siarki i utlenianie siarczków prowadzą do zakwaszania gleb.

Siarka jest pierwiastkiem biofilnym, niezbędnym składnikiem aminokwasów i białek budujących organizmy żywe, a jej formą najłatwiej dostępną dla roślin są siarczany. Może być również toksyczna dla roślin i zwierząt w postaci SO_2 , H_2S i CS_2 .

Źródła zanieczyszczeń

Antropogenicznym źródłem siarki obecnej w środowisku są emisje SO_2 ze spalania węgla i innych paliw. Bilans emisji dwutlenku siarki w Polsce (Ochrona..., 2002) wskazuje, że 70,8% tego gazu dostaje się do atmosfery z zakładów energetycznych, około 3% ze źródeł mobilnych, a pozostała część przypada na inne technologie przemysłowe (hutnictwo rud żelaza i metali nieżelaznych, produkcja cementu, gumy, farmaceutyków, fungicydów, zapalek). Dane dla Wielkiej Brytanii (O'Neill, 1998) dowodzą, że 90% SO_2 w powietrzu pochodzi ze źródeł antropogenicznych, a najwyższe wartości stężeń występują na obszarze aglomeracji miejskich.

W zależności od wilgotności powietrza około 20–80% dwutlenku siarki ulega utlenieniu do siarczanu, który opada z deszczem lub śniegiem. Pozostała część, tzw. suchy opad, jest zatrzymywana na powierzchniach roślin, gleb, budynków i wód. Średni okres pozostawania mieszaniny SO_2 i siarczanów w powietrzu wynosi 2–6 dni i w tym czasie może ona zostać przetransportowana na odległość do 4000 km od źródeł (*op.cit.*), stanowiąc składnik emisji dalekosiężnych. Większość tlenków siarki jest usuwana z atmosfery w strefie do 200 km od źródeł emisji — w zależności od klimatu, topografii, wysokości i konstrukcji kominów. Wyższe i szersze kominy sprzyjają jej szerszemu rozprzestrzenianiu, zaś niskie kominy (na przykład w budynkach mieszkalnych) powodują opadanie związków siarki w niewielkiej odległości od źródła emisji.

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne siarki w glebach powierzchniowych większości obszarów niezabudowanych Polski pozostaje w granicach od 0,005 do 0,016% (tabl. 13). Podwyższenia tła (do 0,035%) rozmieszczone są mozaikowo na terenie całego kraju i wiążą się najczęściej z występowaniem gleb torfowych w dolinach rzecznych. Najwyższą zawartość tego pierwiastka (pow. 0,044%) stwierdzono w glebach rozwiniętych na utworach gipsowych w Niece Nidy, w rejonie Tarnobrzega, w okolicach Rybnika i Wodzisławia Śląskiego.

Gleby miejskie

Porównanie parametrów statystycznych (fig. 12) wskazuje, że podwyższenia zawartości siarki w glebach miejskich w stosunku do tła regionalnego są niewielkie. Wartości median w glebach miejskich (0,011–0,015%) są zbliżone do wartości tła geochemicznego (0,011%), podobne są też wartości percentyli 25–75%.

Wzbogacenie w siarkę w większości ma charakter naturalny, wiąże się z usytuowaniem miast w dolinach rzecznych, na glebach rozwiniętych z namulów i torfów. Jednak w niektórych miastach kumulacje dotyczą głównie poziomu powierzchniowego, co pozwala przypuszczać, że są one pochodzenia antropogenicznego.

Porównanie wartości współczynników wzbogacenia (tabl. 13) wskazuje na powszechne, choć niewielkie, wzbogacenie w siarkę gleb poziomu powierzchniowego w miastach.

Współczynniki wzbogacenia w siarkę powyżej 2 stwierdzono w 12,8% miast dla gleb z poziomu powierzchniowego i 7,9% miast w przypadku gleb z poziomu 0,4–0,6 m. Wartość współczynników wzbogacenia gleb w siarkę w granicach 1–2 występuje w 67,9% miast dla gleb poziomu powierzchniowego i 38,6% miast dla gleb poziomu głębszego. Zawartość siarki na poziomie tła geochemicznego (≤ 1) stwierdzono dla 53,5% miast — gleby z poziomu 0,4–0,6 m i 19,3% miast — gleby powierzchniowe.

Nie zaznacza się wyraźna prawidłowość w lokalizacji na terenie kraju miast o glebach wzbogaconych w siarkę. Miasta o podwyższonych współczynnikach kumulacji siarki (tab. 3) zlokalizowane są zarówno na Niżu Polskim (Dęblin, Piaseczno, Grudziądz, Pruszków, Gdańsk, Konin, Tomaszów Mazowiecki), w południowo-zachodniej części kraju (Opole, Polkowice, Boguszów-Gorce, Wrocław), jak i na Górnym Śląsku (Łazy, Chorzów, Libiąż, Ruda Śląska, Siemianowice Śląskie, Świętochłowice). W niektórych miastach stwierdzono kumulację siarki w glebach w obydwu poziomach (Łańcut, Opole, Piaseczno, Grudziądz, Chorzów), w innych — prawie dwukrotne wzbogacenie gleb w siarkę występuje tylko w poziomie powierzchniowym, co wiąże się głównie z jej emisjami atmosferycznymi. Do grupy miast o wyższych współczynnikach kumulacji siarki w poziomie powierzchniowym gleb należą: Dęblin ($W_1 = 3,6$; $W_2 = 2,3$), Pruszków ($W_1 = 2,3$; $W_2 = 1$), Piaseczno ($W_1 = 2,4$; $W_2 = 1,2$) i Konin ($W_1 = 2,1$; $W_2 = 1$). W Koninie dominuje przemysł paliwowo-energetyczny oparty na eksploatacji złóż węgla brunatnego, a zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki należy do najwyższych w Polsce. Opad siarki szacowany jest tu na około 20–40 t/km² rocznie (Ochrona..., 2002). Dość trudno jest określić źródło wzbogacenia w siarkę gleb w Piasecznie i Pruszkowie. W Piasecznie dominuje przemysł elektrotechniczny (produkcja lamp oscyloskopowych i kineskopów), a w Pruszkowie działają zakłady branży elektromaszynowej, maszynowej, materiałów budowlanych oraz elektrownia, które mogą emitować do atmosfery związki siarki.

Antropogeniczne wzbogacenie w siarkę poziomu powierzchniowego gleb występuje w Opolu (cementownie, przemysł maszynowy, środków transportu), Libiążu (kopalnia węgla kamiennego, zakłady chemiczne, rafineria), Rudzie Śląskiej (kopalnie węgla kamiennego, koksownie, elektrociepłownia) i innych miastach Górnego Śląska.

Maksymalna zawartość siarki w badanych glebach osiąga 0,516% w poziomie powierzchniowym w Czerwionce-Leszczynach (na osadach aluwialnych Bierawki) i 1,775% w poziomie głębszym w Wodzisławiu Śląskim. W Wodzisławiu Śląskim wzbogacenie gleb w siarkę ma prawdopodobnie związek z ich rozwojem na podłożu mioceńskich iłów i łupków ilastych z gipsem i anhydrytem. Na podobnych utworach rozwinęły się gleby w niektórych rejonach Rybnika, gdzie zawartość siarki w poziomie głębszym osiąga 0,307%. W Starogardzie Gdańskim źródłem siarki w poziomie powierzchniowym gleb (0,453%) są prawdopodobnie emisje z zakładów farmaceutycznych. W Policach gleby wzbogacone w siarkę (w obydwu zakresach głębokości) powstały na torfach, zaś dodatkowym źródłem są przypuszczalnie emisje z zakładów chemicznych.

Wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego w siarkę wydaje się mieć związek z emisjami z zanieczyszczonej atmosfery w takich miastach, jak: Łódź i Kędzierzyn-Koźle (przemysł chemiczny), Kraków (Huta Sendzimir), Wschowa (przemysł metalowy), Nowy Sącz, Tarnowskie Góry, Myszków i Nowy Targ.

Sr STRONT

Wybrane środowiska

Stront niemal w całości jest rozproszony w minerałach skałotwórczych wapnia i potasu (głównie w skaleniach, ale też węglanach i siarczanach), ze względu na zbliżone rozmiary promieni jonowych tych pierwiastków. Średnia zawartość strontu wynosi w skałach ultrazasadowych 10–20 mg/kg, w gabrach 290–440 mg/kg, a w granitach 200–300 mg/kg (Rösler, Lange, 1975; Polański, 1988). W skałach osadowych najwyższe średnie ilości strontu zanotowano w wapieniach — 500 mg/kg, a najniższe w piaskowcach — 100 mg/kg (Reimann i in., 1998).

Podczas procesów wietrzeniowych stront łatwo migruje do środowisk wodnych i ulega ponownej koncentracji w węglanach (szczególnie biogenicznych) i siarczanach wytrącanych z wód morskich. Pewna jego część ulega sorpcji przez minerały ilaste i substancję organiczną.

Zawartość strontu w glebach zależy od jego koncentracji w skałach macierzystych. W profilach glebowych przemieszcza się on z powierzchniowych warstw do głębszych poziomów w warunkach kwaśnych i utleniających. W poziomie powierzchniowym gleb mogą występować znaczne wahania zawartości tego pierwiastka (od 5 do 1000 mg/kg) w zależności od rodzaju gleb. W krajach sąsiadujących z Polską zawartość strontu w poziomie powierzchniowym gleb wynosi 21–706 mg/kg w Słowacji (Čurlik, Šefčík, 1999) oraz 4–320 mg/kg na Litwie (Kadūnas i in., 1999).

Koncentracje strontu stwarzające niekiedy zagrożenie toksykologiczne występują w rejonach wychodni gipsów. W trakcie ich wietrzenia, na skutek koncentracji łatwo migrującego jonu Sr^{2+} powstają minerały strontu — stroncanit $SrCO_3$ i celestyn $SrSO_4$. Do oceny względnej koncentracji strontu i jego toksyczności stosowana jest wielkość stosunku Ca/Sr, która w większości gleb wynosi około 170 (Bojakowska, 1994). Przy wartości Ca/Sr <8 środowisko określane jest jako niekorzystne dla organizmów żywych.

Stront może być pobierany przez rośliny i kumulowany w ich tkankach (najczęściej od 10 do 1500 mg/kg Sr); występuje też w organizmach zwierzęcych (szczególnie w kościach).

Źródła zanieczyszczeń

Powszechnym źródłem rozpraszania strontu w środowiskach powierzchniowych Ziemi jest spalanie węgla. Związki strontu są też wykorzystywane do produkcji szkła, materiałów pirotechnicznych i farb, kineskopów telewizyjnych, ferrytów w magnesach. Mogą być one źródłem zanieczyszczenia gleb wokół zakładów przemysłowych. W rejonach występowania siarki rodzimej obserwuje się lokalne wzbogacenie środowisk powierzchniowych przez towarzyszące jej minerały strontu (Osmólski, 1994). Dopływ strontu do rzek odbywa się ze zrzutami słonych wód kopalnianych, powodując znaczne jego koncentracje w osadach rzecznych i glebach aluwialnych rozwiniętych na tarasach zalewowych poniżej punktów zrzutu.

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne strontu na obszarze Niżu Polskiego jest na ogół niższe od 13 mg/kg (tabl. 14). Na północy kraju podwyższone zawartości strontu (24–50 mg/kg) występują w glebach utworzonych na glinach zwałowych najmłodszego zlodowacenia, na osadach jeziornych i gytiach (na południe od Szczecina) oraz na namulach rzecznych Żuław. Gleby te zawierają również podwyższone ilości wapnia (>1%). Gleby na podłożu skał węglanowych (Wyżyna Lubelska, Wyżyna Śląsko-Krakowska, okolice Opola) oraz na utworach gipsowych (Niecka Nidziańska, rejon Tarnobrzega) gromadzą stront w ilościach 25–150 mg/kg.

Gleby miejskie

Większość gleb miejskich kumuluje stront ze źródeł antropogenicznych (w obydwu badanych zakresach głębokości). Wartości median gleb miejskich (odpowiednio 18 mg/kg i 14 mg/kg dla poziomu powierzchniowego i głębszego) przekraczają wartość mediany tła geochemicznego (6 mg/kg) (fig. 13). Wartości percentyli 25–75% są zbliżone w obydwu poziomach głębokościowych.

Dla gleb poziomu 0,0–0,2 m niskie współczynniki wzbogacenia (≤ 1) stwierdzono tylko w 5,7% miast (tabl. 14), a w poziomie dolnym — dla 17,1% miast. Najczęściej współczynnik kumulacji tego pierwiastka w glebach

miejskich waha się w granicach >1–4 dla 64,3% miast w przypadku gleb poziomu powierzchniowego i 62,2% miast dla gleb poziomu dolnego. Miasta o glebach z najwyższymi wartościami współczynników wzbogacenia w stront (od 4 do 10 i powyżej) stanowią odpowiednio 30% (poziom powierzchniowy) i 20,7% (poziom dolny).

Wzbogacenie gleb w stront związane jest głównie ze składem chemicznym skał macierzystych. Najwyższe współczynniki wzbogacenia zanotowano dla gleb z obydwu zakresów głębokości utworzonych na skałach węglanowych (Chełm, Krasnystaw, Hrubieszów, Zamość na Wyżynie Lubelskiej, Opole na Śląsku Opolskim oraz Świętochłowice, Wodzisław Śląski, Bytom i Siemianowice Śląskie na Górnym Śląsku) (tabl. 14). Podwyższone współczynniki kumulacji strontu są też charakterystyczne dla miast Podkarpacia (Łańcut, Przemyśl, Tarnów), w których gleby (głównie aluwialne) wzbogacone są w węglany z erozji fliszu karpackiego. W zapadlisku przedkarpackim źródłem strontu mogą być też gipsy, zawierające do 2000 mg/kg tego pierwiastka (Parafiniuk, 1987).

Kumulacja strontu w glebach poziomu powierzchniowego powodowana jest opadem pyłów ze spalania węgla. Różnice w koncentracji strontu w obydwu poziomach badanych gleb widoczne są szczególnie dla miast w otoczeniu Warszawy (Wołomin, Marki, Pruszków, Piaseczno, Otwock) i Łodzi (Zgierz, Pabianice). W poziomie powierzchniowym gleby kumulują tu stront w ilościach 4–5-krotnie przekraczających wartość tła geochemicznego, zaś w poziomie dolnym przekroczenia te są 2–3-krotne (tabl. 14). Istotne różnice w kumulacji strontu w obydwu zakresach głębokości gleb występują też w Szczecinie, Grudziądzu, Skierniewicach, Lesznie, Krakowie i w innych miastach.

Wykresy słupkowe ilustrujące rozkład współczynników wzbogacenia gleb w stront w poszczególnych grupach miast (tabl. 17) wskazują na generalny wzrost jego zawartości w obydwu poziomach wraz ze wzrostem liczby mieszkańców. W obszarach wiejskich współczynnik kumulacji strontu w poziomie powierzchniowym gleb osiąga wartość 1,6, co można wiązać z opadem pyłów ze spalania węgla w paleniskach domowych oraz wapnowaniem gleb. W miastach od poniżej 10 tys. mieszkańców do aglomeracji 1 mln (Łódź, Kraków, Wrocław, Poznań) zaznacza się liniowy wzrost współczynników koncentracji strontu (od wartości 2,0 do 3,7 w glebach poziomu powierzchniowego i od 1,7 do 3,1 w glebach poziomu dolnego). Dla Warszawy (pow. 1 mln mieszkańców) współczynnik wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego w stront wynosi 2,1 a poziomu dolnego — 1,7. W miastach aglomeracji górnośląskiej (pow. 3 mln mieszkańców) współczynniki koncentracji wynoszą odpowiednio 3,6 i 2,2 dla gleb poziomu powierzchniowego i dolnego.

W Rybniku, Zabrze, Rejowcu Fabrycznym, Wodzisławiu Śląskim, Przemyśle i Chrzanowie gleby zawierają do kilkuset mg/kg strontu (zbliżone koncentracje w obydwu poziomach lub wyższe w poziomie dolnym); źródłem strontu są tu głównie skały macierzyste.

Wzbogacenie gleb ze źródeł antropogenicznych (kumulacja strontu w poziomie powierzchniowym) występuje w Szczecinie, Poznaniu i Żarach. W otoczeniu tych miast tło geochemiczne strontu nie przekracza 10–20 mg/kg, zaś w glebach miejskich następuje jego znaczna koncentracja.

Najwyższą zawartość strontu w poziomie powierzchniowym gleb (776 mg/kg) zanotowano w porcie w Szczecinie na nabrzeżach Basenu Górnośląskiego. Gleby te są również wzbogacone w fosfor (1,613%). Kumulacja obu pierwiastków wiąże się ze składowaniem i przeladunkiem fosforytów i apatytów dla Zakładów Chemicznych „Police”, podobnie jak w glebach nabrzeża Kanału Kaszubskiego w pobliżu Zakładów Nawozów Fosforowych w Gdańsku. Gleby poziomu powierzchniowego zawierają tu 392 mg/kg strontu, a poziomu dolnego — 200 mg/kg. Zawartość fosforu osiąga w nich 1,604%, a wapnia — 3,93%. Gleby te kumulują też wysokie ilości baru (508 mg/kg), chromu (354 mg/kg), ołowiu (442 mg/kg) i cynku (974 mg/kg).

W Poznaniu na osiedlu „Świerczewo” w glebach poziomu powierzchniowego zanotowano 681 mg/kg strontu (także 16 mg/kg As, 1200 mg/kg Ba, 2,3 mg/kg Cd, 22 mg/kg Cr, 89 mg/kg Cu i 36 mg/kg Ni). Podobne zjawisko kumulacji wielu pierwiastków (w tym 663 mg/kg Sr) w poziomie powierzchniowym gleb występuje w Żarach. Gleby te są również wzbogacone w bar (294 mg/kg), wapń (3,24%), magnez (0,83%), nikiel (42 mg/kg), miedź (63 mg/kg), żelazo (2,14%), fosfor (0,277%) i siarkę (0,414%). W obydwu przypadkach trudno jest jednoznacznie określić powody kumulacji wymienionych pierwiastków w glebach, ale można domniemywać, że pochodzą one ze źródeł antropogenicznych.

Zn CYNK

Wybrane środowiska

Znaczna ilość cynku jest rozproszona w minerałach skałotwórczych, gdzie podstawią on żelazo i magnez. Najwięcej cynku występuje w strukturach amfiboli (100–500 mg/kg) i biotytów (50–1500 mg/kg) (Koljonen, red., 1992). Gabra zawierają średnio 100 mg/kg cynku, a granity około 50 mg/kg. Wśród skał osadowych najwyższą

zawartością cynku wyróżniają się łowce i łupki (średnio 100–120 mg/kg), w piaskowcach i wapieniach jego ilość wynosi średnio 20–30 mg/kg (Alloway, Ayres, 1999). W nagromadzeniach złożowych cynk występuje pod postacią sfalerytu (ZnS) z domieszkami kadmu, kobaltu, żelaza, rtęci i innych metali, często razem z siarczkami ołowiu, miedzi i żelaza.

Zarówno krzemiany zawierające cynk, jak i siarczki należą do minerałów łatwo wietrzejących w warunkach hipergenicznych, a główna część cynku uwolnionego w procesach wietrzeniowych ulega przechwyceniu przez minerały ilaste oraz wodorotlenki żelaza i manganu, pozostając w zwietrzelinie. Część jest transportowana w roztworach i zawieszona do zbiorników wodnych. W środowiskach utleniających dochodzi do połączeń cynku z węglanami lub krzemionką, stanowiącymi składniki galmanów.

Zawartość cynku w glebach związana jest z jego koncentracją w skałach macierzystych i grupą gatunkową gleby. W Polsce gleby lekkie (piaszczyste) zawierają średnio 33 mg/kg cynku, gleby średnie (gliniaste lekkie) — 52 mg/kg, a gleby ciężkie (gliniaste) — 80 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). W Niemczech średnia zawartość cynku w glebach wynosi 83 mg/kg, w Austrii — 65 mg/kg, a w Szkocji — 58 mg/kg (Kiekens, 1995). Wahania zawartości cynku w glebach Słowacji mieszczą się w granicach 3–14 925 mg/kg, przy średniej geometrycznej 62 mg/kg (Čurlik, Šeřčik, 1999). W glebach Litwy stwierdzano od 1 do 185 mg/kg cynku (Kadūnas i in., 1999), a w glebach Norwegii średnio 40 mg/kg Zn (Reimann i in., 1998).

Cynk jest łatwo przyswajany przez rośliny i bierze udział w wielu przemianach biochemicznych, lecz zarówno jego niedobór, jak i nadmiar prowadzi do uszkodzeń tkanek. W organizmach zwierzęcych cynk wchodzi w skład enzymów biorących udział w metabolizmie białek, węglowodanów i tłuszczu. Niedobór cynku w żywieniu wywołuje choroby skóry i układu kostnego (Kabata-Pendias, Pendias, 1999), ale jego nadmiar niekiedy może być toksyczny.

Źródła zanieczyszczeń

Cynk jest jednym z najintensywniej użytkowanych metali nieżelaznych. Głównie (ponad 90%) jest stosowany w postaci metalicznej i służy do powlekania blach stalowych i odlewów żeliwnych w celu zabezpieczenia przed korozją (np. w samochodach, w budownictwie). Do produkcji części maszyn i armatury szeroko używa się stopów (brąz, mosiądz). Rozpraszanie cynku w postaci metalicznej jest niewielkie, natomiast łatwiej migrują jego związki, które są używane do produkcji gumy, preparatów ochrony roślin, nawozów, farmaceutyków i kosmetyków. Przy prażeniu rud oraz składowaniu odpadów górniczych, przerobowych i hutniczych dochodzi do emisji pyłowych i skażenia wód. Istotnym źródłem zanieczyszczenia gleb cynkiem jest też produkcja farb (Roszyk, Strojek, 1983), spalanie węgla, ścieranie opon samochodowych, zrzuty ścieków, a także odcieki ze składowisk odpadów.

Tło geochemiczne

Tło geochemiczne cynku różnicuje się nieznacznie w glebach z terenów niezabudowanych na Niziu Polskim. Jest niższe od 50 mg/kg, a często nie osiąga 30 mg/kg (tabl. 15). Podobne zawartości naturalne cynku (średnio 30–40 mg/kg) dla niezanieczyszczonych gleb Polski przytaczają Terelak i in., (1995) oraz Kabata-Pendias i Pendias (1999). W Karpatach i Sudetach występują wyższe zawartości tego pierwiastka, najczęściej w granicach 50–90 mg/kg Zn. W glebach regionu śląsko-krakowskiego zaznacza się anomalia (>181 mg/kg), wiążąca się z występowaniem na powierzchni lub pod niewielkim przykryciem skał formacji dolomitów kruszczońskich triasu, złóż rud cynku i ołowiu oraz antropogenicznym wzbogaceniem poziomu powierzchniowego poprzez wydobycie, przeróbkę i hutnictwo tych rud, trwające z różnym nasileniem od średniowiecza.

Gleby miejskie

Gleby miejskie (szczególnie z poziomu powierzchniowego) są zanieczyszczone cynkiem w niemal wszystkich miastach Polski. Analiza wartości parametrów statystycznych (fig. 14) świadczy o znacznej kumulacji tego pierwiastka z różnych źródeł antropogenicznych. Dla gleb poziomu powierzchniowego obszarów niezabudowanych mediana wynosi 29 mg/kg, w glebach miejskich z głębokości 0,0–0,2 m osiąga 87 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — 49 mg/kg Zn. Zakres percentyli 25–75% odpowiada zawartości: 47–193 mg/kg w powierzchniowym poziomie gleb miejskich, 23–116 mg/kg w glebach poziomu głębszego i 19–49 mg/kg Zn dla tła geochemicznego.

Współczynniki wzbogacenia gleb ≤ 1 w zakresie głębokości 0,0–0,2 m występują tylko w 5,8% miast, zaś w poziomie 0,4–0,6 m — w 29,3% (tabl. 15). Dwu- lub trzykrotne przekroczenia wartości tła geochemicznego

występują w 61,2% miast dla gleb poziomu powierzchniowego i 52,9% miast dla gleb poziomu głębszego. Kumulacja cynku w poziomie 0,4–0,6 m jest przypuszczalnie związana z jego znaczną mobilnością i przemieszczaniem się w głąb profili glebowych. W poziomie powierzchniowym bardzo wysoki jest udział gleb o współczynniku kumulacji cynku >5 (16,5% miast). W poziomie 0,4–0,6 m gleby o takim współczynniku występują w 6,4% miast.

W miastach Górnego Śląska cynk kumuluje się w obydwu poziomach gleb (tabl. 15, tab. 3). Najwyższy współczynnik jego kumulacji (podobnie jak ołowiu) w glebach poziomu powierzchniowego zanotowano w Piekarach Śląskich ($W_1 = 21$). Od dziesięciu do piętnastu razy przekroczona jest wartość tła geochemicznego w górnym poziomie gleb w Świętochłowicach, Siemianowicach Śląskich, Chorzowie, Chrzanowie, Bytomiu, Mysłowicach i Olkuszu. W Świętochłowicach w glebach poziomu 0,4–0,6 m współczynnik wzbogacenia w cynk osiąga wartość 26, zaś w Chorzowie i Olkuszu — 19. Kumulacja cynku w glebach na tym terenie wiąże się z ich rozwojem na podłożu dolomitów kruszczośnych (naturalny czynnik wzbogacenia) oraz trwającymi wiele lat procesami wydobywania, przeróbki i hutnictwa Zn–Pb (czynnik antropogeniczny). Skażenie gleb miejskich cynkiem jest szczególnie wyraźne w Tarnowskich Górach, Piekarach Śląskich, Olkuszu, Chrzanowie, Bytomiu, Sierszy i Jaworznie, gdzie występują ślady starych wyrobisk, miejsc przetopu i starych hut (Przeniosło, 1995). Przedmiotem dawnej eksploatacji była bowiem galena, zaś rudy cynku, traktowane jako odpady, były porzucane i rozpraszane na powierzchni.

Kumulacja cynku w glebach poziomu powierzchniowego wyraźnie zaznacza się też w miastach Dolnego Śląska i Sudetów (Legnica, Wrocław, Boguszów Gorce, Wałbrzych, Bolesławiec). W poziomie powierzchniowym gleb współczynniki wzbogacenia w cynk są tu dwukrotnie wyższe niż w poziomie głębszym (tabl. 15). Zanieczyszczone gleby w Legnicy zlokalizowane są w pobliżu huty miedzi. Podwyższenie zawartości cynku w glebach Boguszowa i Wałbrzycha można wiązać z mineralizacją sfalerytową złoża barytu (Gruszczyk i in., 1970, Kowalski, 1976) i okruszcowaniem skał karbońskich (Kwiecińska, 1968). Czynniki antropogeniczne, podobnie jak w innych miastach, są też transport kolejowy i kołowy oraz emisje z zakładów przemysłowych. Zanieczyszczenie gleb poziomu powierzchniowego w Żaganiu, Bolesławcu i Wrocławiu jest prawdopodobnie sumarycznym efektem ich rozwoju na osadach rzek niosących metale z odległych terenów (Górny Śląsk, Sudety) i opadem pyłów przemysłowych oraz komunikacyjnych.

Na Niżu Polskim i Podkarpaciu znacząca kumulacja cynku występuje w wielu miastach. Do najbardziej wzbogaconych w cynk należą gleby z obydwu poziomów głębokości w Radomsku ($W_1 = 9,9$; $W_2 = 8,5$). Źródłem cynku są osady aluwialne Radomki zanieczyszczone ściekami z zakładów metalurgicznych, największego w Europie producenta drutu ocynkowanego i wyrobów z drutu.

W Lesznie zanieczyszczenie gleb cynkiem dotyczy poziomu powierzchniowego; współczynnik kumulacji osiąga wartość 9,6 (tab. 3). Cynk może pochodzić ze ścieków i odpadów zakładów przemysłu metalowego. Do miast o wysokim współczynniku kumulacji cynku w poziomie powierzchniowym należy Dęblin ($W_1 = 8$); koncentracja tego pierwiastka w glebach poziomu 0,4–0,6 m znacznie zmniejsza się ($W_2 = 2,2$). Wzbogacenie w cynk można wiązać z lokalizacją miasta na namulach i madach tarasów zalewowych Wisły (Żarski, 1991), a także z działalnością dużego węzła kolejowego, wojskowego portu lotniczego i lotniczych zakładów remontowych. Być może pozostałości XIX-wiecznej twierdzy (Iwangorodu) i otaczających ją fortów wykorzystywano jako „dzikie” wysypiska śmieci i złomu, stanowiące dodatkowe źródło cynku.

Kumulacja cynku w glebach miejskich (szczególnie w poziomie powierzchniowym) związana jest wyraźnie z wielkością miast. Na wykresach słupkowych (tabl. 17) wzrost współczynnika wzbogacenia gleb w cynk (do wartości 1,2) występuje już w obszarach wiejskich. W powierzchniowym poziomie gleb w grupie miast od <10 tys. do 100 tys. mieszkańców współczynnik kumulacji cynku utrzymuje się na stałym poziomie 1,8. Dla gleb z poziomu 0,4–0,6 m w tych miastach zawartość cynku jest zbliżona do tła geochemicznego. Następną grupę stanowią miasta od 100 tys. do 1 mln mieszkańców. W poziomie powierzchniowym gleb współczynniki kumulacji cynku wahają się tu od 2,1 do 2,4; w glebach poziomu głębszego występuje również ich wzrost do wartości 1,7. W glebach Warszawy (1–2 mln mieszkańców) w poziomie powierzchniowym wartość współczynnika wzbogacenia wynosi 1,7, a w poziomie głębszym utrzymuje się w granicach tła geochemicznego. W miastach aglomeracji górnośląskiej (powyżej 3 mln mieszkańców) stwierdzono maksymalną kumulację cynku. W glebach poziomu głębszego wartość tła geochemicznego cynku jest przekroczona prawie sześciokrotnie, a w poziomie powierzchniowym — niemal dwunastokrotnie. Główne źródła cynku to z pewnością emisje zakładów przemysłu cynkowego i paliwowo-energetycznego.

Kumulacje cynku w obydwu poziomach glebowych przekraczające tysiąc lub kilka tysięcy mg/kg (niekiedy znacznie wyższe w glebach poziomu dolnego) występują w Świętochłowicach, Dąbrowie Górniczej, Chorzowie, Piekarach Śląskich, Rudzie Śląskiej, Tarnowskich Górach, Zabrze i w innych miastach Górnego Śląska — najczęściej w rejonach dawnego i współczesnego hutnictwa rud Zn–Pb. Zanieczyszczenie gleb cynkiem wielokrotnie

wyższe w poziomie powierzchniowym występuje w Katowicach, Bytomiu, Mysłowicach i Będzinie (tab. 3). Podobną jak na Górnym Śląsku charakterystykę i genezę mają zanieczyszczenia gleb w Olkuszu, Chrzanowie i Trzebinii. Najwyższą zawartość cynku zanotowano w glebach Olkusza — 91 110 mg/kg w poziomie 0,0–0,2 m i 102 450 mg/kg w poziomie głębszym w rejonie kopalni „Pomorzany”. Anomalne kumulacje cynku w glebach, związane z górnictwem i hutnictwem rud cynkowo-ołowiowych w tym rejonie, były notowane wielokrotnie (Trafas i in., 1990; Lis, Pasieczna, 1995b, 1999b). Podobnie wysokie koncentracje cynku (do 45 900 mg/kg) występują w glebach Wielkiej Brytanii w obszarach eksploatacji i przeróbki rud cynku (Xiangdong, Thornton, 1993) oraz wokół starych hałd — do 14 790 mg/kg Zn (Merrington, Alloway, 1994).

Ze źródeł antropogenicznych pochodzi cynk skumulowany w glebach wielu miast poza obszarem Górnego Śląska. Należą do nich Gdańsk, Częstochowa, Kraków, Poznań i wiele mniejszych skupisk miejskich. Do silnie zanieczyszczonych należą też gleby obydwu analizowanych poziomów w Oławie, Pabianicach, Żywcu, Zgierzu i Wrocławiu.

CHARAKTERYSTYKA GEOCHEMICZNA GLEB W WYBRANYCH MIASTACH

AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA

Obszar przedstawiony na mapach (tabl. 18–31) stanowi fragment Wyżyny Śląsko-Krakowskiej. Jego północna część to Wyżyna Katowicka, a w skład części południowej wchodzi Płaskowyż Rybnicki i Pagóry Jaworznickie. Prezentowany teren w znacznej części należy do Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (GOP), a w podziale administracyjnym kraju położony jest w środkowej części województwa śląskiego. Jest to najgęściej zaludniony i najbardziej uprzemysłowiony okręg w Polsce.

Region budują węglonośne utwory karbońskie przykryte na północy i wschodzie skałami węglanowymi triasu. W dolomitach środkowego triasu występują złoża rud cynkowo-ołowiowych. Od strony południowej formacje karbonu i triasu przykryte są trzeciorzędowymi osadami zapadliska przedkarpackiego. Utwory czwartorzędu (żwiry, piaski i mułki akumulacji rzecznej, gliny morenowe i utwory fluwioglacjalne oraz lessy) występują w postaci izolowanych płątów (Kotlicka, Kotlicki, 1979, 1980; Kaziuk, Lewandowski, 1980a, b).

Skałami macierzystymi gleb są zarówno utwory karbonu i triasu, jak i młodszych formacji, a czynniki oddziałujące na kumulację w nich pierwiastków należą do geologicznych (wychodnie formacji skalnych, bariery geochemiczne) i antropogenicznych (zrzuty wód kopalnianych i ścieków, hałdy odpadów pogórnicznych i przerobczych, spalanie węgla, hutnictwo żelaza i metali nieżelaznych). Zachodnia część omawianego obszaru odwadniana jest do Odry, a wschodnia do Wisły.

Największa koncentracja ludności (>2400 osób/km²) przypada na strefę Gliwice–Zabrze–Bytom–Świętochłowice–Chorzów–Siemianowice Śląskie–Katowice–Sosnowiec (Jarzębski, red., 1997). Miasta o największej liczbie mieszkańców to Katowice (>300 tys.), Bytom, Gliwice, Sosnowiec, Zabrze (200–300 tys.) oraz Chorzów, Dąbrowa Górnicza, Ruda Śląska, Rybnik i Tychy (100–200 tys.).

W strukturze przemysłu dominuje górnictwo, przemysł paliwowo-energetyczny i metalurgiczny; ten ostatni powodował największą kumulację metali w glebach. Wydobywanie kruszców z licznych płytkich kopalń oraz prymitywna technologia wytopu metali z rud, prowadzona szczególnie intensywnie w XVI–XIX w. (Molenda, 1960; Pazdur, Pietraszek, 1961; Grzechnik, 1978), spowodowały rozproszenie odpadów poprodukcyjnych wokół wyrobisk i trwającą do chwili obecnej ciągłą migrację metali do gleb i wód (Lis, Przeniosło, 1999). Współcześnie na terenie aglomeracji górnośląskiej działają zarówno zakłady produkujące cynk i ołów (Smakowski, Lewicka, 1999), jak i kilkanaście obiektów przemysłu żelaza i stali, które odprowadzają odpady na wysypiska i wylewiska (Królikowski i in., 1992; Jarzębski, red., 1997). Największe huty żelaza zlokalizowane są w Dąbrowie Górniczej (huta „Katowice”) i w Łaziskach Górnych, a do niedawna ogromne skażenia środowiska powodowały huty cynku w Miasteczku Śląskim i Szopienicach.

Wydobyciu węgla kamiennego w kilkudziesięciu kopalniach towarzyszy powstawanie składowisk skał płonnych, na których utlenianie piritu prowadzi do zakwaszenia i uruchamiania metali (Twardowska i in., 1988). Uciążliwe dla otoczenia są też koksownie, elektrownie i elektrociepłownie (ponad 30 zakładów) — źródła emisji pyłowych i gazowych. Większość zanieczyszczeń gazowych (dwutlenku siarki, tlenków węgla i tlenków azotu) oraz około 75% zanieczyszczeń pyłowych pochodzi ze spalania paliw. Ważniejsze obiekty przemysłu paliwowo-energetycznego to koksownie, elektrownie i rafinerie.

Do szczególnie szkodliwych dla środowiska należą zakłady chemiczne w Tarnowskich Górach, Chorzowie i Jaworznie.

Przemysł i gospodarka komunalna wytwarzają ścieki, które (choć w znacznej części oczyszczone) powodują degradację wód, osadów wodnych i gleb aluwialnych. Wśród odpadów przeważają odpady górnictwa

węgla kamiennego i elektrowni oraz hut metali nieżelaznych.

Badania geochemiczne (tabl. 18–31)

W północno-wschodniej części obszaru większość gleb (w obydwu badanych poziomach) charakteryzuje się **odczynem** zasadowym, powyżej 7,4 (tabl. 18 i 19). Jest to teren największych skupisk miejskich, rozciągający się od Jaworzna i Dąbrowy Górniczej, poprzez Będzin, Siemianowice Śląskie, Piekary Śląskie do Zabrze, Bytomia i Tarnowskich Gór, położony w rejonach wystąpień dolomitów kruszczoonych w podłożu. Zawartość wapnia w glebach poziomu powierzchniowego przekracza często 1%, miejscami kilka procent; zawartość magnezu przewyższa 0,20% (Lis, Pasieczna 1995b). W poziomie 0,4–0,6 m wyraźnie zwiększa się zasięg gleb zasadowych; czynnikiem decydującym o ich odczynie jest przypuszczalnie skład chemiczny skał macierzystych. Na wzrost pH gleb poziomu powierzchniowego wpływa też opad pyłów ze spalania paliw oraz działalności zakładów przemysłowych. Gleby kwaśne występują w południowej części regionu (w obydwu analizowanych zakresach głębokości) oraz w części zachodniej — w poziomie powierzchniowym.

Przeciętna zawartość **arsenu** w glebach Gliwice, Rybnika, Wodzisławia Śląskiego i Chrzanowa jest niska (<5–10 mg/kg As) w obydwu poziomach głębokościowych. Na terenie powiatów miejskich Siemianowice Śląskie, Świętochłowice, Chorzów, Ruda Śląska, Piekary Śląskie oraz w części Bytomia i Sosnowca w glebach występuje anomalia arsenu (>15 mg/kg). Jest ona bardziej rozległa w poziomie powierzchniowym (tabl. 20 i 21). W glebach poziomu powierzchniowego występują też anomalie punktowe arsenu w Mysłowicach, Jaworznie, Tychach i Żorach (tabl. 20). W Żorach anomalia arsenu zaznacza się również w glebach z głębokości 0,4–0,6 m. Zawartość maksymalną arsenu w glebach poziomu powierzchniowego stwierdzono w Katowicach w pobliżu Huty Metali Nieżelaznych (HMN) „Szopienice” (238 mg/kg) i w Piekarach Śląskich (do 115 mg/kg) w pobliżu Zakładów Górniczo-Hutniczych (ZGH) „Orzeł Biały”. W niektórych miejscach Świętochłowic koncentracja arsenu osiąga 67 mg/kg, a w Chorzowie (w pobliżu Zakładów Azotowych) — 69 mg/kg. Do silnie zanieczyszczonych arsenem należą gleby w Rudzie Śląskiej (99 mg/kg w pobliżu Kopalni Węgla Kamiennego (KWK) „Wawel” oraz 58 mg/kg w sąsiedztwie huty „Pokój”). W glebach poziomu 0,4–0,6 m maksymalna zawartość arsenu (153 mg/kg) została stwierdzona w Piekarach Śląskich w sąsiedztwie ZGH „Orzeł Biały” oraz w Bytomiu — w glebach aluwialnych doliny Bytomki (do 76 mg/kg).

Wysokie koncentracje arsenu są pochodzenia zarówno litologicznego, jak i antropogenicznego. W glebach badanego regionu arsen jest pierwiastkiem związanym z obecnością wychodni skał triasowych ze złożami rud cynkowo-ołowiowych oraz z działalnością górniczo-hutniczą. W rudach arsen jest zawarty w siarkosolach (jordanit, gratonit) towarzyszących siarczkom ołowiu i cynku (Harańczyk, 1962; Ziętek-Kruszewska, 1978) oraz w markasyicie (Paulo, Strzelska-Smakowska, 2000b). W obszarze badanych skupisk miejskich zlokalizowane są liczne elektrownie i elektrociepłownie spalające duże ilości węgla, który niekiedy zawiera do 200 mg/kg As (Kabata-Pendias, Pendias, 1999). Część tego pierwiastka może dostawać się do środowiska z rozwiewania licznych hałd oraz na skutek emisji z zakładów hutniczych i chemicznych.

Wysoką zawartość **ołowiu**, **cynku** i **kadmu** zanotowano w obszarze zwartej anomalii obejmującej powiaty miejskie: Bytom, Piekary Śląskie, Świętochłowice, Chorzów, Siemianowice Śląskie, północną część powiatów Katowice i Ruda Śląska oraz zachodnią część powiatu Sosnowiec (tabl. 22, 23, 28–31). Anomalne zawartości tych pierwiastków występują również na pograniczu powiatów Dąbrowa Górnicza–Olkusz (gmina Sławków) oraz Jaworzno–Chrzanów. Na terenie anomalii zawartość ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego przekracza 250 mg/kg, cynku — 780 mg/kg, a kadmu — 10 mg/kg. W glebach poziomu 0,4–0,6 m anomalie są mniej rozległe; zawartość ołowiu wzrasta ponad 320 mg/kg, cynku — ponad 1100 mg/kg, zaś stężenie kadmu jest podobne jak w glebach powierzchniowych. Na terenie miast położonych w zachodniej i południowej części obszaru (Gliwice, Czerwionka-Leszczyny, Rybnik, Wodzisław Śląski, Żory, Pszczyna, Oświęcim) zawartość kadmu, ołowiu i cynku nie przekracza wartości granicznych w żadnym z analizowanych poziomów glebowych, pozostając w granicach naturalnego tła geochemicznego.

Do miast o glebach najbardziej zanieczyszczonych **kadmem** należą Piekary Śląskie i Bytom. Maksymalne koncentracje tego pierwiastka występują w obydwu poziomach gleb w dolinie Brynicy na osiedlu Brzozowice w Piekarach Śląskich. Zawierają one w poziomie powierzchniowym do 160 mg/kg Cd, a w poziomie głębszym — do 254 mg/kg. Do bardziej skażonych należy też okolica ZGH „Orzeł Biały” — 89 mg/kg Cd w glebach z głębokości 0,4–0,6 m. W innych rejonach tych miast zawartość kadmu osiąga niekiedy od kilkunastu do kilkudziesięciu mg/kg zarówno w glebach poziomu powierzchniowego, jak i dolnego. Najwyższe stężenia kadmu stwierdzano w pobliżu ruchliwych skrzyżowań oraz w parkach miejskich.

W Świętochłowicach zawartość maksymalna kadmu wynosi 41 i 32 mg/kg odpowiednio w poziomie dolnym i górnym, a nieco mniej w Chorzowie — 27 i 25 mg/kg. W Bytomiu, Będzinie i Rudzie Śląskiej gleby

poziomu powierzchniowego są wyraźnie zanieczyszczone kadmem pochodzącym ze źródeł antropogenicznych. W glebach z poziomu powierzchniowego wartości median dla tych miast wynoszą 4–7 mg/kg Cd i obniżają się do 2–3 mg/kg Cd w poziomie dolnym.

Maksymalną zawartość **ołowiu** stwierdzono w glebach poziomu powierzchniowego w Katowicach w okolicy HMN „Szopienice” (16 972 mg/kg). W Bytomiu, Rudzie Śląskiej i w Piekarach Śląskich zawartość ołowiu często osiąga 1000–3000 mg/kg w glebach z obydwu analizowanych zakresów głębokości.

Koncentracje dochodzące zwykle do kilkuset mg/kg Pb (a maksymalnie do kilku tysięcy mg/kg) zanotowano w glebach powstałych na osadach aluwialnych Brynicy, Szarlejki i Bytomki. Do szczególnie zanieczyszczonych ołowiem należą również gleby, których skałami macierzystymi są aluwia Stoły poniżej ZCh w Tarnowskich Górach. Koncentracja ołowiu w poziomie powierzchniowym wynosi tu lokalnie 2113 mg/kg, a w poziomie dolnym — 5077 mg/kg. W rejonie Nakła (Tarnowskie Góry) oraz w dzielnicy Bobrowniki kumulacja ołowiu w poziomie powierzchniowym gleb dochodzi do 600–700 mg/kg.

W Zabrze gleby silnie zanieczyszczone ołowiem (1078 i 1233 mg/kg odpowiednio w poziomie powierzchniowym i dolnym) zlokalizowane są w pobliżu huty „Zabrze”, Zabrzeńskich Zakładów Maszyn Górniczych, koksowni i elektrociepłowni.

Kumulacje **cynku**, w obydwu poziomach glebowych, przekraczające często tysiąc mg/kg, a nawet 1% (niekiedy znacznie wyższe w poziomie dolnym) występują w Świętochłowicach, Dąbrowie Górniczej, Chorzowie, Piekarach Śląskich, Rudzie Śląskiej, Tarnowskich Górach, Zabrze i innych miastach, najczęściej w rejonach dawnego i współczesnego hutnictwa rud Zn–Pb. Zanieczyszczenie gleb cynkiem, wielokrotnie wyższe w poziomie powierzchniowym, występuje w niektórych rejonach Katowic, Bytomia, Mysłowic i Będzina. W Katowicach najbardziej wzbogacone w cynk są gleby aluwialne rozwinięte na osadach Brynicy (3690 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 542 mg/kg w poziomie głębszym). Wartość mediany dla gleb poziomu powierzchniowego w Katowicach wynosi 417 mg/kg, a dla poziomu głębszego — 178 mg/kg Zn.

Również w Piekarach Śląskich w glebach na tarasach Brynicy stwierdzono bardzo wysokie zawartości cynku (maksymalnie 11 899 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 22 300 mg/kg w poziomie głębszym), co można wyjaśnić szczególną kumulacją cynku w aluwialach, dochodzącą do 63 157 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1995b). Koncentracje cynku powyżej 2000 mg/kg w obydwu poziomach glebowych występują w rejonie HMN „Szopienice”. Do znacznej kumulacji cynku dochodzi też w glebach aluwialnych doliny Rawy. W pobliżu KWK „Kleofas” w poziomie powierzchniowym zawartość cynku osiąga 884 mg/kg, a w poziomie głębszym — 609 mg/kg. W różnych dzielnicach Bytomia gleby poziomu powierzchniowego zawierają 86–3399 mg/kg cynku, a gleby poziomu głębszego od 63 do 1683 mg/kg. Podobnie jak w Katowicach wyraźnie bogatsze w cynk są gleby poziomu powierzchniowego.

Głównym czynnikiem powodującym zanieczyszczenie gleb poziomu powierzchniowego przez kadm, ołów i cynk na większości badanego obszaru są opady pyłów pochodzące z emisji przemysłowych (szczególnie z zakładów produkcji metali nieżelaznych). Świadczy o tym redukcja powierzchni gleb zanieczyszczonych na głębokości 0,4–0,6 m. Jednak najbardziej intensywne anomalie kadmu, ołowiu i cynku (metali typowych dla górnośląskich złóż kruszców) są związane z obszarami ich historycznego górnictwa.

Anomalia **miedzi** (>27 mg/kg) rozciąga się w poziomie powierzchniowym gleb od Sosnowca, poprzez Siemianowice Śląskie, Świętochłowice, Chorzów i Rudę Śląską do Zabrze (tabl. 24), nakładając się częściowo na występujące w tym rejonie anomalie kadmu, ołowiu i cynku. W glebach z poziomu 0,4–0,6 m jej zasięg jest znacznie mniejszy (tabl. 25), co wskazuje na pyły miejskie i przemysłowe jako główne źródło tego pierwiastka. W centrum anomalii zaznaczono rejon, gdzie przekroczone są wartości graniczne.

W Chorzowie najsilniej zanieczyszczone miedzią gleby obydwu poziomów zlokalizowane są w sąsiedztwie huty „Batory” (156 mg/kg w glebach powierzchniowych i 122 mg/kg w glebach poziomu głębszego) i ZCh „Hajduki” oraz w rejonie między hutą „Kościuszko” a Zakładami Azotowymi.

W Katowicach podwyższone koncentracje miedzi zlokalizowano w glebach w pobliżu zakładów remontowych KWK „Murcki” oraz w rejonie HMN „Szopienice”, gdzie gleby poziomu powierzchniowego zawierają do 211 mg/kg Cu (także 238 mg/kg As i 16 972 mg/kg Pb).

Do bardzo zanieczyszczonych miedzią (do 805 i 680 mg/kg odpowiednio w powierzchniowym i dolnym poziomie) należą gleby rozwinięte na osadach aluwialnych Stoły w pobliżu osadników zakładów chemicznych w Tarnowskich Górach.

W Rudzie Śląskiej zawartość maksymalna miedzi w glebach poziomu powierzchniowego (316 mg/kg) występuje w pobliżu huty „Pokój”. W Zabrze (rejon huty „Zabrze”) gleby poziomu powierzchniowego zawierają 292 mg/kg, a poziomu głębszego — do 209 mg/kg Cu.

W innych miastach Górnośląska (tabl. 24, 25) zawartość miedzi w glebach poziomu powierzchniowego wynosi najczęściej 10–15 mg/kg i około 5–10 mg/kg w glebach poziomu głębszego. W kilku miastach występują

anomalie punktowe.

W glebach poziomu powierzchniowego występuje anomalia **rtęci** ($>0,20$ mg/kg) rozciągająca się od Zabrze na zachodzie, poprzez Rudę Śląską, Świętochłowice, Chorzów, Siemianowice Śląskie do Sosnowca na wschodzie (tabl. 26). W glebach poziomu głębszego (tabl. 27) utrzymuje się tylko kilka niezbyt rozległych anomalii, z centrum największej w Świętochłowicach. Zawartość maksymalną rtęci w jej obrębie ($2,72$ mg/kg) wykazały gleby na osiedlu Piaśniki, gdzie występują też anomalne stężenia arsenu. Skażenie gleb rtęcią i arsenem mogło wystąpić na skutek składowania i nadmiernego stosowania środków ochrony roślin (rejon ogródków działkowych).

Anomalie o zawartości rtęci przekraczającej wartość graniczną ($0,40$ mg/kg) występują w glebach powierzchniowych Jaworzna oraz w okolicy Oświęcimia. W Oświęcimiu emisje rtęci wiązać można z produkcją chloru w Zakładzie Tworzyw Winylowych ZCh „Dwory” i zlikwidowanym już przenikaniem ścieków do wód i gleb (Kasina, Czerwieniec, 1995). W okolicach Jaworzna zawartość rtęci osiąga $2,44$ mg/kg w pobliżu ZCh „Organika Azot” i $0,52$ mg/kg w rejonie KWK „Jaworzno”. Źródłem rtęci w tym rejonie było przypuszczalnie wieloletnie spalanie dużych ilości węgla w elektrowni, która obecnie stosuje najnowocześniejsze technologie i nie stwarza już zagrożenia.

W Rudzie Śląskiej, w sąsiedztwie dworca kolejowego Ruda Chebzie koncentracja rtęci osiąga $1,15$ mg/kg. Do zanieczyszczonych w rtęć należą też gleby w Bytomiu w pobliżu hut „Bobrek” i „Zygmunt” oraz elektrociepłowni „Szombierki” ($0,70$ – $0,80$ mg/kg Hg).

W Zabrzu najwyższą zawartość rtęci odnotowano w rejonie huty „Zabrze”, odpowiednio $0,63$ mg/kg i $0,50$ mg/kg w górnym i dolnym poziomie gleb aluwialnych na tarasach Bytomki.

W Katowicach najwyższe koncentracje rtęci, do $0,60$ mg/kg w glebach powierzchniowych, występują w rejonie HMN „Szopieniec”.

W Chrzanowie gleby aluwialne rozwinięte na tarasach rzeki Chechło zawierają odpowiednio $0,19$ i $1,28$ mg/kg rtęci w poziomie powierzchniowym i dolnym. Anomalie te mają przypuszczalnie charakter lokalny i wymagają bardziej szczegółowego zbadania.

Rozkład maksymalnych zawartości rtęci w glebach poziomu powierzchniowego świadczy, że wzbogacenie gleb miejskich w ten pierwiastek wiąże się w głównej mierze z emisjami pyłów z hut, elektrociepłowni i niektórych zakładów chemicznych. Przestrzenne rozmieszczenie miedzi wskazuje również na jej antropogeniczne pochodzenie.

BIAŁYSTOK

Białystok położony jest na Nizinie Północnopodlaskiej, w jej części noszącej nazwę Wysoczyzny Białostockiej, która jest zbudowana ze wzgórz morenowych i kemów, rozdzielonych równinami sandrowymi i morenowymi. Gleby na obszarze miasta rozwinęły się z utworów czwartorzędowych należących do zlodowaceń środkowopolskich i holocenu (Kmieciak, 2000). W części południowej miasta podłoże gleb stanowią głównie piaski, żwiry i głązy lodowcowe. Piaski są przeważnie gliniaste, źle wysortowane; w krawędziach dolin rzecznych zazębiają się z glinami zwałowymi pyłowo-piaszczystymi. Na północy skałami macierzystymi gleb są dobrze wysortowane piaski i żwiry wodnolodowcowe występujące w formie płatów otaczających doliny rzeczne. Dolinę rzeki Białej wypełniają piaski, namuły i torfy. Gleby w większości zaklasyfikowano do ciężkich i średnich. Znacznie mniejszy udział mają gleby lekkie (Kędzierzawski, red., 1998).

Białystok i jego otoczenie (tereny rolnicze i leśne) charakteryzują się nieznacznym zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego. Miasto jest ośrodkiem przemysłu, dominuje produkcja artykułów spożywczych i napojów, zaopatrzenie w energię, gaz, parę wodną i wodę, produkcja tkanin oraz maszyn i urządzeń. Ścieki miejskie (i z niektórych zakładów przemysłowych) po oczyszczeniu w oczyszczalni komunalnej są odprowadzane do Supraśli rzeką Białą. Do głównych źródeł zanieczyszczenia powietrza należą zakłady przemysłowe i transport. Największe ilości pyłów i gazów emitowane są z elektrociepłowni, ZPB „Fasty”, Zakładów Mleczarskich, Przedsiębiorstwa Produkcji Silikatów „Silikaty” i Zakładów Przemysłu Sklejek (Kędzierzawski, red., 1996).

Badania geochemiczne (tabl. 32)

Badane gleby wykazały **odczyn** zmieniający się od $5,2$ do $7,7$ w poziomie powierzchniowym i od $5,4$ do $8,0$ w poziomie głębszym. Porównanie wartości średnich odczynu ($7,3$ w poziomie powierzchniowym i $7,7$ w poziomie $0,4$ – $0,6$ m) oraz zmienności w poszczególnych punktach wskazuje na alkalizację gleb wraz z głębokością. Najwyższe wartości pH występują w glebach obydwu poziomów głębokościowych w centrum, co podobnie jak w innych miastach wiąże się z opadami pyłów pochodzących z elektrociepłowni i innych zakładów.

W górnej warstwie gleb (do $0,2$ m) zawartość **wapnia** waha się od $0,11$ do $4,14\%$ (mediana $1,31\%$). Dla

gleb poziomu dolnego wahania zaobserwowano w zakresie 0,02–1,00% Ca, zaś mediana wynosi 0,37%. Nieco podwyższone zawartości wapnia w stosunku do innych gleb na Niziu Polskim wiążą się przypuszczalnie z występowaniem otoczek skał węglanowych w glinach podłoża, które zawierają niekiedy do kilkunastu procent węglanu wapnia (Kmieciak, 2000).

Metale ciężkie w glebach Białegostoku występują w ilościach nieznacznie przekraczających regionalne tło geochemiczne. Gleby poziomu powierzchniowego są bardziej wzbogacone w miedź, cynk i ołów niż gleby poziomu głębszego. Zawartość **miedzi** zmienia się od 2 do 23 mg/kg w zakresie głębokości 0,0–0,2 m i od <1 do 39 mg/kg w poziomie 0,4–0,6 m. Zawartość **ołowiu** waha się w zakresie 6–102 mg/kg w glebach poziomu powierzchniowego i <3–24 mg/kg w poziomie dolnym, a **cynku** — odpowiednio 25–353 mg/kg i 5–95 mg/kg. Nieco podwyższona zawartość cynku (do 226 mg/kg) występuje w glebach poziomu powierzchniowego przy trasie wylotowej z miasta, co wiąże się przypuszczalnie z nasilonym ruchem kołowym. Przekroczenie zawartości granicznej ołowiu i cynku zanotowano w poziomie powierzchniowym gleb aluwialnych w dolinie rzeki Białej. Gleby te zawierają również maksymalną ilość rtęci. **Rtęć** stwierdzono w granicach <0,05–0,92 mg/kg i od <0,05 do 0,25 mg/kg odpowiednio w poziomie górnym i dolnym.

W glebach poziomu powierzchniowego kumulacja miedzi, cynku i ołowiu jest prawie trzykrotna w stosunku do wartości tła geochemicznego, a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m utrzymuje się wzbogacenie gleb w miedź (tab. 3).

BYDGOSZCZ

Bydgoszcz leży w pasie pojezierzy i pradolin wielkopolskich w obrębie Kotliny Toruńskiej. Gleby miasta powstały w większości na osadach czwartorzędowych; plejstoceńskich piaskach i żwirach wodnolodowcowych pokrywających równiny sandrowe oraz holocenijskich piaskach eolicznych. W południowej części miasta odsłaniają się miejscami gliny zwałowe i ich eluwia, a dolinę Brdy wypełniają piaski i żwiry akumulacji rzecznej oraz torfy, namuły mineralne i mineralno-organiczne (Dysarz, 1996). Osady trzeciorzędowe (iły, mułki i lignity) odsłaniają się w niewielkich płatach w dolinie Brdy (Butrymowicz, 1988; Kozłowska, Kozłowski, 1992).

Teren otaczający Bydgoszcz charakteryzuje się gospodarką rolniczo-leśną, zaś zakłady przemysłowe zgrupowane są w mieście. Już w XIX w. Bydgoszcz była ważnym ośrodkiem przemysłowo-handlowym. Obecnie dominuje przemysł maszynowy i konstrukcji stalowych, elektrotechniczny, chemiczny i gumowy. Zakłady chemiczne i elektrociepłownie zaliczane są do szczególnie uciążliwych dla środowiska z powodu emisji pyłów, gazów oraz zrzutu ścieków. Źródłem wody pitnej dla miasta jest ujęcie na Brdzie, zaś odbiornikami ścieków miejskich i przemysłowych są Brda, Wisła i Kanał Bydgoski. Przyjmują one znaczne ładunki zanieczyszczeń, jako że oczyszczaniu poddanych jest tylko 34,3% ścieków miasta (Krajewski, red., 2001).

Badania geochemiczne (tabl. 33)

Gleby Bydgoszczy wykazały **odczyn** zmieniający się od 3,6 do 7,2 w poziomie powierzchniowym oraz w zakresie 4,9–8,0 w poziomie dolnym. Na obrzeżach miasta gleby rozwinięte na piaszczystym podłożu charakteryzują się naturalnym odczynem kwaśnym (pH < 6). W rejonach zwartej zabudowy miejskiej występuje wzrost ich zasadowości związany z opadami pyłów z emitorów przemysłowych. Podstawowym źródłem energii dla miasta (około 56%) jest węgiel, a emisje pyłów z jego spalania są przypuszczalnie powodem podwyższonego odczynu gleb. W górnych warstwach gleb (do 0,2 m) zawartość **wapnia** waha się od 0,01 do 1,57% (mediana 0,45%). Dla gleb poziomu dolnego zmienność zaobserwowano w zakresie <0,01–1,58%, przy medianie 0,35%. Gleby rozwinięte na osadach gliniastych czwartorzędu i mułkach trzeciorzędowych są wzbogacone w wapń w obydwu zakresach głębokości.

Zawartość **miedzi** w glebach poziomu powierzchniowego waha się od 1 do 89 mg/kg, a poziomu dolnego od <1 do 85 mg/kg. Przekroczenie wartości granicznej (60 mg/kg) tego pierwiastka występuje w rejonie północno-zachodniego obrzeża ZCh „Zachem” i pól irygacyjnych, na osiedlu Bielawy oraz w pobliżu Starego Kanału Bydgoskiego na osiedlu Jary.

Zawartość **rtęci** jest niska (<0,05–0,58 mg/kg). Nieco podwyższone jej ilości występują w glebach niektórych trawników ulicznych.

Mediana **ołowiu** (21 mg/kg) w glebach poziomu powierzchniowego przekracza dwukrotnie medianę poziomu dolnego (11 mg/kg). Najwyższe kumulacje ołowiu (>80 mg/kg) występują w glebach poziomu 0,0–0,2 na osiedlu Bielawy oraz w glebach głębszego poziomu na osadach aluwialnych Brdy.

W kilku punktach miasta zawartość **cynku** przekracza wartość graniczną w glebach poziomu

powierzchniowego. W glebach z głębokości 0,0–0,2 m zawartość cynku waha się od 15 do 520 mg/kg, a poziomu dolnego — od 8 do 288 mg/kg. Gleby wzbogacone w cynk występują na osiedlu Bielawy, w rejonie ZCh „Zachem” oraz w okolicy ogródków działkowych na osiedlu Biedaszkowo.

W zakresie głębokości 0,0–0,2 m najwyższym współczynnikiem kumulacji w glebach miasta (3,8) wyróżnia się miedź (tab. 3), a zawartość cynku i ołowiu przekracza około dwukrotnie tło geochemiczne. W glebach poziomu głębszego zaznacza się tylko kumulacja miedzi.

CZĘSTOCHOWA

Miasto zlokalizowane jest w obrębie jednostki fizjograficznej noszącej nazwę Obniżenia Górnej Warty, na północnym krańcu Wyżyny Śląsko-Krakowskiej. Gleby Częstochowy należą do lekkich i średnich (Ślezański, 1996). Rozwinęły się głównie utworach czwartorzędowych — plejstocenijskich piaskach i żwirach wodnolodowcowych, glinach zwałowych i ich eluwiach oraz holocenijskich piaskach i namulach dolin rzecznych (Bardziński i in., 1985, 1986). W wielu rejonach miasta odsłaniają się skały jurajskie (wapienie dolomityczne, margle oraz ropy i mułowce z syderytami), stanowiące bezpośrednie podłoże czwartorzędu. Syderytowe rudy żelaza były eksploatowane i przerabiane od średniowiecza do lat osiemdziesiątych XX w. (Szczepański i in., 1990; Ratajczak, 1998). Pozostałością działalności wydobywczej są liczne hałdy pogórnice, przerobcze i stawy osadnikowe zlokalizowane w południowo-zachodniej części miasta, a odpady zgromadzone na ich terenie zawierają znaczne ilości tlenków i wodorotlenków żelaza, węglany, siarczany i minerały ilaste (Ratajczak, 1998).

Częstochowa jest ważnym ośrodkiem przemysłu hutniczego (huta „Częstochowa” – HCz), włókienniczego (wełnianego, bawełnianego, lniarskiego) i spożywczego (duże zakłady mięsne). Ponadto w mieście funkcjonują zakłady branży papierniczej, poligraficznej, metalowej, materiałów ogniotrwałych, huta szkła oraz wiele innych, mniejszych. Z zakładów przemysłowych zlokalizowanych na terenie miasta ścieki odprowadzane są (wraz ze ściekami komunalnymi) do oczyszczalni w Mirowie, a następnie do Warty (Czerwińska, 1995; Lenartowicz, 2001).

Badania geochemiczne (tabl. 34–39)

Większość gleb poziomu powierzchniowego w śródmieściu charakteryzuje się **odczynem** obojętnym, a w niektórych punktach — zasadowym (tabl. 34), co jest związane prawdopodobnie z zanieczyszczeniami antropogenicznymi (opadami pyłów przemysłowych, głównie z elektrociepłowni i HCz), jak i występowaniem na powierzchni jurajskich wapieni i margli. W centrum również gleby poziomu 0,4–0,6 m należą do obojętnych lub zasadowych. Na obrzeżach miasta i w jego otoczeniu występują gleby kwaśne.

Gleby Częstochowy zawierają **kadm** w ilościach zbliżonych do regionalnego tła geochemicznego (<0,5–0,6 mg/kg). W kilku punktach śródmieścia w glebach powierzchniowych zanotowano >1 mg/kg Cd, a niekiedy również w glebach z poziomu 0,4–0,6 m zawartość kadmu dochodzi do 1,6 mg/kg (tabl. 35). Wysokie kumulacje kadmu występują w glebach aluwialnych w dolinie Warty (głęb. 0,0–0,2 m) poniżej punktu zrzutu ścieków z HCz (4,6 mg/kg Cd) oraz poniżej oczyszczalni ścieków w Mirowie (4,4 mg/kg Cd).

Zawartość **chromu** w większości gleb nie przekracza 10 mg/kg (tabl. 36). Anomalie lokalne pochodzenia antropogenicznego (do 100 mg/kg) zanotowano w glebach powierzchniowych z terenu HCz, Liszki Dolnej (hałdy odpadów po górnictwie rud żelaza) oraz Kiedrzyń (nieczynne wapienniki). Również w centrum Częstochowy zawartość chromu jest podwyższona punktowo (532 mg/kg w glebach aluwialnych w dolinie Warty w pobliżu wapiennika „Saturn”).

Zawartość **miedzi** w większości gleb pozostaje w granicach 4–10 mg/kg (tabl. 37). W śródmieściu oraz na terenie HCz zanotowano niezbyt rozległe anomalie i punktowe przekroczenia wartości granicznej. Maksymalną zawartość, 176 mg/kg Cu, stwierdzono w glebach poziomu powierzchniowego w centrum, w pobliżu dworca kolejowego. Podwyższone stężenia miedzi zawierają gleby aluwialne doliny Warty (do 85 mg/kg poniżej oczyszczalni ścieków w Mirowie) i Kucelinki (78 mg/kg w rejonie wapiennika „Saturn”). Gleby poziomu głębszego w centrum miasta są również wzbogacone w ten pierwiastek (23–27 mg/kg), natomiast w dzielnicach peryferyjnych zaobserwowano wahania od 1 do 7 mg/kg Cu.

Najczęstsza zawartość **ołowiu** w glebach poziomu powierzchniowego miasta waha się w granicach 25–50 mg/kg (tabl. 38). Na terenie HCz, w centrum oraz w okolicy nieczynnych wapienników w Kiedrzyń zaznaczają się anomalie (>100 mg/kg Pb). Maksymalne koncentracje ołowiu występują w glebach aluwialnych doliny Kucelinki (2350 mg/kg) i Warty (215 mg/kg Pb poniżej oczyszczalni ścieków). Rozległa anomalia ołowiu, występująca poza południowo-wschodnią granicą administracyjną miasta, w obrębie Parku Krajobrazowego „Orle Gniazda”, jest związana z rozproszeniem na tym terenie hałd pogórnice rud żelaza. W glebach poziomu 0,4–0,6 m zawartość ołowiu w poszczególnych punktach jest na ogół niższa niż w glebach powierzchniowych, wskazując na jego

antropogeniczne źródła. Potwierdza ten fakt porównanie wartości median, wynoszących odpowiednio 36 mg/kg i 15 mg/kg Pb w glebach poziomu powierzchniowego i głębszego.

Podobny do obrazu kartograficznego ołowiu jest rozkład **cynku** w glebach. Mediany dla gleb poziomu powierzchniowego i głębszego wynoszą odpowiednio 91 mg/kg i 46 mg/kg Zn. Zasięg anomalii cynku (>133 mg/kg) w glebach powierzchniowych ogranicza się do śródmieścia i terenu HCz (tabl. 39), gdzie jego zawartość dochodzi maksymalnie do 933 mg/kg. Wysokie koncentracje tego pierwiastka występują też w glebach aluwialnych doliny Warty (881 mg/kg) i Kucelinki — w okolicy HCz (754 mg/kg), oraz przy trasie szybkiego ruchu (do 518 mg/kg). W głębszym poziomie wyraźne wzbogacenie w cynk występuje w glebach dolin rzecznych rozwiniętych z osadów powodziowych.

W glebach poziomu powierzchniowego Częstochowy wzbogacenie w metale maleje w kolejności: ołów, cynk, kadm, rtęć (tab. 3). W zakresie głębokości 0,4–0,6 m utrzymuje się nieco niższe wzbogacenie gleb w cynk i ołów.

GDAŃSK

Gdańsk położony jest na pograniczu Pobrzeża Kaszubskiego (otaczającego od zachodu Zatokę Gdańską), Mierzei Wiślanej i części Żuław Wiślanych, stanowiących równinę deltową Wisły położoną najniżej w Polsce (Augustowski, 1976). W zachodniej części miasta gleby rozwinęły się na plejstoceniowych utworach zlodowacenia północnopolskiego (glinach zwałowych i utworach piaszczystych o różnej genezie) budujących wysoczyzny polodowcowe. Dominują wśród nich gleby z przewagą frakcji piaszczystych lub pyłowych (Lis, Pasieczna, 1999a). Obszar delty Wisły pokrywają holocenijskie piaski, mułki i namuły rzeczne bogate w części organiczne (Mojski, Sylwestrzak, 1978; Mojski 1979). Gleby powstałe na tych utworach noszą nazwę mad. Charakteryzuje je zawartość części spławialnych (<0,02 mm) od 31 do 78% i ilość węgla organicznego w granicach 1,18–2,62% (Kopański, Kawecki, 1994; Dąbkowska-Naskręt, Kędzia, 1996; Czarnowska, Turemka, 1997). Rejon Mierzei Wiślanej budują ropy, piaski i żwiry pochodzenia morskiego.

Większość zakładów przemysłowych na terenie miasta posiada oczyszczalnie, które odprowadzają ścieki do Martwej Wisły i basenów portowych. Ścieki szczególnie uciążliwe dla środowiska przyrodniczego wytwarzane są w portach, stoczni, rafinerii „Siarkopolu” i w elektrociepłowniach. Ścieki komunalne odprowadzane są w większości poprzez oczyszczalnię „Wschód” (oczyszczanie mechaniczno-biologiczne i chemiczne).

W zanieczyszczeniu powietrza emisjami gazów i pyłów największy udział mają elektrociepłownie oraz rafineria, zaś w produkcji odpadów przemysłowych — Gdańskie Zakłady Nawozów Fosforowych „Fosfory” gromadzące gips odpadowy (fosfogips).

Badania geochemiczne (tabl. 40–47)

Gleby poziomu powierzchniowego zachodniej części miasta oraz pasa nadbrzeżnego charakteryzują się **odczynem** kwaśnym o pH < 6,7 (tabl. 40). W dzielnicach centralnych i nad Martwą Wisłą występują gleby o odczynie obojętnym, miejscami zasadowym. W poziomie powierzchniowym gleby wykazały pH w granicach 2,2–7,7, zaś w poziomie głębszym zaobserwowano wahania w zakresie 5,0–7,9. W poszczególnych punktach opróbowania gleby poziomu głębszego wykazują często odczyn bardziej zasadowy niż gleby powierzchniowe. Zawartość **arsenu** w większości gleb miejskich utrzymuje się poniżej 5 mg/kg (tabl. 41), co odpowiada wartości naturalnego tła geochemicznego. Niezbyt rozległa anomalia (prawdopodobnie pochodzenia antropogenicznego) z zawartością maksymalną 45 mg/kg As w glebach powierzchniowych występuje w rejonie Nabrzeża Chemików i Nabrzeża Przemysłowego, z których korzystają Gdańskie Zakłady Nawozów Fosforowych, oraz Nabrzeża Szczecińskiego i Stoczni Remontowej na wyspie Ostrów.

Zawartość **kadm**u jest niższa od 0,5 mg/kg dla 75% próbek gleb poziomu powierzchniowego (tabl. 42). Gleby o zawartości >0,5 mg/kg Cd występują w dzielnicach o zwartej zabudowie miejskiej. W dzielnicy przemysłowej (wokół wyspy Ostrów) oraz między Martwą Wisłą a Motławą zaznacza się anomalia o maksymalnej zawartości kadmu 10,0 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 2,1 mg/kg w poziomie głębszym.

Zawartość **chromu** w glebach zachodniej części miasta oraz rejonów nadmorskich utrzymuje się w granicach <1–14 mg/kg. W centrum występują podwyższenia do 8–20 mg/kg Cr (tabl. 43). Anomalia o wartości maksymalnej 354 mg/kg Cr w poziomie powierzchniowym i 37 mg/kg w poziomie głębszym została stwierdzona w rejonie wyspy Ostrów.

Miedź należy do pierwiastków o wyraźnie podwyższonej koncentracji w glebach z obydwu zakresów głębokościowych (tabl. 44). W glebach poziomu powierzchniowego wartość regionalnego tła geochemicznego przekroczona jest czterokrotnie, a w glebach poziomu 0,4–0,6 m — trzykrotnie (tab. 3). Gleby poziomu

powierzchniowego w zachodniej części miasta najczęściej zawierają miedź w granicach <1–8 mg/kg, a w części centralnej 10–20 mg/kg. W rejonie śródmieścia i Ostrowia oraz w części Wrzeszcza zanotowano anomalię miedzi z maksimum 261 mg/kg w poziomie powierzchniowym oraz 39 mg/kg w poziomie głębszym gleb.

Na zachodnich i wschodnich krańcach miasta zawartość **rtęci** zazwyczaj nie przekracza 0,05 mg/kg w poziomie powierzchniowym gleb (tabl. 45). W centrum częste są zawartości przekraczające 0,07 mg/kg Hg, a w rejonie wyspy Ostrow, śródmieścia i części Wrzeszcza oraz na pograniczu Zaspy i Przymorza zlokalizowane są anomalie o zawartości rtęci >0,12 mg/kg. Maksymalna zawartość rtęci na obszarze anomalii wynosi 5,50 mg/kg dla gleb poziomu powierzchniowego oraz 0,76 mg/kg na głębokości 0,4–0,6 m. Na obrzeżach terenu Zakładów Nawozów Fosforowych zawartość rtęci osiąga 3,61 mg/kg w poziomie powierzchniowym gleb i 0,73 mg/kg w poziomie głębszym. Gleby te są również znacznie zanieczyszczone kadmem.

Ołów wykazuje tendencję kumulacji w obydwu poziomach gleb (tabl. 46, tab. 3). Zawartość <20 mg/kg jest spotykana najczęściej w glebach poziomu powierzchniowego w zachodniej i wschodniej części miasta. W śródmieściu i w dzielnicach przemysłowych występują kumulacje powyżej 40 mg/kg Pb, maksymalnie 1098 mg/kg Pb w poziomie powierzchniowym gleb i 199 mg/kg w poziomie 0,4–0,6 m.

Obraz przestrzennego rozmieszczenia **cynku** jest bardzo podobny do rozmieszczenia ołowiu (tabl. 47), a współczynnik wzbogacenia powierzchniowych gleb jest dwukrotnie wyższy w stosunku do gleb poziomu głębszego (tab. 3). Maksymalna zawartość cynku w glebach poziomu powierzchniowego wynosi 1800 mg/kg, a poziomu głębszego — 216 mg/kg. Do wysokich należą kumulacje w rejonie portu — do 974 mg/kg w poziomie powierzchniowym.

Na mapach zaznaczono rejony centrum miasta oraz punkty, w których gleby wykazały stężenia arsenu, kadmu, chromu, miedzi, rtęci, cynku i ołowiu przekraczające wartości graniczne. Anomalie te mają niewątpliwie pochodzenie antropogeniczne.

Gleby poziomu powierzchniowego Gdańska kumulują znaczne ilości rtęci, miedzi, cynku i ołowiu (tab. 3), a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m najwyższe wskaźniki kumulacji wykazały miedź, ołów i rtęć.

GORZÓW WIELKOPOLSKI

Gorzów Wielkopolski leży nad Wartą w zachodniej części Kotliny Gorzowskiej (w Kotlinie Dolnej Warty). Gleby miasta i okolic powstały na plejstocenijskich piaskach i glinach zwałowych oraz holocenijskich madach rzecznych wypełniających dolinę Warty i jej dopływów (Kowalkowski i in., 1994). Na terenach rolniczo-leśnych sąsiadujących z miastem większość gleb użytkowanych rolniczo nie wykazuje przekroczeń zawartości granicznych metali ciężkich (Botke i in., 1997).

Zakłady przemysłu chemicznego, maszynowego, budowlanego, a także spożywczego, drzewnego i energetycznego są potencjalnymi źródłami zanieczyszczenia środowisk powierzchniowych. Ścieki komunalne i przemysłowe w całości są odprowadzane do wód Warty (Damczyk i in., 2000), a do ich głównych wytwórców należą zakłady włókiennicze i elektrociepłownia.

Badania geochemiczne (tabl. 48)

Gleby poziomu powierzchniowego wykazały **odczyn** w granicach 5,8–7,5 oraz 6,6–8,3 na głębokości 0,4–0,6 m.

W górnej warstwie gleb (do 0,2 m) zawartość **wapnia** waha się od 0,14 do 1,64% (mediana 0,22%); dla gleb poziomu dolnego — od 0,04 do 3,97%, (mediana 0,18%). Najwyższe ilości wapnia (>1%) notowano w glebach obydwu poziomów głębokościowych w centrum miasta.

Zawartość **miedzi** zmienia się od 2 do 48 mg/kg w poziomie powierzchniowym gleb i od <1 do 53 mg/kg w poziomie 0,4–0,6 m.

Rtęć w obydwu analizowanych zakresach głębokości występuje w granicach tła geochemicznego (<0,05–0,08 mg/kg). Gleby wzbogacone w ten pierwiastek, do 0,15 mg/kg i 0,23 mg/kg odpowiednio w poziomie górnym i dolnym, występują w rejonie ujścia Kłodawki do Warty. Zawierają one również podwyższone ilości **miedzi, cynku i ołowiu**, którego stężenia przekraczają wartość graniczną.

W zakresie głębokości 0,0–0,2 m najwyższymi współczynnikami kumulacji w glebach miasta wyróżniają się cynk, rtęć i miedź (tab. 3). W glebach poziomu głębszego zaznacza się tylko nieznaczne podwyższenie zawartości miedzi w stosunku do tła geochemicznego.

KIELCE

Kielce położone są nad rzeką Silnicą, w niewielkim obniżeniu Gór Świętokrzyskich noszącym nazwę Padołu Kielecko-Łagowskiego. W podłożu gleb występują skały paleozoicznych struktur fałdowych (z przewagą węglanowych utworów dewonu). Przykrywają je piaszczysto-gliniaste utwory czwartorzędowe. Doliny Silnicy i Sufragańca wypełniają holocenijskie piaski i mułki rzeczne (Filonowicz, 1973).

Kielce są jednym z ośrodków historycznego górnictwa i hutnictwa ołowiu, srebra i miedzi rozwijanym od średniowiecza. W XVI w. w okolicy funkcjonowało ponad 60 kuźnic, a w XVII w. powstała huta miedzi i ołowiu w Białogonie. Na wiek XVIII przypada najbardziej intensywny rozwój miasta — centrum Staropolskiego Okręgu Przemysłowego, w którym działało 27 wielkich pieców hutniczych (z ogólnej liczby 34 istniejących w Polsce). Obecnie w gospodarce Kielc dominujący udział mają: przemysł elektromaszynowy, budowlany oraz spożywczy i przetwórczy. Do największych kieleckich przedsiębiorstw należą firmy budowlane, fabryka samochodów, fabryka łożysk, zakłady poligraficzne, zakłady urządzeń chemicznych i fabryka pomp.

Elektrociepłownia jest źródłem najpoważniejszych emisji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych, zaś oczyszczalnia ścieków komunalnych i przemysłowych odprowadza do Bobrzy wody wykazujące przekroczenia zawartości fosforanów i azotanów (Raport..., 1997a).

Badania geochemiczne (tabl. 49)

W obydwu zakresach głębokości przeważają gleby o **odczynnie** zasadowym i obojętnym, co wiąże się przede wszystkim z wysokimi koncentracjami wapnia w skałach macierzystych.

W glebach poziomu powierzchniowego zawartość **wapnia** zmienia się od 0,12 do 3,44% (mediana 0,68%), a w glebach poziomu głębszego — od 0,03 do 11,38% (mediana 0,54%). Maksymalna zawartość wapnia w glebach poziomu powierzchniowego występuje w Białogonie, a w glebach z poziomu 0,4–0,6 m — w centrum miasta.

Zawartość **miedzi** wynosi najczęściej 8–9 mg/kg, a wzbogacenie gleb miejskich obydwu poziomów w stosunku do tła geochemicznego jest prawie trzykrotne (tab. 3). Najwyższe kumulacje miedzi występują w glebach z obydwu zakresów głębokości w Białogonie oraz w okolicy dworca kolejowego Kielce Czarnów.

Zanotowana zawartość **rtęci** w glebach poziomu powierzchniowego waha się od <0,05 do 0,12 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — od <0,05 do 0,19 mg/kg. Do najbardziej wzbogaconych w rtęć należą gleby w Białogonie (0,12–0,18 mg/kg).

Cynk w glebach powierzchniowych występuje w zakresie 27–162 mg/kg (mediana 64 mg/kg), a w glebach z głębokości 0,4–0,6 m od 12 do 263 mg/kg (mediana 36 mg/kg). Jego źródłem wydają się być w głównej mierze pyły emitowane przez środki transportu i zakłady przemysłowe, o czym świadczy prawie dwukrotnie wyższa wartość mediany dla gleb powierzchniowych. Do najbardziej wzbogaconych w ten pierwiastek należą gleby obydwu poziomów głębokościowych w Białogonie (162–247 mg/kg) oraz w centrum miasta.

Ołów w kilku punktach Kielc występuje w stężeniach przekraczających wartość graniczną. Najwyższe jego koncentracje (3872 i 8863 mg/kg odpowiednio w poziomie powierzchniowym i dolnym gleb) występują w dzielnicy Białogon, w rejonie osadników nieczynnej obecnie huty miedzi i ołowiu, działającej do początku XX w. Anomalia ołowiu w glebach powierzchniowych tego rejonu została stwierdzona również przez Lenartowicza (1994).

Gleby poziomu powierzchniowego w Kielcach charakteryzują się najwyższymi wskaźnikami kumulacji ołowiu, rtęci, miedzi i cynku (tab. 3), a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m — niklu, chromu i miedzi. Zawartość miedzi, rtęci i cynku nie przekracza wartości granicznych.

KRAKÓW

Kraków położony jest w obszarze, gdzie Wyżyna Małopolska i Pogórze Karpackie zbliżają się do siebie tworząc tzw. Bramę Krakowską, rozszerzającą się na wschód w Kotlinę Sandomierską (Kondracki, 1998; Böhm, 1999). Obszar miasta przecinają doliny dopływów Wisły: Rudawy, Prądnika, Dłubni, Wilgi i Drwiny Długiej. W dzielnicach zachodnich przeważają zrębowe wzgórza zbudowane z wapieni jurajskich, rozdzielone obniżeniami tektonicznymi i wypełnione łałami miocenu, które stanowią podłoże utworów czwartorzędowych również w części wschodniej i środkowej miasta (Rutkowski, Starkel, 1993). Skałami macierzystymi gleb są głównie osady czwartorzędowe o różnej genezie: utwory glacialne, piaski i żwiry peryglacialne, lessy i gliny lessopodobne oraz mułki, gliny i mady pokrywające tarasy akumulacyjne Wisły i jej dopływów (Kaziuk, Lewandowski, 1980a, b; Rutkowski, 1992, 1993; Rutkowski, Starkel, 1993; Ryłko, 1995). Wśród gleb miasta znaczny udział mają bardzo dobre gleby wytworzone z lessów oraz żyzne mady gliniaste dna doliny Wisły i jej dopływów (Trafas, 1999).

Głównymi źródłami emisji zanieczyszczeń miasta są: huta im. T. Sendzimira (HTS), elektrownie „Skawina” w Skawinie i „Siersza” w Trzebini, elektrociepłownia w Łęgu (Pająk, 1999) oraz zakłady przemysłu chemicznego, farmaceutycznego, maszynowego, elektrotechnicznego i poligraficznego, transport, kotłownie lokalne i paleniska indywidualne. Dodatkowym źródłem zanieczyszczeń jest obszar przemysłowy Śląska, oddalony o 50–100 km na zachód. Do korzystnych zmian należy zaliczyć obniżenie w ciągu ostatnich lat emisji pyłowej i gazowej o kilkadziesiąt procent.

Podstawowym źródłem antropogenicznego zanieczyszczenia wód powierzchniowych są ścieki komunalne i przemysłowe. Od 2000 roku następuje poprawa stanu wód wynikająca ze wzrostu ilości ścieków oczyszczonych, co jest związane z oddaniem do eksploatacji w roku 1999 oczyszczalni Kujawy. Nowoczesny, mechaniczno-biologiczny zakład oczyszcza ścieki z Nowej Huty, trafiające uprzednio w stanie surowym do Wisły (poprzez Suchy Jar). Nadal pozostaje do rozwiązania problem pełnego oczyszczenia ścieków z miasta dopływających do mechanicznej oczyszczalni w Płaszowie; jej rozbudowa i modernizacja jest projektowana w najbliższym czasie.

Na terenie miasta zlokalizowane są cztery wysypiska odpadów przemysłowych (zajmujące powierzchnię 265 ha), z których największe są składowiska HTS, powodujące poprzez odcieki zanieczyszczenie wód gruntowych siarczanami, fenolami, manganem i ołowiem (Kamiński in., 1987). W rejonie składowiska odpadów poprodukcyjnych nieczynnych już od lat Zakładów Przemysłu Nieorganicznego „Bonarka” wody gruntowe zanieczyszczone są fluorkami, chlorkami i substancjami organicznymi (Ślęzak, 1993).

Badania geochemiczne (tabl. 50–55)

Większość gleb w obydwu poziomach głębokości z rejonów zwartej zabudowy miejskiej i przemysłowej wykazuje **odczyn** zasadowy (tabl. 50), co związane jest z zanieczyszczeniami antropogenicznymi (opadami pyłów przemysłowych, szczególnie z elektrociepłowni i HTS). Analizy mineralogiczne pyłów emitowanych na obszarze miasta wykazały w nich wysoką zawartość związków wapnia i magnezu (Manecki i in., 1981; Wilczyńska-Michalik, 1981; Manecki, 1993). Gleby poziomu powierzchniowego w najbliższym otoczeniu huty charakteryzują się odczynem $>8,2$, a zwarty obszar gleb zasadowych ($\text{pH} > 7,4$) obejmuje dzielnice centralne miasta i znaczną część Nowej Huty. W dzielnicach zachodnich i południowo-wschodnich występują gleby od obojętnych do kwaśnych.

Kadm w ilości przekraczającej wartość graniczną zanotowano w glebach poziomu powierzchniowego rozwiniętych na osadach doliny Wisły oraz w rejonie HTS (tabl. 51). Anomalie o zawartości $>1,3$ mg/kg Cd występują w zachodniej części miasta (daleko od centrum i zakładów przemysłowych), co wskazuje na źródło kadmu niezależne od oddziaływania aglomeracji krakowskiej. Są to skażone kadmem aluwia i wody Wisły z obszaru złóż Zn–Pb na Górnym Śląsku (Klimek, Macklin, 1991), dopływającej do Krakowa z obciążeniem ładunkami chlorków i metali ciężkich, deponującej lokalnie tzw. mady przemysłowe (Helios-Rybicka, Wardas, 1993; Lis, Pasieczna, 1995c) skażone kadmem i cynkiem. Maksymalna kumulacja kadmu (27,3 mg/kg) występuje w powierzchniowym poziomie gleb aluwialnych Wilgi w dzielnicy Cegielniana. Źródłem tego pierwiastka są przypuszczalnie ścieki galwanizerni i nieczynnych już zakładów sodowych „Solvay”. W glebach poziomu głębszego zawartość maksymalna kadmu (2,0 mg/kg) została odnotowana w glebach aluwialnych Dłubni w Nowej Hucie. W innych dzielnicach miasta zawartość kadmu w obydwu zakresach głębokości waha się najczęściej w granicach 0,5–1,0 mg/kg. Są to ilości prawie identyczne jak w glebach użytków rolnych rejonu krakowskiego (Gambuś, 1993; Terelak i in., 1995).

Gleby powierzchniowe zachodnich dzielnic miasta charakteryzują się zawartością **miedzi** w granicach 1–11 mg/kg (tabl. 52). W południowo-wschodnim obszarze zawartość wzrasta do 10–20 mg/kg Cu, a w centrum i wokół HTS zaznacza się anomalia (>20 mg/kg Cu). Gleby o maksymalnej koncentracji miedzi (300–400 mg/kg Cu oraz 500–700 mg/kg Pb i 450–700 mg/kg Zn) pochodzą z terenu HTS. W glebach Zakrzówka stwierdzono 200–250 mg/kg Cu, a w pobliżu elektrociepłowni Łęg — 164 mg/kg. W poszczególnych punktach miasta zawartość miedzi jest zbliżona w obydwu analizowanych zakresach głębokości. Maksymalna zawartość miedzi w glebach poziomu głębszego (745 mg/kg) występuje w rejonie północnego krańca Stawu Płaszowskiego. Wyraźnie zanieczyszczone są też gleby poziomu głębszego w niektórych kompleksach ogródków działkowych (>60 mg/kg Cu). Podobnie wysokie zawartości miedzi w glebach powierzchniowych z terenu ogródków działkowych Krakowa (12–798 mg/kg) podaje Godzik (1999).

Zawartość **rtęci** w glebach powierzchniowych dzielnic peryferyjnych nie przekracza 0,05 mg/kg, a w dolinie Wisły wzrasta do 0,06–0,11 mg/kg (tabl. 53). W centrum oraz w glebach aluwialnych Wisły w rejonie Chałupek i Woli Rusieckiej zawartość rtęci utrzymuje się powyżej 0,11 mg/kg. W niektórych glebach w obrębie anomalii przekroczona jest wartość graniczna rtęci. Lokalizacja punktów o maksymalnych stężeniach rtęci wskazuje na ich pochodzenie antropogeniczne: ścieki, pyły z obiektów przemysłowych, preparaty rtęciowe stosowane w ochronie roślin oraz wieloletnie spalanie węgla w paleniskach domowych. Maksymalną zawartość rtęci w glebach

powierzchniowych (do 1,38 mg/kg) stwierdzono w pobliżu byłych zakładów sodowych oraz w dolinie Wisły poniżej kanałów odprowadzających ścieki z HTS. W centrum miasta do najbardziej zanieczyszczonych należą gleby w rejonie obiektów przemysłowych przy ul. Grzegórzeckiej (0,82 mg/kg Hg), w okolicy Cmentarza Rakowickiego (0,77 mg/kg Hg) oraz w dzielnicy Stradom (0,79 mg/kg Hg). W głębszym poziomie gleb najwyższą zawartość rtęci zanotowano w kompleksie ogródków działkowych przy ulicy Do Przystani (0,50 mg/kg) i w okolicy Stawu Płaszowskiego (0,40 mg/kg).

Gleby powierzchniowe dzielnic odległych od centrum zawierają **olów** i **cynk** odpowiednio w ilości 20–45 mg/kg oraz 50–180 mg/kg (tabl. 54 i 55). Na obszarze centrum Krakowa i HTS pierwiastki te tworzą anomalie w glebach powierzchniowych (>45 mg/kg Pb i >180 mg/kg Zn). W obszarze anomalii w centrum miasta występują też bardzo wysokie koncentracje tych pierwiastków w glebach z poziomu 0,4–0,6 m (do 502 mg/kg Pb oraz 557 mg/kg Zn), natomiast w rejonie HTS wysoka zawartość cynku (730 mg/kg) została stwierdzona tylko w glebach aluwialnych doliny Dłubni. W osadach tej rzeki poniżej huty notowano zawartość cynku dochodzącą do 1225 mg/kg (Lis, Pasieczna, 1995c). Maksymalne zawartości ołowiu (do 705 mg/kg) i cynku (do 3664 mg/kg) występują w glebach powierzchniowych z terenu HTS. W rejonie elektrociepłowni Łęg koncentracja ołowiu w glebach powierzchniowych osiąga 200 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego nie przekracza 30 mg/kg. Bardzo wysoka zawartość ołowiu (670 mg/kg) została też zanotowana w powierzchniowych glebach aluwialnych przy ujściu Wilgi do Wisły.

Zestawienie wskaźników kumulacji pierwiastków (tab. 3) wykazuje, że gleby Krakowa w zakresie głębokości 0,0–0,2 m najwyraźniej gromadzą cynk, miedź, nikiel i ołów, a gleby poziomu głębszego wzbogacone są głównie w nikiel, chrom, cynk i miedź.

LEGNICA

Legnica położona jest w pasie Nizin Sasko-Lużyckich, w płaskiej dolinie dolnej Kaczawy graniczącej z Niziną Śląską. Gleby tego obszaru rozwinięte są na plejstoceniowych żwirach i piaskach fluwioglacjalnych oraz holoceniowych osadach rzecznych (piaskach i namulach) budujących tarasy akumulacyjne (Grocholski in., 1981; Mojski, Sawicki, red., 1996). Gleby na terenie miasta należą do lekkich i średnio ciężkich o zawartości frakcji spławialnej w granicach 2–15% (Lis i in., 1999).

Podstawowym źródłem zanieczyszczenia gleb miasta jest huta miedzi (HM) „Legnica”, wchodząca w skład kompleksu górniczo-hutniczego Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego. Jest ona najstarszym w powojennej Polsce zakładem metalurgicznym, przerabiającym rodzimą rudę miedzi od 1953 r. We współczesnej produkcji huta stosuje zarówno koncentraty rudy miedzi, jak i wtórne surowce miedzianośne. W otoczeniu huty nastąpiła degradacja gleb poprzez wieloletnie emisje pyłów zawierających metale oraz odprowadzanie ścieków. Obecnie w hucie stosowana jest bezodpadowa technologia odsiarczania spalin, zapewniająca redukcję emisji pyłów i związków toksycznych oraz produkcję kwasu siarkowego. Działa także nowoczesna oczyszczalnia ścieków przemysłowych i sanitarnych (Huta..., 2002). W mieście rozwinięty jest również przemysł maszynowy, metalowy, elektrotechniczny, papierniczy, dziewiarski, odzieżowy i spożywczy. Legnica posiada nową mechaniczno-biologiczną oczyszczalnię ścieków redukującą 96% zanieczyszczeń oraz zakład uzdatniania wody zapewniający wodę pitną wysokiej jakości.

Badania geochemiczne (tabl. 56–62)

Gleby poziomu powierzchniowego w środkowej części miasta w większości charakteryzują się **odczynem** obojętnym (tabl. 56). Tylko w nielicznych punktach stwierdzono odczyn zasadowy. Na krańcach północnych i południowych przeważają gleby kwaśne o pH < 6,7.

Zawartość **arsenu** w glebach poziomu powierzchniowego wynosi od <5 mg/kg na północy miasta do 472 mg/kg na terenie HM „Legnica”. Wokół huty gleby najbardziej wzbogacone w arsen tworzą anomalię o zawartości przekraczającej 23 mg/kg As (tabl. 57). Podwyższone koncentracje arsenu (>15 mg/kg) występują na wschód od huty oraz w obydwu poziomach gleb aluwialnych wzdłuż doliny Kaczawy.

Znacznie mniej rozległe są anomalie **kadm** (tabl. 58) ograniczające się do gleb powierzchniowych wokół HM „Legnica”, anomalii punktowych w dolinie Kaczawy oraz przy torach kolejowych we wschodniej części miasta.

Zawartość **rtęci** w glebach poziomu powierzchniowego zmienia się od <0,05 do 5,13 mg/kg, a w glebach z poziomu 0,4–0,6 m — od <0,05 do 0,57 mg/kg (tabl. 60). W glebach powierzchniowych na terenie miasta zawartość rtęci jest generalnie wyższa od 0,10 mg/kg. Rtęć w podwyższonych ilościach występuje w obydwu poziomach głębokości gleb na terenie HM „Legnica”, w glebach poziomu powierzchniowego ogródków działkowych nad Młynówką, między dolinami Kaczawy i Czarnej Wody oraz w okolicy dworców kolejowych. W glebach

aluwialnych poziomu głębszego zawartość rtęci jest niekiedy wyższa niż w glebach poziomu powierzchniowego w tych samych punktach, co wskazuje, że rtęć pochodzi nie tylko z emisji z huty, ale też z innych źródeł, np. zrzutów ścieków.

Anomalie **miedzi** (>350 mg/kg), **ołowiu** (>200 mg/kg) oraz **cynku** (>300 mg/kg) występują w glebach poziomu powierzchniowego wokół HM „Legnica” (tabl. 59, 61 i 62). Najwyższe zawartości miedzi zostały stwierdzone w glebach w sąsiedztwie HM „Legnica”, odpowiednio 26 101 mg/kg i 1790 mg/kg w poziomie 0,0–0,2 m i 0,4–0,6 m. W obszarze anomalii w glebach poziomu głębszego również ołów i cynk osiągają wysokie koncentracje (551 mg/kg Pb i 513 mg/kg Zn). Badania Karczewskiej (1995, 1996, 1997) dowodzą, że metale z emisji hutniczych występują w glebach w formach ruchliwych, ułatwiających ich przenikanie w głąb profili glebowych na terenach przylegających do hut; przypuszczalnie stąd tak wysokie kumulacje Cu, Pb i Zn w glebach z zakresu głębokości 0,4–0,6 m. Na przeważającym obszarze miasta przekroczone są wartości graniczne koncentracji miedzi (>60 mg/kg) i ołowiu (>80 mg/kg), zaś w przypadku cynku przekroczenie wartości granicznej występuje tylko na terenie huty oraz w kilku punktach w centrum.

Współczynniki wzbogacenia (tabl. 3) dla miedzi, ołowiu, arsenu i cynku wynoszą odpowiednio 30; 10; 7,4; i 5,8 (gleby powierzchniowe) oraz 17; 4,2; 4,4 i 2,5 (gleby poziomu głębszego).

Na terenie HM „Legnica” i w jej otoczeniu, wzdłuż doliny Kaczawy oraz w centralnej części miasta występują rejon o zawartości arsenu, kadmu, rtęci, ołowiu i cynku wielokrotnie przekraczającej wartości graniczne dla tych pierwiastków.

LUBLIN

Lublin położony jest w północnej części Wyżyny Lubelskiej, w dorzeczu Bystrzycy stanowiącej na terenie miasta granicę dwu regionów geograficznych niższego rzędu: wschodnia część leży w obrębie równiny denudacyjnej Płaskowyżu Świdnickiego rozwiniętej na marglach kredowych, a zachodnia — w granicach Płaskowyżu Nałęczego-wskiego, gdzie na podłożu utworów kredy oraz czwartorzędowych glin morenowych i piasków fluwioglacjalnych zalega gruba warstwa lessu. Ze względu na podatność lessu na erozję w tej części miasta występują doliny o stromych zboczach i wąwozy.

Największa ilość zanieczyszczeń powietrza pochodzi z zakładów samochodowych oraz elektrociepłowni (Pomorska, Zezula, 2001). Innymi źródłami emisji pyłów i gazów są zakłady przemysłu maszynowego (maszyny rolnicze), metalowego (odlewnia), spożywczego, materiałów budowlanych, chemicznego, skórzanego i poligraficznego oraz transport kolejowy i drogowy. Gleby aluwialne kumulują substancje szkodliwe ze ścieków komunalnych i przemysłowych odprowadzanych do rzeki Bystrzycy (Goral, Matyjaszek, 2001).

Badania geochemiczne (tabl. 63 i 64)

Gleby z obydwu zakresów głębokości w Lublinie charakteryzuje **odczyn** obojętny lub zasadowy. Zmiany pH w glebach powierzchniowych zanotowano w granicach 6,6–7,8, a w glebach poziomu głębszego — od 6,9 do 8,2. Podobny zakres pH (5,6–8,1) dla gleb poziomu powierzchniowego podają Strupienik i Farjan (2001). Przewaga gleb zasadowych wiąże się zarówno z lokalizacją miasta na węglanowych utworach kredy i młodszych lessach, jak i z opadami pyłów z zakładów przemysłowych, elektrociepłowni i palenisk domowych.

W górnej warstwie gleb (do 0,2 m) zawartość **wapnia** waha się od 0,22 do 3,04% (mediana 0,64%). Dla gleb poziomu dolnego wahania zaobserwowano w zakresie 0,20–2,37%, przy medianie 0,88%.

Badane gleby zawierają metale toksyczne w ilościach nieprzekraczających wartości granicznych. Tylko w jednej próbce poziomu powierzchniowego gleb z terenu fabryki samochodów zawartość **kadmu** wynosi 5,2 mg/kg. W innych glebach z obydwu poziomów głębokościowych pierwiastek ten występuje w ilości <0,5 mg/kg.

Zawartość **chromu** na ogół jest wyższa w glebach poziomu 0,4–0,6 m, co przemawia za jego pochodzeniem litologicznym. Średnio gleby poziomu powierzchniowego zawierają 6 mg/kg Cr, a gleby poziomu głębszego — 9 mg/kg.

Zawartość **miedzi** jest nieco wyższa w glebach poziomu powierzchniowego (średnio 10 mg/kg) w stosunku do gleb poziomu 0,4–0,6 m (7 mg/kg).

Rtęć w większości próbek stwierdzono w ilości niższej niż granica wykrywalności (0,05 mg/kg). Nieco wzbogacone w ten pierwiastek (do 0,14 mg/kg Hg) są tylko gleby aluwialne w dolinie Bystrzycy w sąsiedztwie kompleksu przemysłowego (elektrociepłownia, fabryka maszyn rolniczych oraz światłowodów).

Zawartość **ołowiu** w glebach poziomu powierzchniowego waha się od 11 do 24 mg/kg (mediana 13 mg/kg), a **cynku** od 31 do 72 mg/kg (mediana 45 mg/kg). Gleby poziomu głębszego kumulują te pierwiastki w zbliżonych

ilościach średnich, choć w poszczególnych punktach wyraźnie więcej ołowiu i cynku zawierają gleby poziomu 0,0–0,2 m. Badania gleb poziomu powierzchniowego prowadzone przy głównych trasach komunikacyjnych Lublina (Strupieniuk, Farjan, 2001) wykazały nieco wyższą zawartość ołowiu i cynku (7–54 mg/kg Pb oraz 11–99 mg/kg Zn).

Przekroczenia wartości tła geochemicznego dla większości pierwiastków są nieznaczne. Największa kumulacja występuje w przypadku miedzi; współczynniki wzbogacenia poziomu powierzchniowego i dolnego gleb wynoszą odpowiednio 3,3 i 2,3 (tab. 3).

ŁÓDŹ

Łódź położona jest na pograniczu Wysoczyzny Łaskiej, przeciętej dolinami Neru i górnej Bzury, oraz Wzniesień (Wyżyny) Łódzkich. Wysoczyzna Łaska ma charakter płaskiej równiny, zaś Wzniesienia Łódzkie charakteryzują się rzeźbą urozmaiconą. Wśród skał macierzystych gleb na terenie miasta przeważają utwory czwartorzędowe, głównie plejstoceny (Klatkowa 1980; Klatkowa, Piwocki, 1981), reprezentowane przez osady akumulacji lodowcowej (gliny zwałowe, piaski i żwiry) oraz wodnolodowcowe piaski i mułki, a gleby powstałe na tych utworach w większości należą do piaszczystych (Lis, Pasieczna, 1998a). W dolinach rzecznych najczęstszymi osadami są holoceny piaski kwarcowe i namuły (Różycki, Kulczyński, 1966; Trzmiel, Nowacki, 1987).

Łódź wraz ze Zgierzem, Aleksandrowem Łódzkim, Konstancjowem Łódzkim i Pabianicami tworzy Łódzki Okręg Przemysłowy, w którego gospodarce znaczące miejsce zajmuje przemysł włókienniczy, poligrafia, elektronika, przemysł elektromaszynowy, spożywczy, chemiczny i techniki medycznej.

Emisje pyłów pochodzą z zakładów przemysłowych, energetyczno-ciepłowniczych, palenisk domowych i środków transportu. Ścieki miejskie i przemysłowe, charakterystyczne dla przemysłu chemicznego i tekstylnego (fenole, siarczki, siarczany, chlorki, fosforany i metale ciężkie) przyjmuje głównie Ner, w mniejszym stopniu Bzura.

Badania geochemiczne (tabl. 65–70)

W centrum Łodzi i Zgierza występują gleby o **odczynie** obojętnym, miejscami zasadowym (tabl. 65). Na obrzeżach miast przeważają gleby kwaśne. W poziomie powierzchniowym charakteryzuje je pH od 3,1 do 6,7. W zakresie głębokości 0,4–0,6 m gleby o najniższym odczynie (4,4–6,3) zanotowano w południowej części Łodzi.

W większości badanych gleb z obydwu zakresów głębokości zawartość **kadm** nie przekracza 0,5 mg/kg. Podwyższenia (>0,5 mg/kg Cd) występują w glebach poziomu powierzchniowego w centrum Łodzi i Zgierza. Do najwyższych należą koncentracje kadmu występujące w glebach poziomu powierzchniowego w centrum Łodzi (3 mg/kg) i w dolinie Bzury w Zgierzu — 5,6 mg/kg (tabl. 66).

Większość gleb Łodzi i Zgierza charakteryzuje niska zawartość **rtęci** <0,10 mg/kg (tabl. 68). W centrum i na południu Łodzi w glebach poziomu powierzchniowego występuje anomalia (>0,10 mg/kg); w jej południowym krańcu zawartość rtęci osiąga 5,82 mg/kg. Punktowa anomalia (z maksimum 0,66 mg/kg Hg) została zanotowana również w zachodniej części miasta. Do silnie zanieczyszczonych rtęcią należą gleby obydwu poziomów głębokościowych w pobliżu zakładów „Poltex” i „Stomil” w Łodzi, zawierające odpowiednio 1,66 i 1,10 mg/kg rtęci, oraz gleby aluwialne doliny Bzury w Zgierzu (do 0,56 mg/kg Hg).

W centrum Łodzi i Zgierza w glebach powierzchniowych wyraźnie zaznaczają się anomalie **miedzi** (>18 mg/kg), **ołowiu** (>30 mg/kg) i **cynku** (>100 mg/kg) o podobnym zasięgu (tabl. 67, 69 i 70). Zarys anomalii ołowiu i cynku na terenie miasta jest zbliżony do stref anomalnych zawartości wyznaczonych na podstawie badań w 1985 roku (Czarnowska, Walczak, 1988). W kilku rejonach koncentracje miedzi i ołowiu przewyższają wartości graniczne. Do 361 mg/kg dochodzi zawartość ołowiu (wraz z 217 mg/kg Zn i 39 mg/kg Cu) w glebach poziomu powierzchniowego ogródków działkowych w okolicy dworca kolejowego Łódź Chojny, a do 209 mg/kg Pb w pobliżu zakładów „Poltex” i „Stomil”. Gleby zanieczyszczone ołowiem (do 105 mg/kg) występują też w centrum miasta — na osiedlu Kopernika w sąsiedztwie zakładów „Rena-Kord”. Gleby w centrum miasta bogate w ołów, zazwyczaj kumulują również miedź. Maksymalną zawartość miedzi zanotowano w Zgierzu w glebach aluwialnych doliny Bzury (185 mg/kg w poziomie powierzchniowym i 126 mg/kg w poziomie głębszym). Źródłem zanieczyszczenia osadów wodnych i gleb aluwialnych Bzury są zrzuty ścieków przemysłowych z zakładów produkcji barwników. Poniżej zrzutu ścieków tych zakładów aluwia Bzury zawierają do 424 mg/kg miedzi (Bojakowska, 1993). W Łodzi najbardziej wzbogacone w miedź są gleby powierzchniowe ogródków działkowych, w których pierwiastek ten osiąga koncentrację 110–160 mg/kg. W otoczeniu Łodzi i Zgierza gleby powierzchniowe zawierają <50 mg/kg cynku, zaś na terenie dzielnic miejskich najczęściej jego zawartość waha się w granicach 50–100 mg/kg (tabl. 70). Maksymalną zawartość cynku została zanotowana w glebach aluwialnych Bzury w Zgierzu (do 965 mg/kg Zn w poziomie powierzchniowym i 687 mg/kg w poziomie dolnym). W Łodzi do najbardziej wzbogaconych w cynk należą gleby poziomu powierzchniowego w rejonie zakładów „Rena-Kord” (339 mg/kg) oraz

„Poltex” i „Stomil” (do 244 mg/kg).

Gleby poziomu powierzchniowego Łodzi kumulują (w malejącej kolejności) miedź, rtęć, cynk i ołów (tab. 3), a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m najwyższe wskaźniki kumulacji wykazały miedź i rtęć.

OLSZTYN

W granicach Olsztyna, położonego w zachodniej części Pojezierza Mazurskiego, zlokalizowanych jest kilka dużych jezior polodowcowych, a jego otoczenie stanowią tereny rolniczo-leśne. Gleby miasta i okolic rozwinęły się na osadach wodnolodowcowych i lodowcowych, osiagających miejscami miąższość 350 m (Kondracki, 1998). Na zachód od Łyny są to głównie plejstocenijskie piaski i żwiry oraz niewielkie płyty glin zwałowych; po jej wschodniej stronie więcej jest glin zwałowych, jak również piasków i mułków stanowiących osady kemów (Rumiński, 1996), a dolinę Łyny wypełniają holocenijskie torfy.

Do ważnych gałęzi produkcji należą przemysł gumowy, maszynowy, środków transportu, poligraficzny, drzewny i spożywczy.

Badania geochemiczne (tabl. 71)

Gleby Olsztyna charakteryzuje **odczyn** obojętny lub zasadowy. W poziomie powierzchniowym pH zmienia się od 6,9 do 7,3, a w poziomie głębszym od 7,5 do 8,0.

W górnej warstwie gleb (do 0,2 m) zawartość **wapnia** waha się od 0,32 do 1,77% (mediana 0,75%), a w warstwie dolnej — od 0,06 do 2,53% (mediana 0,66%). Koncentracje wapnia są podwyższone w stosunku do tła geochemicznego gleb na Niziu Polskim (0,11% Ca), co można wiązać zarówno z czynnikiem litologicznym (wzbogacenie w wapń obydwu poziomów gleb rozwiniętych z najmłodszych glin zwałowych i mułków), jak i opadami pyłów ze spalania węgla (czynnik antropogeniczny).

Zawartość **miedzi** w glebach obydwu analizowanych poziomów głębokości jest zbliżona; waha się od 4 do 18 mg/kg przy powierzchni i od <1 do 15 mg/kg w głębi profili glebowych. Najwyższe kumulacje miedzi, 18 mg/kg (a także 33 mg/kg Pb i 80 mg/kg Zn), występują w aluwialnych glebach poziomu powierzchniowego w dolinie Łyny oraz na terenach zielonych północnej części Starego Miasta.

Rtęć w badanych glebach stwierdzono w ilości zbliżonej do tła geochemicznego, wyznaczonego dla obszarów niezanieczyszczonych (<0,05–0,09 mg/kg).

W glebach obydwu poziomów głębokościowych występują nieznaczne podwyższenia zawartości **ołowiu**. Wartość mediany ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego (20 mg/kg) przekracza dwukrotnie medianę poziomu dolnego (11 mg/kg).

Zawartość **cynku** w glebach poziomu powierzchniowego waha się od 35 do 80 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — od 8 do 40 mg/kg.

W żadnej z badanych próbek gleb z terenu Olsztyna koncentracje pierwiastków toksycznych nie przekraczają wartości granicznych. W poziomie powierzchniowym najwyższe wskaźniki kumulacji osiagają rtęć, miedź, cynk i ołów (tab. 3), a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m utrzymuje się wzbogacenie gleb w miedź.

OPOLE

Miasto zlokalizowane jest na pograniczu dwóch jednostek fizjograficznych; jego część wschodnia leży na Równinie Opolskiej, a zachodnia — w dolinie środkowej Odry (południowa część Pradoliny Wrocławskiej). W obrębie Równiny Opolskiej (a także w niewielkich płatach po zachodniej stronie Odry) podłoże gleb stanowią odsłaniające się na powierzchni utwory kredy górnej (Biernat, 1956, 1960). Są to głównie wapienie margliste i margle eksploatowane na terenie miasta i okolicy od połowy XIX w. jako surowiec przemysłu cementowo-wapienniczego (Biernat, 1968). W zachodniej części miasta skałami macierzystymi gleb są również ily neogenu oraz plejstocenijskie piaski wodnolodowcowe i rzeczne. Najniższe tarasy doliny Odry i jej dopływów budują holocenijskie mady rzeczne.

Do zakładów przemysłowych wytwarzających największe ilości pyłów i ścieków należą cementownia oraz zakłady ciepłno-energetyczne i budowlane.

Badania geochemiczne (tabl. 72)

Na terenie miasta w obydwu badanych zakresach głębokości występują gleby zasadowe. Wartość mediany pH jest identyczna w obydwu poziomach (7,8). Wysoki **odczyn** wiąże się z występowaniem wapieni i margli kredowych w podłożu i zanieczyszczeniem gleb przez pyły emitowane głównie z cementowni.

Przeciętna zawartość (mediana) **wapnia** wynosi odpowiednio 2,14% i 1,26% w glebach poziomu powierzchniowego i dolnego. Zmienność tego pierwiastka w glebach powierzchniowych występuje w granicach 0,44–20,03%, a w glebach poziomu głębszego od 0,15% do 11,79%.

Rtęć w glebach poziomu powierzchniowego stwierdzono w zakresie <0,05–0,07 mg/kg, zbliżonym do tła geochemicznego. Wzbogacenie w ten pierwiastek (do 0,50 mg/kg) gleb aluwialnych poziomu głębszego wiąże się przypuszczalnie z zanieczyszczeniem wód i aluwiiw Odry i jej dopływów przez ścieki zrzucane do niej nawet dość daleko od Opola.

Koncentracje **ołowiu** wahają się w granicach 19–76 mg/kg w poziomie powierzchniowym i <3–131 mg/kg w poziomie dolnym, a **cynku** odpowiednio 35–252 mg/kg i 7–261 mg/kg. Mediany obu tych pierwiastków są wyższe dla gleb poziomu głębszego, co wiąże się głównie ze wzbogaceniem gleb aluwialnych doliny Odry wskutek transportu zanieczyszczeń z terenu Górnego Śląska. Wyższa zawartość ołowiu i cynku w glebach poziomu głębszego niż w glebach powierzchniowych występuje też niekiedy w centrum miasta.

Najwyższe stężenia **miedzi** występują w glebach zieleńców miejskich oraz w glebach aluwialnych Kanału Ulgi i Olszanki.

Przekroczenie wartości granicznych metali stwierdzono w niektórych z zieleńców miejskich, gdzie w glebach poziomu 0,4–0,6 m zawartość ołowiu osiąga 131 mg/kg, rtęci — 0,50 mg/kg, a miedzi — 39 mg/kg.

W zakresie głębokości 0,0–0,2 m najwyższymi współczynnikami kumulacji w glebach wyróżniają się cynk i miedź (tab. 3), a glebach poziomu głębszego zaznacza się podwyższenie zawartości ołowiu, cynku i miedzi.

POZNAŃ

Poznań leżący nad Wartą, przy ujściu Cybiny i Głównej, rozpościera się na wyniesionych wysoczyznach morenowych Pojezierza Poznańskiego na zachodzie i Równiny Wrzesińskiej na wschodzie, rozdzielonych przełomem Warty. Skalami macierzystymi gleb Poznania są najczęściej plejstoceny gliny zwałowe, piaski lodowcowe i wodnolodowcowe (Chmal, 1996). W dzielnicach południowych znaczny jest udział ilów i mułków zastoiskowych w podłożu gleb. Dno doliny Warty i jej dopływów pokrywają holoceny namuły i piaski rzeczne z wkładkami namułów organicznych.

Poznań charakteryzuje dobrze rozwinięty przemysł metalowy („Cegielski”), elektromaszynowy, środków transportu („Volkswagen”), spożywczy, chemiczny („Beiersdorf-Lechia”), skórzany i odzieżowy. Wśród odpadów niebezpiecznych wytwarzanych na terenie miasta znaczną grupę stanowią oleje oraz materiały stosowane przy produkcji baterii i akumulatorów („Centra”), a także odpady wytwarzane przez zakłady „Cegielski” „Volkswagen” i PKN „Orlen” (Karlik, Smoliński, 2001).

Źródłem emisji zanieczyszczeń gazowych powietrza jest energetyka (zespół elektrociepłowni), środki transportu i komunikacji, natomiast pyłów — energetyka i technologie przemysłowe. Największą ilość ścieków wytwarza oczyszczalnia ścieków w Koziegłowach.

Badania geochemiczne (tabl. 73 i 74)

Większość gleb w centrum miasta charakteryzuje się **odczynem** obojętnym lub zasadowym. W poziomie powierzchniowym wartość mediany wynosi 7,1, a w poziomie głębszym — 7,7.

W górnych warstwach gleb zawartość **wapnia** waha się od 0,02 do 3,92% (mediana 0,33%). Dla gleb poziomu dolnego wahania zaobserwowano w zakresie <0,01–5,54% (mediana 0,22%). Najwyższe koncentracje wapnia występują w gruntach, przypuszczalnie całkowicie nasypowych, z terenów zielonych Starego Miasta.

Zawartość **kadm** w większości gleb utrzymuje się <0,5 mg/kg. Maksymalna ilość (2,3 mg/kg) kadmu została zanotowana w glebach poziomu powierzchniowego ogródków działkowych na osiedlu Świerczewo oraz w glebach poziomu głębszego z terenów zielonych Starego Miasta. Te same gleby zawierają maksymalne ilości chromu, miedzi i cynku. Do 1,1 mg/kg dochodzi też zawartość kadmu w niektórych glebach Lasku Marcelińskiego.

Koncentracja **miedzi** jest najwyraźniejsza w glebach poziomu powierzchniowego w dzielnicach o zwartej zabudowie. Nieco wyższa jest wartość mediany (7 mg/kg Cu) tych gleb w stosunku do gleb poziomu głębszego (5 mg/kg Cu). Gleby z głębokości 0,0–0,2 m o maksymalnej zawartości miedzi (89 mg/kg) pochodzą z ogródków działkowych osiedla Świerczewo. Przypuszczalnym jej źródłem są środki ochrony roślin lub stare „dzikie” wysypisko odpadów. Za tą drugą ewentualnością przemawia również wysoka zawartość cynku (869 mg/kg). Rejon wzbogacenia gleb z poziomu 0,4–0,6 m w miedź (97 mg/kg), ołów (504 mg/kg) i cynk (4769 mg/kg) to tereny zielone Starego Miasta, gdzie w zagłębieniach terenu mogły być gromadzone odpady. W innych punktach Poznania

wzbogacenie w miedź (15–35 mg/kg) najbardziej widoczne jest w glebach z głębokości 0,0–0,2 m pobranych przy trasach przelotowych.

Zawartość **rtęci** wynosi odpowiednio <0,05–0,36 i <0,05–0,26 mg/kg dla gleb poziomu powierzchniowego i dolnego. Podwyższone zawartości tego pierwiastka w obydwu poziomach głębokościowych występują na terenach - niektórych zieleńców oraz ogródków działkowych.

Ilość **ołowiu** zmienia się od 8 do 87 mg/kg w glebach poziomu powierzchniowego i od 4 do 504 mg/kg w glebach z poziomu głębszego. Maksymalna zawartość wynosi 87 mg/kg Pb w poziomie powierzchniowym (Lasek Marceliński) a gleby niektórych ogródków działkowych zawierają 70–80 mg/kg ołowiu.

Wzbogacenie gleb w **cynk**, zaobserwowane w rejonach podwyższonej zawartości ołowiu, wiąże się w znacznej mierze z czynnikami antropogenicznymi (emisje spalin samochodowych, opady pyłów przemysłowych i być może zapomniane składowiska odpadów). Zawartość przeciętna (mediana) cynku w glebach poziomu powierzchniowego wynosi 50 mg/kg, a w glebach poziomu głębszego — 31 mg/kg. Maksymalną zawartość cynku w glebach powierzchniowych zanotowano w punktach wzbogacenia gleb w miedź i ołów.

W kilku analizowanych rejonach gleby Poznania zawierają metale toksyczne w ilości przekraczającej wartości graniczne.

Współczynniki wzbogacenia gleb w ołów, miedź i cynk są niskie w obydwu analizowanych poziomach gleb (tab. 3).

RZESZÓW

Rzeszów położony jest w dolinie Wisłoka (na pograniczu Pogórza Karpackiego i południowej części Kotliny Sandomierskiej). Podłoże tego rejonu budują ropy mioceńskie przykryte piaskami i glinami czwartorzędowymi oraz lessami. Na wschód od doliny Wisłoka skałami macierzystymi gleb są głównie ropy, mułki i piaski tarasów rzecznych, a w zachodniej części miasta przeważają lessy i pyły lessopodobne (Zimnal, Malata, 1999). Dolinę Wisłoka pokrywają ropy, mułki, piaski i żwir.

W mieście skupiają się zakłady przemysłu maszynowego, elektrotechnicznego i spożywczego.

Badania geochemiczne (tabl. 75)

Gleby Rzeszowa wykazały **odczyn** zmieniający się od 5,6 do 7,6 w poziomie powierzchniowym i od 5,4 do 7,5 w poziomie głębszym. Na piaszczystych utworach rzecznych na wschód od doliny Wisłoka przeważają gleby kwaśne (pH < 6,7).

W górnych warstwach gleb zawartość **wapnia** waha się od 0,13 do 0,42% (mediana 0,37%). Dla gleb poziomu dolnego wahania zaobserwowano w zakresie 0,07–0,87% (mediana 0,32%). Niskie zawartości wapnia wiązać można z utworzeniem gleb na piaszczystych skałach podłoża na wschodzie miasta oraz odwapnieniem górnych warstw lessów w części zachodniej (Zimnal, Malata, 1999).

Badane gleby zawierają metale ciężkie w ilościach nieprzekraczających wartości granicznych. Wzbogacenie aluwialnych gleb poziomu powierzchniowego w miedź, rtęć, ołów i cynk zaznacza się w dolinie Wisłoka na terenach niezabudowanych oraz w dolinie rzeki Przyrzywy. Zawartość **miedzi** zmienia się od 8 do 23 mg/kg w poziomie powierzchniowym i od 7 do 18 mg/kg w poziomie 0,4–0,6 m. **Rtęć** stwierdzono w granicach <0,05–0,10 mg/kg. Koncentracje **ołowiu** wahają się od 12 do 43 mg/kg w poziomie powierzchniowym i od 11 do 16 mg/kg w poziomie dolnym, a **cynku** — odpowiednio 34–87 mg/kg i 28–59 mg/kg w poziomie górnym i dolnym.

W glebach poziomu powierzchniowego kumulacja miedzi, niklu i rtęci jest ponadtrzykrotna w stosunku do wartości tła geochemicznego, a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m zaznacza się przede wszystkim wzbogacenie w pierwiastki pochodzenia geogenicznego — nikiel i chrom (tab. 3).

SZCZECIN

Miasto leży na Pobrzeżu Szczecińskim na styku trzech krain fizjograficznych: Wzniesień Szczecińskich (zachodnia część), Wzgórz Bukowych i Równiny Pyrzyckiej (wschodnie dzielnice) oraz rozdzielającej część wschodnią i zachodnią Równiny Dolnej Odry. Głównym elementem systemu hydrograficznego Szczecina jest rzeka Odra dopływająca do miasta dwoma nurtami: wschodnim – Odra Wschodnia — Regalica i zachodnim — Odra Zachodnia. Obszar między nimi nosi nazwę Międzyodrza. W granicach Szczecina znajduje się jezioro Dąbie.

Powierzchnię miasta pokrywają osady czwartorzędowe, należące w większości do plejstocenu. Są to utwory o bardzo zróżnicowanej genezie i litologii. Gleby dzielnic zachodnich rozwinęły się w większości na glinach zwałowych oraz piaskach i żwirach lodowcowych, wśród których spotykane są ilaste porwaki i kry glacialne

utworów oligocenu, budujące zachodnie zbocza doliny Odry między Szczecinem a Policami (Dobrcki, Mojski, 1979). We wschodniej części miasta przeważają mady i piaski rzeczne (Mojski, 1977), a w dolinie Odry oraz wokół jeziora Dąbie do rozpowszechnionych utworów należą torfy, którym towarzyszą namuły i gytie (Jasnowski, 1993).

Gospodarka Szczecina jest ściśle związana z morzem; w ujściowym odcinku Odry działają: pełnomorski port przeładunkowy, przedsiębiorstwa żeglugowe oraz stocznie. W Szczecinie rozwijają się też przedsiębiorstwa i firmy spożywcze, chemiczne, elektromaszynowe, papiernicze, odzieżowe, transportowe, budowlane i łącznościowe.

Źródła zanieczyszczenia środowiska stanowią składowiska odpadów, zrzuty ścieków, opady pyłów i gazów. Nad Odrą położone są składowiska huty „Szczecin”, na których gromadzone są zużle i szlamy wielkopieczowe (zawierające fenole i cyjanki). Elektrownie gromadzą popioły i zużle na własnych składowiskach (Raport, 1997c). Składowisko Zakładów Włókien Sztucznych (ZWS) „Wiskord” zajmuje niewielką powierzchnię, ale stwarza szczególne zagrożenie skażenia metalami ciężkimi, ponieważ nie posiada zabezpieczeń przed infiltracją odcieków. Północna część miasta łączy się z terenem ZCh „Police”, gromadzących na składowiskach odpadów fosfogipsy, siarczan żelazawy, osady z chemicznej oczyszczalni ścieków i popioły (Raport..., 2000).

Główne ogniska zanieczyszczenia wód i osadów Odry oraz jeziora Dąbie są położone w jej górnym i środkowym biegu (ścieki przemysłowe i komunalne z terenów Górnego i Dolnego Śląska, Republiki Czeskiej i Niemiec). Ponad 2/3 ilości metali ciężkich odprowadzanych do Odry pochodzi z obszaru LGOM-u, Górnego Śląska i z Zagłębia Karwińsko-Ostrawskiego (Przewłocki i in., 1992). W dolnym biegu rzeki zanieczyszczenia te są powiększane przez niedostatecznie oczyszczone ścieki komunalne i przemysłowe z rejonu aglomeracji szczecińskiej. Szczególnie uciążliwe dla środowiska są ścieki wprowadzane do Odry na obszarze portu szczecińskiego. Oprócz ścieków bytowo-gospodarczych, sanitarnych i przemysłowych pochodzących z nabrzeży portowych i statków odprowadzane są tu ścieki z zakładu „Koksochemia”, z rejonu przeładunku fosforytów i apatytów, stacji paliwowej, fabryki farb i lakierów oraz ze stoczni remontowej (Tadajewski, Rutkowski, 1993).

Badania geochemiczne (tabl. 76–81)

Zróźnicowanie **odczynu** gleb jest związane w znacznym stopniu z charakterem litologicznym podłoża geologicznego. Gleby zachodniej części miasta (rozwinęte na glinach zwałowych oraz piaskach i żwirach lodowcowych) charakteryzują się odczynem obojętnym, a w śródmieściu występują miejscami gleby zasadowe (tabl. 76). Na północno-zachodnich obrzeżach miasta oraz po wschodniej stronie Odry przeważają gleby kwaśne utworzone na piaszczysto-żwirowych utworach wodnolodowcowych lub rzecznych. Gleby organiczne Międzyodrza wykazują odczyn lekko kwaśny. W poziomie powierzchniowym odczyn gleb zmienia się w granicach 3,3–8,9, zaś w poziomie głębszym zaobserwowano wahania w zakresie 5,5–8,1. W poszczególnych punktach opróbowania gleby poziomu głębszego wykazują wyższe pH w stosunku do gleb poziomu powierzchniowego.

Zawartość **kadm**u jest niższa od 0,5 mg/kg dla 75% próbek gleb poziomu powierzchniowego (tabl. 77). Gleby organiczne doliny Odry podścielone utworami torfowymi i namułami wyróżniają się anomalią $>0,5$ ppm Cd. Jej źródłem są wody i osady Odry niosące zanieczyszczenia z południa kraju. W obrębie anomalii maksymalna zawartość kadmu (13,3 mg/kg) występuje poza granicami miasta — w torfowych glebach powierzchniowych Międzyodrza (otoczenie Kanału Żeglarskiego) oraz w Policach (4,5 mg/kg Cd). Gleby w pobliżu huty „Szczecin” zawierają do 4,3 mg/kg Cd. W obrębie zwartej zabudowy mieszkaniowej zawartość kadmu nie przekracza naturalnego tła geochemicznego w glebach z obydwu zakresów głębokości.

Podwyższoną ilość **miedzi** (6–30 mg/kg) stwierdzono w glebach zachodniej i południowej części miasta, a w części wschodniej najczęściej spotykane są stężenia 3–14 mg/kg (tabl. 78). Na terenie Międzyodrza, w niektórych rejonach śródmieścia i przy granicy z Policami występują anomalie miedzi (>30 mg/kg). Maksymalne koncentracje 164–205 mg/kg Cu występują w glebach poziomu powierzchniowego na Kępie Parnickiej, w rejonie Kanału Żeglarskiego na Międzyodrzu (poza granicami miasta) i na wyspie Skolwiński Ostrów. W rejonie oczyszczalni ścieków zawartość miedzi dochodzi do 184 mg/kg, a w sąsiedztwie ZWS „Wiskord” wynosi 154 mg/kg. Podwyższone koncentracje tego pierwiastka występują też w glebach w okolicy huty „Szczecin” oraz niektórych ogródków działkowych (>80 mg/kg). W glebach poziomu głębszego na ogół zawartość miedzi jest niższa niż w warstwie powierzchniowej.

Wzbogacenie gleb w **rtęć** wiąże się z oddziaływaniem aglomeracji miejsko-przemysłowej (opadem pyłów ze spalania paliw i odprowadzaniem ścieków). Świadczy o tym niska zawartość rtęci, nieprzekraczająca 0,05 mg/kg w otoczeniu miasta (tabl. 79). W centrum występuje wzbogacenie gleb w rtęć ($>0,12$ mg/kg), a lokalnie stwierdzono anomalie punktowe ($>0,23$ mg/kg). W obszarze zwartej zabudowy miejskiej również gleby poziomu 0,4–0,6 m w niektórych rejonach są wzbogacone w ten pierwiastek (do 0,25 mg/kg na terenie ogródków działkowych, gdzie przypuszczalnym źródłem rtęci są środki ochrony roślin). W rejonie Międzyodrza (Kanał Żeglarski, Brynecki Ostrów), wyps przy zachodnim brzegu jeziora Dąbie oraz na Polickich Łąkach występują anomalie rtęci (z

maksimum 1,17 mg/kg). W pobliżu huty „Szczecin” i na Nabrzeżu Fosforowym gleby zawierają około 0,9 mg/kg Hg.

Zawartość **ołowiu** poniżej 16 mg/kg najczęściej stwierdzano w glebach poziomu powierzchniowego we wschodniej części miasta oraz w jego otoczeniu (tabl. 80). W dzielnicach zachodnich stężenie ołowiu osiąga 16–76 mg/kg, a w śródmieściu, na terenie Międzyodrza oraz wysp na jeziorze Dąbie występują zawartości anomalne, powyżej 76 mg/kg. Ołów pochodzi przypuszczalnie ze źródeł zanieczyszczeń na południu zlewni; został przeniesiony z osadami i wodami Odry i skoncentrowany w glebach torfiastych. Maksymalna zawartość wynosi 810 mg/kg Pb w poziomie powierzchniowym (w pobliżu ZWS „Wiskord”) i 108 mg/kg Pb na głębokości 0,4–0,6 m (ogródki działkowe). Najbardziej wzbogacone w ołów (180–300 mg/kg) gleby poziomu powierzchniowego występują w pobliżu huty „Szczecin”, na Nabrzeżu Fosforowym i na terenie Stoczni Szczecińskiej, w sąsiedztwie oczyszczalni ścieków w dzielnicy Zdroje, w rejonie ogródków działkowych (dzielnica Pogodno), w niektórych glebach centrum oraz na wyspach na jeziorze Dąbie.

Obraz przestrzennego rozmieszczenia **cynku** jest podobny do rozmieszczenia ołowiu (tabl. 81). W glebach poziomu powierzchniowego na terenie miasta cynk występuje w ilości 35–200 mg/kg, a w jego otoczeniu <35 mg/kg. Gleby z terenu Międzyodrza, wysp na jeziorze Dąbie oraz niektórych rejonów centrum zawierają ten pierwiastek w ilości anomalnej, powyżej 200 mg/kg. Maksymalna zawartość w glebach poziomu powierzchniowego wynosi 1176 mg/kg, a w poziomie głębszym — 173 mg/kg Zn (teren Stoczni Szczecińskiej). Do silnie zanieczyszczonych cynkiem należą gleby poziomu powierzchniowego w pobliżu huty „Szczecin” (644 mg/kg), na Nabrzeżu Fosforowym (706 mg/kg) i w kompleksach niektórych ogródków działkowych (825 mg/kg w dzielnicy Krzekowo).

Na mapach zaznaczono rejon w centrum miasta, w których gleby wykazują koncentracje kadmu, miedzi, rtęci, ołowiu i cynku przekraczające wartości graniczne.

Zestawienie wskaźników kumulacji pierwiastków dla Szczecina (tab. 3) wykazuje, że gleby w zakresie głębokości 0,0–0,2 m wzbogacone są głównie w miedź, cynk i ołów, a gleby poziomu głębszego — w miedź i rtęć.

TORUŃ

Toruń położony jest w pasie pojezierzy i pradolin wielkopolskich, we wschodniej części Kotliny Toruńskiej wypełnionej systemem tarasów rzecznych, z których najwyższe pokrywają wydmy.

Osady czwartorzędu, stanowiące podłoże gleb, są reprezentowane głównie przez utwory rzeczne, rzadziej fluwioglacjalne. Są to zarówno plioceńskie, jak i holocenijskie piaski, żwiry i mułki. Wschodnie glin zwałowych występują miejscami w prawobrzeżnej strefie krawędziowej doliny Wisły. Część terenu pokrywają piaski eoliczne w wydmach, a dolinę Wisły wypełniają piaski i żwiry akumulacji rzecznej oraz torfy i mady (Niewiarowski i in., 1978). Gleby Torunia różnicują się w zależności od litologii skał macierzystych i położenia. Na tarasie najniższym występują mady, a na tarasach wyższych rozwinęły się głównie gleby bielcowe i rdzawe (Fedorowicz, 1993).

Toruń i jego okolice charakteryzują się nieznacznym zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego. Otoczenie miasta stanowią głównie tereny rolnicze zajmujące 70–90% powierzchni (Krajewski, red., 2001), a w jego bezpośrednim sąsiedztwie znajdują się kompleksy leśne.

Do najważniejszych zakładów Torunia należą: Zakłady Włókien Sztucznych „Elana”, Zakłady Urządzeń Chemicznych „Tofama”, Zakłady Materiałów Opatrunkowych, Zakłady Przemysłu Nieorganicznego „Polchem” produkujące kwas siarkowy, Zakłady Graficzne „Zapolex” i szereg innych branży spożywczej, odzieżowej i wełnianej. Źródłem pyłów i gazów emitowanych do atmosfery jest też elektrociepłownia. Oczyszczone ścieki miejskie i przemysłowe odprowadzane są do Wisły. Z południowej części miasta odpływają ścieki nieoczyszczone.

Badania geochemiczne (tabl. 82)

Gleby charakteryzuje **odczyn** zmieniający się od 4,5 do 7,2 w poziomie powierzchniowym i od 4,9 do 7,4 w poziomie głębszym. W obrębie zwartej zabudowy miasta występują gleby o wyższym pH.

W górnych warstwach gleb zawartość **wapnia** waha się od 0,01 do 1,22% (mediana 0,30%), w poziomie dolnym — od <0,01 do 1,04%, (mediana 0,14%). Oznaczone ilości wapnia należą do niskich, co wiąże się z utworzeniem gleb na piaszczystych skałach podłoża. Wyraźnie zaznacza się tylko wpływ elektrociepłowni emitującej pyły alkaliczne (>1% wapnia w glebach obydwu poziomów z jej otoczenia).

Miedź zanotowano w ilościach od 2 do 21 mg/kg w glebach poziomu powierzchniowego i od <1 do 429 mg/kg na głębokości 0,4–0,6 m, a **rtęć** w granicach <0,05–0,22 mg/kg w obydwu zakresach głębokości. Koncentracje **ołowiu** zawierają się w granicach 6–62 mg/kg w poziomie powierzchniowym i <3–34 mg/kg w poziomie dolnym, a **cynku** odpowiednio 10–187 mg/kg i 5–300 mg/kg. Przekroczenie zawartości granicznych

miedzi i cynku występuje w poziomie głębszym gleb w rejonie ogródków działkowych na osiedlu Mokre, co wiązać się może z pobraniem próbki w miejscu starego „dzikiego” wysypiska śmieci, na którym składowano środki ochrony roślin czy też środki owadobójcze.

Gleby poziomu powierzchniowego są około dwukrotnie wzbogacone w miedź, ołów i cynk w stosunku do tła geochemicznego (tab. 3). W glebach z większej głębokości zawartość tych metali ciężkich pozostaje na poziomie tła geochemicznego.

WAŁBRZYCH

Wałbrzych leżący w kotlinie śródgórskiej Sudetów jest jednym z najbardziej uprzemysłowionych miast w Polsce. Obszar miasta charakteryzuje się reliefem górzystym uwarunkowanym litologicznie. Teren ten budują skały osadowe i wulkaniczne karbonu i permu, a na peryferiach — starsze od nich gnejsy. W środkowej części miasta podłożem gleb są piaskowce, mułowce i iłowce z pokładami węgla, a we wschodniej i zachodniej większy jest udział wulkanitów (Haydukiewicz i in., 1982; Sawicki, 1996). Dolinę Pełcznicy i jej dopływów pokrywają osady czwartorzędowych piasków, żwirów i mad. Znaczne obszary miasta zajmują utwory antropogeniczne — hałdy odpadów z kopalń węgla i barytu oraz popiołów z elektrowni (Wójcik, 1993).

Na obecny stan zanieczyszczenia środowiska w znacznej części Wałbrzycha ma wpływ działalność związana z wydobyciem kopalni i ich przetwarzaniem. Już w XIV w. eksploatowano kruszce ołowiu i srebra z żył barytu w rejonie Boguszowa (Dziekoński, 1972), okresowo miedź w okolicy Jedlinki, a od połowy XVIII w. rozpoczęto eksploatację węgla na skalę przemysłową (Piątek, Piątek, 1979), po której pozostały dziesiątki hałd wpływających na środowisko poprzez zmiany hydrogeologiczne, pylenie i erozję. Około 1950 r. na małą skalę wydobywano uran, a wcześniej niewielkie ilości siarczków lub arsenków rtęci, niklu, cynku i innych metali (Lis, Sylwestrzak, 1986).

Poważny problem w rejonie wałbrzyjskim stanowi gospodarka odpadami przemysłowymi, takimi jak: odpady koksownicze, kondensaty z odwadniania gazu, surowe osady ściekowe z oczyszczalni ścieków, przeterminowane środki ochrony roślin i inne odpady chemiczne.

Badania geochemiczne (tabl. 83–90)

Większość gleb poziomu powierzchniowego charakteryzuje **odczyn** kwaśny (tabl. 83), co jest uwarunkowane przede wszystkim litologią skał macierzystych (krzemionkowe skały karbonu i permu — zlepieńce, piaskowce, mułowce, oraz kwaśne skały wulkaniczne). Gleby o odczynie obojętnym zanotowano w kilku punktach w centrum i w dzielnicy Podzamcze. Podobnie jak w innych miastach Polski, gleby poziomu 0,4–0,6 m wykazują wyższe pH w stosunku do gleb poziomu powierzchniowego.

Przeciętne ilości **arsenu** w glebach Wałbrzycha są wysokie (11 mg/kg i 13 mg/kg odpowiednio w glebach z głębokości 0,0–0,2 m i 0,4–0,6 m). Najwyższe koncentracje As w glebach poziomu powierzchniowego (>15 mg/kg, a lokalnie 30–40 mg/kg) występują w południowo-zachodniej części miasta i w Boguszowie-Gorcach (tabl. 84). Jest to rejon wychodni warstw węglonośnych karbonu, a kumulację arsenu w glebach można wiązać z mineralizacją arsenopirytową na granicy skał węglonośnych z porfirami (Kwiecińska, 1968) i jego biogeniczną koncentracją w węglu. Na litogeniczne wzbogacenie nakłada się oddziaływanie hałd po eksploatacji węgla, osadników pyłu węglowego i pyłów emitowanych przez elektrociepłownię. Wyraźne anomalie występują w okolicy Lubiechowa (maks. 86 mg/kg As) i Góry Czarnota (maks. 37 mg/kg As) w glebach rozwiniętych na piaskowcach i iłowcach dolnego karbonu–dolnego dewonu. Te zawartości arsenu można przypisywać mineralizacji pirytowej skał (Łydka, 1963). W obszarach o podwyższonej zawartości arsenu w glebach poziomu powierzchniowego stwierdzono wysokie zawartości również na głębokości 0,4–0,6 m.

W południowej części miasta gleby poziomu powierzchniowego charakteryzuje zawartość **baru** powyżej 100 mg/kg, w północnej — w granicach <11–100 mg/kg (tabl. 85), a przy głównych trasach komunikacyjnych dochodzi do 200 mg/kg. W okolicy kopalni barytu w Boguszowie występuje anomalia (powyżej 200 mg/kg) z maksymalną zawartością 851 mg/kg Ba.

Przeciętna zawartość **kadm** w obydwu poziomach glebowych jest podobna jak w większości niezanieczyszczonych gleb innych obszarów Polski (<0,5 mg/kg). W 90% gleb poziomu powierzchniowego zawartość kadmu nie przekracza 0,7 mg/kg (tabl. 86). W południowej części Wałbrzycha zaznacza się kilka anomalii punktowych. Maksymalną zawartość kadmu (2,8 ppm) w glebach poziomu powierzchniowego stwierdzono w Świebodzicach (sąsiadujących od północy z Wałbrzychem) w pobliżu zakładów metalowych. Na osiedlu Podgórze w Wałbrzychu zlokalizowane jest centrum niewielkiej anomalii (z maksimum 1,8 ppm Cd) w pobliżu stacji

kolejowej oraz starej kopalni węgla i jej hałd. Kadm może stanowić domieszkę w sfalerycie, który spotykany jest w węglu (Kwiecińska, 1968). Podobnego pochodzenia jest zapewne anomalia w Boguszowie-Gorcach (w pobliżu hałd i torów kolejowych). W barytach i porfirach stwierdzano również występowanie sfalerytu (Gruszczuk i in., 1970; Kowalski, 1976; Paulo, 1994), który jest przypuszczalnie nośnikiem kadmu.

Zawartość **miedzi** w glebach obydwu poziomów głębokościowych jest zbliżona, wskazując na geologiczne źródło tego pierwiastka. Gleby poziomu powierzchniowego o najniższych zawartościach <17 mg/kg Cu występują głównie w północnej części miasta (Lubiechów–Podzamecze). Podwyższoną koncentracją (17–33 mg/kg Cu) wyróżniają się gleby w centrum (tabl. 87). W glebach z głębokości 0,4–0,6 m zawartości miedzi utrzymują się w granicach 14–41 mg/kg. Najwyższe stężenia, powyżej 33 mg/kg Cu, występują w centrum, gdzie wyznaczono rejonu o przekroczonej wartości granicznej. Źródłem miedzi jest chalkopiryt występujący w obszarze niecki wałbrzyskiej, szczególnie na kontaktach intruzji porfirowych z pokładami węgla (Lis, Sylwestrzak, 1986), w skałach płonnych i węgla (Kwiecińska, 1967), w barytach Boguszowa (Gruszczuk i in., 1970; Pawłowska, 1970; Migaszewski, 1972; Kowalski, 1976), a także w licznych dawnych wyrobiskach (Kowalski, 1976). Koncentracja miedzi w glebach poziomu powierzchniowego może być efektem spalania węgla. W węglu z rejonu Wałbrzycha stwierdzano znaczne ilości miedzi, a w popiołach — do 1200 mg/kg Cu (Pendias, 1964, 1966).

Tło geochemiczne **rtęci** w glebach poziomu powierzchniowego z otoczenia Wałbrzycha waha się w zakresie <0,05–0,13 mg/kg (tabl. 88) i jest wyższe niż w innych częściach kraju. Na terenie miasta, a szczególnie dzielnic południowo-zachodnich i sąsiedniego Boguszowa-Gorców zaznacza się podwyższenie zawartości rtęci (0,13–0,28 mg/kg). Anomalne stężenia rtęci (>0,30 mg/kg) występują przy zachodniej granicy miasta, gdzie przebiega strefa uskokuwa z przejawami mineralizacji barytowo-kruszcowej. Źródłem rtęci są przypuszczalnie wystąpienia cynobru i rtęci rodzimej w pokładach węgla i na kontaktach z porfirami (Kwiecińska, 1967). W centrum miasta w glebach niektórych trawników zawartość rtęci przekracza 1,00 mg/kg, a koncentracje maksymalne (do 3,22 mg/kg) stwierdzono w pobliżu hałd (np. kopalni „Bolesław Chrobry”), elektrociepłowni i stacji kolejowych. Rtęć rozpraszana jest ze spalania dużych ilości węgla oraz rozwiewania materiału z hałd. Dowiedziono, że podczas spalania prawie cała ilość rtęci z węgla emitowana jest do atmosfery w gazowej formie metalicznej (Bojakowska, Szcześniak, 1993) i nawet przy niskiej koncentracji Hg w węglu przy masowym, wieloletnim spalaniu dochodzi do skażenia środowiska tym metalem. W niektórych punktach gleby z poziomu 0,4–0,6 m zawierają również podwyższone ilości rtęci (0,20–0,50 mg/kg).

Zawartość **ołowiu** w glebach Wałbrzycha jest wyraźnie wyższa (podobnie jak arsenu, rtęci, miedzi i cynku) niż w innych miastach Polski. W północnej części miasta, gdzie przeważają gleby rozwinięte na utworach czwartorzędowych, zawartość ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego wynosi najczęściej poniżej 40 mg/kg (tabl. 89). Na południu miasta i w Boguszowie-Gorcach w glebach powstałych na skałach karbonu zawartość ołowiu waha się w granicach 40–80 mg/kg. Podłoże geologiczne jest zatem czynnikiem decydującym w znacznym stopniu o zawartości ołowiu w glebach. Najbardziej wyraziste anomalie można wiązać z obecnością galeny w żyłach barytowych i kwarcowych. Dodatkowo wzbogacenie gleb w ołów powoduje urbanizacja, transport kołowy i działalność przemysłowa. Wysokie stężenia ołowiu wykazują gleby trawników miejskich (średnio 58 mg/kg Pb) i gleby terenów przemysłowych (średnio 49 mg/kg Pb). W obrazie kartograficznym zaznaczono rejonu (kopalnie barytu, kopalnie węgla i śródmieście), gdzie koncentracje ołowiu przekraczają wartość graniczną. Maksimum anomalii w glebach poziomu powierzchniowego (325 mg/kg Pb) przypada na gleby trawników śródmieścia. W rejonie Szybów Siostrzanych gleby poziomu powierzchniowego zawierają do 256 mg/kg Pb i ponad 200 mg/kg Zn, a gleby poziomu głębszego — ponad 100 mg/kg Pb i do 370 mg/kg Zn.

Rozmieszczenie **cynku** (tabl. 90) jest zbliżone do rozkładów miedzi i ołowiu. W większości gleb poziomu powierzchniowego w dzielnicach północnych i południowych zawartość cynku jest niższa od 55 mg/kg; w obrębie anomalii punktowych — dochodzi do 280 mg/kg. W środkowej części miasta zawartość cynku mieści się w granicach 55–113 mg/kg, a w śródmieściu występuje rozległa anomalia (>113 mg/kg) z maksimum 969 mg/kg Zn. Gleby z otoczenia elektrociepłowni „Victoria” i Fabryki Wkładów Odzieżowych zawierają cynk w ilości 300–350 mg/kg. W glebach z poziomu 0,4–0,6 m stwierdzono cynk w ilości 73–370 mg/kg, a zawartość maksymalna została zanotowana w glebach aluwialnych Sobieciniki w pobliżu hałd.

Gleby Wałbrzycha w obydwu zakresach głębokości są silnie wzbogacone w arsen i rtęć (tab. 3). Kumulacja miedzi, cynku, kadmu i ołowiu jest podobna jak w innych miastach.

WARSZAWA

Miasto położone jest na pograniczu morenowej wysoczyzny lodowcowej (część lewobrzeżna) oraz doliny Wisły (część prawobrzeżna), w obrębie Nizin Środkowomazowieckich (Domosławska-Baraniecka i in., 1965;

Sarnacka, 1992). Skalami macierzystymi gleb są utwory czwartorzędowe o miąższości bliskiej zera w niektórych rejonach i osiagającej 150 m w innych (Morawski, 1979). Gleby dzielnic lewobrzeżnych w znacznej części rozwinęły się na plejstocenijskich glinach zwałowych, piaskach fluwioglacjalnych i rzecznych (Sarnacka, 1980a, b). W dzielnicach prawobrzeżnej Warszawy w podłożu gleb przeważają piaski rzeczne. W południowej części miasta, w obszarach przylegających do Wisły (Zawady, Czerniaków, Saska Kępa i Gocław) podłożem gleb są mady i namuły torfiaste tarasu zalewowego.

W Warszawie rozwinięty jest przemysł elektroniczny, elektrotechniczny, środków transportu, maszynowy, metalowy, precyzyjny, chemiczny, poligraficzny, odzieżowy i hutniczy.

Gleby aluwialne i aluwia Wisły zanieczyszczane są przez ścieki komunalne odprowadzane z kilku kolektorów. Najbardziej zanieczyszczone ścieki przemysłowe odprowadzane są rzeką Jeziorką z zakładów papierniczych w Konstancinie-Jeziornej (Chorzewska i in., 2002). Odpady komunalne nagromadzone są na zamkniętych składowiskach: Łubna, Radiowo i Marki (Paszowska, 2002). Przemysłowe składowiska odpadów na terenie miasta zlokalizowano przy elektrociepłowni „Żerań” (odpady paleniskowe), przy hucie „Lucchini” oraz w Zawadach (składowisko odpadów paleniskowych elektrociepłowni „Siekierki”).

Do głównych źródeł zanieczyszczenia powietrza można zaliczyć m.in.: elektrociepłownię (Żerań, Siekierki, Kawęczyn, Wola), hutę „Lucchini”, Tarchomińskie Zakłady Farmaceutyczne „Polfa” i fabrykę ciągników „Ursus” (Grzegorzczak i in., 2002).

Badania geochemiczne (tabl. 91–96)

W otoczeniu miasta i na jego wschodnich krańcach przeważają gleby o **odczyn** kwaśnym i bardzo kwaśnym (tabl. 91). Podobny odczyn gleb stwierdzał Czyż (2002). W dzielnicach zachodnich i centralnych dominują gleby lekko kwaśne i obojętne, a punktowo zanotowano wystąpienia gleb zasadowych. W obrębie granic miasta pH gleb poziomu powierzchniowego waha się od 4,9 do 8,1, a gleb z poziomu głębszego — od 5,0 do 8,2. W dzielnicach o zwartej zabudowie w obydwu analizowanych zakresach głębokości przeważają gleby zasadowe.

W większości badanych gleb z obydwu poziomów głębokości zawartość **arsenu** nie przekracza 5 mg/kg (tabl. 92); podwyższenia (10–20 mg/kg) występują w kilku anomaliach punktowych w glebach poziomu powierzchniowego. Podwyższone koncentracje tego pierwiastka zanotowano na terenach zielonych Mokotowa (18 mg/kg As) oraz w Powsinku (11 mg/kg As). Jedną z wyraźnych anomalií arsenu występuje poza granicami Warszawy, w Łomiankach; w jej centrum w glebach poziomu powierzchniowego zawartość arsenu osiąga 2830 mg/kg. Rozpoznanie szczegółowe anomalií, powstałej na skutek zgromadzenia szlamów pogarbarskich i resztek chemikaliów po pożarze garbarni istniejącej tu do 1954 r., zostało zawarte w opracowaniach Lisa (1993) oraz Irmińskiego i Lisa (1994). W obszarze drugiej anomalií, rozciągającej się od Zacisza i Marek po Targówek Fabryczny i Kozie Górki, zawartość arsenu wynosi od kilkunastu mg/kg w jej części południowej do 295 mg/kg w części północnej. Źródłem arsenu są prawdopodobnie występujące w podłożu rudy darniowe rozwinięte na torfach i namulach torfiastych tarasu zalewowego Wisły (Sarnacka, 1980a). W glebach tych zawartość żelaza dochodzi do 13,9%, a manganu przewyższa 600 mg/kg (Lis, 1992). Niezbyt rozległe anomalie zanotowano też między Dąbrówką Szlachecką a Jabłonną.

Zawartość **kadm**u jest niższa od 0,5 mg/kg dla 90% próbek gleb poziomu powierzchniowego i większości próbek z głębszego poziomu (tabl. 93). Podobny procent gleb niezanieczyszczonych kadmem określono w badaniach Czarnowskiej i Gworek (1988). Maksymalne koncentracje kadmu w glebach powierzchniowych zostały zanotowane poza granicami miasta — 19,1 mg/kg w glebach aluwialnych doliny Jeziorki oraz 6,3 mg/kg w Łomiankach, w obrębie anomalií arsenowej. Przekroczenia wartości granicznej (2 mg/kg Cd) występują w glebach powierzchniowych na Targówku, w Śródmieściu (w rejonie fabryki platerów), w Ursusie i na terenie lotniska Okęcie. Wzbogacenia gleb w kadm wiążą się głównie z działalnością zakładów przeróbki metali nieżelaznych, galwanizerni i farbiarni, a także z rozpraszaniem spalin z silników samochodowych i ścierania opon (pas podwyższonych zawartości kadmu wzdłuż głównej trasy wschód–zachód). Na terenie zrekultywowanego wysypiska śmieci na Szczęśliwicach w glebach z głębokości 0,4–0,6 m stwierdzono 1,2 mg/kg kadmu (oraz 132 mg/kg Cu, 206 mg/kg Pb i 232 mg/kg Zn).

W otoczeniu miasta oraz w dzielnicach południowo-wschodnich zawartość **miedzi** w glebach powierzchniowych zazwyczaj jest niższa od 8 mg/kg (tabl. 94), w kierunku centrum — zwiększa się do 10–30 mg/kg. Wzdłuż głównych tras komunikacyjnych przebiegających przez centrum z południowego zachodu na wschód występuje anomalia (>30 mg/kg Cu) z maksimum na Grochowie (560 mg/kg Cu) oraz na Woli (262 mg/kg Cu). W granicach anomalií również gleby poziomu głębszego są wzbogacone w ten pierwiastek (132 mg/kg Cu na wysypisku śmieci Szczęśliwice i do 48 mg/kg w pobliżu stacji kolejowej Warszawa Powiśle). Na zachód od granic miasta anomalia miedzi rozciąga się wokół byłej fabryki kabli w Ożarowie. W glebach poziomu głębszego podwyższone zawartości miedzi utrzymują się na obszarze anomalií tego pierwiastka w glebach powierzchniowych.

W innych punktach pozostają na poziomie wartości charakterystycznych dla tła regionalnego. Dla porównania zawartości miedzi w glebach można przytoczyć wyniki badań Luxa (1993) dotyczące aglomeracji Hamburga. W powierzchniowej warstwie gleb (0–5 cm) autor ten stwierdził miedź w ilości średniej 103 mg/kg.

Obrazy przestrzennego rozmieszczenia i anomalii **ołowiu** i **cynku** (tabl. 95 i 96) są zbliżone do rozmieszczenia miedzi. W południowo-wschodniej części miasta zawartość ołowiu i cynku pozostaje w granicach naturalnego tła geochemicznego i wynosi odpowiednio <16 mg/kg Pb i <50 mg/kg Zn w glebach poziomu powierzchniowego. W dzielnicach centralnych zawartość ołowiu podwyższa się do 16–50 mg/kg, a cynku do 50–150 mg/kg. Od Szczęśliwic na południowym zachodzie po Targówek Przemysłowy na północnym wschodzie miasta rozciągają się anomalie (>54 mg/kg Pb i >153 mg/kg Zn). Podobny zasięg anomalii i zawartości ołowiu i cynku wyznaczono na terenie Warszawy pod koniec lat 70. ubiegłego wieku (Czarnowska, Gworek, 1991), co prowadzi do wniosku o powolnym tempie zanieczyszczania gleb miejskich. Najwyższą zawartość ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego (347 mg/kg) stwierdzono w Pruszkowie. W niektórych punktach centrum Warszawy koncentracja ołowiu osiąga 250–270 mg/kg. Na terenie anomalii również w glebach z głębszego poziomu występują podwyższone zawartości Pb (206 mg/kg w rejonie Górki Szczęśliwickiej, 95 mg/kg na Powiślu, 113 mg/kg na Pradze oraz 104 mg/kg na Mokotowie). Maksymalna zawartość cynku w glebach powierzchniowych (999 mg/kg) występuje w centrum. Na Grochowie, w niektórych rejonach zawartość cynku wynosi 500–750 mg/kg. Gleby poziomu 0,4–0,6 m są również wzbogacone w cynk (szczególnie w Śródmieściu oraz w obszarze występowania gleb łąkowych wzbogaconych w arsen).

Anomalie miedzi, kadmu, ołowiu i cynku oraz część anomalii arsenu zaliczyć należy do antropogenicznych. Ich źródłem są emisje i ścieki z zakładów przemysłowych oraz środków transportu.

Zestawienie wskaźników wzbogacenia w pierwiastki gleb Warszawy (tab. 3) dowodzi największej kumulacji miedzi, cynku i ołowiu w warstwie 0,0–0,2 m. Na głębokości 0,4–0,6 m kumulacja miedzi zmniejsza się prawie o połowę, przekraczając jednak dwukrotnie wartość tła geochemicznego, a ilość cynku i ołowiu nie ulega podwyższeniu ze źródeł antropogenicznych.

WROCLAW

Miasto położone jest na Nizinie Śląskiej, na pograniczu Równiny Wrocławskiej, Równiny Oleśnickiej i Pradoliny Wrocławskiej, gdzie zbiegają się dopływy Odry — Bystrzyca, Śleza, Oława i Widawa. W lewobrzeżnej części miasta (zlokalizowanej głównie w obrębie Równiny Wrocławskiej) podłoże gleb budują plejstoceny gliny zwałowe oraz piaski i żwiry wodnolodowcowe oraz rzeczne (Łabno, 1988, 1991). W niewielkich płatach obecne są iły i mułki ilaste neogenu. Według starych map niemieckich (w skali 1:25 000) w południowo-zachodnich dzielnicach Wrocławia występują też płaty utworów lessopodobne (Tomassi-Morawiec i in., 1998). Obszar między dolinami Ślezy i Widawy pokrywają holoceny piaski, żwiry i mady (iły i mułki) tarasów zalewowych (Winnicka, 1986). Znaczną część centrum miasta zajmują nasypy i hałdy.

We Wrocławiu działają zakłady przemysłu chemicznego, metalurgicznego, samochodowego, spożywczego oraz elektrociepłowni. Ścieki przemysłowe odprowadzane są w większości do miejskich urządzeń kanalizacyjnych, a następnie do Odry. Największe ilości ścieków pochodzą z oczyszczalni ZCh „Viscoplast” (w której oczyszczane są ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe), z Wrocławskiej Oczyszczalni Ścieków oraz pól irygacyjnych „Osobowice” przyjmujących większość ścieków z dzielnic śródmiejskich. Źródłem najpoważniejszych emisji zanieczyszczeń pyłowych są elektrociepłownie.

Badania geochemiczne (tabl. 97–102)

Gleby dzielnic południowych i centralnych wytworzone z piasków, glin i utworów lessopodobnych charakteryzują się w większości **odczynem** obojętnym lub zasadowym (tabl. 97). Podobne wyniki badań pH dla tego rejonu podają Karczewska i in. (1991). W części północno-zachodniej miasta przeważają gleby lekko kwaśne i kwaśne (pH < 6,7). Gleby poziomu głębszego w obszarach zwartej zabudowy miejskiej są w większości zasadowe, co można wiązać z opadem pyłów przemysłowych i przemieszczaniem związków wapnia i magnezu do głębszych warstw gleb, a także z domieszkami gruzu budowlanego zawierającego wapno.

Zawartość **kadmu** w glebach poziomu powierzchniowego dzielnic odległych od centrum jest niższa od 0,5 mg/kg (tabl. 98). W glebach aluwialnych doliny Odry i w śródmieściu zaznaczają się anomalie kadmu (>1 mg/kg). Wysoka zawartość kadmu, 33,1 mg/kg (a także 1968 mg/kg Zn), została zanotowana w glebach aluwialnych doliny Odry. Największe anomalie (>2 mg/kg Cd) występują w rejonie Starego Miasta oraz w pobliżu zakładów

przemysłowych. W bezpośrednim sąsiedztwie zakładów „Hutmen” gleby zawierają 37,3 mg/kg kadmu (i 1399 mg/kg Zn). W pobliżu innych zakładów przemysłowych zawartość kadmu w glebach dochodzi do 8 mg/kg. We wcześniejszych badaniach gleb z terenów uprzemysłowionych Wrocławia (Meinhardt, Mleczek, 1995) stwierdzano kadm w ilości rzędu 0,5–1,3 mg/kg. Anomalie o zawartości kadmu przekraczającej 1,3 mg/kg występują w rejonie pól irygacyjnych „Osobowice” oraz w południowo-wschodnim krańcu doliny Odry (poza obszarem miasta). W glebach z poziomu 0,4–0,6 m maksymalną zawartość tego pierwiastka zanotowano na tarasach zalewowych Odry (1,9 mg/kg Cd w rejonie Lasu Rakowickiego oraz 1,8 mg/kg w Świątnikach). Podwyższone koncentracje kadmu w glebach aluwialnych doliny Odry są rezultatem oddziaływania przemysłu i komunikacji Wrocławia oraz zanieczyszczeń niesionych z obszaru złóż kruszców Zn–Pb na Górnym Śląsku.

Anomalia **miedzi** w glebach powierzchniowych (>30 mg/kg) pokrywa się z zasięgiem anomalii kadmu (tabl. 98 i 99). Znacznym jej źródłem są emisje rozprzestrzeniane drogą powietrzną, o czym świadczy podwyższenie zawartości (11–30 mg/kg Cu) na terenie całego miasta w stosunku do tła geochemicznego w otoczeniu aglomeracji (2–11 mg/kg). Centrum jednej z anomalii w glebach poziomu powierzchniowego (z maksimum 601 mg/kg Cu) jest zlokalizowane w rejonie zakładów hutniczych „Hutmen”. W badaniach Chodaka i in. (1995) wykryto podobnie wysokie zawartości miedzi (do 595 mg/kg). W centrum drugiej anomalii (rejon jachtklubu AZS) zawartość miedzi osiąga 270 mg/kg, a na terenie Pól Osobowickich — dochodzi do 50 mg/kg. Gleby poziomu głębszego w dzielnicach peryferyjnych są nieznacznie wzbogacone w miedź (kilka do kilkunastu mg/kg). Natomiast w glebach aluwialnych dochodzi do znacznych koncentracji miedzi również w zakresie głębokości 0,4–0,6 m. Nad strumieniem Brochówka przepływającym przez kompleks ogródków działkowych gleby zawierają do 731 mg/kg Cu w dolnym poziomie i 612 mg/kg w powierzchniowym. Źródłem miedzi są przypuszczalnie wody i osady tego strumienia przepływającego w pobliżu stacji towarowej Wrocław-Brochów i zakładów „Elmet”. Nieco niższe stężenia miedzi (140 mg/kg w glebach poziomu powierzchniowego i 262 mg/kg w poziomie głębszym) występują w sąsiedztwie zakładów „Cefarm”. Zdjęcie geochemiczne w skali 1:100 000 (Tomassi-Morawiec i in., 1998) oraz badania w wybranych obszarach miasta (Chodak i in., 1995; Czyżyk, 1995; Meinhardt, Mleczek, 1995) potwierdzają występowanie anomalnych zawartości miedzi w glebach wielu rejonów Wrocławia.

Zawartość **rtęci** w glebach poziomu powierzchniowego Wrocławia jest wyższa niż w innych miastach kraju. W glebach aluwialnych doliny Odry występują anomalie (>0,34 mg/kg Hg), które kontynuują się również na głębokości 0,4–0,6 m (tabl. 100). Kumulacja rtęci jest związana zarówno z jej transportem wraz z osadami wodnymi i wodami z południowej części zlewni, jak i z odprowadzaniem ścieków (rozległa anomalia rozciągająca się od Starego Miasta po Mirowice oraz druga na Polach Osobowickich) i emisjami ze spalania paliw (zasięgi podwyższonych zawartości rtęci i miedzi pokrywają się). W glebach poziomu powierzchniowego najwyższą koncentrację rtęci (6,60 mg/kg) zanotowano w rejonie ogródków działkowych na osiedlu Kowale, co można wiązać z nadmiernym stosowaniem środków ochrony roślin. Maksymalne koncentracje rtęci w glebach poziomu głębszego występują w dolinie Odry (3,47 mg/kg w śródmieściu i 1,43 mg/kg w rejonie Lasu Rakowickiego).

W dzielnicach śródmiejskich oraz w dolinie Odry zarówno w glebach poziomu powierzchniowego, jak i głębszych występują anomalie **cynku** i **ołowiu**, których zasięg przestrzenny jest zbliżony. Gleby Wrocławia są wzbogacone w ołów (20–60 mg/kg) i cynk (44–165 mg/kg) w stosunku do otoczenia miasta, gdzie zawartości ołowiu pozostają poniżej 20 mg/kg, a cynku poniżej 44 mg/kg (tabl. 101 i 102). W zdjęciu geochemicznym najsilniejsze anomalie (>62 mg/kg Pb oraz >165 mg/kg Zn) występują w rejonie śródmieścia oraz zakładów przemysłowych. Maksymalna koncentracja ołowiu w glebach poziomu powierzchniowego (514 mg/kg) została stwierdzona w bezpośrednim sąsiedztwie zakładów „Hutmen”. Podobną zawartość maksymalną w zasięgu oddziaływania tych zakładów (520 mg/kg Pb) przytaczają Meinhardt i Mleczek (1995). Wysokie koncentracje ołowiu zanotowano w glebach powierzchniowych ogródków działkowych dzielnic Krzyki (195 mg/kg) i Siedlec (251 mg/kg) jak również na terenie Pól Osobowickich (do 115 mg/kg). Wzbogacone w ołów, cynk i inne pierwiastki gleby głębszego poziomu grupują się głównie w dolinie Odry. Są to gleby aluwialne bogate w minerały ilaste i substancję organiczną i zasilane materiałem niesionym przez Odrę. Źródłem anomalnych zawartości ołowiu i cynku w glebach doliny Odry są prawdopodobnie w znacznym stopniu górnośląskie złoża cynku i ołowiu. Maksymalna zawartość ołowiu w glebach poziomu głębszego osiąga 1296 mg/kg (rejon Lasu Rakowickiego) i 432 mg/kg na nabrzeżu Odry w śródmieściu. W obrębie anomalii zawartość cynku lokalnie przekracza 1000 ppm. Do miejsc silnie zanieczyszczonych cynkiem w poziomie powierzchniowym należą: teren jachtklubu AZS (1968 mg/kg), sąsiedztwo zakładów „Hutmen” (1399 mg/kg), południowa część Pól Osobowickich (849 mg/kg) i ogródki działkowe „Piast” (835 mg/kg). Badania Chodaka i in. (1995) potwierdzają wysokie zawartości cynku w glebach ogródków działkowych (do 2100 mg/kg). Wraz z głębokością stężenie cynku w glebach zmniejsza się w większości badanych punktów.

W zakresie głębokości 0,0–0,2 m najwyższymi współczynnikami kumulacji w glebach miasta wyróżniają się miedź, rtęć, cynk i ołów (tab. 3), a w glebach poziomu głębszego utrzymują się wysokie współczynniki wzbogacenia

dla miedzi, rtęci, arsenu i ołowiu. Koncentracja niklu i chromu jest zbliżona w obydwu poziomach głębokości gleb.

ZIELONA GÓRA

Zielona Góra leży w obrębie Wzniesień Zielonogórskich. Powierzchnia terenu w otoczeniu miasta charakteryzuje się urozmaiconą rzeźbą (liczne doliny erozyjne) i pokryciem leśnym. Gleby miasta rozwinęły się na czwartorzędowych piaskach, żwirach i mułkach morenowych, wśród których odsłaniają się mioceńskie ropy i mułki z węglem brunatnym (Urbański, 1998).

W mieście rozwinięty jest przemysł metalowy, elektrotechniczny, włókienniczy i spożywczy.

Badania geochemiczne (tabl. 103)

Badane gleby charakteryzuje **odczyn** obojętny lub zasadowy, zmieniający się od 6,7 do 7,3 w poziomie powierzchniowym i od 6,9 do 7,9 w poziomie głębszym.

W powierzchniowej warstwie gleb (do 0,2 m) występują wyższe zawartości **wapnia**, od 0,15 do 0,64%. Dla gleb poziomu dolnego zaobserwowano wahania w zakresie 0,02–0,28% Ca.

Zawartość **miedzi** zmienia się od 9 do 21 mg/kg w poziomie powierzchniowym i od 3 do 7 mg/kg w poziomie 0,4–0,6 m. Wzbogacenie w ten pierwiastek pochodzi przypuszczalnie ze źródeł antropogenicznych.

Podobne wzbogacenie gleb powierzchniowych stwierdzono w przypadku **ołowiu** i **cynku**. We wszystkich punktach gleby poziomu 0,4–0,6 m zawierają te pierwiastki w granicach naturalnego tła geochemicznego, zaś gleby poziomu powierzchniowego są lekko wzbogacone.

Rtęć występuje w granicach naturalnego tła geochemicznego (<0,05–0,07 mg/kg).

W glebach poziomu powierzchniowego zaobserwowano kumulację miedzi, ołowiu i rtęci w stosunku do wartości tła geochemicznego, a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m utrzymuje się tylko wzbogacenie w miedź (tab. 3).

WIELOPIERWIASTKOWA ANALIZA ZANIECZYSZCZENIA GLEB MIEJSKICH

Pierwiastki toksyczne dla roślin i zwierząt skumulowane w glebach mogą pochodzić zarówno ze źródeł antropogenicznych (przemysł wydobywczy i metalurgiczny, transport, rzuty ścieków), jak i naturalnych (wychodne skały wzbogacone w metale, złoża kruszców), a wzbogacenia naturalne niekiedy przekraczają kumulacje związane z działalnością człowieka. Arsen, kadm, chrom, miedź, rtęć, nikiel i ołów obecne w środowisku nawet w stosunkowo niewielkich ilościach są toksyczne dla organizmów żywych, narażonych na zatrucia przez pobieranie skażonych składników pokarmowych oraz pochłanianie cząstek kurzu drogą pokarmową i oddechową w długich okresach. Podjęta próba oceny sumarycznego wzbogacenia gleb miejskich zarówno w te pierwiastki, jak również w cynk i siarkę, powszechnie rozpraszane ze źródeł antropogenicznych, ma na celu zwrócenie uwagi na niektóre miasta lub ich rejony, w których gleby zawierają wysokie stężenia składników szkodliwych i powinny być poddane remediacji, po wcześniejszym zbadaniu z gęstością opróbowania odpowiednią dla takich działań (w skalach szczegółowych).

Wielopierwiastkowa analiza zanieczyszczeń pochodzących z dwóch zakresów głębokości pozwoliła na jednoczesne oszacowanie udziału czynników naturalnych (geologicznych) lub antropogenicznych w glebach miast położonych w różnych rejonach kraju.

Porównanie koncentracji poszczególnych pierwiastków i odczynu w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich wskazuje wyraźnie na wzbogacenie gleb w odmienne składniki (fig. 1–20; tabl. 2–17, 104).

W glebach z głębokości 0,0–0,2 m największą kumulację wykazują miedź, ołów, cynk i kadm. Rozrzut punktów na diagramach dla miedzi, ołowiu i cynku (fig. 15–17) świadczy o słabej korelacji między zawartościami tych pierwiastków w poziomie powierzchniowym i głębszym gleb. Zjawisko to wiąże się przypuszczalnie z różnorodnością czynników antropogenicznych powodujących ich gromadzenie w przypowierzchniowych warstwach. Diagram wartości pH (fig. 18) ilustruje bardzo dobrą korelację tego parametru dla poziomu powierzchniowego i głębszego gleb oraz przewagę gleb o odczynie zasadowym w zakresie głębokości 0,4–0,6 m.

Porównanie wyników oznaczeń chromu i niklu (fig. 19 i 20) jest przykładem dobrej korelacji oraz przewagi gleb bogatszych w te pierwiastki w warstwie głębszej, wskazując na przeważnie geogeniczne źródło Cr i Ni w glebach miejskich Polski.

Gleby miast o sumarycznym współczynniku wzbogacenia ≤ 10 (zsumowane wskaźniki dla As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S i Zn) można uznać za niezanieczyszczone, zawierające analizowane pierwiastki w stężeniach charakterystycznych dla tła geochemicznego (tabl. 104). Zawartości wymienionych pierwiastków zbliżone do

poziomu regionalnego tła geochemicznego występują w glebach obydwu zakresów głębokości małych miast w sąsiedztwie Warszawy (Marki i Józefów), a także w Łomży, Puławach, Czarnej Białostockiej, Świnoujściu, ale też w niektórych miastach Górnego Śląska — Rybniku, Żorach i Gliwicach. Wzbogacenie gleb poziomu powierzchniowego tych miast w pierwiastki toksyczne praktycznie zanika na głębokości 0,4–0,6 m (tab. 3, tabl. 104).

Najliczniejszą grupę (wartość sumarycznego współczynnika wzbogacenia w granicach 10–20) stanowią miasta o glebach nieznacznie zanieczyszczonych antropogenicznie lub wzbogaconych w sposób naturalny w wyniku lokalizacji miast na utworach gliniastych, często na glinach wysoczyzn morenowych, o znacznym udziale frakcji ilastych. W tej grupie mieszczą się zarówno największe aglomeracje kraju (Warszawa, Łódź, Poznań), jak i szereg mniejszych miast (tabl. 104). Gleby powierzchniowe zanieczyszczone są głównie miedzią, cynkiem i ołowiem, zaś w glebach poziomu 0,4–0,6 m zaznacza się rosnący udział chromu i niklu (szczególnie w miastach na Niżu Polskim, Wyżynie Lubelskiej oraz na przedpolu Karpat i Sudetów), wskazujący na skały macierzyste jako główne źródło metali ciężkich.

Sumaryczny współczynnik wzbogacenia w granicach 20–30 zanotowano w wielu miastach, gdzie zanieczyszczenie gleb poziomu powierzchniowego pochodzi najczęściej ze źródeł antropogenicznych (Gdynia, Gdańsk, Grudziądz, Częstochowa, Pabianice), a ilości metali ulegają redukcji w glebach z poziomu głębszego. W innych miastach (Żagań, Bolesławiec, Opole, Kalisz, Zakopane, Tarnów, Jarosław, Przemyśl) sumaryczny współczynnik wzbogacenia pozostaje zbliżony w glebach z obydwu zakresów głębokości, a na jego wartość wpływają różne pierwiastki w zależności od lokalizacji miasta na skałach o odmiennym składzie litologicznym (tab. 3) oraz efekt sumowania czynników antropogenicznych i litologicznych. Na przykład w Bolesławcu gleby poziomu powierzchniowego wzbogacone są w miedź, ołów i cynk, a w zakresie głębokości 0,4–0,6 m rośnie w nich udział chromu, niklu i rtęci. W Zakopanem na wysoką wartość sumarycznego współczynnika wzbogacenia gleb poziomu powierzchniowego wpływają kadm, arsen i miedź, a gleb poziomu głębszego — nikiel, arsen i miedź. W Tarnowie, Jarosławiu i Przemyślu gleby obydwu poziomów wzbogacone są w pierwiastki pochodzenia litogenicznego o podwyższonym tle regionalnym — nikiel, miedź, chrom i rtęć.

Silnie zanieczyszczone gleby powierzchniowe o sumarycznym współczynniku wzbogacenia w granicach 30–40 występują głównie w miastach Górnego i Dolnego Śląska. Na Górnym Śląsku są to gleby powierzchniowe w Rudzie Śląskiej, Sosnowcu, Tarnowskich Górach, Mysłowicach i Trzebini oraz gleby poziomu głębszego w Piekarach Śląskich i Bytomiu, zanieczyszczone głównie przez cynk, kadm, ołów i arsen (tab. 3), czyli pierwiastki złóż kruszcowych tego regionu, oraz miedź. Na wysoką wartość współczynnika sumarycznego wzbogacenia gleb powierzchniowych Wrocławia wpływa kumulacja miedzi, rtęci, cynku i ołowiu, a w glebach poziomu głębszego — miedzi, niklu, rtęci i chromu. W glebach Boguszowa-Gorców i Szczawna Zdroju charakterystyczna asocjacja pierwiastków budująca sumaryczne współczynniki wzbogacenia gleb to arsen, rtęć, cynk i ołów, związane z mineralizacją złóż barytu i węgla. Zanieczyszczenie sumaryczne gleb powierzchniowych w Polkowicach przez miedź, ołów, rtęć i siarkę spowodowane jest działalnością zakładów przerobczych rud miedzi i deponowaniem odpadów. Wzbogacenie gleb obydwu poziomów w Radomsku w cynk, miedź, rtęć i ołów pochodzi z emisji z zakładów metalowych. W Lesznie zanieczyszczenie gleb powierzchniowych, głównie cynkiem i miedzią, wiąże się ze źródłami przemysłowymi, natomiast w Łańcucie wzbogacenie w miedź, nikiel, cynk i chrom pozostaje na zbliżonym poziomie w obydwu zakresach głębokości, co wynika głównie ze składu chemicznego skał podłoża.

Bardzo silnie zanieczyszczone gleby o sumarycznym współczynniku wzbogacenia >40 występują głównie w miastach Górnego Śląska i Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego. Na wysoką wartość sumarycznych współczynników wzbogacenia gleb poziomu 0,0–0,2 m w Bytomiu, Olkuszu, Chrzanowie, Chorzowie, Siemianowicach Śląskich, Piekarach Śląskich i Świętochłowicach wpływa kumulacja cynku, kadmu, ołowiu, arsenu i miedzi. Do silnie zanieczyszczonych należą gleby z poziomu 0,4–0,6 m Rudy Śląskiej, Chorzowa, Olkusza i Świętochłowic, wzbogacone w tę samą asocjację pierwiastków (tab. 3). Zanieczyszczenia mają charakter mieszany antropogeniczno-geologiczny; wiążą się z występowaniem złóż rud cynku i ołowiu, ich wielowiekową eksploatacją, przeróbką i hutnictwem, wieloma starymi hałdami oraz skoncentrowaniem zakładów metalurgicznych, chemicznych i energetycznych. Bardzo wysokie współczynniki sumaryczne wzbogacenia gleb w metale stwierdzono w Głogowie i Legnicy (w rejonie LGOM-u); charakterystyczną asocjację pierwiastków w glebach powierzchniowych tworzą miedź, ołów, arsen, cynk i rtęć. Do grupy miast o wysokim sumarycznym współczynniku zanieczyszczenia gleb należą też Bochnia i Dąblin. W Bochni wzbogacenie gleb w nikiel, chrom i miedź wydaje się naturalne (litogeniczne), natomiast gleby Dąblina wzbogacone są w rtęć, miedź, cynk, ołów i siarkę, przypuszczalnie ze źródeł antropogenicznych.

Udział czynników naturalnych i antropogenicznych w zanieczyszczeniu gleb miejskich oszacowano odejmując sumaryczny współczynnik wzbogacenia w metale i siarkę poziomu głębszego od współczynnika dla gleb powierzchniowych. Różnica dodatnia została przedstawiona w siedmiu klasach, natomiast różnicę ujemną (większe

wzbogacenie dolnej warstwy) zilustrowano kartodiagramem kołowym jednakowej wielkości, ale inaczej zabarwionym (tabl. 105).

Przewaga czynników naturalnych (geologicznych) w kumulacji w glebach metali, arsenu i siarki występuje w prawie jednej czwartej prezentowanych miast. Są one zlokalizowane na Lubelszczyźnie (Chełm i Hrubieszów), w centrum (Kalisz, Ostrów Wielkopolski, Tomaszów Mazowiecki, Radom, Kielce, Ostrowiec Świętokrzyski) oraz na południu kraju (Bochnia, Nowy Sącz, Przemyśl). W Sudetach przewagą czynników geogenicznych we wzbogaceniu gleb w analizowane pierwiastki wyróżniają się Jelenia Góra i Wałbrzych.

Oddzielenie roli czynników antropogenicznych i geogenicznych w kumulacji pierwiastków szkodliwych w miastach regionu śląsko-krakowskiego jest niezwykle trudne. Z pewnością w miastach położonych na podłożu skał triasowych (Olkusz, Jaworzno) gleby powierzchniowe kumulują pierwiastki szkodliwe na skutek ich wysokich koncentracji w skałach macierzystych. W innych miastach, leżących na podłożu skał karbonu (Świętochłowice, Chorzów, Ruda Śląska, Dąbrowa Górnicza), czynniki geogeniczne nie mogą się uwidocznić, przypuszczalnie ze względu na występowanie gruntów nasypanych o znacznej miąższości. Na koncentrację pierwiastków w glebach z obydwu badanych zakresów głębokości znacznie większy wpływ wywiera tu działalność człowieka. W ośrodkach położonych na trzeciorzędowych lub czwartorzędowych skałach macierzystych gleb (Knurów, Czerwionka-Leszczyny, Wodzisław Śląski) ważniejszą rolę w kumulacji pierwiastków można wiązać z czynnikiem geogenicznym. Przypuszczalnie również w Opolu, Bielsku-Białej i Pszczynie wzbogacenie w metale gleb poziomu powierzchniowego wiąże się z czynnikami naturalnymi.

Dodatnia wartość różnicy sumarycznych wskaźników wzbogacenia gleb, wyrażająca kumulację pierwiastków w glebach powierzchniowych, w znacznym stopniu ma swoje źródło w zanieczyszczeniach wywołanych działalnością przemysłowo-urbanizacyjną. Wartość różnicy waha się w bardzo szerokich granicach (0,0–35,4), obrazując nasilenie procesów zanieczyszczających. Najmniej skażone gleby poziomu powierzchniowego występują w Brzegu, Lublinie i Tarnowie (tabl. 105). Zaś najsilniejszy wpływ procesów antropogenicznych na kumulację pierwiastków w glebach (związanych głównie z działalnością zakładów metalurgicznych i eksploatacją kruszców) uwidacznia się w Chrzanowie, Głogowie, Trzebini, Piekarach Śląskich, Dęblinie, Legnicy, Siemianowicach Śląskich i Polkowicach. W grupie miast o glebach poddanych silnej presji czynników antropogenicznych znajdują się też Leszno, Pabianice i Konin.

Kumulacja wielu metali (a także siarki) w glebach poziomu powierzchniowego zaznacza się wyraźnie wskutek intensywnej działalności zakładów przemysłu paliwowo-energetycznego. Doskonałym przykładem są gleby Konina (w pobliżu zespołu elektrowni opalanych węglem brunatnym) gromadzące miedź, nikiel, cynk, ołów i siarkę w warstwie powierzchniowej, zaś tylko nieznacznie wzbogacone w chrom w warstwie 0,4–0,6 m (tab. 3).

W miastach aglomeracji warszawskiej i łódzkiej oraz w Gdyni i Gdańsku (tabl. 105) wzbogacenie gleb w metale jest efektem industrializacji.

PODSUMOWANIE

Na wzbogacenie gleb miejskich Polski w metale ciężkie i inne pierwiastki mają wpływ zarówno czynniki naturalne (rodzaj i skład chemiczny skał macierzystych gleb, właściwości chemiczne poszczególnych pierwiastków, topografia terenu, warunki hydrogeologiczne), jak i działalność człowieka (emisje przemysłowe i transportowe oraz odprowadzanie ścieków).

Zawartość badanych pierwiastków w glebach warstwy powierzchniowej i warstwy 0,4–0,6 m zmienia się w szerokich granicach, w zależności od ich ilości odziedziczonych po skałach macierzystych oraz skoncentrowania aktywności urbanizacyjno-przemysłowej i transportu. Generalnie zawartość metali ciężkich i innych pierwiastków toksycznych w glebach miejskich jest od dwu do kilkunastu razy wyższa niż na przyległych terenach niezabudowanych. Kilkudziesięciokrotne wzbogacenia w metale występują w miastach Górnego Śląska, zlokalizowanych na obszarze naturalnych anomalii glebowych (aureoli geochemicznych) nad złożami cynku i ołowiu.

Porównanie koncentracji i rozkładów poszczególnych pierwiastków w glebach miejskich pobranych z dwu zakresów głębokości na terenie całej Polski wskazuje na wyraźne i powszechne wzbogacenie poziomu powierzchniowego w miedź, ołów, cynk, rtęć i siarkę, rozpraszanych z różnorodnych źródeł przemysłowych, wśród których najważniejszą rolę odgrywa spalanie paliw i transport. Kumulacja tych pierwiastków (przy zróżnicowanych poziomach zawartości) odbywa się głównie ze źródeł antropogenicznych, czego dowodem jest fakt, że zaznacza się zarówno w glebach miast na południu kraju (rozwinętych na skałach magmowych i metamorficznych w Sudetach, na utworach formacji węglonośnych i dolomitach kruszczośnych Górnego Śląska, skał fliszowych w Karpatach i ilastych na ich przedpolu), jak i na obszarze Niżu Polskiego, gdzie skałami macierzystymi są utwory polodowcowe, rzeczne i eoliczne (głównie piaski, gliny, mułki, iły i namuły). W glebach z głębokości 0,4–0,6 m zawartość miedzi,

ołowiu, cynku, rtęci i siarki ulega redukcji (poza obszarami mineralizacji kruszcowej i rejonami zakładów przemysłowych). W niektórych miastach Podkarpacia, Wyżyny Lubelskiej i Dolnego Śląska, a także na północy kraju (w obszarach występowania na powierzchni najmłodszych utworów gliniastych czwartorzędu) w niższym poziomie gleb zaznacza się wzbogacenie w pierwiastki pochodzenia geogenicznego — chrom, magnez, nikiel i stront.

Najpoważniejsze zanieczyszczenie gleb z obydwu poziomów głębokości kadmem, ołowiem, cynkiem, miedzią, arsenem i rtęcią spowodowane naturalnym występowaniem kruszców cynku i ołowiu, ich wydobywaniem oraz działalnością zakładów metalurgicznych i energetycznych występuje w miastach Wyżyny Śląsko-Krakowskiej (Świętochłowice, Piekary Śląskie, Siemianowice Śląskie, Chorzów, Chrzanów, Olkusz, Bytom, Ruda Śląska, Tarnowskie Góry, Mysłowice, Łazy).

Wysoka kumulacja arsenu, rtęci, baru, ołowiu, cynku i miedzi w glebach z obydwu zakresów głębokości w Wałbrzychu, Boguszowie i Szczawnie Zdroju pochodzi ze źródeł naturalnych (okruszcowanie żył barytowych, kwarcytowych i skał formacji węglonośnej) oraz przemysłowych (przemysł górniczy i energetyczny).

W miastach położonych w granicach Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego — Legnicy, Głogowie i Polkowicach — zanieczyszczenie miedzią, ołowiem, arsenem i rtęcią gleb poziomu powierzchniowego wokół hut i zakładów przerobczych ma charakter wyłącznie antropogeniczny.

Wzbogacenie gleb powierzchniowych miast aglomeracji łódzkiej, warszawskiej oraz Dębina i Konina w miedź, cynk, ołów i rtęć jest głównie pochodzenia antropogenicznego.

Pośród największych miast kraju (pow. 100 tys. mieszkańców) najbardziej zanieczyszczone gleby w obydwu badanych zakresach głębokości stwierdzono we Wrocławiu. Skażenie to powodują miedź, rtęć, cynk i ołów. W Krakowie gleby poziomu powierzchniowego zanieczyszczone są cynkiem, miedzią i ołowiem, a w Łodzi — miedzią, rtęcią i cynkiem. Warszawa i Poznań należą do miast o glebach wzbogaconych głównie przy powierzchni w miedź, ołów i cynk.

W wielu innych miastach kumulacja pierwiastków szkodliwych (przede wszystkim miedzi, ołowiu, cynku i rtęci) ogranicza się do gleb poziomu powierzchniowego w dzielnicach centralnych i przy ruchliwych arteriach komunikacyjnych.

Odrębny problem stanowią wysokie zanieczyszczenia gleb cynkiem, kadmem, ołowiem, rtęcią i miedzią wokół zakładów przemysłowych, hałd i składowisk odpadów; mają one zazwyczaj niewielki zasięg, jednak wymagają szczegółowych badań w celu okonturowania terenów o przekroczonych standardach jakości gleb. Zgodnie z aktualnie obowiązującymi regulacjami prawnymi, tereny te po odpowiednim przebadaniu powinny zostać wyłączone z użytkowania rolniczego (ogrodniczego) i w miarę możliwości poddane rekultywacji. Poprzez spływy powierzchniowe i odcieki gleby te mogą stanowić źródło skażenia wód i osadów wodnych zarówno w najbliższym sąsiedztwie, jak i w odleglejszych obszarach.

Stopień przemieszczenia i wiązania pierwiastków w głębszym poziomie gleb miejskich jest zróżnicowany i zależy od ich składu mineralnego, ilości frakcji ziarnowych, odczynu oraz zawartości i sposobu wiązania poszczególnych pierwiastków w wyższych partiach profili glebowych. W miastach położonych na glebach cięższych, gliniastych poziom głębszy ulega znacznemu zanieczyszczeniu. W glebach piaszczystych poziom głębszy nie zatrzymuje pierwiastków pochodzenia antropogenicznego.

Gleby obydwu zakresów głębokości rozwinięte na osadach aluwialnych wykazują znacznie wyższe zanieczyszczenia niż gleby miast z rejonów nieprzylegających do dolin rzecznych. Źródła tych anomalnych koncentracji należy upatrywać w wodach i osadach niosących zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego i litologicznego zebrane z całych dorzeczy i nawarstwiający się w czasie powodzi. Dogodne środowisko tych utworów o wysokiej pojemności sorpcyjnej (namuły organiczne oraz ropy i torfy zawierające fosforany) decyduje o koncentracji w nich metali ciężkich.

Opad pyłów (głównie ze spalania paliw) decyduje o obojętnym lub zasadowym charakterze większości gleb miejskich z obydwu poziomów głębokości. Pyły obfitujące w związki wapnia i magnezu neutralizują działanie kwaśnych deszczy. Zjawisko alkalizacji nasilające się ze wzrostem wielkości miast i głębokością ma korzystne działanie z punktu widzenia zdolności gleby do wiązania metali ciężkich i ich zatrzymywania w fazie stałej, gdyż sorpcja metali ciężkich zwiększa się w miarę wzrostu pH oraz zawartości części ilastych i materii organicznej. Z drugiej strony, pyły te zawierają również metale ciężkie (a także stront i bar), kumulujące się szczególnie przy powierzchni gleb.

Kumulacja baru, wapnia, chromu, miedzi, rtęci, ołowiu, strontu i cynku w glebach wzrasta systematycznie ze wzrostem liczby mieszkańców miast i jest bardziej wyrazista dla poziomu powierzchniowego, który jest też wzbogacony w siarkę.

Rozkład przestrzenny anomalii w glebach miejskich sugeruje, że źródłem miedzi, rtęci, wapnia, magnezu i strontu są w głównej mierze pyły ze spalania paliw i z emisji przemysłowych, zaś w przypadku ołowiu, cynku i

kadm większą rolę odgrywają zrzuty ścieków obfitujących w te pierwiastki oraz zanieczyszczenie przez środki transportu kołowego, kolejowego i lotniczego.

Mapy zawartości pierwiastków w glebach poszczególnych miast oraz zestawienia analiz wielopierwiastkowych mogą być użyte przez władze lokalne do wstępnego oszacowania zanieczyszczenia gleb na administrowanym terenie i podjęcia decyzji o badaniach szczegółowych.

* *
*

Autorka dziękuje zespołowi pracowników laboratorium chemicznego Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie za wykonanie wszystkich analiz chemicznych.

Za udostępnienie i zgodę na wykorzystanie baz danych geochemicznych dla Częstochowy i Warszawy składam podziękowania Ludwikowi Lenartowiczowi i Józefowi Lisowi, któremu dziękuję również za pomoc w opracowaniu grafiki komputerowej, wiele cennych uwag i dyskusji.

Wyrażam podziękowanie Krzysztofowi Buczkowskiemu z Politechniki Warszawskiej za przygotowanie podkładów topograficznych miast oraz Piotrowi Kaszyckiemu za pomoc w opracowaniu zestawień tabelarycznych.

Dziękuję wszystkim, których przychylny stosunek umożliwił wykonanie badań i wydanie Atlasu.

LITERATURA

- ALLOWAY B.J., AYRES D.C., 1999 — Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska. PWN, Warszawa.
- ANSARI A.A., SINGH I.B., TOBSCHALL H.J., 2000 — Importance of geomorphology and sedimentation processes for metal dispersion in sediments and soils of the Ganga Plain: identification of geochemical domains. *Chem. Geol.*, **162**: 245–266.
- ASWATHANARAYANA U., 1999 — Soil resources and the environment. Sc. Publ., Inc. USA.
- AUBERT H., PINTA M., 1977 — Trace elements in soils. Elsevier, Amsterdam.
- AUGUSTOWSKI B., 1976 — Charakterystyka geomorfologiczna. W: Żuławy Wiślane (red. B. Augustowski): 175–188. Gdańskie Tow. Nauk., Wydział Nauk o Ziemi. Gdańsk.
- BAKER D.E., SENFT J.P., 1995 — Copper. In: Heavy metals in soils (ed. B.J. Alloway): 179–205. Blackie Academic & Professional. London.
- BANAŚ M., 1967 — Złoże rudy arsenowej w Czarnowie. *Prz. Geol.*, **15**, 5: 239.
- BARDZIŃSKI W., LEWANDOWSKI J., WIĘCKOWSKI R., ZIELIŃSKI T., 1985 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Częstochowa. Inst. Geol. Warszawa.
- BARDZIŃSKI W., LEWANDOWSKI J., WIĘCKOWSKI R., ZIELIŃSKI T., 1986 — Objasnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Częstochowa. Inst. Geol. Warszawa.
- BARTSCH H.U., KUES J., SBRESNY J., SCHNEIDER J., 1997 — Soil information system as part of a municipal environmental information system. *Environ. Geol.*, **30**, 3/4: 189–197.
- BIERNAT S., 1956 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Opole Południe. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- BIERNAT S., 1960 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Opole. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- BIERNAT S., 1968 — Objasnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Opole. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- BIESTER H., HESS A., MÜLLER G., 1996 — Mercury phases in soils and sediments in the Idrija mining area. Proceedings of the meeting: Idrija as a natural and anthropogenic laboratory: 17–25. Idrija, Slovenia.
- BIRKE M., RAUCH U., 1994 — Geochemical investigation in the urban area of Berlin. Federal Institute of Geosciences and Natural Resources. Berlin, Germany.
- BIRKE M., RAUCH U., 2000 — Urban geochemistry: investigations in the Berlin Metropolitan Area. *Environ. Geochem. & Health*, **22**, 3: 233–248.
- BIRKE M., RAUCH U., HELMERT M., 1992 — Umweltgeochemie des Ballungsraumes Berlin-Schöneweide. Teil 1: Bearbeitungsmethodik — Elementverteilung in Böden und Grundwässern. *Z. f. angew. Geol.*, H2: 57–66.
- BITYUKOVA L., SCHOLGER R., BIRKE M., 1999 — Magnetic susceptibility as indicator of environmental pollution of soils in Tallin. *Phys. Chem. Earth (A)*, **24**, 9: 829–835.
- BITYUKOVA L., SHOGENOVA A., BIRKE M., 2000 — Urban geochemistry: a study of element distributions in the soils of Tallin (Estonia). *Environ. Geoch. & Health*, **22**, 2: 173–193.
- BOJAKOWSKA I., 1993 — Pierwiastki śladowe w osadach aluwialnych Bzury — profil Zgierz–Cicholewy. *Prz. Geol.*, **41**, 9: 633–639.
- BOJAKOWSKA I., 1994 — Wpływ czynnika antropogenicznego na procesy geochemiczne w powierzchniowych warstwach litosfery. *Instr. Met. Bad. Geol.*, **53**.
- BOJAKOWSKA I., BORUCKI J., 1992 — Anomalie arsenowe koło Baligrodu i Nowego Łupkowa (Karpaty). *Kwart. Geol.*, **36**, 4: 469–480.
- BOJAKOWSKA I., GLIWICZ T., SOKOŁOWSKA G., 2000 — Wyniki monitoringu geochemicznego osadów wodnych w Polsce w latach 1998–1999. *Bibl. Monit. Środ. Warszawa*.
- BOJAKOWSKA I., SOKOŁOWSKA G., 1996 — Heavy metals in the Bystrzyca river flood plain. *Geol. Quart.*, **40**, 3: 467–480.
- BOJAKOWSKA I., SOKOŁOWSKA G., 2001 — Rtcę w kopalinach wydobywanych w Polsce jako potencjalne źródło zanieczyszczenia środowiska. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **349**: 5–54.
- BOJAKOWSKA I., SZCZĘŚNIAK H., 1993 — Zagrożenie naturalnego środowiska w Polsce rtcęją w wyniku spalania węgla. *Prz. Geol.*, **41**, 4: 252–257.
- BOTKE A., DEMIDOWICZ M., DZIEWIAŁTOWSKA-GINTOWT K., KOŃCZAK-KONARKOWSKA B., KRZYŻANOWSKI P., KUZIAK M., MARTYŁA M., MATUSZCZAK K., PARADA T., SZENFELD M., 1997 — Raport o stanie środowiska w województwie gorzowskim w latach 1995–96. *Bibl. Monit. Środ. Gorzów Wielkopolski*.
- BÖHM A., 1999 — Położenie miasta w Polsce i Europie. W: Raport o stanie środowiska naturalnego miasta Krakowa w latach 1994–1998. Stan aktualny i tendencje. *Bibl. Monit. Środ. Kraków*. Internet: http://www.krakow.pl/ekologia/raport_98/
- BUTRYMOWICZ N., 1988 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Bydgoszcz Zach. Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol.

Warszawa.

- CALLAHAN J.E., MILLER J.W., CRAIG J., 1994 — Mercury pollution as a result of gold extraction in North Carolina, USA. *Appl. Geochem.*, **9**, 2: 235–241.
- CANADIAN Soil Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999. Internet: <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/sol.html>
- CHATTERJEE A., 2001 — Lead and other elements status in Calcutta's environment. Internet: [http://www.sph.umich.edu/eih/heavy metals](http://www.sph.umich.edu/eih/heavy%20metals)
- CHMAL R., 1996 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Poznań. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- CHODAK T., SZERSZEŃ L., KABAŁA C., 1995 — Metale ciężkie w glebach i warzywach ogródków działkowych Wrocławia. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 291–297.
- CHORZEWSKA B., LASOTA D., MILEWSKA B., PACHOLSKA E., TUMMEL J., 2002 — Wody. W: Raport o stanie środowiska województwa mazowieckiego w 2001 roku. Internet: <http://www.wios.warszawa.pl/raport2001/index.html>
- CIEMNIEWSKA M., 1970 — Nikiel w glebach nad skałami ultrazasadowymi i zasadowymi w rejonie Woliborza, Sobótki i Przedborowej. *Kwart. Geol.*, **14**, 4: 647–663.
- CULBARD E.B., THORNTON I., WATT J., WHEATLEY M., MOORCROFT S., THOMPSON M., 1988 — Metal contamination in British dusts and soils. *J. Environ. Qual.* **17**, 2: 226–234.
- CZARNOWSKA K., 1980 — Akumulacja metali ciężkich w glebach, roślinach i niektórych zwierzętach na terenie Warszawy. *Rocz. Glebozn.*, **31**, 1: 77–115.
- CZARNOWSKA K., 1995 — Gleby i rośliny w środowisku miejskim. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 111–115.
- CZARNOWSKA K., 1996 — Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb. *Rocz. Glebozn.*, **47**, Supl.: 43–50.
- CZARNOWSKA K., GWOREK B., 1987 — Metale ciężkie w niektórych glebach środkowej i północnej Polski. *Rocz. Glebozn.*, **38**, 3: 41–57.
- CZARNOWSKA K., GWOREK B., 1988 — Zanieczyszczenie kadmem gleb Warszawy. *Rocz. Glebozn.*, **39**, 4: 129–133.
- CZARNOWSKA K., GWOREK B., 1991 — Stan zanieczyszczenia cynkiem, ołowiem i miedzią gleb Warszawy. *Rocz. Glebozn.*, **42**, 1/2: 49–56.
- CZARNOWSKA K., GWOREK B., KOZANECKA T., JANOWSKA E., 1983 — Spatial distribution of heavy metals in soils and soil pH in Warsaw area. *Pol. Ecol. Stud.*, **9**, 1/2: 63–79.
- CZARNOWSKA K., GWOREK B., MAJCHRZAK B., 1992 — Spatial distribution of lead, zinc, copper and manganese in Pabianice soils. *Ann. Warsaw Agricult. Univ.–SGGW, Agricult.* **24**: 27–32.
- CZARNOWSKA K., TUREMKA W., 1997 — Zawartość kadmu w glebach aluwialnych doliny Wisły i Żuław. *Rocz. Glebozn.*, **48**, 1/2: 31–38.
- CZARNOWSKA K., WALCZAK J., 1988 — Distribution of zinc, lead and manganese in soils of Łódź City. *Rocz. Glebozn.*, **39**, 1: 19–27.
- CZERMIŃSKA B., 1995 — Gospodarka ściekowa. W: Informacja o stanie środowiska przyrodniczego województwa częstochowskiego w 1994 roku (red. B. Czermińska, B. Skalska): 13–16. *Bibl. Monit. Środ. Częstochowa*.
- CZYŻ M., 2002 — Gleby. W: Raport o stanie środowiska województwa mazowieckiego w 2001 roku. Internet: <http://www.wios.warszawa.pl/raport2001/index.html>
- CZYŻYK F., 1995 — Wpływ ścieków na skład chemiczny gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 571–576.
- ČURLIK J., ŠEFCÍK P., 1999 — Geochemical atlas of the Slovak Republic. Soils. Ministry of the Environment of the Slovak Republic.
- DAMCZYK K., DEMIDOWICZ M., LEWICKI Z., 2000 — Stan środowiska w województwie lubuskim w 1999 roku. *Bibl. Monit. Środ. Zielona Góra–Gorzów Wlkp.*
- DARNLEY A., BJORKLUND A., BOLVIKEN B., GUSTAVSSON N., KOVAL P.V., PLANT J.A., STEENFELT A., TAUCHID M., XIE XUEJING, 1995 — A global geochemical database for environmental and resource management. Recommendations for International Geochemical Mapping. Final Report of IGBP Project 259. Earth Sciences 19, UNESCO Publishing, Ottawa, pp 122.
- DAVIES B.E., 1995 — Lead. In: Heavy metals in soils (ed. B.J. Alloway): 152–178. Blackie Academic & Professional. London.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., KĘDZIA W., 1996 — Zawartości miedzi, cynku i niklu w madach doliny dolnej Wisły. *Komitet „Człowiek i Środowisko” Zesz. Nauk. PAN*, **14**: 33–38.
- DOBRAČKI R., MOJSKI J.E., 1979 — Objasnienia do arkuszy Dziwnów i Szczecin Mapy geologicznej Polski 1:200 000. Inst. Geol. Warszawa.
- DOBZAŃSKI B., ZAWADZKI S. (red.), 1993 — Gleboznawstwo. Państw. Wyd. Roln. i Leśne. Warszawa.
- DOMOSŁAWSKA-BARANIECKA M.D., GADOMSKA S., BER A., MAKSIĄK S., MOJSKI J.E., SŁOWAŃSKI W., 1965 — Atlas geologiczny Warszawy. Część I. Mapy i przekroje geologiczne, skala 1:20 000. Inst. Geol. Warszawa.
- DUBIŃSKA E., 1982 — Wpływ przemysłu cementowego na gleby na przykładzie Kombinat Cementowo-Wapienniczego „Warta” w Działoszynie. *Zesz. Nauk. AGH* **684**, *Sozol. Sozotech.* **14**: 119–127.
- DUDKA S., 1991 — Baseline concentrations of As, Co, Cr, Cu, Ga, Mn, Ni and Se in surface soils, Poland. *Appl. Geochem.*, Suppl. Issue, **2**: 23–28.
- DWORAK T.Z., JONAK Z., NORWICZ K., TYMIŃSKA-ZAWORA K., 1990 — Zmiany środowiska przyrodniczego miasta Krakowa. *Zesz. Nauk AGH* **1248**, *Sozol. Sozotech.* **27**: 29–59.
- DYSARZ R., 1996 — Położenie miasta na tle regionów fizyczno-geograficznych. W: Środowisko przyrodnicze Bydgoszczy (red. J. Banaszak): 11–38. Wyd. TANAN. Bydgoszcz.
- DZIEDZIC H., 1989 — Petrografia amfibolitów okolic Bielawy. *Acta Univ. Wratisl.*, **1113**, *Pr. Geol.-Miner.*, **17**: 107–114.
- DZIEKOŃSKI T., 1972 — Wydobywanie i metalurgia kruszców na Dolnym Śląsku od XIII do połowy XX wieku. Ossolineum. Wrocław.
- EARICKSON R.J., BILLICK I.H., 1988 — The geographic variation in urban air pollutants and pediatric blood lead levels. *Appl. Geog.*, **8**: 5–23.
- EIKMANN T., KLOKE A., 1991 — Nutzungs- und schutzgutbezogene orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. *Mitt. VDLUFA* **1**: 19–26.
- FEDOROWICZ J., 1993 — Antropogeniczne przeobrażenia środowiska geograficznego na terenie miasta Torunia. *St. Soc. Sc. Tor.*, Sec. C, **10**, 3: 94ss.
- FILONOWICZ P., 1973 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Kielce. Inst. Geol. Warszawa.
- FREEDMAN B., 1989 — Environmental ecology. Academic Press. Inc. San Diego, California.
- GAMBUŚ F., 1993 — Metale ciężkie w wierzchniej warstwie gleb i w roślinach regionu krakowskiego. *Zesz. Nauk. AR Krak. Rozpr.*, **176**: 81ss.
- GODZIK B., 1999 — Jakość podstawowych elementów środowiska. Ogrody działkowe — stopień zanieczyszczenia gleb i roślin. W: Raport o stanie środowiska naturalnego miasta Krakowa w latach 1994–1998. Stan aktualny i tendencje. *Bibl. Monit. Środ. Kraków*. Internet: http://www.krakow.pl/ekologia/raport_98/
- GORAL B., MATYJASZEK H., 2001 — Jakość podstawowych elementów środowiska. Zrzuty zanieczyszczeń do wód powierzchniowych. W: Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2000 roku: 20–23. *Bibl. Monit. Środ. Lublin*. Internet: <http://www.wios.lublin.pl/srodowisko/raport/>

- GOSAR M., PIRC S., BIDOVEC M., 1996 — Mercury in the sediments of the river Idrija. Proceedings of the meeting: Idrija as a natural and anthropogenic laboratory: 22–29. Idrija, Slovenia.
- GÓRECKA E., HNATYSZAK K., PASŁAWSKI P., 1993 — Metody analityczne zastosowane w Centralnym Laboratorium Chemicznym przy opracowywaniu atlasów geochemicznych. *Prz. Geol.*, **41**, 10: 719–721.
- GROCHOLSKI A., SAWICKI L., WRÓŃSKI J., 1981 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000, ark. Wałbrzych (A). Inst. Geol. Warszawa.
- GRUSZCZYK H., 1952 — Sprawozdanie z robót poszukiwawczych barytu na Dolnym Śląsku. *Geol. Biul. Inf.*, **2**: 4–5.
- GRUSZCZYK H., PAULO A., SMOLARSKA L., 1970 — Obecny stan wiadomości o budowie złoża barytu w Boguszowie na Dolnym Śląsku. *Pr. Inst. Geol.*, **59**: 69–82.
- GRZECHNIK Z., 1978 — Historia dotychczasowych poszukiwań i eksploatacji. W: Poszukiwanie rud cynku i ołowiu na obszarze śląsko-krakowskim. *Pr. Inst. Geol.*, **83**: 23–42.
- GRZEGORCZYK M., SAŁATA M., SKUZA T., 2002 — Powietrze. W: Raport o stanie środowiska województwa mazowieckiego w 2001 roku. Internet: <http://www.wios.warszawa.pl/raport2001/index.html>
- GUCWA I., PELCZAR A., 1986 — Minerale polskich Karpat. Wyd. Geol. Warszawa.
- GUIDELINES for drinking-water quality, 1996. *In: Health criteria and other supporting information. Inorganic constituents: 940–949. World Health Organization. Geneva.*
- GUNIA P., 1992 — Petrologia skał ultrazasadowych masywu Braszowic–Brzeźnicy (Blok Przedsudecki). *Geol. Sudet.*, **26**, 1/2: 119–170.
- GWOREK B., 1985a — Pierwiastki śladowe (Mn, Zn, Cr, Cu, Ni, Co, Pb i Cd) w glebach uprawnych wytworzonych z glin zwałowych i utworów pyłowych północno-wschodniego regionu Polski. Cz. II. Ogólna zawartość pierwiastków śladowych w glebach wytworzonych z glin zwałowych. *Rocz. Glebozn.*, **36**, 2: 33–59.
- GWOREK B., 1985b — Pierwiastki śladowe w glebach uprawnych wytworzonych z utworów pyłowych północno-wschodniego regionu Polski. *Rocz. Glebozn.*, **36**, 3: 41–50.
- HAYDUKIEWICZ A., OLSZEWSKI S., PORĘBSKI S., TEISSEYRE A., 1982 — Szczegółowa mapa geologiczna Sudetów 1:25 000, ark. Wałbrzych. Inst. Geol. Warszawa.
- HELIOS-RYBICKA E., WARDAS M., 1989 — Metale ciężkie w dolinie Wisły i jej dopływów w rejonie Krakowa. *Prz. Geol.*, **41**, 6: 327–329.
- HELIOS-RYBICKA E., WARDAS M., 1993 — Zanieczyszczenie osadów rzek Wisły i Wilgi metalami ciężkimi na obszarze Krakowa jako wskaźnik antropopresji. Przew. III Konf. Soz. „Sozologia na obszarze antropopresji — przykład Krakowa”: 19–25. Kraków.
- HARAŃCZYK C., 1962 — Mineralogia kruszców śląsko-krakowskich złóż cynku i ołowiu. *Pr. Geol. Kom. Nauk. Geol. PAN Oddz. Krak.*, **8**: 74ss.
- HUTA Miedzi Legnica, 2002. Internet: <http://www.kghm.pl/>
- IRMIŃSKI W., LIS J., 1994 — Badania, analiza wyników oraz ocena stopnia skażenia terenu między ulicami Fabryczną i Wiślaną w Łomiankach. *Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol. Warszawa.*
- JARZEBSKI J. (red.), 1997 — Raport o stanie środowiska w województwie katowickim w latach 1995–1996. *Bibl. Monit. Środ. Katowice.*
- JASNOWSKI M., 1993 — Torfowiska w rejonie Szczecina. W: Stan środowiska miasta Szczecina (red. J. Jasnowska): 79–90. *Szczec. Tow. Nauk. Szczecin.*
- KABATA-PENDIAS A., 1994 — Biogeochemia arsenu i selenu. *Kom. Nauk. „Człowiek i Środowisko”. Zesz. Nauk. PAN*, **8**: 9–16.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1999 — Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN. Warszawa.
- KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWISKA-KORDELA T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH C., 1995 — Podstawy oceny chemicznej zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. *Bibl. Monit. Środ. Warszawa.*
- KADŪNAS V., KATINAS V., RADZEVIČIUS A., ZINKUTE R., TARAŠKEVIČIUS R., GREGORAUSKIENE V., 1996 — Geochemical mapping of the zones of increased technogenic load in Lithuania. *Conf. Abstracts: Environmental geochemical baseline mapping in Europe: 76–79. Spišska Nova Ves, Slovakia.*
- KADŪNAS V., BUDAVIČIUS R., GREGORAUSKIENE V., KATINAS V., KLIAUGIENE E., RADZEVIČIUS A., TARAŠKEVIČIUS R., 1999 — Geochemical atlas of Lithuania. Geological Survey of Lithuania. *Geol. Inst. Vilnius.*
- KAMIŃSKI B., JONAK Z., NAGAWIECKA H., RAJPOLT B., ŻELAZNY M., 1987 — Składowiska i wysypiska odpadów jako potencjalne ogniska zanieczyszczenia zasobów wodnych. *Zesz. Nauk. AGH 1067, Soz. Sozotech.*, **23**: 91–108.
- KARCZEWSKA A., 1995 — Formy wybranych metali w poziomach powierzchniowych i podpowierzchniowych gleb zanieczyszczonych emisjami hut miedzi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 481–493.
- KARCZEWSKA A., 1996 — Formy miedzi w silnie zanieczyszczonych glebach LGOM-u oraz ich przemiany związane z warunkami zawodnienia. *Kom. „Człowiek i środowisko”. Zesz. Nauk. PAN*, **14**: 240–246.
- KARCZEWSKA A., 1998 — Formy ołowiu w glebach zanieczyszczonych w świetle ekstrakcji pojedynczej i sekwencyjnej. *Komitet „Człowiek i środowisko”. Zesz. Nauk. PAN*, **21**: 69–78.
- KARCZEWSKA A., CHODAK T., SZERSZEŃ L., 1991 — Ocena zanieczyszczenia metalami ciężkimi czarnych ziem wrocławskich przyległych do autostrady w rejonie Wrocławia. *Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”*: 130–134. *Wyd. AGH. Kraków.*
- KARDASZ T., KAMIŃSKA W., 1987 — Norma branżowa. Agrotechnika. Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie wartości pH. *Wyd. Normalizacyjne „Alfa”.*
- KARLIK A., SMOLIŃSKI Z., 2001 — Gospodarka odpadami. W: Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w 2000 roku. WIOŚ, Poznań. Internet: <http://www.poznan.pios.gov.pl/>
- KASINA S., CZERWIENIEC M., 1995 — Udział rtęci z procesów technologicznych oraz spalania węgla w zanieczyszczeniu środowiska w układzie atmosfera–gleba. *Mat. Konf. „Geochemiczne, hydrochemiczne i biochemiczne zmiany środowiska przyrodniczego na obszarach objętych antropopresją. Zapobieganie — usuwanie przyczyn i skutków skażeń”*: 41. *Kraków.*
- KAZIUK H., LEWANDOWSKI J., 1980a — Mapa geologiczna Polski 1:200 000 (A), ark. Kraków. Inst. Geol. Warszawa.
- KAZIUK H., LEWANDOWSKI J., 1980b — Objąsnienia do mapy geologicznej Polski 1:200 000, ark. Kraków. Inst. Geol. Warszawa.
- KĘDZIERZAWSKI M. (red.), 1996 — Raport o stanie środowiska w województwie białostockim w 1995 roku. *Bibl. Monit. Środ. Białystok.*
- KĘDZIERZAWSKI M. (red.), 1998 — Stan czystości wód powierzchniowych obszaru Zielonych Płuc Polski. *Bibl. Monit. Środ. Białystok.*
- KIEKENS L., 1995 — Zinc. *In: Heavy metals in soils (ed. B.J. Alloway): 284–305. Blackie Academic & Professional. London.*
- KLATKOWA H., 1980 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000 (A), ark. Łódź. Inst. Geol. Warszawa.
- KLATKOWA H., PIWOCKI M., 1981 — Objąsnienia do Mapy geologicznej Polski 1:200 000 (A), ark. Łódź. Inst. Geol. Warszawa.
- KLIMEK K., MACKLIN M., 1991 — Eksploatacja śląsko-krakowskich złóż cynku i ołowiu jako źródło metali ciężkich w aluwiach Górnej Wisły. *Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”*: 167–171. *Wyd. AGH. Kraków.*

- KMIECIAK M., 2000 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Białystok. Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- KOLJONEN T. (ed.), 1992 — The geochemical atlas of Finland. Part. 2: Till. Geol. Survey of Finland. Espoo.
- KOŁODZIEJ M., DUDZIC A., KANIUCZAK J., HAJDUK E., 1994 — Zawartość arsenu w glebach południowo-wschodniej Polski. Kom. Nauk. „Człowiek i Środowisko”, *Zesz. Nauk. PAN*, **8**: 17–19.
- KOMORNICKI T., 1986 — Gleby Plant Krakowskich. *Rocz. Glebozn.*, **37**, 4: 187–200.
- KOMORNICKI T., OLEKSYNOWA K., 1989 — Zawartość ołowiu i cynku w glebach Plant Krakowskich. *Rocz. Glebozn.*, **40**, 2: 213–226.
- KONDRACKI J., 1998 — Geografia regionalna Polski. PWN. Warszawa.
- KOPAŃSKI K., KAWECKI Z., 1994 — Właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne mady brunatnej ciężkiej w warunkach Żuław Wiślanych. *Rocz. Glebozn.*, **45**, 1/2: 27–36.
- KOTER M., 1987 — Chemia rolna. PWN. Warszawa.
- KOTLIĆKA G.N., KOTLIĆKI S., 1979 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000 (A), ark. Gliwice. Inst. Geol. Warszawa.
- KOTLIĆKA G.N., KOTLIĆKI S., 1980 — Objasnienia do Mapy geologicznej Polski 1:200 000, ark. Gliwice. Inst. Geol. Warszawa.
- KOWALKOWSKI A., TRUSZKOWSKA R., BORZYSZKOWSKI J., 1994 — Mapa regionów morfogenetyczno-glebowych Polski 1:500 000. Pr. Kom. Nauk. Pol. Tow. Glebozn. Komisja BIGLEB, VIII/17.
- KOWALSKI W., 1976 — Geochemia, mineralogia i geneza dolnośląskich złóż wystąpień barytowych. *Cz. I. Arch. Miner.*, **32**, 2: 5–82.
- KOWALSKI W.M., 1966 — Minerale skarnów magnezowych ze Złotego Stoku. *Pr. Miner. Kom. Nauk Miner. PAN, Oddz. Krak.*, **5**: 23–40.
- KOZŁOWSKA M., KOZŁOWSKI I., 1992 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Bydgoszcz Wschód. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- KRAJEWSKI Z. (red.), 2001 — Raport o stanie środowiska województwa kujawsko-pomorskiego. Bibl. Monit. Środ. Bydgoszcz.
- KRÓLIKOWSKI C., KUCHARSKA S., KUCHARSKI R., LINOWSKI H., PACZYŃSKI B., TWAROGOWSKI J., 1992 — Mapa lokalizacji większych zbiorników wodnych i ognisk zanieczyszczeń na tle pierwszego poziomu użytkowego wód podziemnych w Polsce. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- KUCHA H., MAYER W., 1996 — Geochemia. W: Monografia KGHM Polska Miedź SA: 237–251. CBPM „Cuprum” Sp. z o.o. Lubin.
- KUCHARSKI R., MARCHWIŃSKA E., 1990 — Problemy zagrożenia terenów rolnych metalami ciężkimi w rejonie Olkusza. *Zesz. Nauk. AGH 1368, Sozol. Sozotech.*, **32**: 123–141.
- KWIECIŃSKA B., 1967 — Węgle skoksowane Zagłębia Wałbrzyskiego. *Pr. Miner. Kom. Nauk Miner. PAN Oddz. Krak.*, **11**, 1: 73–82.
- KWIECIŃSKA B., 1968 — Przejawy mineralizacji na kontakcie intruzji magmowej z węglem w okolicy Wałbrzycha. *Spr. Pos. Kom. Nauk PAN Oddz. Krak.*, **11**, 1: 443–446.
- LASKOWSKI S., TRAWCZYŃSKA A., TOŁOCZKO W., 1993 — Wstępne wyniki badań nad stanem zakwaszenia i zawartością siarki w glebach okolic Zgierza. VI Konf. Nauk. „Chemizm opadów atmosferycznych, wód powierzchniowych i podziemnych”: 19–21. Wyd. UŁódz. Łódź.
- LENARTOWICZ L., 1994 — Atlas geochemiczny Kielc 1: 50 000. Państw. Inst. Geol. Oddz. Świętokrzyski. Kielce.
- LENARTOWICZ L., 2001 — Atlas geochemiczny Częstochowy i okolic 1:100 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LINDNER M., 1987 — Rudy arsenu. W: Budowa geologiczna Polski. T. VI. Złoża surowców mineralnych: 364–366. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., 1992 — Atlas geochemiczny Warszawy i okolic 1: 100 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., 1993 — Arsen i chrom w glebach okolicy ulic Fabrycznej i Wiślanej w Łomiankach k/Warszawy. Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1995a — Atlas geochemiczny Polski 1:2 500 000. Państw. Inst. Geol., Agencja Wyd. A. Grzegorzcyk. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1995b — Atlas geochemiczny Górnego Śląska 1:200 000. Państw. Inst. Geol., PAE SA. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1995c — Atlas geochemiczny Krakowa i okolic 1:100 000. Państw. Inst. Geol., PAE SA. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1997 — Anomalie geochemiczne Pb–Zn–Cd w glebach na Górnym Śląsku. *Prz. Geol.*, **45**, 2: 182–189.
- LIS J., PASIECZNA A., 1998a — Atlas geochemiczny aglomeracji łódzkiej 1:100 000. *Cz. I. Gleby, osady wodne, wody powierzchniowe.* Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1998b — Atlas geochemiczny aglomeracji szczecińskiej 1:200 000. *Cz. I. Gleby, osady wodne, wody powierzchniowe.* Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1998c — Przeglądowa kartografia geochemiczna Polski. W: Ochrona litosfery (red. S. Kozłowski): 244–248. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1999a — Atlas geochemiczny Pobrzeża Gdańskiego 1:250 000. *Cz. I. Gleby, osady wodne, wody powierzchniowe.* - Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 1999b — Szczegółowa mapa geochemiczna Górnego Śląska 1:25 000. Promocyjny arkusz Sławków. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PASIECZNA A., 2000 — Geochemiczny atlas Europy. *Prz. Geol.*, **48**, 12: 1114–1119.
- LIS J., PASIECZNA A., 2001 — Tło geochemiczne i anomalie w środowiskach powierzchniowych Ziemi w Polsce. *Zesz. Nauk. PŚl. Górnictwo*, **248**: 123–128.
- LIS J., PASIECZNA A., BOJAKOWSKA I., GLIWICZ T., FRANKOWSKI Z., PASŁAWSKI P., POPIOŁEK E., SOKOŁOWSKA G., STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., 1999 — Atlas geochemiczny Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego 1:250 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- LIS J., PRZENIOSŁO S., 1999 — Wpływ górnictwa i hutnictwa cynku i ołowiu w obszarze śląsko-krakowskim na środowisko. *Mat. Konf. „Stan aktualny i perspektywy górnictwa rud Zn-Pb w Polsce”*: 15–25. ZGH Bolesław.
- LIS J., SYLWESTRZAK H., 1986 — Minerale Dolnego Śląska. Wyd. Geol. Warszawa.
- LUKASHEV V.K., OKUN’ L.V., 1991 — Izuchenie zagryznenija pochv tjazhjolymi metallami na primere gorodov Belorussii. *Geochim.* **35**, 11: 1009–1017.
- LUKASHEV V.K., OKUN’ L.V., 1996 — Zagryznenie tjazhjolymi metallami okružhajushhej sredi goroda Minska. Inst. Geol. Nauk AN BSSR. Minsk.
- LUX W., 1993 — Long-term heavy metal and As pollution of soils, Hamburg, Germany. *Appl. Geoch. Suppl. Issue*, **2**: 135–143.
- ŁABNO A., 1988 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Leśnica. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- ŁABNO A., 1991 — Objasnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Leśnica. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- ŁYDKA K., 1963 — Petrografia i paleogeografia górnego dewonu synkliny Pogorzały (Sudety Środkowe). *Arch. Miner.*, **24**, 1: 141–223.
- MANECKI A., 1993 — Badania modelowe geochemicznych zmian środowiska na objętych antropopresją obszarach Puszczy Niepołomickiej, Krakowa i Skawiny. *Przew. III Konf. Sozol. „Sozologia na obszarze antropopresji — przykład Krakowa”*: 27–30. Kraków.

- MANECKIA., KLAPYTA Z., SCHEJBAL-CHWASTEK M., SKOWROŃSKI A., TARKOWSKI J., TOKARZ M., 1981 — Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń atmosfery na zmiany geochemii środowiska przyrodniczego Puszczy Niepołomickiej. *Pr. Miner. Kom. Nauk Miner. PAN Oddz. Krak.*, **71**: 58s.
- MARTIN C.W., 1996 — Heavy metal concentrations in floodplain surface soils, Lahn River, Germany. *Environ. Geol.*, **30**, 1/2: 119–125.
- MASON R.P., FITZGERALD W.F., MOREL F.M.M., 1994 — The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geoch. Cosmoch. Acta*, **58**, 15: 3191–3198.
- MATSCHULLAT J., OTTENSTEIN R., REIMANN C., 2000 — Geochemical background — can we calculate it?. *Environ. Geol.*, **39**, 9: 990–1000.
- McGRATH S.P., 1995 — Chromium and nickel. In: Heavy metals in soils (ed. B.J. Alloway): 152–178. Blackie Academic & Professional. London.
- MEINHARDT B., MLECZKO E., 1995 — Ocena stanu zanieczyszczenia metalami ciężkimi gleb w województwie wrocławskim. *Bibl. Monit. Środ. Wrocław*.
- MELLOR A., 2001 — Lead and zinc in the Wallsend Burn, an urban catchment in Tyneside, UK. *Sc. Tot. Environ.*, **269**, 1/3: 49–63.
- MERRINGTON G., ALLOWAY B.J., 1994 — The transfer and fate of Cd, Cu, Pb and Zn from two historic metalliferous mine sites in the U.K. *Appl. Geoch.*, **9**, 6: 677–687.
- MIASTA w liczbach, 2000. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa.
- MICHNA W. (red.), 1993 — Materiały źródłowe do raportu pilotowego o zanieczyszczeniach i skażeniach użytków rolnych, surowców żywnościowych i żywności w latach 1989–1992. T. I. PIOŚ. Warszawa.
- MIELKE H.W., 1991 — Lead in residential soils: background and preliminary results of New Orleans. *Water, Air Soil Poll.*, **119**: 57–58.
- MIELKE H.W., 1993 — Lead dust contaminated U.S.A. Communities: comparison of Louisiana and Minnesota. *Appl. Geochem. Suppl. Issue*, **2**: 257–261.
- MIGASZEWSKI Z., 1972 — Mineralizacja kruszcowa w złożu barytu w Boguszowie. *Rudy Met. Nieżel.*, **17**, 9: 425–428.
- MIHALJEVIĆ M., 1999 — Mercury. In: Encyclopedia of geochemistry (eds. C.P. Marshall, R.W. Fairbridge): 387–389. Kluwer Academic Publishers.
- MIKO S., HALAMIĆ J., PEH Z., GOLOVIĆ L., 2001 — Geochemical baseline mapping of soil developed on diverse bedrock from two regions in Croatia. *Geol. Croatica*, **54**, 1: 53–118.
- MOCEK A., OWCZARZAK W., TYKSIŃSKI W., KACZMAREK Z., 1995 — Metale ciężkie w glebach ogródków działkowych w Polkowicach. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 305–312.
- MOLENDĄ D., 1960 — Górnictwo kruszców. W: Zarys dziejów górnictwa na ziemiach polskich (red. J. Pazdur). T. 1: 120–162. Wyd. Górnictwo-Hutnicze, Katowice.
- MOJSKI J.E., 1977 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000, ark. Szczecin (A). Inst. Geol. Warszawa.
- MOJSKI J.E., 1979 — Objąsnienia do Mapy geologicznej Polski 1: 200 000, ark. Gdańsk. Inst. Geol. Warszawa.
- MOJSKI J.E., SAWICKI L. (red.), 1996 — Objąsnienia do Mapy geologicznej Polski 1:200 000, ark. Wałbrzych. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- MOJSKI J.E., SYLWESTRZAK J., 1978 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000, ark. Gdańsk (A). Inst. Geol. Warszawa.
- MORAWSKI W., 1979 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Warszawa Zachód. Inst. Geol. Warszawa.
- MUSZER A., 1995 — Problem serpentynitów i serpentynizacji w Górach Żłoty. *Mat. Konf. Nauk. „Góry Żłote — geologia, okruszcowanie, ekologia”*: 28–32. Wrocław.
- NIEWIAROWSKI W., PASIERBSKI M., TOMCZAK A., 1978 — Mapa geologiczna Polski 1:200 000, ark. Toruń (A). Inst. Geol. Warszawa.
- NORM values. The Norwegian State Pollution Control Board, 2001. Internet: <http://www.ngu.no/prosjekter/>
- NRIAGU J.O., PACYNA J.M., 1988 — Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, **333**, 6169: 134–139.
- NRIAGU J.O., PFEIFFER W.C., MALM O., SOUZA M., MIERLE G., 1992 — Mercury pollution in Brazil. *Nature*, **356**, 6368: 369.
- OCHRONA środowiska. Informacje i opracowania statystyczne, 1996. GUS, Warszawa.
- OCHRONA środowiska. Informacje i opracowania statystyczne, 2002. GUS, Warszawa.
- O'NEILL P., 1998 — Chemia środowiska. PWN. Warszawa–Wrocław.
- OSMÓLSKI T., 1994 — Zagrożenie środowiska przyrodniczego związkami strontu i dwusiarczku węgla. *Prz. Geol.*, **42**, 6: 464–466.
- OSIKA R., KUBICKI S., SAŁDAN M., SUBIETA M., BIAŁACZEWSKI A., 1987 — Rudy żelaza. W: Budowa geologiczna Polski. T. VI. Złóża surowców mineralnych: 232–279. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- OTTESEN R.T., ALEXANDER J., REIDUN de LANGE, 1999 — Ground pollution in Bergen — consequences for health and the environment. NGU Rapport 1999. Geol. Survey of Norway. Trondheim. <http://www.ngu.no/prosjekter/Jordforurensning/Bergen/Engelsk/>
- OTTESEN R.T., ALEXANDER J., REIDUN de LANGE, 2000 — Geochemical atlas of Bergen. Geol. Survey of Norway. Trondheim.
- PAJĄK B., 1999 — Jakość podstawowych elementów środowiska. Powietrze atmosferyczne. W: Raport o stanie środowiska naturalnego miasta Krakowa w latach 1994–1998. Stan aktualny i tendencje. *Bibl. Monit. Środ. Kraków*. Internet: http://www.krakow.pl/ekologia/raport_98/
- PARAFINIUK J., 1987 — Stront i bar w siarkonośnych utworach miocenu północnej części zapadliska przedkarpacciego. *Arch. Miner.*, **43**, 1: 87–143.
- PASIECZNA A., LIS J., 2001 — Atlas geochemiczny gleb ornyczych krajów zlewni Bałtyku (BSS — Baltic Soil Survey). *Prz. Geol.*, **49**, 10/2: 1007–1008.
- PASIECZNA A., SIEMIĄTKOWSKI J., LIS J., 1996 — Atlas geochemiczny Wałbrzycha i okolic 1:50 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- PASŁAWSKI P., 1998 — Kontrola jakości analizy jako podstawa wiarygodności wyników. *Prz. Geol.*, **46**, 9/2: 911–917.
- PASŁAWSKI P., 2001 — Sterowanie jakością w laboratorium badawczym. *Prz. Geol.*, **49**, 10: 977–979.
- PASZKOWSKA M., 2002 — Odpady. W: Raport o stanie środowiska województwa mazowieckiego w 2001 roku. Internet: <http://www.wios.warszawa.pl/raport2001/index.html>
- PATERSON E., SANKA M., CLARK L., 1996 — Urban soils as pollutant sinks — a case study from Aberdeen, Scotland. *Appl. Geoch.*, **11**, 1/2: 129–131.
- PAULO A., 1990 — Gospodarka złożami barytu w Polsce. *Mat. Konf. „Aktualia i perspektywy gospodarki surowcami mineralnymi w Polsce”*: 249–269. AGH, Centrum PPGSMiE PAN. Kraków.
- PAULO A., 1994 — Geology of barite veins in the Polish Sudetes. Metallogeny of collisional orogens focussed on the Erzgebirge and comparable metallogenic settings. Proc. of the IAGOD Erzgebirge Meeting: 383–390. Geyer, Germany.
- PAULO A., KRZAK M., 1997 — Rteć z końcem XX wieku. *Prz. Geol.*, **45**, 10: 875–882.

- PAULO A., STRZELSKA-SMAKOWSKA B., 2000a — Arsen pod koniec XX wieku. *Prz. Geol.*, **48**, 10: 951–956.
- PAULO A., STRZELSKA-SMAKOWSKA B., 2000b — Rudy metali nieżelaznych i szlachetnych. Uczel. Wyd. Nauk.-Dydakt. Kraków.
- PAWŁOWSKA J., 1970 — Mineralizacja barytowa w północnej części niecki śródsudeckiej. *Pr. Inst. Geol.*, **59**: 97–123.
- PAZDUR J., PIETRASZEK E., 1961 — Górnictwo rud metali nieżelaznych. W: *Zarys dziejów górnictwa na ziemiach polskich* (red. J. Pazdur). T. 2: 91–106. Wyd. Górn.-Hutn. Katowice.
- PENDIAS H., 1964 — Badania geochemiczne węgla warstw wałbrzyskich i białokamięskich Zagłębia Wałbrzyskiego. *Kwart. Geol.*, **8**, 4: 769–786.
- PENDIAS H., 1966 — Badania geochemiczne węgla z pokładów warstw zaclerskich Zagłębia Wałbrzyskiego. *Kwart. Geol.*, **10**, 2: 296–308.
- PERYEA F.J., 1999 — Gardening on lead- and arsenic-contaminated soils. *Washington State University Bull.* EB **1884**: 1–13.
- PIĄTEK E., PIĄTEK Z., 1979 — Dolnośląskie górnictwo węgla kamiennego w latach 1760–1850. Kronika wałbrzyska. Wrocław.
- PLANT J.A., KLAVER G., LOCUTURA R., SALMINEN R., VRANA K., FORDYCE F.M., 1997 — The Forum of European Geological Surveys Geochemistry Task Group 1994–1996. *J. Geochem. Explor.*, **59**, 2: 123–146.
- POLAŃSKI A., 1988 — Podstawy geochemii. Wyd. Geol. Warszawa.
- POMORSKA E., ZEZULA M., 2001 — Jakość podstawowych elementów środowiska. Emisja zanieczyszczeń do powietrza. W: *Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2000 roku*: 15–19. Bibl. Monit. Środ. Lublin. Internet: <http://www.wios.lublin.pl/srodowisko/raport/>
- PRZENIOSŁO S., 1995 — Geologia i złoża. W: *Atlas geochemiczny Górnego Śląska 1:200 000* (red. A. Pasieczna, J. Lis): 7–11. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- PRZEWŁOCKI J., BLEZEL H., KOROL R., 1992 — Zanieczyszczenie wód dorzecza Odry metalami ciężkimi oraz możliwości jego zmniejszenia. *Ochr. Środ. Zas. Nat.*, **4**: 21–33.
- PTAK B., RÓZKOWSKA A., 1995 — Atlas geochemiczny złóż węgla kamiennego Górnośląskiego Zagłębia Węglowego 1:300 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- RANK G., KARDEL K., PÄLCHEN W., WEIDENSCHÖRER H., 1999 — Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Dresden.
- RAPORT o stanie środowiska w województwie kieleckim w 1996 roku, 1997a. Bibl. Monit. Środ. Kielce.
- RAPORT o stanie środowiska województwa łódzkiego w 1996 roku, 1997b. Bibl. Monit. Środ. Łódź.
- RAPORT o stanie środowiska w województwie szczecińskim w latach 1995–1996 roku, 1997c. Bibl. Monit. Środ. Szczecin.
- RAPORT o stanie środowiska w województwie zachodniopomorskim w 2000 roku. Internet: <http://www.wios.szczecin.pl/>
- RATAJCZAK T., 1998 — Hałdy po górnictwie rud żelaza w rejonie częstochowskim. Stan aktualny i możliwości zagospodarowania. Wyd. IG SMiE PAN. Kraków.
- REAVES G.A., BERROW M.L., 1984 — Total lead concentrations in Scottish soils. *Geoderma*, **32**: 1–8.
- REIMANN C., ÅYRÅS S., CHEKUSIN V., BOGATYREV I., BOYD R., CARITAT P., DUTTER R., FINNE T.E., HALLERAKER J.H., JÆGER Ø., KASHULINA G., LEHTO O., NISKAVAARA H., PAVLOV V., RÄISÄNEN M.L., STRAND T., VOLDEN T., 1998 — Environmental geochemical atlas of the Central Barents Region. Geol. Survey of Norway. Trondheim.
- REIMANN C., SIEWERS U., TARVAINEN T., BITUKOVA L., ERIKSSON J., GILUCIS A., GREGOROUSKIENE V., LUKASHEV V., MARTINIAN N.N., PASIECZNA A., 2000a — Baltic soil survey: total concentrations of major and selected trace elements in arable soils from 10 countries around the Baltic Sea. *Sc. Total Environ.*, **257**: 155–170.
- REIMANN C., SIEWERS U., TARVAINEN T., BITUKOVA L., ERIKSSON J., GILUCIS A., GREGOROUSKIENE V., LUKASHEV V., MARTINIAN N.N., PASIECZNA A., 2000b — The Baltic Soil Survey. *Explore*, **107**: 1–7.
- ROSEN C., ROBERTS L. (eds.), 2000 — *World resources 2000–2001. People and ecosystems*. Elsevier.
- ROSZYK E., ROSZYKOWA S., 1975 — Ołów w glebach i roślinach w pobliżu dróg na terenie Wrocławia. *Rocz. Glebozn.*, **26**, 1: 177–185.
- ROSZYK E., STROJEK Z., 1983 — Wpływ zakładu produkującego biel cynkową i minię na zanieczyszczenie terenu. *Rocz. Glebozn.*, **34**, 1/2: 161–166.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Zdrowia z dnia 4 września 2000 r. w sprawie warunków, jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarze, woda w kąpieliskach, oraz zasad sprawowania kontroli jakości wody przez organy Inspekcji Sanitarnej. DzU 2000, nr 82, poz. 937.
- ROZPORZĄDZENIE Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. DzU 2002, nr 165, poz. 1359.
- RÓZKOWSKA A., PTAK B., 1995 — Bar w węglach kamiennych Górnego Śląska. *Prz. Geol.*, **43**, 3: 223–226.
- RÓŻYCKI F., KLUCZYŃSKI S., 1966 — Objąsnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Łódź Wschód. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- RÖSLER H.J., LANGE H., 1975 — *Geochemische Tabellen*. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig.
- RUMIŃSKI J., 1996 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Olsztyn. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- RUTKOWSKI J., 1992 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Kraków. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- RUTKOWSKI J., 1993 — Objąsnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Kraków. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- RUTKOWSKI J., STARKEL L., 1993 — O niektórych procesach geologicznych związanych z działalnością człowieka w okolicach Krakowa. Przew. III Konf. Sozol. „Sozologia na obszarze antropopresji — przykład Krakowa”: 11–13. Kraków.
- RYŁKO W., 1995 — Geologia. W: *Atlas geochemiczny Krakowa i okolic 1:100 000*: 7–11. Państw. Inst. Geol., PAE SA. Warszawa.
- SAHU K.C., BHOSALE U., 1991 — Heavy metal pollution around the city of Bombay, India. Part I: Quantification of heavy metal pollution of aquatic sediments and recognition of environmental discriminants. *Chem. Geol.*, **91**: 263–283.
- SALMAN S.R., ABURUKA' H Y. H., 1999 — Multivariate and principal component statistical analysis of contamination in urban and agricultural soils from north Jordan. *Environ. Geol.*, **38**, 3: 265–270.
- SALMINEN R., GREGOROUSKIENE V., 2000 — Considerations regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. *Appl. Geochem.*, **15**, 5: 647–653.
- SALMINEN R., TARVAINEN T., DEMETRIADES A., DURIS M., FORDYCE F.M., GREGOROUSKIENE V., KAHELIN H., KIVISILLA J., KLAVER G., KLEIN H., LARSON J.O., LIS J., LOCUTURA J., MARSINA K., MJARTANOVA H., MOUVET C., O'CONNOR P., ODOR L., OTTONELLO G., PAUKOLA T., PLANT J.A., REIMANN C., SCHERMANN O., SIEWERS U., STEENFELT A., VAN DER SLUYS J., DE VIVO B., WILLIAMS L., 1998 — FOREGS Geochemical Mapping Field Manual. Geol. Survey of Finland, Guide 47. Espoo.
- SARNACKA Z., 1980a — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Warszawa Wschód. Inst. Geol. Warszawa.
- SARNACKA Z., 1980b — Objąsnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Warszawa Wschód. Inst. Geol. Warszawa.
- SARNACKA Z., 1992 — Stratygrafia osadów czwartorzędowych Warszawy i okolic. *Pr. Państw. Inst. Geol.*, **138**: 29s.
- SAWICKA-KAPUSTA K., ŚWIERGOSZ R., ZAJĄC K., KOCZAŃSKA W., KUCHARSKI R., MARCHWIŃSKA E., 1990 — Ocena skażenia

- rejonu olkuskiego na podstawie badań roślinności użytków rolnych. *Zesz. Nauk. AGH* **1368 Sozol. Sozotech.**, 32: 183–200.
- SAWICKI L., 1996 — Zarys budowy geologicznej. W: Atlas geochemiczny Wałbrzycha i okolic 1: 50 000: 3–4. Państw. Inst. Geol., PAE SA. Warszawa.
- SEPA, 2001 — Environmental quality criteria. Swedish Environmental Protection Agency. Internet: <http://www.internat.environ.se/documents/legal/>
- SEVERSON R.C., GOUGH L.P., VAN DEN BOOM G., 1992 — Baseline concentrations in soils and plants. Wattenmeer National Park, North and East Frisian Islands, Federal Republic of Germany. *Water, Air Soil Poll.*, **61**: 169–184.
- SIUTA J., REJMAN-CZAJKOWSKA M. (red.), 1980 — Siarka w biosferze. PWRiL. Warszawa.
- SMAKOWSKI T., LEWICKA E., 1999 — Podaż cynku i ołowiu w Polsce na tle Europy i świata. Mat. Konf. „Stan aktualny i perspektywy górnictwa rud Zn–Pb w Polsce”: 26–63. ZGH Bolesław.
- SPARKS D.L., 1995 — Environmental soil chemistry. Acad. Press, San Diego, California.
- STEINNES E., 1995 — Mercury. In: Heavy metals in soils (ed. B.J. Alloway): 78–92. Blackie Academic Press & Professional. Glasgow.
- STRUPIENIUK A., FARJAN T., 2001 — Jakość podstawowych elementów środowiska. Gleby. W: Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2000 roku: 15–19. Bibl. Monit. Środ. Lublin. Internet: <http://www.wios.lublin.pl/srodowisko/raport/>
- SYLWESTRZAK H., 1995 — Zarys geologii. W: Atlas geochemiczny Polski 1:2 500 000: 8–12. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- SZCZEPAŃSKI A., LASATOWICZ T., MALICKI W., 1990 — Zmiany w środowisku przyrodniczym regionu częstochowskiego pod wpływem eksploatacji rud żelaza. *Zesz. Nauk. PCzest.*, **144**: 7–20.
- KSZCZEŃ L., CHODAK T., GIERNALCZYK M., 1994 — Arsen w odpadach kopalni rud arsenowych i glebach w rejonie Złotego Stoku. Kom. Nauk. „Człowiek i Środowisko”. *Zesz. Nauk. PAN*, **8**: 51–53.
- SZPADT R. (red.), 1994 — Zanieczyszczenie środowiska rtęcią i jej związkami. Bibl. Monit. Środ. PIOŚ, Warszawa.
- ŚLĘZAK A., 1993 — Antropopresja na wody podziemne w rejonie składowiska odpadów przemysłowych Krakowskich Zakładów Przemysłu Nieorganicznego „Bonarka”. Przew. III Konf. Sozol. „Sozologia na obszarze antropopresji — przykład Krakowa”: 69–71. Kraków.
- ŚLĘZAŃSKI M., 1996 — Zanieczyszczenie gleb województwa częstochowskiego. W: Informacja o stanie środowiska przyrodniczego województwa częstochowskiego w latach 1991–1995 (red. B. Czerwińska, B. Skalska): 75–80. Bibl. Monit. Środ. Częstochowa.
- ŠAJN R., PIRC S., BIDOVEC M., 1994 — Geochemical atlas of the Ljubljana urban area. 3rd Int. Symp. on Environmental Geochemistry. Abstracts: 358–359. Cracow.
- ŠAJN R., BIDOVEC M., ANDJELOV M., PIRC S., GOSAR M., 1998 — Geochemical atlas of Ljubljana and environs. Institute for Geology, Geotechnics & Geophysics. Ljubljana.
- TADAJEWSKI A., RUTKOWSKI D., 1993 — Stan wód jezior Szczecina i okolic oraz kanałów i basenów portu szczecińskiego. W: Stan środowiska miasta Szczecina (red. J. Jasnowska): 205–216. Szczec. Tow. Nauk. Szczecin.
- TARAŠKEVIČIUS R., 1996 — Ecogeochemical anomalies in Vilnius, Žirmāni. Institute of Geology. Vilnius.
- TARAŠKEVIČIUS R., 1997 — Atmogeochimical anomalies in Alytus. Institute of Geology. Vilnius.
- TERELAK H., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., STUCZYŃSKI T., BUDZYŃSKA K., 1995 — Zawartość metali ciężkich i siarki w glebach użytków rolnych Polski oraz ich zanieczyszczenie tymi składnikami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, **418**: 45–60.
- TERELAK H., STUCZYŃSKI T., PIOTROWSKA M., 1997 — Heavy metals in agricultural soils in Poland. *Pol. J. Soil Sc.*, **30**, 2: 35–42.
- THALMANN F., SCHERMANN O., SCHROLL E., HAUSBERGER G., 1989 — Geochemical atlas of the Republic of Austria 1:1,000,000. Geologische Bundesanstalt. Wien.
- THORNTON I., CULBARD E., 1985 — Metals in urban dusts and soils. *Environ. Tech. Lett.*, **6**: 137–144.
- THORNTON I., DAVIES D.J.A., WATT J.M., QUINN M.J., 1990 — Lead exposure in young children from dust and soil in the United Kingdom. *Environ. Health Persp.*, **89**: 55–60.
- THUY H.T.T., TOBSCHALL H.J., AN P.V., 2000 — Distribution of heavy metals in urban soils — a case study of Danang-Hoian Area (Vietnam). *Environ. Geol.*, **39**, 6: 603–610.
- TOMASSI-MORAWIEC H., LIS J., PASIECZNA A., 1998 — Atlas geochemiczny Wrocławia i okolic 1:100 000. Państw. Inst. Geol. Warszawa.
- TRAFAS K., 1999 — Środowisko geograficzne miasta. W: Raport o stanie środowiska naturalnego miasta Krakowa w latach 1994–1998. Stan aktualny i tendencje. Bibl. Monit. Środ. Kraków. Internet: http://www.krakow.pl/ekologia/raport_98/
- TRAFAS M., GRUSZCZYŃSKI S., GRUSZCZYŃSKA J., ZAWODNY Z., 1990 — Zmiany własności gleb wywołane wpływami przemysłu w rejonie olkuskim. *Zesz. Nauk. AGH* **1368 Sozol. Sozotech.**, 32: 144–162.
- TRZMIEL B., NOWACKI K., 1987 — Objasnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000, ark. Łódź Wschód. Inst. Geol. Warszawa.
- TWARDOWSKA I., SZCZEPAŃSKA J., WITCZAK S., 1988 — Wpływ odpadów górnictwa węgla kamiennego na środowisko wodne; ocena zagrożenia, prognozowanie, zapobieganie. *Pr. Stud. PAN Inst. Podst. Inż. Środ.*, **35**: 251s.
- UKAZOVATELE a normativy pre zemnu, 1994. Rozhodnutie ministra životného prostredia Slovenskej republiky. Bratislava.
- URBAŃSKI K., 1998 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Zielona Góra. Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol. Warszawa
- WILCKE W., MÜLLER S., KANCHANAKOOL N., ZECH W., 1998 — Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. *Geoderma*, **86**, 3/4: 211–228.
- WILCZYŃSKA-MICHALIK W., 1981 — Z badań mineralogicznych pyłów emitowanych przez hutę im. Lenina w Krakowie. *Pr. Miner. Kom. Nauk Miner. PAN Oddz. w Krakowie*, **68**: 52s.
- WILLIAMS L.A., AHLSTVED C., BLACKWELL P.A., DEMETRIADES A., KLEIN P., MARSINA K., MJARTANOVA H., PLANT J.A., SALMINEN R., SANDSTROM H., SMITH D., TARVAINEN T., 1999 — FOREGS Geochemistry Working Group. Progress Report September 1998 – September 1999. Summary and Future Plans. BGS Technical Report WP/99/12.
- WINNICKA G., 1986 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Wrocław. Inst. Geol. Warszawa.
- WÓJCIK J., 1993 — Przeobrażenia ukształtowania powierzchni ziemi pod wpływem górnictwa w rejonie Wałbrzycha. *Acta Univ. Wratisl.* **1557 Stud. Geogr.** 59: 142s.
- WSKAZÓWKI metodyczne do oceny stopnia zanieczyszczenia gruntów i wód podziemnych produktami ropopochodnymi i innymi substancjami chemicznymi w procesach rekultywacji, 1994. PIOŚ, Warszawa.
- ZAKŁADY Chemiczne „Tarnowskie Góry”, 2003. Internet: www.zchtg.top.pl/ofirmie.html
- ZHANG H., MA D., XIE Q., CHEN X., 1999 — An approach to studying heavy metal pollution caused by modern city development in Nanjing, China. *Environ. Geol.*, **38**, 3: 223–227.
- ZINKUTE R., 1998 — Microelement technogenous associations in topsoil of urbanized territories of Lithuania. Institute of Geology. Vilnius.
- ZIĘTEK-KRUSZEWSKA A., 1978 — Charakterystyka mineralogiczna siarczków w utworach triasowych. W: Poszukiwanie rud cynku i ołowiu

na obszarze śląsko-krakowskim (red. J. Pawłowska). *Pr. Inst. Geol.*, **78**: 211–215.

ZIMNAL Z., MALATA T., 1999 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Rzeszów. Centr. Arch. Geol. Państw. Inst. Geol. Warszawa.

XIANGDONG Li, CHI-SUN Poon, PUI SUM Liu, 2001 — Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Appl. Geochem.*, **16**, 11/12: 1361–1368.

XIANGDONG Li, THORNTON I., 1993 — Multielement contamination of soils and plants in old mining areas United Kingdom. *Appl. Geochem. Suppl. Issue 2*: 51–56.

ŻARSKI M., 1991 — Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, ark. Dęblin. Państw. Inst. Geol. Warszawa.

SUMMARY

Introduction

Urban areas belong to anthropogenically impacted ecosystems, in which buildings and transportation network are prevailing. The sustainable development of urban areas should include not only development of infrastructure, but also protection of natural resources. This attitude needs early identification of the condition and mechanisms of functioning of all the systems in the environment. Diagnosis and monitoring of soils, as flora and fauna habitat, are of high priorities.

Identification of urban soil transformation processes resulting from anthropogenic pressure is a new significant approach to soil studies. It results from progressing urbanization of Poland and concern of urban areas inhabitants health. The urbanization index of Poland (expressed by percentage of urban areas inhabitants in regard to entire population) increased by 25.7% between 1975 and 1998. In 1998 the share of urban areas inhabitants was 61.9%, and the urban areas covered 20 955 km² which makes 6.7% of entire area of Poland (Miasta..., 2000).

The cartographic assessment of urban soil condition in cities/towns of Poland can be useful for:

- determining detailed study areas within discovered geochemical anomalies,
- indication of pollution sources,
- monitoring and establishing relationships between environmental factors and human health.

This atlas presents enrichment of two urban soil intervals- 0.0–0.2 m (top soils) and 0.4–0.6 m (bottom soils)- with a number of elements versus regional geochemical background (as a combination of anthropogenic and geogenic factors), as well as influence of city/town size (expressed as a number of inhabitants) on particular element accumulation. The detailed part of the atlas contains geochemical maps for both soil intervals in the Upper Silesian Conurbation, province capitals of Poland, and cities of Częstochowa, Legnica and Wałbrzych.

Material and analytical methods

The assessment of enrichment of urban soils with As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Hg, Mg, Ni, Pb, S, Sr and Zn, along with determination of pH was made on the basis of chemical analyses of two soil intervals samples in all the cities/towns of Poland conducted for the „Geochemical Atlas of Poland" (Lis, Pasieczna, 1995a). Distribution of sampling points is uneven due to higher density of cities/towns locations in the southern and western Poland (fig. 1). In all,

2392 samples were collected from the depth of 0.0–0.2 m (top soils) and 0.4–0.6 m (bottom soils) within administrative boundaries of 334 cities/towns of different size. The study was performed for all the cities of Poland with population of more than 50 000 people, 56% of towns with population between 10 000–50 000, and 13% of towns with population lower than 10 000 (Table 1). The sampling density was about 1 sample/5–6 km² (except for Upper Silesia – 1 sample/4 km²).

Detailed geochemical maps of surface urban soils were prepared. They were based on the analytical results derived from the database of regional geochemical atlases published by the Polish Geological Institute between 1992–2000. Sampling density varied from 1 sample/1 km² to 1 sample/0.25 km².

The same equipment and sampling method was applied for soils from all the examined towns and cities. Each sample weighed about 1000 g. The samples were collected with a hand operated sampler 80 mm in diameter. Samples were taken in city parks, squares, street and housing estate lawns, house and allotment gardens, barren lands, and industrial plants areas.

To determine chemical composition of the soils analysed for assessing their pollution, different methods of digestion with acids or acid mixtures, or speciation (selective extraction) are used. Sample digestion with acids is a method commonly used for determining the mobile parts ("fractions") of elements taking part in migration within Earth's surface environments. These mobile fractions of elements are easier taken up by plants bringing about a risk of poisoning of a food chain.

For this study the digestion method with HCl (1:4) at the temperature of 90° within 1 hour was used for several reasons. The issue of interest did not include the total concentrations of elements, but only a part of them which is of anthropogenic origin, i.e. poorly bound and easily digested. The accepted method of digestion is good enough for a sound geochemical interpretation (and also cheaper and more convenient). The sample digestion applied enabled to compare the data with previous studies of numerous set of non-polluted soils from all over Poland (Lis, Pasieczna, 1995a) and to determine the degree of enrichment of urban soils with a number of elements versus geochemical background. In addition, the concentrations of elements in the 0.4–0.6 m interval of urban soils can be compared with those in surface soils derived from the previous pollution studies for the several largest urban-industrial centres of Poland (Lis, 1992; Lenartowicz, 1994, 2001; Lis, Pasieczna, 1995b, 1998a,b, 1999a; Pasieczna et al., 1996; Tomassi-Morawiec et al., 1998; Lis et al., 1999). The studies were conducted using the same analytical techniques and methods of

sample digestion. The only exception was soils from Gdańsk and Legnica for which an *aqua regia* digestion method was used.

The soil samples were sieved at the nylon sieve of 2 mm. As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Pb and Zn were determined using ICP-AES method. Mercury was determined with CV-AAS method. The reaction of soils in water solution was determined in accordance with the Polish standard used for soil science.

All the analyses were done in the laboratory of the Polish Geological Institute in Warsaw, using the same analytical methods. The quality control of the analyses was guaranteed by replicate analyses of the same samples randomly selected and the use of reference materials.

Presentation of results

To assess the pollution degree of soils (and other media), the knowledge of natural concentrations of elements in these environments, i.e. geochemical background (also called a reference level, natural concentration, or pre-industrial concentration) is required. In general, geochemical background is given as a single value (median, arithmetic mean, geometric mean). To determine this value by using statistical methods, sound data set and knowledge of distribution pattern is needed (Matschullat et al., 2000). The use of arithmetic mean is possible only for sets with normal distribution. In geologic materials distribution patterns of elements are usually lognormal and multimodal, and a more adequate measure for a background values is median or geometric mean (Salminen, Gregorauskiene, 2000; Lis, Pasieczna, 2001).

Both geochemical background and anomaly notions refer to natural (geogenic) concentrations of elements in soils. The geochemical background should be calculated for sample population that was not anthropogenically influenced. It is impossible nowadays to possess such a set of soil samples. The geochemical background is determined on the basis of soil studies from non-built-up areas throughout Poland, i.e. derived from 6522 samples (Lis, Pasieczna, 1995a). The data set was split into subsets referring to different geochemical provinces of Poland (Lis, Pasieczna, 1998c), and for each of them geochemical background was calculated. Median values were regarded as a background level for different regions, i.e. geochemical provinces of Poland. Three provinces were taken into account. In the North Polish Lowlands. In the South the Carpathians and the Sudetes with their foredeeps, and the Upper Silesia which was treated separately due to its specific lithologic-mineral deposit structure. Geometric mean and median values were calculated for each of them (Table 1). For

comparison purposes this table also contains values of geochemical background determined for arable soils (Kabata-Pendias i in., 1995) and soil parent rocks (Czarnowska, 1996).

The examined urban soil samples were assigned to the distinguished geochemical provinces of Poland, and the element enrichment coefficients were calculated for different cities/towns based on the following formulas:

$$W_1 = m_1/m_r,$$

$$W_2 = m_2/m_r,$$

where (W_1) and (W_2) refer to element enrichment coefficients from the soil intervals 0.0–0.2 and 0.4–0.6 m, respectively; m_1 – median value for an element from the soil interval 0.0–0.2 m of a given city/town, m_2 – median value for a given element from the soil interval 0.4–0.6 m of a given city/town, m_r – geochemical background value of a given element in unpolluted surface soils of the region (province) computed as a median value.

As for the elements that occur below detection limits for a given analytical method, for example, 5 mg/kg (As), 0.5 mg/kg (Cd) and 0.05 mg/kg (Hg), 50% of the detection limit detection values were accepted as median values.

Variability of enrichment coefficients was presented on topographic base maps as circle symbol geochemical maps for 139 cities/towns of Poland, in which samples were collected from at least three sites (Plates 2–15). These plates present values of geochemical background concentrations, as well as an extent and values of geologic anomalies related to chemical composition of parent rocks in soils from a non-built-up area around the cities/towns.

The relationships between the city/town size (expressed by a number of inhabitants) and the soil acidity or soil enrichment coefficients for As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Hg, Mg, Ni, Pb, S, Sr and Zn are presented as bar charts (Plates 16, 17), based on the results of analyses derived from all the examined cities/towns. The value of geochemical background for surface soils of non-built-up areas of Poland is used as a reference level. The bar charts were supplemented by enrichment coefficients calculated for surface soil intervals in rural areas of Poland (3,258 samples), based on the "Geochemical Atlas of Poland" (Lis, Pasieczna, 1995a).

The detailed part of this atlas contains single element geochemical maps (Plates 18–103). They present the results of the study according to the amount of information available (number of investigation points per area unit). Isoline maps were prepared for the examined cities/towns with the following surface soil sampling densities: 1 sample/4 km² (both soil intervals in the Upper Silesian Conurbation), 1 sample/1 km² (Częstochowa, Gdańsk, Legnica, Łódź, Kraków, Szczecin, Warszawa, Wrocław) and 1 sample/0.25 km² (Wałbrzych).

In the cities/towns with a scarce sampling system (1 sample/4–6 km²) and for the 0.4–0.6 m soil intervals, the results of the study were presented as symbol maps. Due to considerably long time period between samples taking for symbol and isoline maps, the results of sparse sampling (1 sample/4–6 km²) and dense sampling (1 sample/0.25–4 km²) were presented on separate maps. Hence, the maximum value points of sparse sampling do not always coincide with anomaly centres from dense sampling.

All the maps encompass areas and sites where assumed limit values were exceeded.

The selected classes were defined on the basis of element statistical distribution analysis. The ranges of these classes coincide with percentile values, i.e. 25, 50, 75, 90, 95, 97%, representing a share of samples with a given concentration of element.

While preparing single element isoline maps for both soil intervals of the Upper Silesian Conurbation (Plates 18–31), the results derived from regional analyses (Lis, Pasiieczna, 1995b), supplementary investigations of Zn-Pb-Cd anomaly extent in soils (Lis, Pasiieczna, 1997), and additional studies for this atlas were used.

Geochemical maps were prepared on topographic base maps with a scale adjusted to the area of a given city/town (Plates 18–103).

Multielemental (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S, Zn) enrichment (expressed by total enrichment coefficients $\sum W_1$ and $\sum W_2$), calculated separately for both soil intervals in different cities/towns, is presented on symbol maps (Plate 104), whereas the difference between total enrichment coefficients ($\sum W_1 - \sum W_2$), determining an approximate share of anthropogenic pollution of urban soils, is presented in Plate 105. The share of natural and anthropogenic factors in pollution of urban soils was calculated by subtracting the total metal and sulphur enrichment coefficient for deep soils from the similar coefficient for surface soils. The positive difference is presented in seven classes, whereas the negative difference (higher enrichment of lower layer) is presented by a circle symbol of the same size, but differently coloured (Plate 105).

MULTIELEMENTAL ANALYSIS OF URBAN SOIL POLLUTION

Elements accumulated in soils, which are toxic to plants and animals, can originate from both anthropogenic (mining, metallurgical industry, transportation, sewage discharges) and natural (outcrops of mineralised rock formations, ore mineral deposits) sources. Natural toxic elements enrichment happens to exceed the enrichment of anthropogenic origin. Some of the elements, i.e. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb that occur in the environment are toxic to living organisms even in relatively small amounts. Such organisms are exposed to toxicants through

uptake of polluted nutrients, and absorption of dust particles through digestive and respiratory tracts for a long time. An attempt was made to assess the total enrichment of urban soils both in these elements and zinc or sulphur commonly released from anthropogenic sources. The objective was to draw an attention to some cities/towns or their neighbouring areas, in which soils contain high concentrations of hazardous substances. Such contaminated soils require more detailed study.

Multielemental analysis of pollutants coming from two different depth intervals enabled also to assess the share of their natural (geologic) or anthropogenic sources in urban soils situated in different areas of Poland.

The comparison of concentrations of particular elements and reactions in two urban soil intervals distinctly indicates high enrichment of each of the soils horizons with different elements (Figs. 1–20; Plates 2–17, 104). The 0.0–0.2 m soil interval shows the highest accumulation of Cu, Pb and Zn (figs. 2–14). The spread of points on Cu-, Pb- and Zn-scattered diagrams (Figs. 15–17) indicates a low correlation between values of these elements in top and bottom soils. This phenomenon seems to be connected with various anthropogenic factors bringing about accumulation of these elements in surface soils. The diagram of pH (Fig. 18) shows a very high correlation of this parameter for the 0.0–0.2 and 0.4–0.6 m soil intervals, and domination of alkaline soils in the bottom soil interval.

The comparison of the results derived from determinations of chromium and nickel (Figs. 19, 20) is a good example of high correlation of these elements within the examined depth intervals as well as a domination of deep soil intervals enriched with these elements, which indicates geogenic origin of chromium and nickel in urban soils of Poland.

The urban soils showing the total enrichment coefficients ≤ 10 (summed up coefficients for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S and Zn) can be recognized as unpolluted, i.e. those containing analysed elements marked by concentrations characteristic for geochemical background (Plate 104). The contents of the elements mentioned, which are similar to those typical for the geochemical background, occur in both soil intervals of small towns near Warsaw (Marki and Józefów), and in Łomża, Puławy, Czarna Białostocka, Świnoujście, as well as in some of the cities of the Upper Silesia, i.e. in Rybnik, Żory and Gliwice. The toxic elements enrichment of surface soils in these cities disappears practically at a depth of 0.4–0.6 m (Table 3, Plate 104).

The most numerous group (total enrichment coefficient in the range of 10–20) includes cities/towns with slightly anthropogenically polluted soils or naturally enriched soils as a result of localization of cities/towns on tills (commonly on morainic plateau tills) with a

considerable share of clay fractions. This group includes both the largest urban-industrial centres of Poland (Warsaw, Łódź, Poznań, Cracow) and a number of smaller towns (Plate 104). The surface soils are contaminated primarily with Cu, Zn and Ni. In turn, the 0.4–0.6 m soils contain an excessive amount of chromium and nickel (particularly in the cities of the Polish Lowlands, the Lublin Upland, and on the foredeep of the Carpathians and the Sudetes); which indicates the host rocks as the main source of heavy metals.

The total enrichment coefficient at the range of 20–30 was recorded in both depth intervals in many cities. The enrichment of surface soils is primarily related to anthropogenic pollution (Gdynia, Gdańsk, Grudziądz, Częstochowa, Pabianice). The amount of pollution decreases in the deeper soil interval. The other cities (Żagań, Bolesławiec, Opole, Kalisz, Zakopane, Tarnów, Jarosław, Przemyśl) show the same total enrichment coefficient for both soil intervals, and its value is influenced by different elements according to localization of a given city/town on rocks of different lithologic pattern (Table 3) and the total effect of anthropogenic and lithologic factors. For example, in Żagań in Bolesławiec the surface soils are enriched with Cu, Pb and Zn, whereas the deep soils reveal a higher concentrations of Cr, Ni and Hg. In Zakopane a high value of the total enrichment coefficient in top soils is affected by Cd, As and Cu, whereas that in bottom soils is influenced by Ni, As and Cu. In Tarnów, Jarosław and Przemyśl the soils of both intervals are enriched with elements of lithogenic origin (with raised regional background), i.e. Ni, Cr and Hg.

The high pollution of surface soils showing the total enrichment coefficient at the range of 30–40 occurs primarily in the cities of the Upper and Lower Silesia. In the Upper Silesian region they are surface soils in Ruda Śląska, Sosnowiec, Tarnowskie Góry, Mysłowice and Trzebinia, and 0.4–0.6 m soils in Piekary Śląskie, Bytom, Ruda Śląska and Siemianowice Śląskie, which are polluted mostly by Zn, Cd, Pb and As (Table 3), e.g. elements of metal ore deposits of this region, as well as by Cu. The high total enrichment coefficient of surface soils in Wrocław is influenced by Cu, Ni, Hg, Zn and Pb, whereas that of 0.4–0.6 m soils – by Cu, Ni, Hg and Cr. The soils in Boguszów and Szczawno Zdrój are characterized by an element association including As, Hg, Zn and Pb, making up high total enrichment coefficients related to metal ore mineralization in barite and coal deposits. The total pollution of surface soils in Polkowice by Cu, Pb, Hg and S is brought about by activity of copper ore processing plants and deposited waste material. Both soil intervals in Radomsko are enriched with Zn, Cu, Hg, Pb, As and Cd. The source of the enrichment seems to be emissions released from metallurgy plants. In Leszno surface soils are polluted primarily by Zn and Cu, which is related to industrial sources, whereas in Łańcut both top and bottom soils

are equally enriched with Cu, Ni, Zn and Cr, which results mainly from chemical composition of parent rocks.

The strongly polluted soils with the total enrichment coefficient of >40 tend to occur in the cities of the Upper Silesia and the Legnica–Głogów Copper District. Such high coefficient appears in surface soils of Bytom, Olkusz, Chrzanów, Chorzów, Siemianowice Śląskie, Piekary Śląskie and Świętochłowice. It is related to raised levels of Zn, Cd, Pb, As and Cu. The most polluted are 0.4–0.6 m soils in Ruda Śląska, Chorzów, Olkusz and Świętochłowice presenting the same element association pattern (Table 3). The pollution of these soils is of mixed anthropogenic-geologic type and it is related to occurrence of zinc and lead ore deposits, many hundred years of ore mining, processing and metallurgy, numerous old waste tips, as well as a great number of metallurgical, chemical and power plants. Very high total enrichment coefficients in many metals were found in Głogów and Legnica (Legnica–Głogów Copper District). Their surface soils reveal a characteristic element association of Cu, Pb, As, Zn and Hg. The group of cities with the high total enrichment coefficient includes Bochnia and Dęblin. Enrichment of soils with Ni, Cr and Cu recorded at Bochnia seems to be natural (lithogenic), whereas soils enrichment with Hg, Cu, Zn, Pb and S in Dęblin is primarily of anthropogenic origin.

The share of natural and anthropogenic factors in urban soil pollution was assessed by subtracting the total metal and sulphur enrichment coefficient of deep soils from the similar coefficient of surface soils. The positive difference is presented in seven classes, whereas the negative difference (higher enrichment of lower interval) is presented by circle symbols of the same size but differently coloured (Plate 105).

The predominance of natural (geologic) factors in accumulation of metals, arsenic and sulphur is observed in soils of nearly one fourth of the examined cities/towns. They are located in the Lublin region (Chełm and Hrubieszów), central Poland (Kalisz, Ostrów Wielkopolski, Tomaszów Mazowiecki, Radom, Kielce, Ostrowiec Świętokrzyski), and in the Southern Poland (Bochnia, Nowy Sącz, Przemyśl). In the Sudetes the geogenic factors prevail in element enrichment of soils in Jelenia Góra and Wałbrzych.

Separation of anthropogenic and geogenic factors of hazardous elements accumulation in the cities of the Silesian-Cracow region is extremely difficult. The surface soils of the cities located on Triassic rocks show a raised accumulation of hazardous elements due to their high concentrations in host rocks. The geogenic factors cannot play a significant role in the other cities/towns situated on Carboniferous rocks (Świętochłowice, Chorzów, Ruda Śląska, Dąbrowa Górnicza) because of thick waste mantle soils. The concentrations of elements in

both soil intervals is largely influenced by human activity. In the cities/towns located on soils developed on Tertiary and Quaternary host rocks (Knurów, Czerwionka-Leszczyny, Wodzisław Śląski), geogenic factors are supposed to play a more significant role. The surface soils of Opole, Bielsko-Biała and Pszczyna seem to be enriched in metals due to natural factors.

The positive difference of total enrichment coefficients in soils revealing accumulation of elements in surface soils results mainly from anthropogenic activity. The difference value varies widely - from 0.0 to 35.4, reflecting huge intensity of pollution. The least polluted surface soils occur in Brzeg, Lublin and Tarnów (Plate 105). The strongest impact of anthropogenic processes (metal ore mining and metallurgical processing) on accumulation of elements in soils is marked in Chrzanów, Głogów, Trzebinia, Piekary Śląskie, Dęblin, Legnica, Siemianowice Śląskie and Polkowice. The group of cities/towns with soils impacted strongly by anthropogenic factors includes Leszno, Pabianice and Konin.

An intense activity of fuel-energy industry plants leads to accumulation of metals and sulphur in surface soils. The best example is soils in Konin (near brown coal operated power plants), which accumulate Cu, Ni, Zn, Pb and S in the surface interval, and Cr in a 0.4 – 0.6 m interval (Table 3).

Anthropogenic factors domination in the accumulation of metals is strongly marked in the Warsaw and Łódź urban-industrial centres, as well as in Gdynia and Gdańsk (Plate 105).

SUMMARY

Enrichment of urban soils of Poland with heavy metals and other elements is caused both by natural factors (type and chemical composition of parent rocks, chemical properties of different elements, topographic features, hydrogeological conditions) and human activity (industrial and transportation dusts emissions, sewage discharges).

The concentrations of the elements examined in the 0.0–0.2 m and 0.4–0.6 m soil intervals are highly differentiated, reflecting the chemical composition of parent rocks and intensity of urban-industrial and transportation activity. In general, the concentrations of heavy metals and other toxic elements in urban soils are from two to a dozen or so times higher than those in the neighbouring non-built-up areas. Soils enrichment by a factor of tens is marked in the Upper Silesian cities/towns located in areas of zinc and lead ore deposits with natural soil anomalies (geochemical aureoles).

Comparison of concentrations and distribution of different elements in urban soil samples collected from two depth intervals from all over Poland indicates a distinct and

common enrichment of surface soils with Cu, Pb, Zn, Hg and S originated from various industrial sources. The most important source is fuel combustion and transportation activities. Accumulation of these elements (with differentiated content) occurs primarily as a result of industrial activities. Such conclusion comes out from raised concentrations both in soils of southern Poland (developed on igneous and metamorphic rocks of the Sudetes, coal-bearing formations and ore-bearing dolomites of the Upper Silesia, flysch rocks of the Carpathians and claystones of the Carpathian foredeep) and in the soils of Polish Lowlands (with different parent rocks, i.e. post-glacial rocks, fluvial and eolian rocks primarily sands, tills, silts, clays and alluvia). In the 0.4–0.6 m interval the content of Cu, Pb, Zn, Hg and S is reduced, except for ore-bearing mineralization areas and around industrial plants. Some of the cities of the Carpathian foredeep, Lublin Upland and Lower Silesia, as well as northern Poland (areas covered with the youngest Quaternary tills) show enrichment with elements of geogenic origin, i.e. Cr, Mg, Ni and Sr, within the deeper interval.

The most significant contamination of both soil intervals with Cd, Pb, Zn, Cu, As and Hg, related to zinc and lead ore deposits (mining, processing and smelting) as well as metallurgy and power plants activities occurs in the cities of the Silesian-Cracovian Upland (Świętochłowice, Piekary Śląskie, Siemianowice Śląskie, Chorzów, Chrzanów, Olkusz, Bytom, Ruda Śląska, Tarnowskie Góry, Mysłowice, Łazy).

High accumulation of As, Hg, Ba, Pb, Zn and Cu in both soil intervals recorded in Wałbrzych, Boguszów and Szczawno Zdrój is related to natural sources, i.e. sulphide-bearing barite and quartz veins, as well as coal-bearing formations, and industrial sources (mining and power-supply industries).

In the cities located within Legnica–Głogów Copper District (Legnica, Głogów and Polkowice), contamination of surface soils with Cu, Pb, As and Hg is primarily of anthropogenic origin. Enrichment of surface soils of the Łódź and Warsaw urban-industrial centres, and in Dęblin and Konin with Cu, Zn, Pb and Hg is also of anthropogenic origin.

As far as the largest cities of Poland (cities with more than 100 000 people) are concerned the most polluted soils of both intervals (with Cu, Ba, Hg, Zn, Pb) were found in Wrocław.

In Cracow surface soils are polluted with Zn, Cu, Pb and Ba, whereas in Łódź with Cu, Hg and Zn. Warsaw and Poznań are the cities with Cu, Pb and Zn enrichment of surface soils.

In many other cities in central Poland and those located close to the main roads accumulation of hazardous elements (primarily Cu, Pb, Zn and Hg) is limited to surface soils.

Another problem is high concentrations of Zn, Cd, Pb, Hg and Cu in soils around industrial plants, dumps and landfill sites. Although their extent is rather small they require detailed study to identify soils areas exceeding the limit values. According to legal regulations these grounds should be excluded from agricultural (gardening) use, and possibly reclaimed. As a result of surface runoff and effluent, such soils might be a pollution source for waters and water sediments both in the close neighbourhood and remote areas.

The degree of transfer and binding of elements in bottom urban soils is differentiated and dependent on their reaction, mineral composition, content of grain fractions, concentrations and form of elements binding in the upper parts of soil profiles. In the cities located on loamy soils, deep horizons are affected by substantial pollution. The deeper interval of sandy soils does not retain elements of anthropogenic origin.

The soils of both intervals developed on alluvial sediments are characterised by considerably higher pollution than urban soils distant from river valleys. The sources of these anomalous concentrations should be assigned to water and water sediments that carry hazardous substances of anthropogenic and geogenic origin collected from the whole drainage basins and accumulated during floods. The suitable environment of alluvial sediments containing substances characterised by high sorption capacity (organic alluvia, phosphorite-bearing clays and peats), plays a significant role in concentrations of heavy metals.

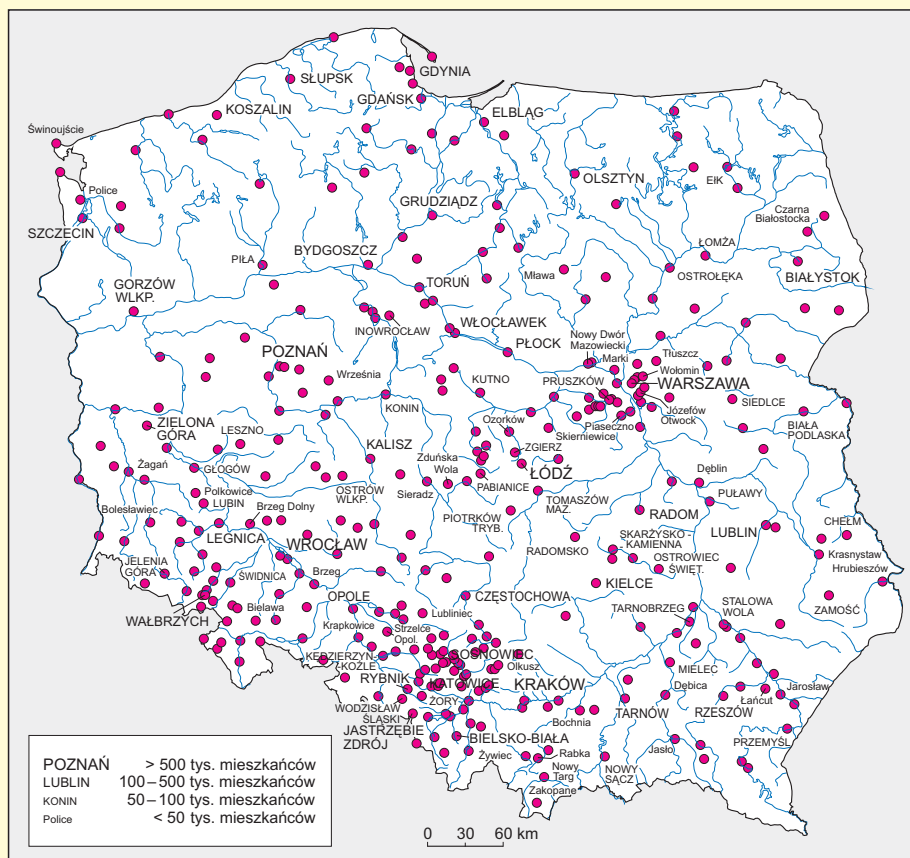
Anthropogenic factors (dust particles deposition derived primarily from fuel combustion) have a great influence on neutral or alkaline reaction of most urban soils from both depth intervals. Calcium- and magnesium-bearing dusts neutralize acid rain influence. The alkalisation, progressing with a size of cities/towns and soil depth, has an advantageous impact on soils. It enables retention of heavy metals in a solid phase because their sorption increases with the growth of pH, clay fraction and organic matter content. However, these dust particles also contain heavy metals (as well as strontium and barium), which tend to accumulate particularly in surface soils.

Accumulation of many elements, i.e. Ba, Ca, Cr, Cu, Hg, Pb, Sr and Zn, in soils increases gradually with the growth of urban population and is more distinct for surface soils, which are also remarkably enriched with sulphur.

The distribution pattern of anomalies in urban soils indicates that the source of Cu, Hg, Ca, Mg and Sr is dust particles derived from fuel combustion and industrial emissions. As for Pb, Zn and Cd, the major role is played by sewage discharges enriched in these elements.

Maps showing concentrations of elements in soils of different cities/towns and comparisons of multielemental analyses can be used by local authorities for preliminary assessment of soil pollution and taking decisions on detailed further investigations.

Miasta objęte badaniami
Surveyed towns and cities



Liczba mieszkańców Number of citizens	Liczba miast* Number of towns and cities	Liczba miast objętych badaniami Number of surveyed towns and cities	Procent miast objętych badaniami Percent of surveyed towns and cities
< 10 tys.	462	61	13
10–50 tys.	321	181	56
50–100 tys.	50	50	100
100–200 tys.	22	22	100
> 200 tys.	20	20	100
Ogółem (total)	875	334	

* dane według „Miasta...”, 2000
after „Miasta...”, 2000

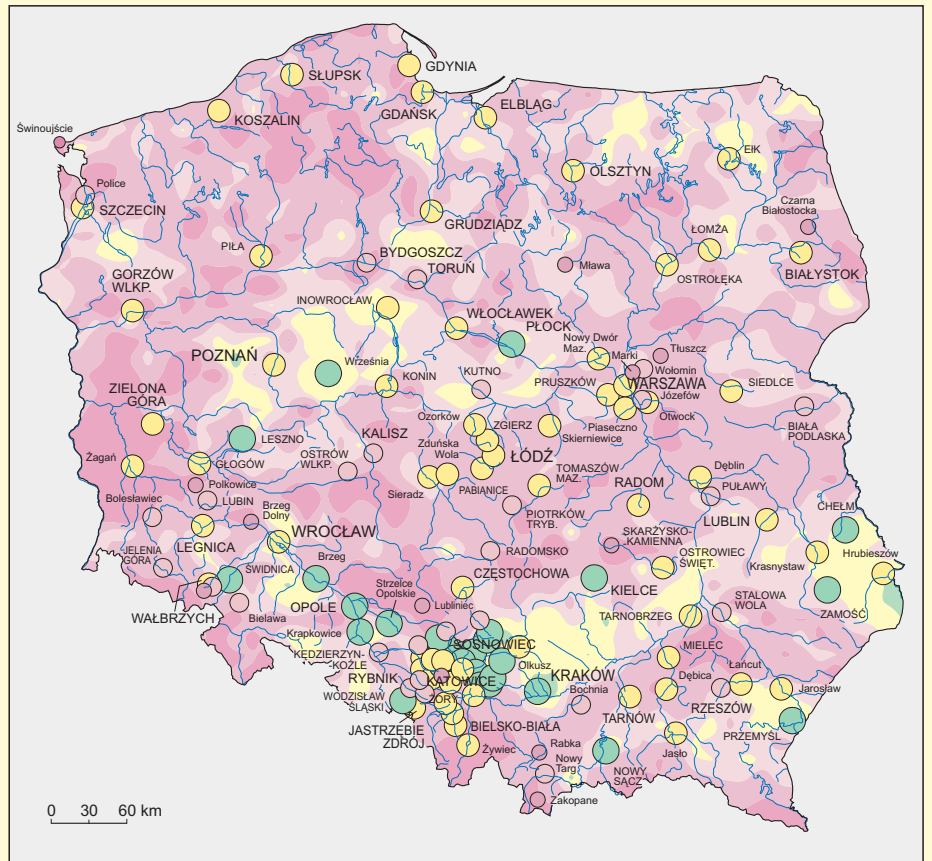
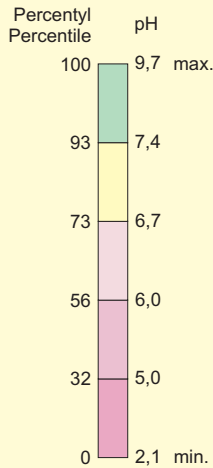
pH

Odczyn gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m Reaction of urban soils (0.0–0.2 m)

Udział miast
Cities and towns

%	pH
23,0	>7,4
47,6	6,8–7,4
20,1	6,1–6,7
8,6	5,1–6,0
0,7	≤5,0

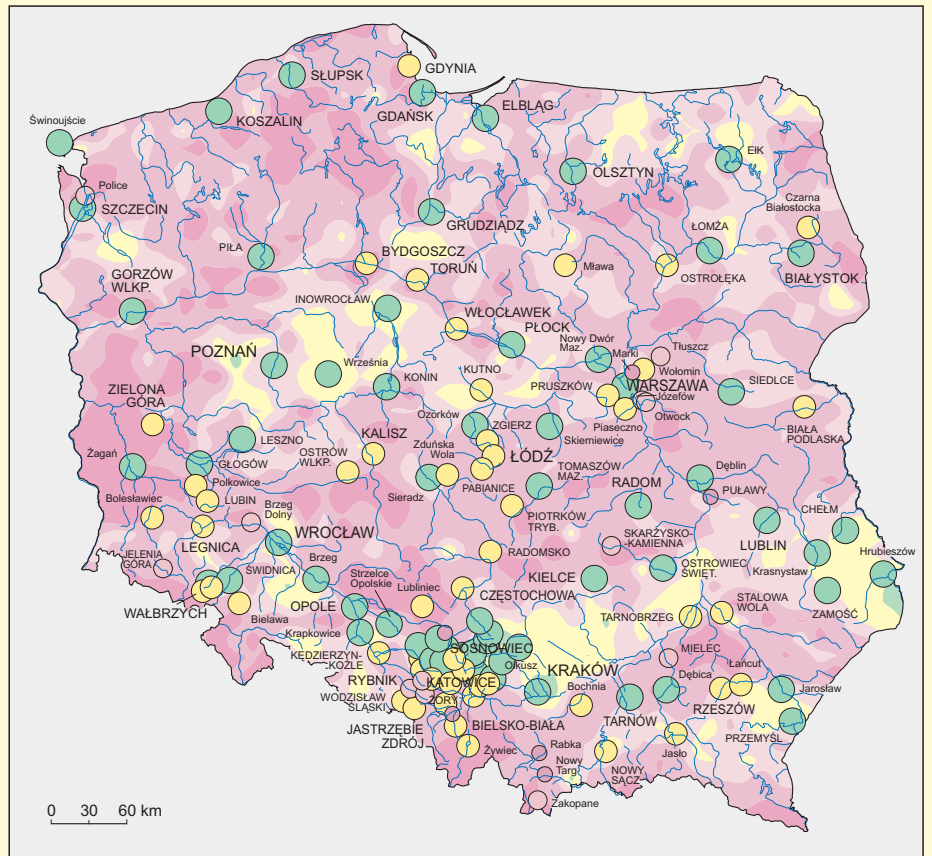
Odczyn gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Reaction of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



Odczyn gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m Reaction of urban soils (0.4–0.6 m)

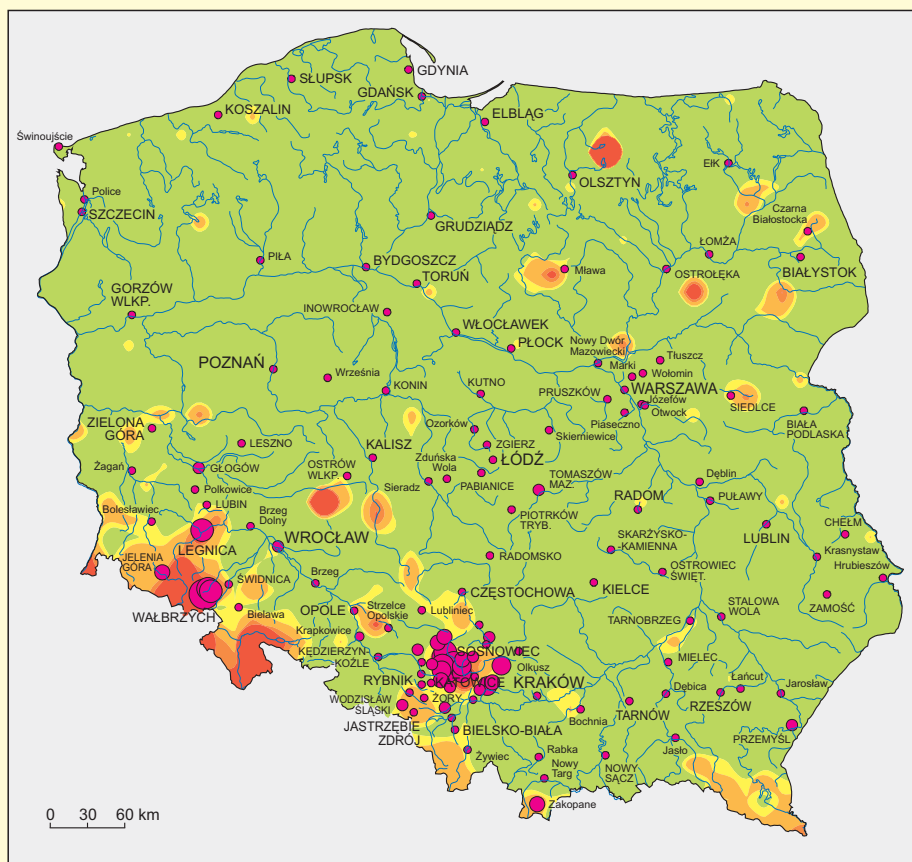
Udział miast
Cities and towns

%	pH
43,2	>7,4
42,4	6,8–7,4
9,4	6,1–6,7
5,0	≤6,0



Wzbogacenie w arsenie gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego

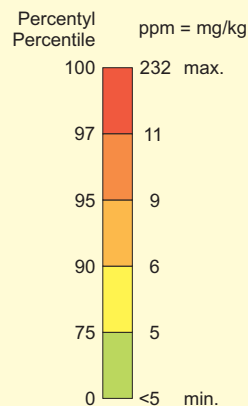
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by arsenic in relation to geochemical background



As

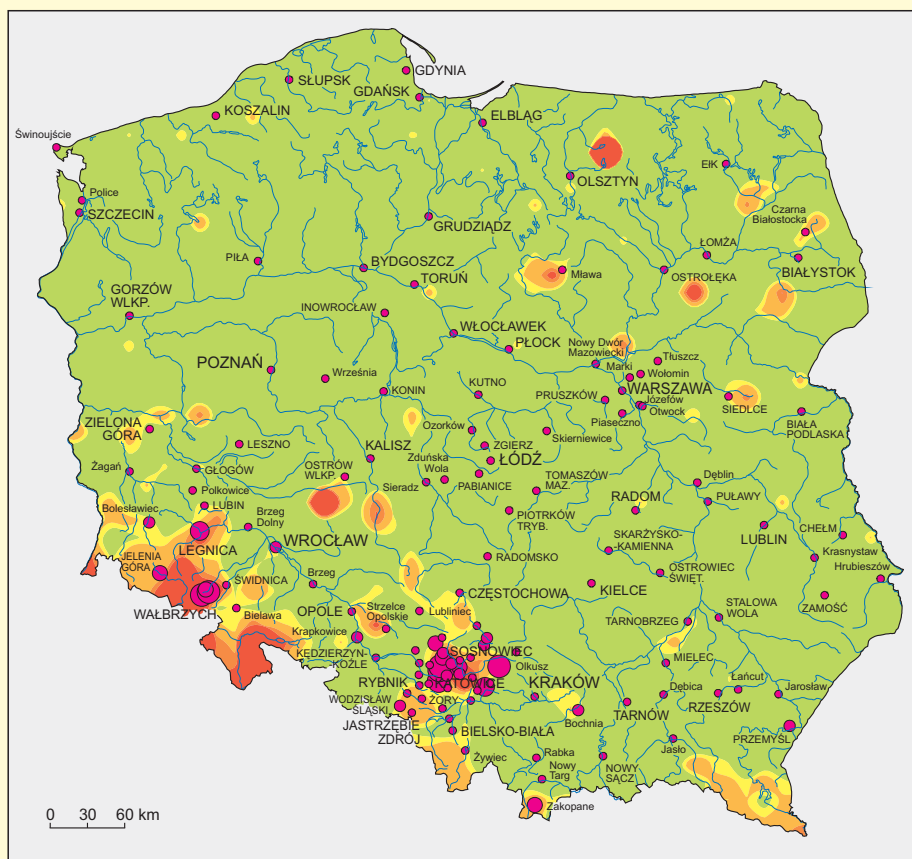
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
0,7	≥ 10
5,8	5–10
3,6	4–5
5,8	3–4
9,4	2–3
74,7	≤ 2

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



Wzbogacenie w arsenie gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego

Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by arsenic in relation to geochemical background

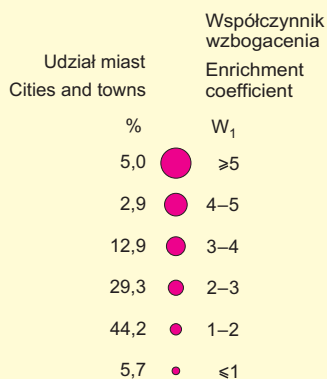


Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
5,0	≥ 5
1,4	4–5
4,3	3–4
8,6	2–3
80,7	≤ 2

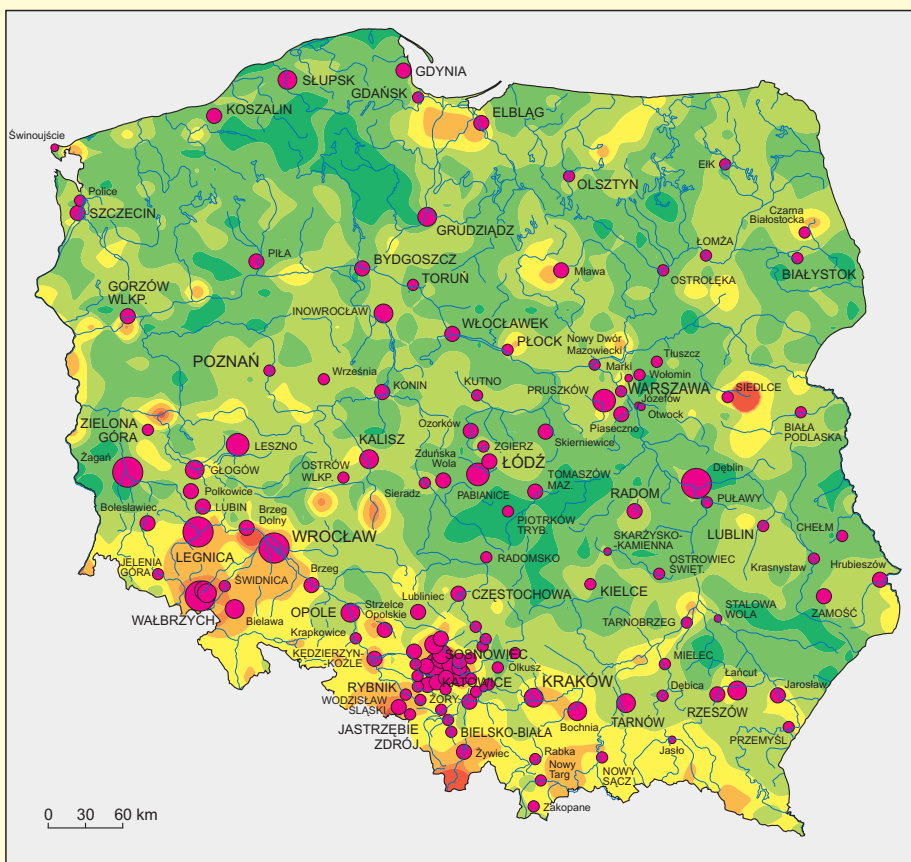
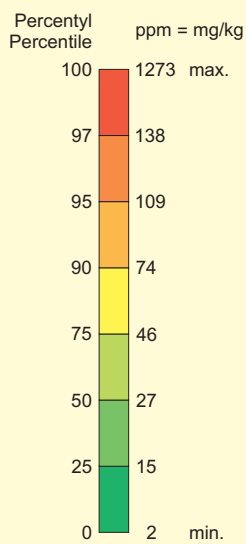
$W_1 = m_1/m_r$ $W_2 = m_2/m_r$
 m_1, m_2 – mediany dla danego miasta
 medians for the town
 m_r – mediana tła geochemicznego regionu
 median of geochemical background of the region

Wzbogacenie w bar glęb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by barium in relation to geochemical background

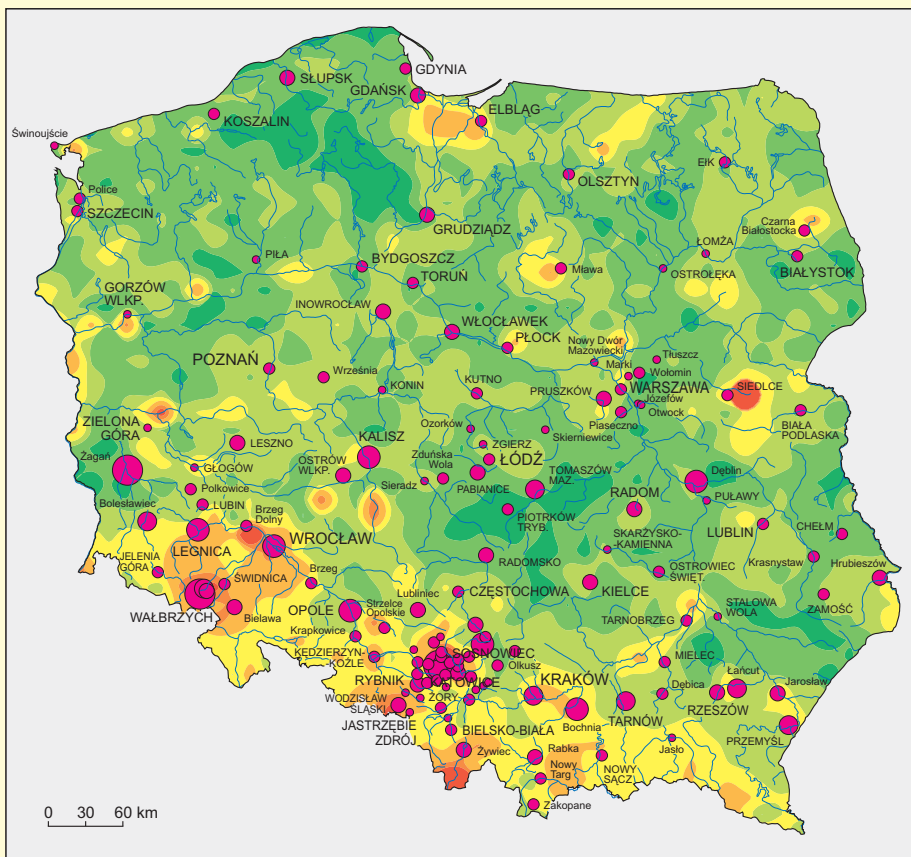
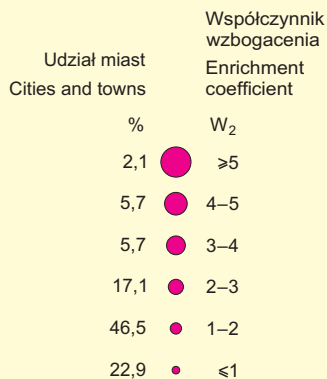
Ba



Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

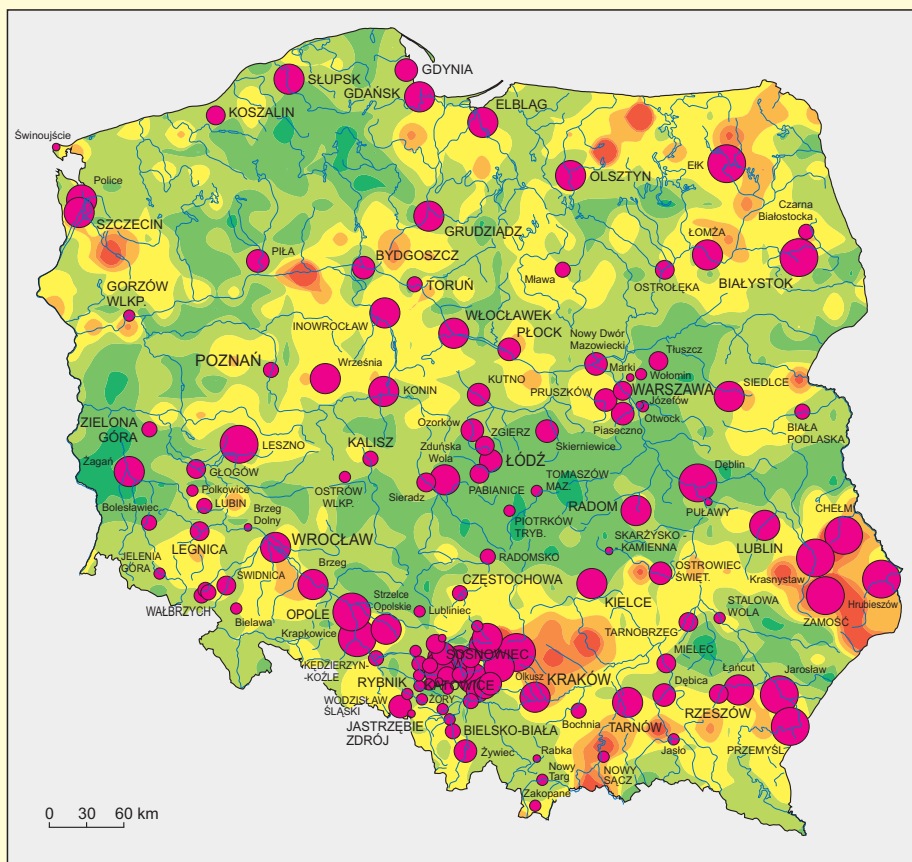


Wzbogacenie w bar glęb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by barium in relation to geochemical background



**Wzbogacenie w wapń gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m
w stosunku do tła geochemicznego**

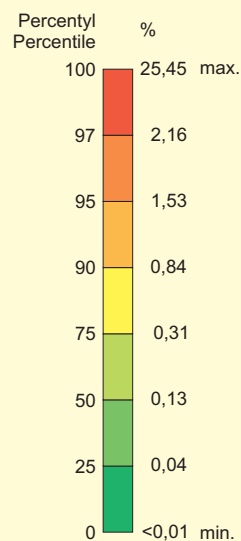
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by calcium in relation to geochemical background



Ca

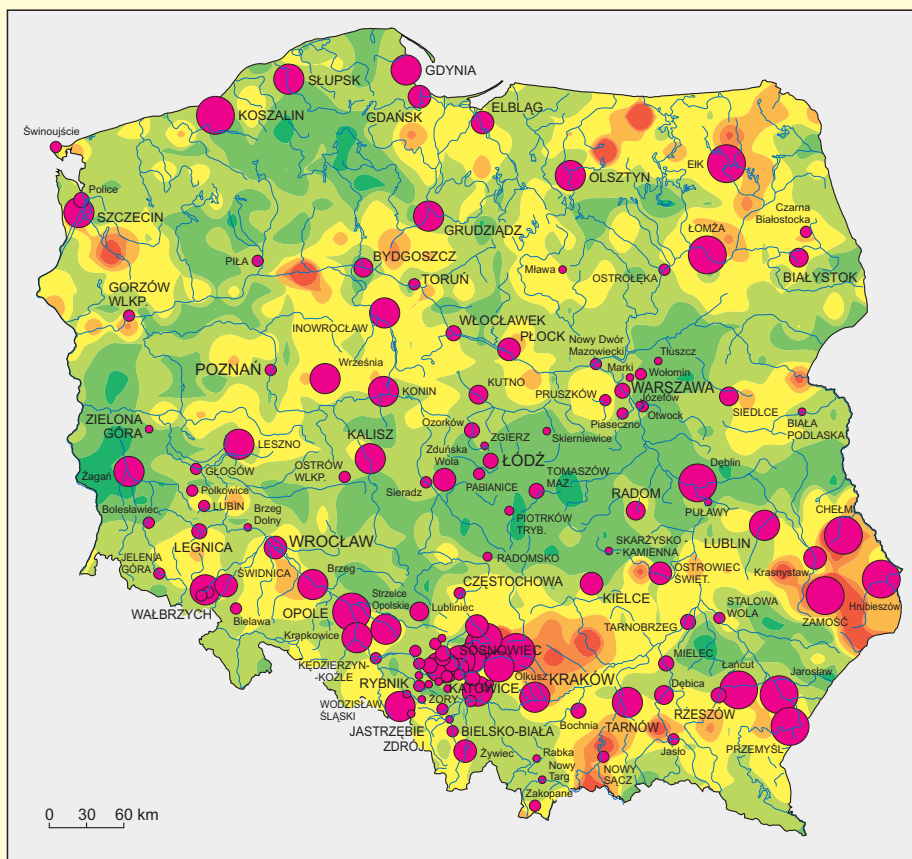
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
9,3	≥ 10
25,0	5–10
13,6	4–5
12,1	3–4
15,0	2–3
17,9	1–2
7,1	≤ 1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



**Wzbogacenie w wapń gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m
w stosunku do tła geochemicznego**

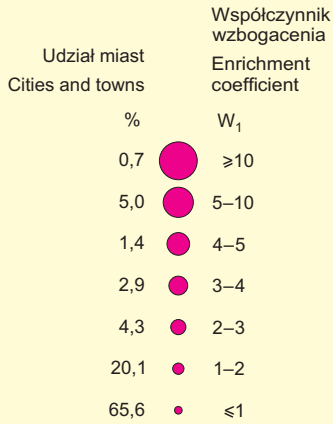
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by calcium in relation to geochemical background



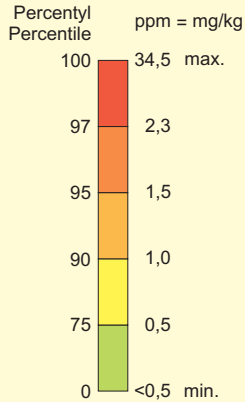
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
9,3	≥ 10
18,6	5–10
8,6	4–5
5,7	3–4
12,1	2–3
28,6	1–2
17,1	≤ 1

Wzbogacenie w kadmie gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by cadmium in relation to geochemical background

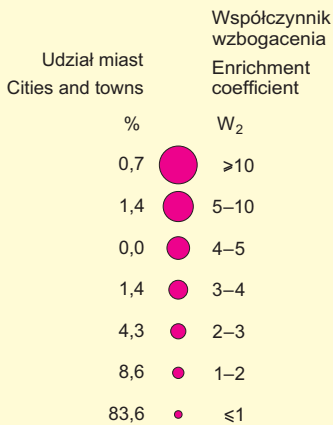
Cd



Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

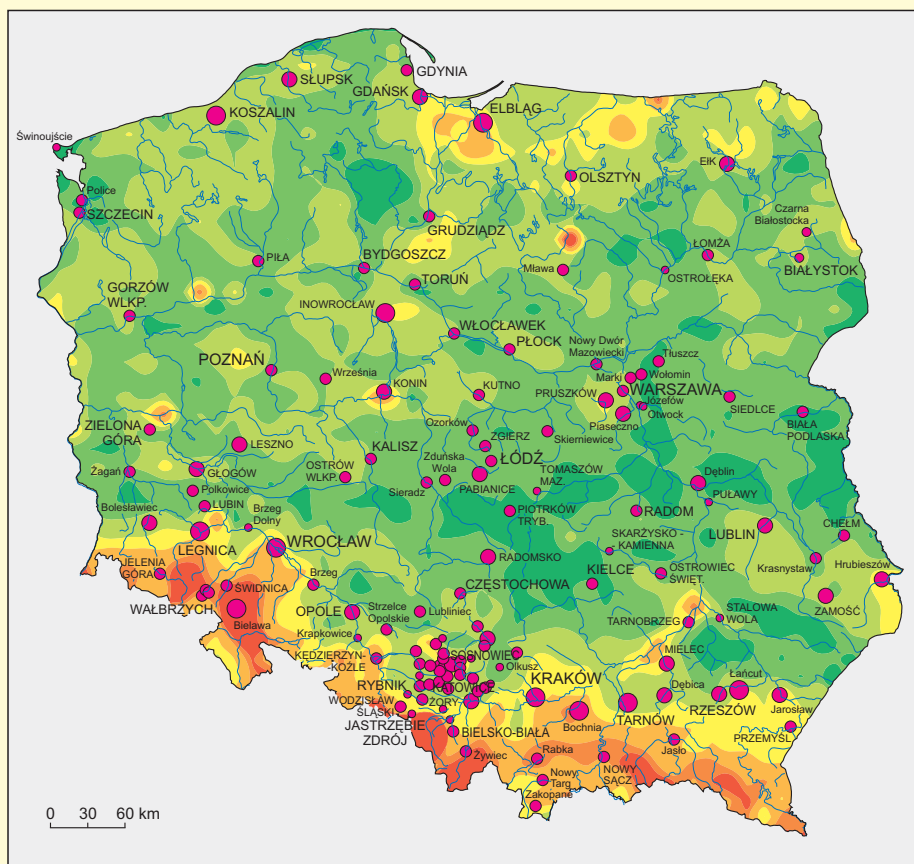


Wzbogacenie w kadmie gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by cadmium in relation to geochemical background



Wzbogacenie w chrom gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego

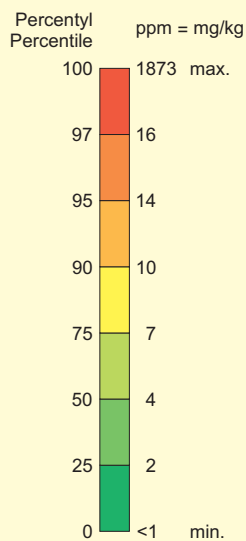
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by chromium in relation to geochemical background



Cr

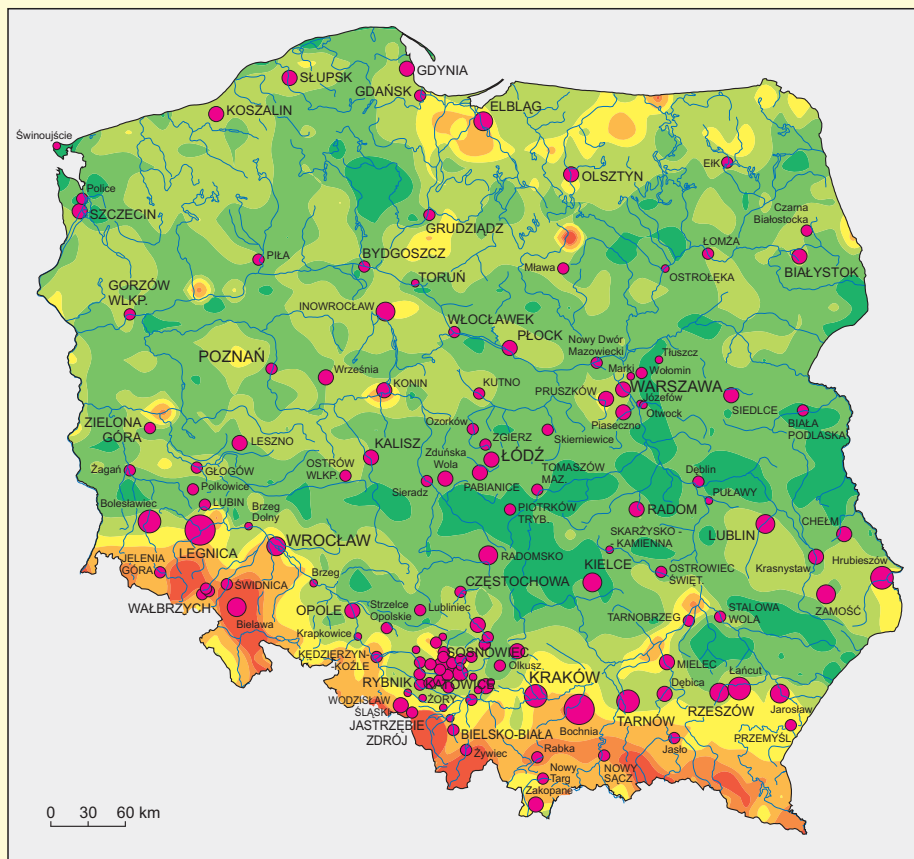
Udział miast Cities and towns	Współczynnik Enrichment coefficient
%	W_1
3,6	≥3
13,6	2–3
55,0	1–2
27,8	≤1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



Wzbogacenie w chrom gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego

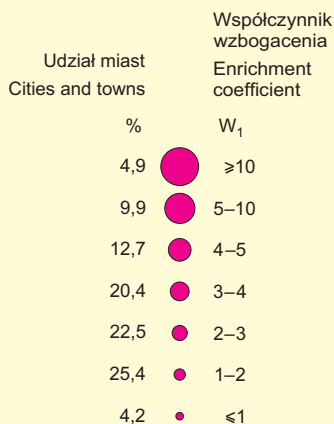
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by chromium in relation to geochemical background



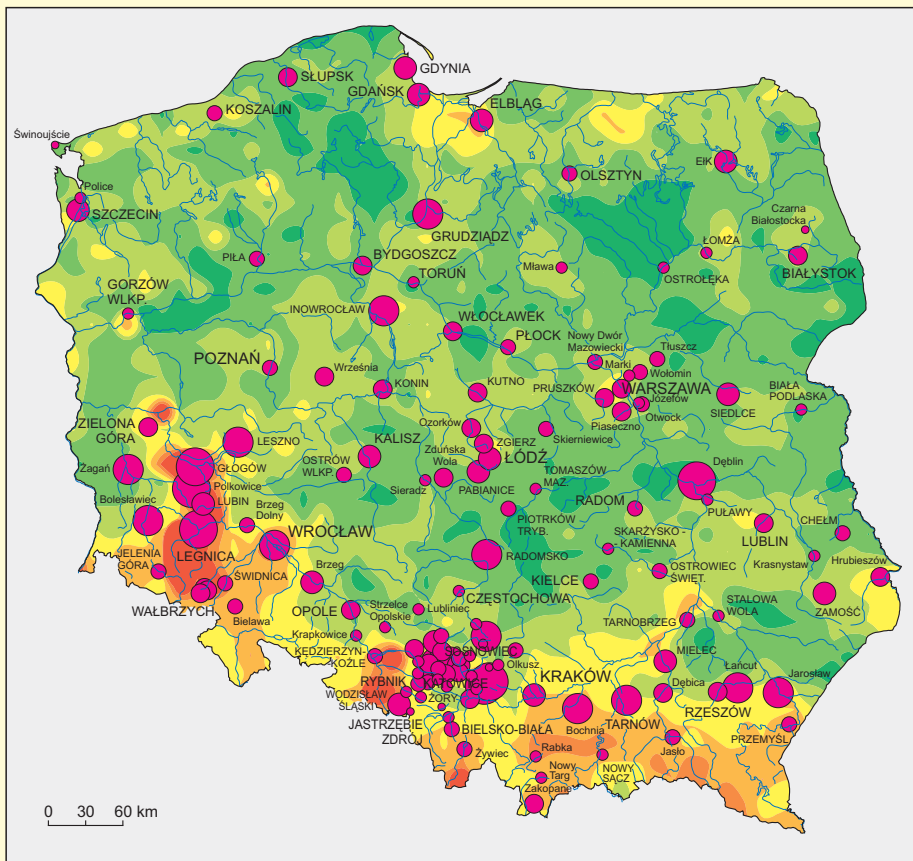
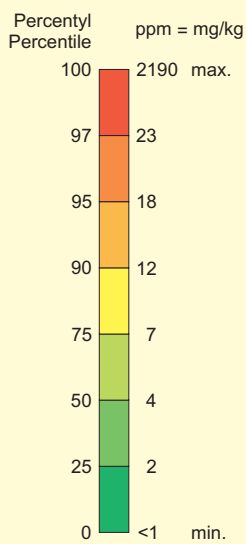
Udział miast Cities and towns	Współczynnik Enrichment coefficient
%	W_2
1,4	≥5
2,1	4–5
5,0	3–4
16,4	2–3
47,9	1–2
27,2	≤1

Wzbogacenie w miedź gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by copper in relation to geochemical background

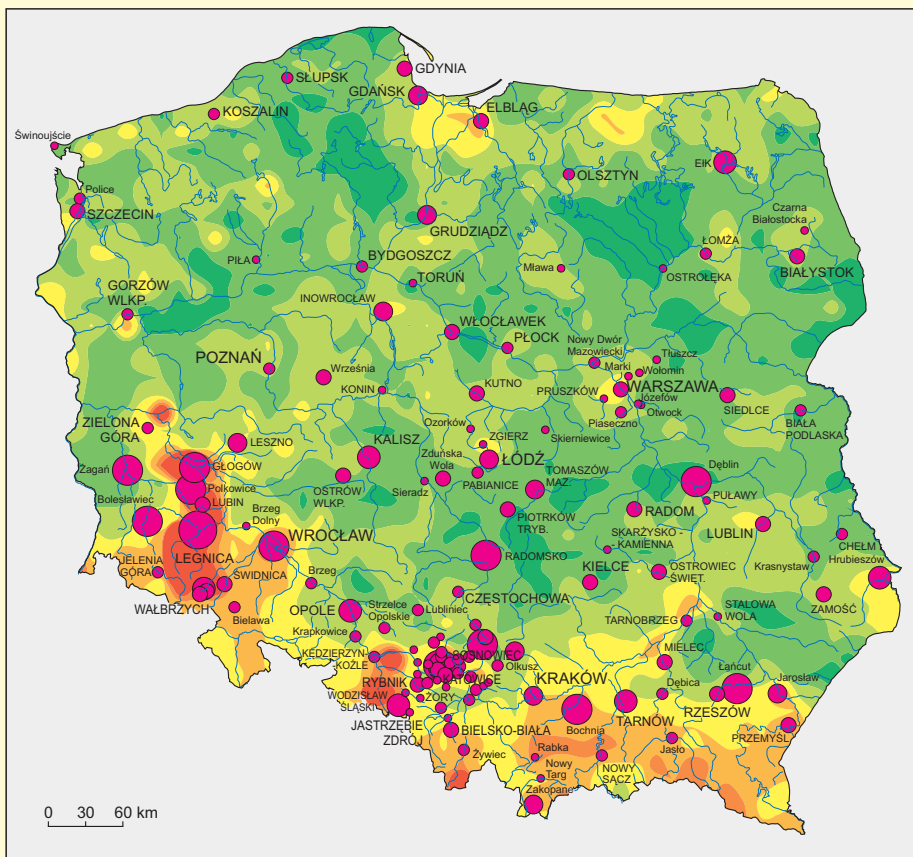
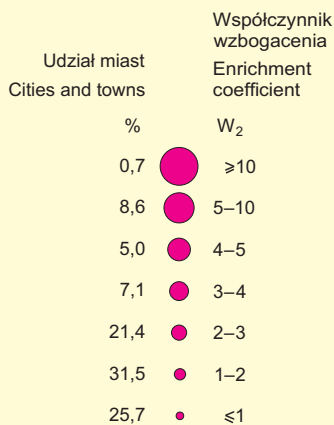
Cu



Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

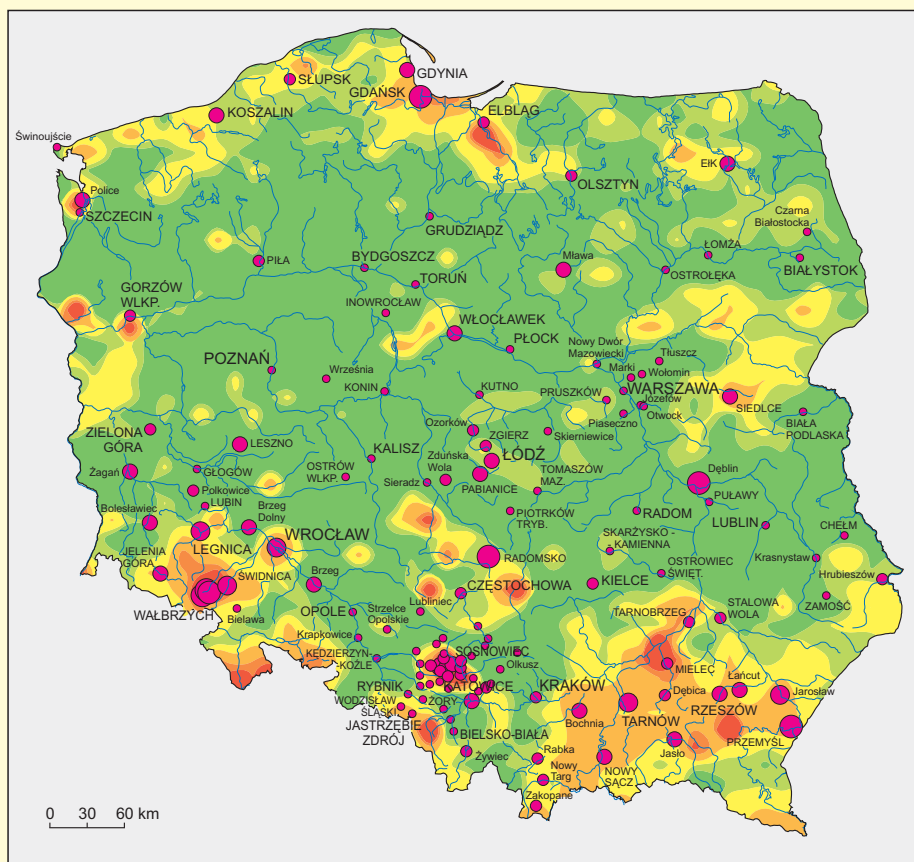


Wzbogacenie w miedź gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by copper in relation to geochemical background



**Wzbogacenie w rtęć gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m
w stosunku do tła geochemicznego**

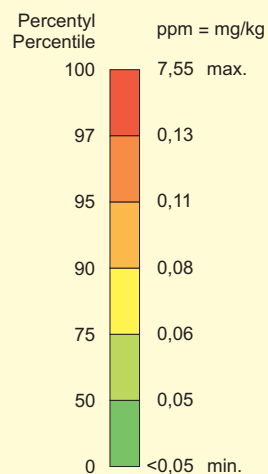
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by mercury in relation to geochemical background



Hg

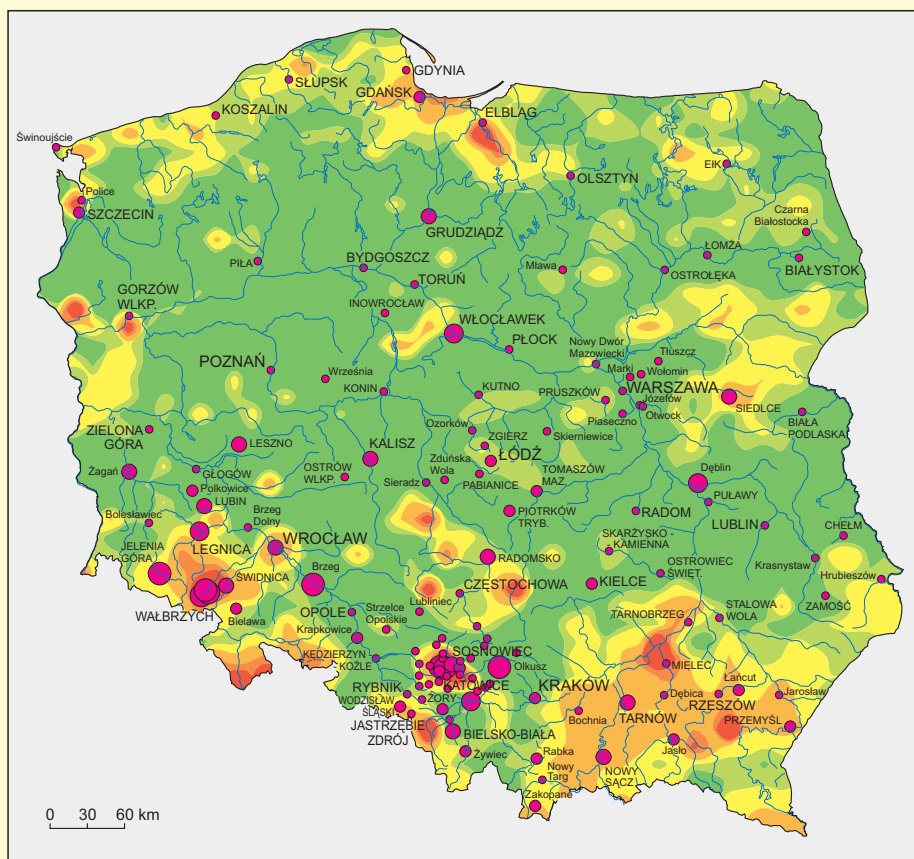
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
5,0	≥ 4
4,3	3–4
16,5	2–3
21,6	1–2
52,6	≤ 1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



**Wzbogacenie w rtęć gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m
w stosunku do tła geochemicznego**

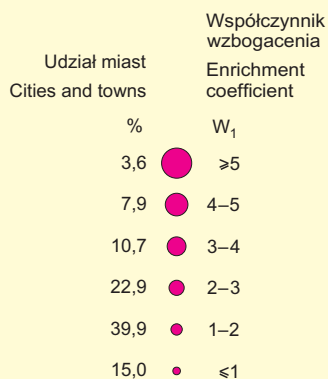
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by mercury in relation to geochemical background



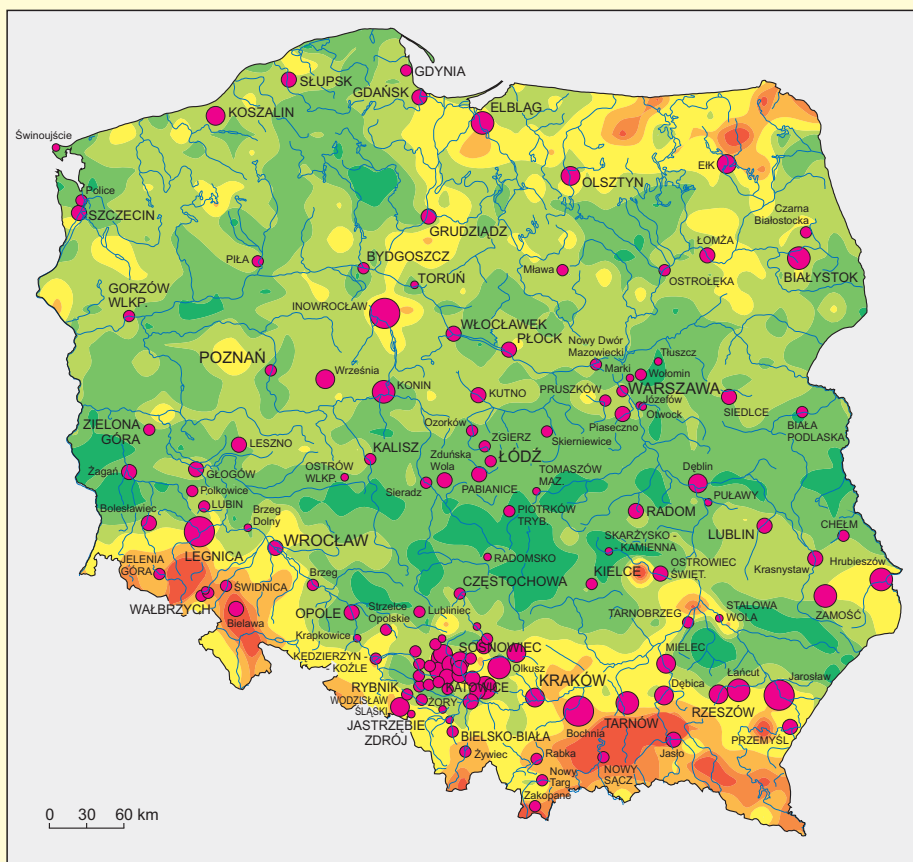
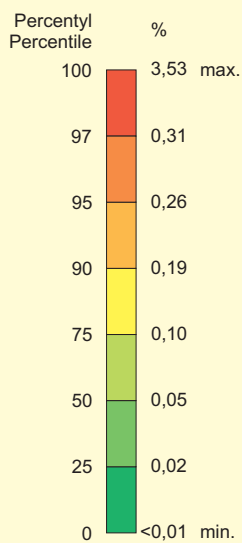
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
5,8	≥ 4
2,9	3–4
9,4	2–3
14,4	1–2
67,5	≤ 1

Wzbogacenie w magnez gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by magnesium in relation to geochemical background

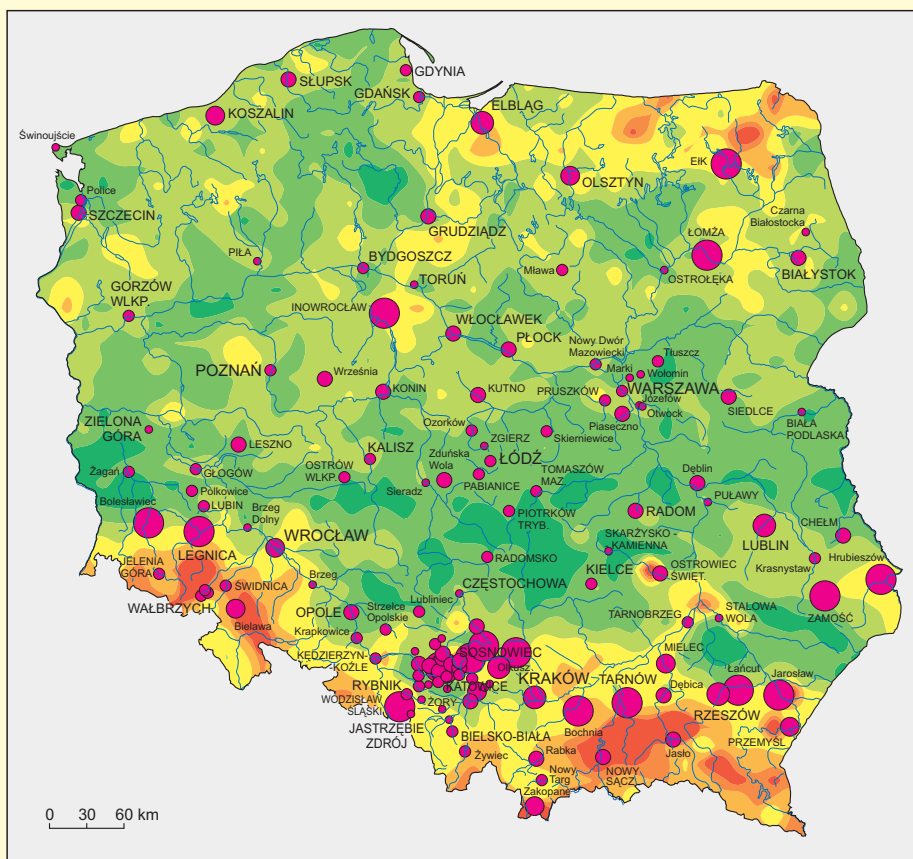
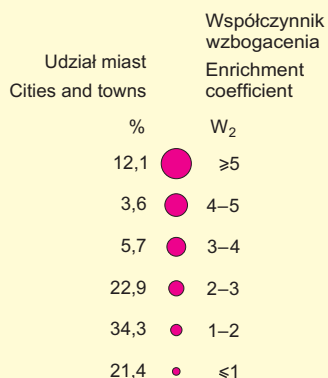
Mg



Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

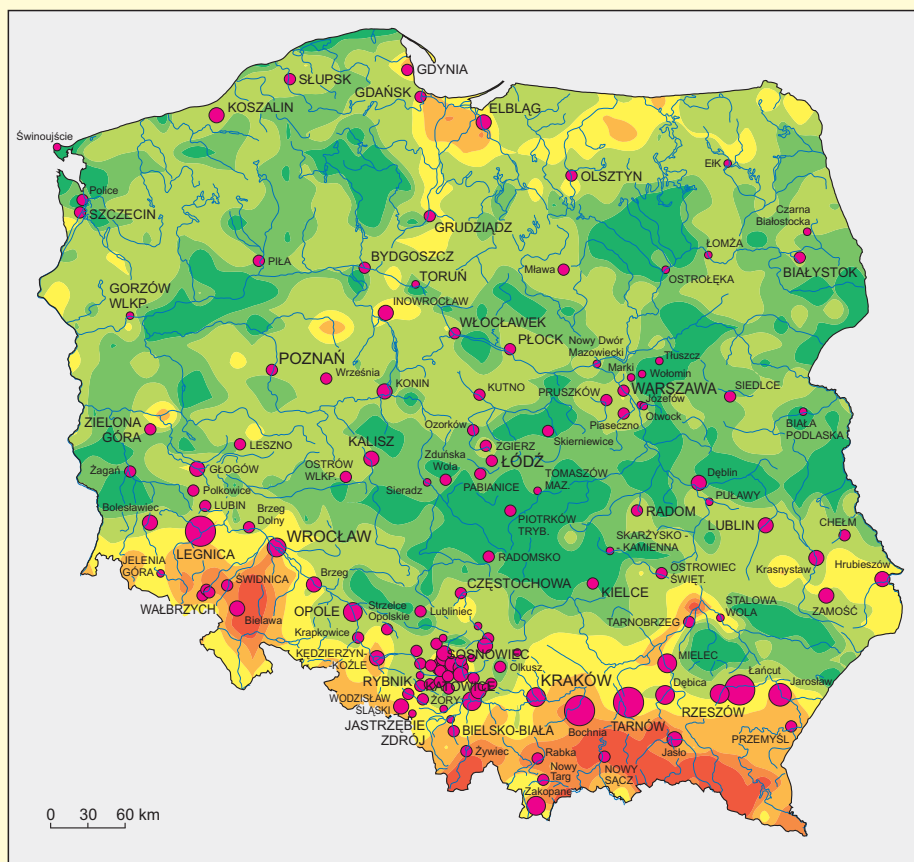


Wzbogacenie w magnez gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by magnesium in relation to geochemical background



Wzbogacenie w nikiel gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego

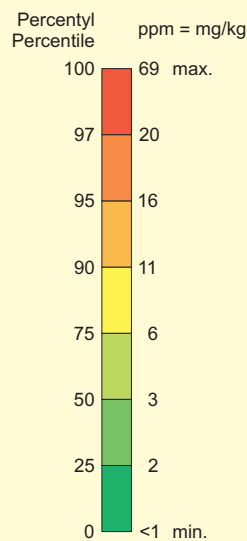
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by nickel in relation to geochemical background



Ni

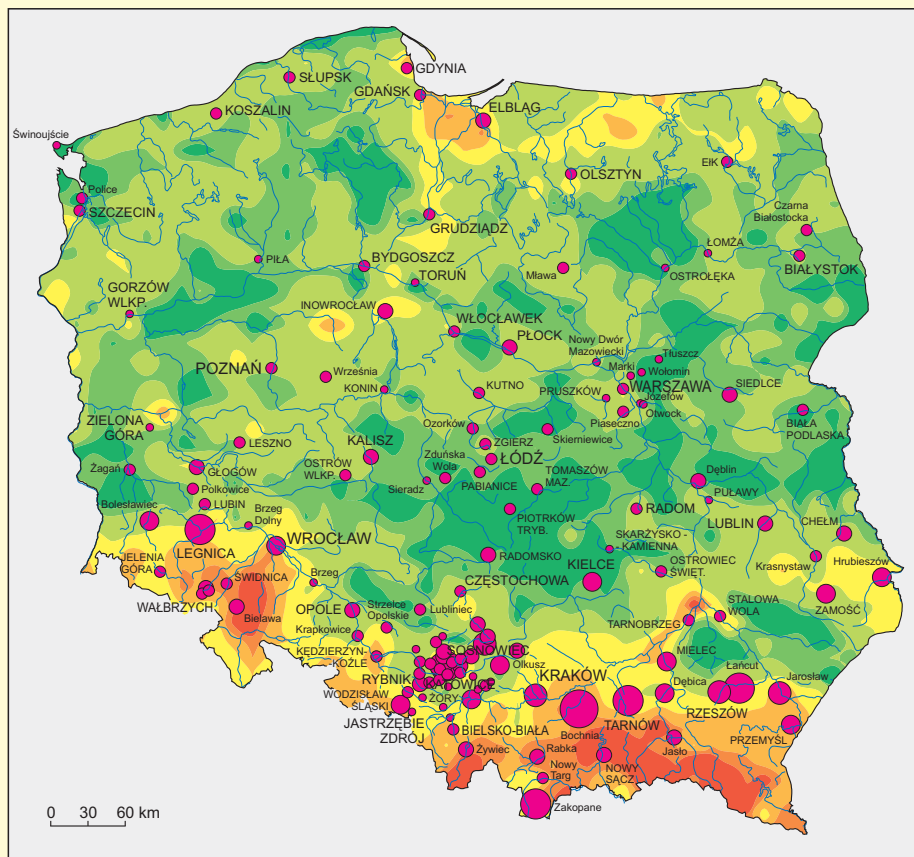
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
2,9	≥ 5
0,7	4–5
7,1	3–4
17,1	2–3
50,8	1–2
21,4	≤ 1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



Wzbogacenie w nikiel gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego

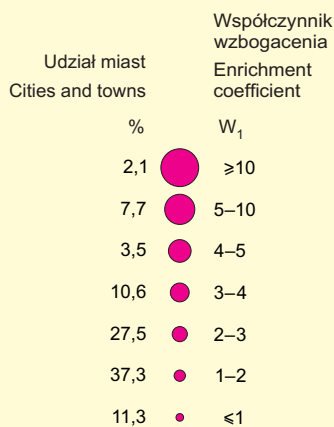
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by nickel in relation to geochemical background



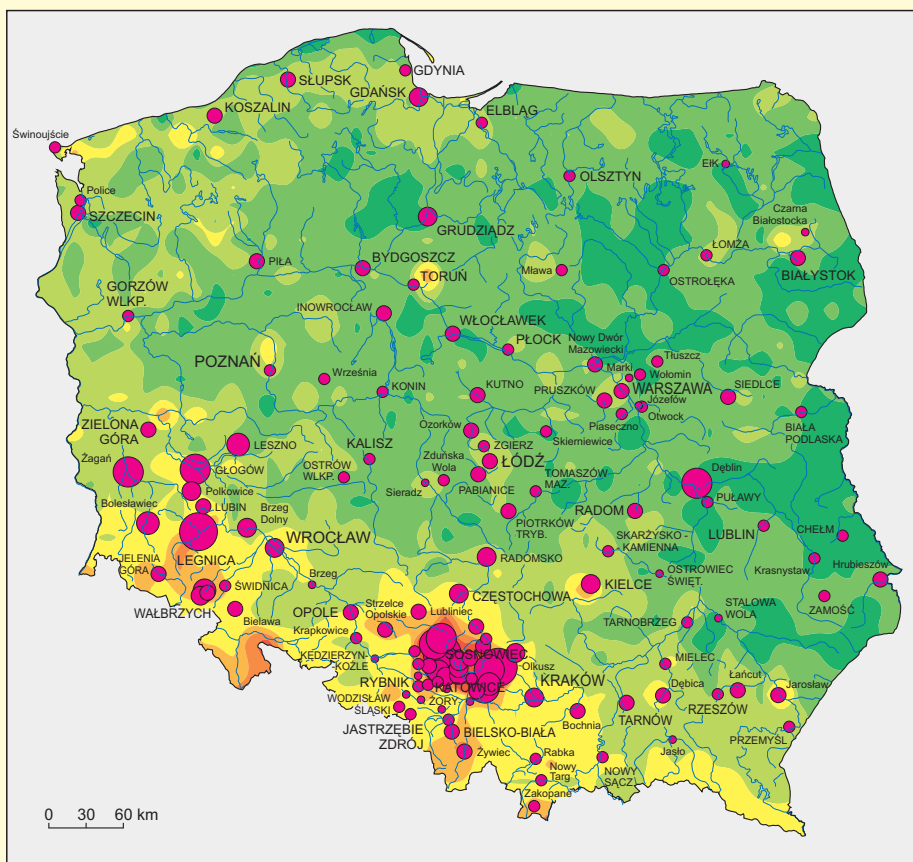
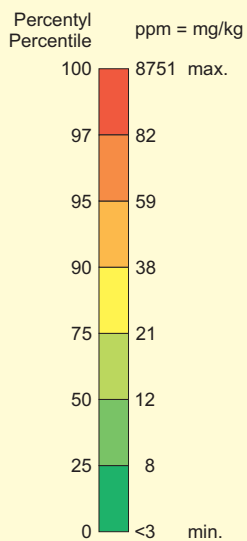
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
0,7	≥ 10
3,6	5–10
3,6	4–5
7,9	3–4
17,9	2–3
44,9	1–2
21,4	≤ 1

Wzobogacenie w ołów gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by lead in relation to geochemical background

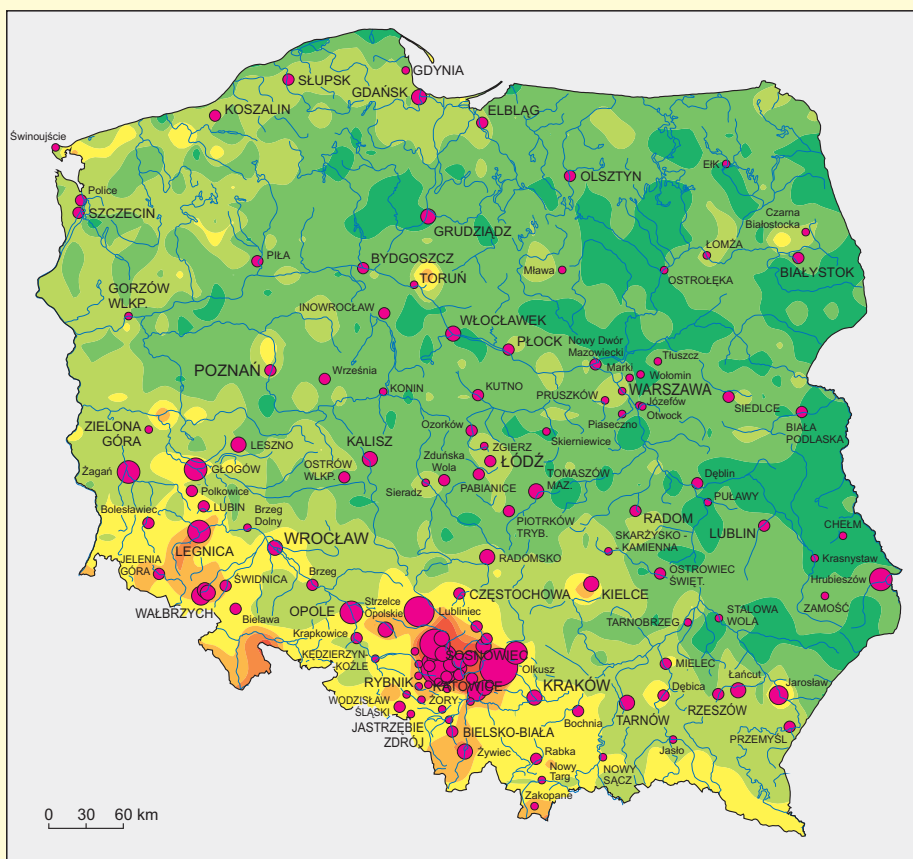
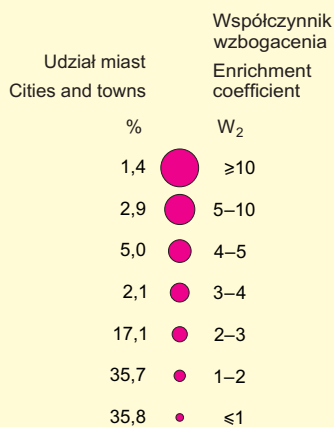
Pb



Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

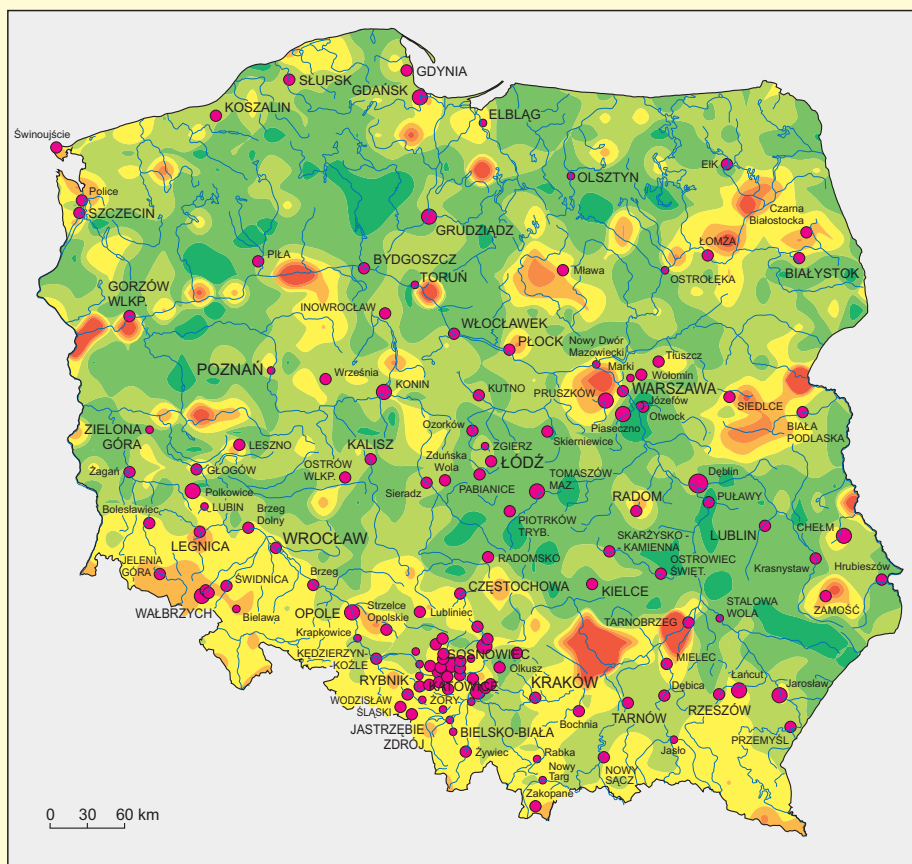


Wzobogacenie w ołów gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by lead in relation to geochemical background



**Wzbogacenie w siarkę gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m
w stosunku do tła geochemicznego**

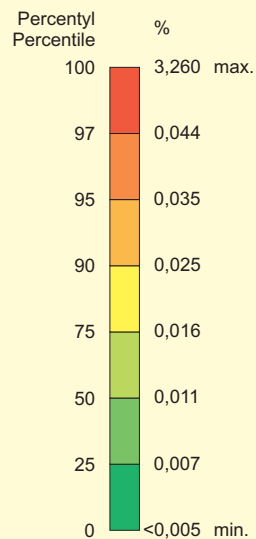
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by sulphur in relation to geochemical background



S

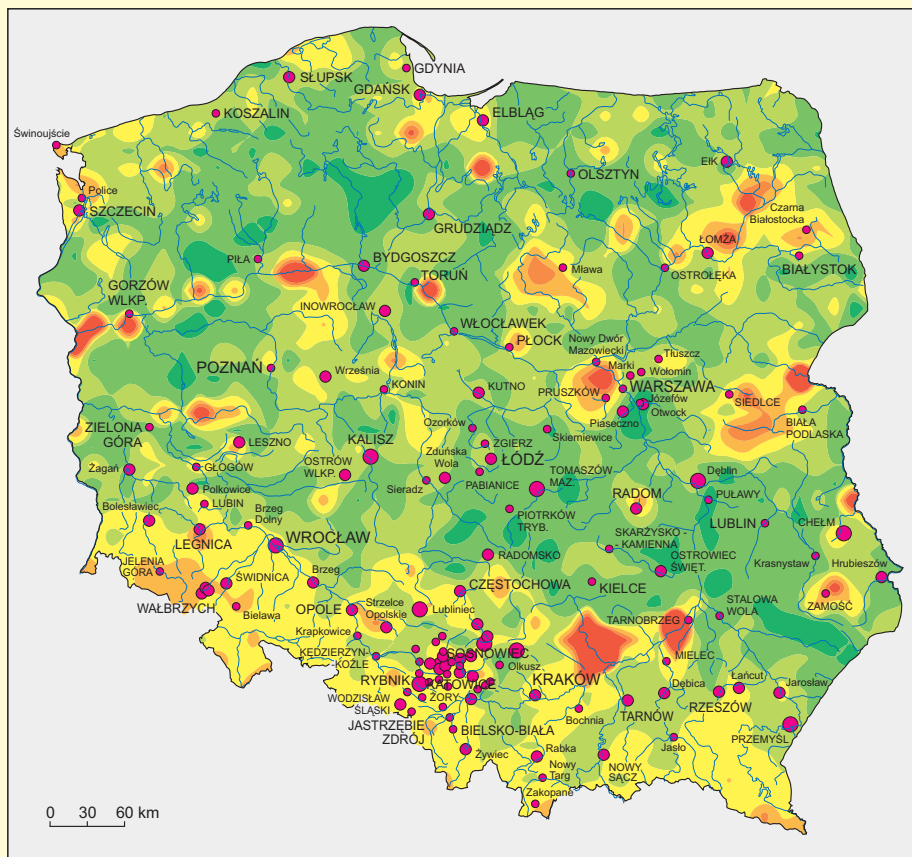
Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
0,7	≥3
12,1	2–3
67,9	1–2
19,3	≤1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)



**Wzbogacenie w siarkę gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m
w stosunku do tła geochemicznego**

Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by sulphur in relation to geochemical background

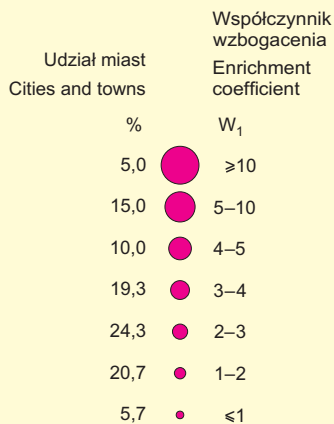


Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
7,9	≥2
38,6	1–2
53,5	≤1

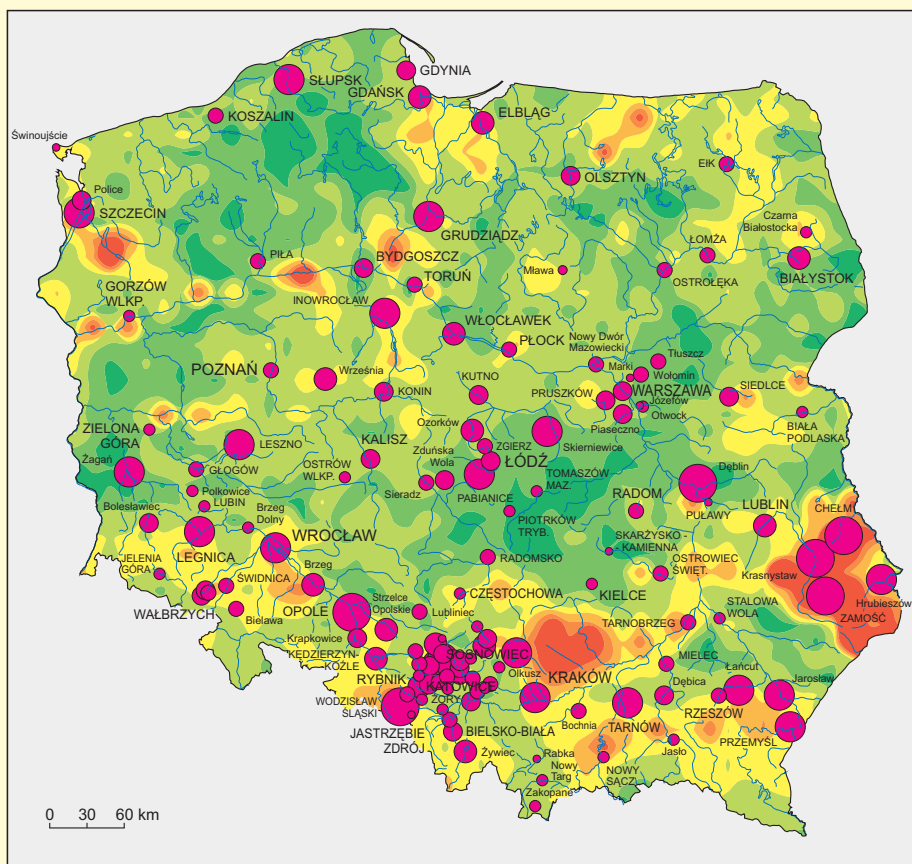
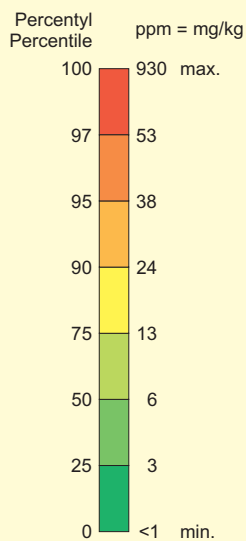
**Wzbogacenie w stront glęb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m
w stosunku do tła geochemicznego**

Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by strontium in relation to geochemical background

Sr

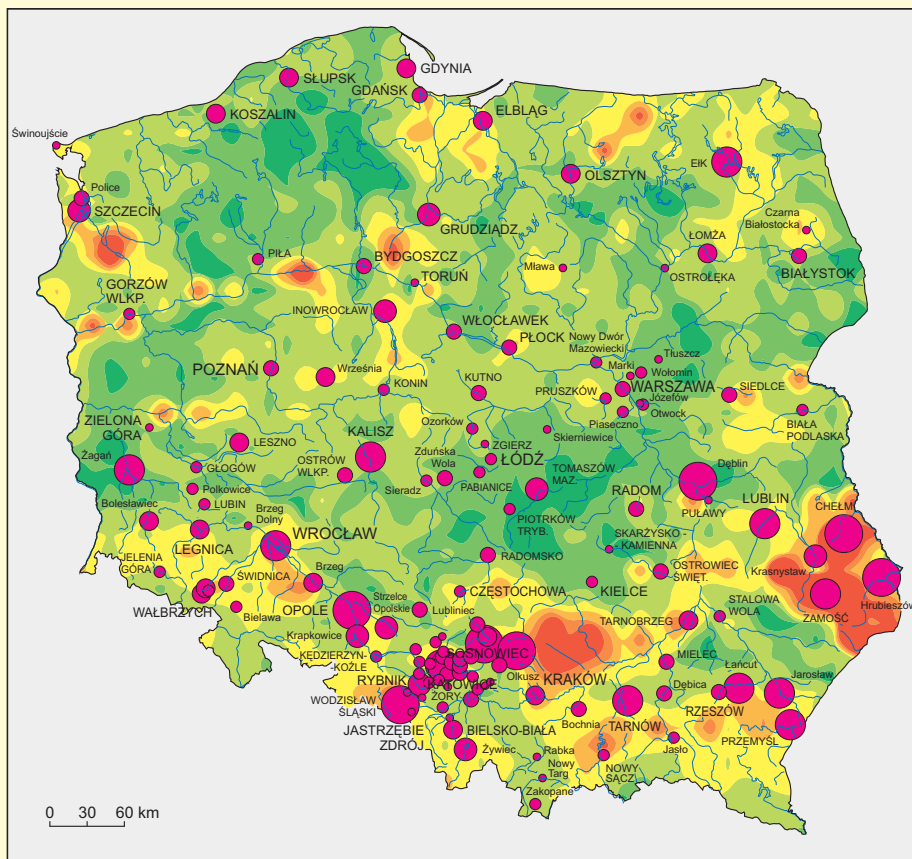
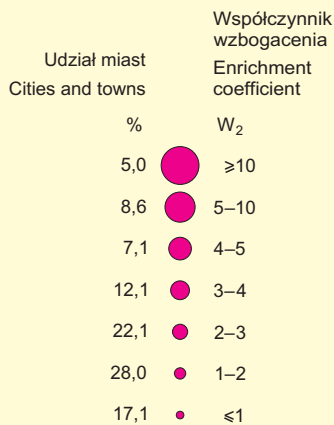


Tło geochemiczne glęb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

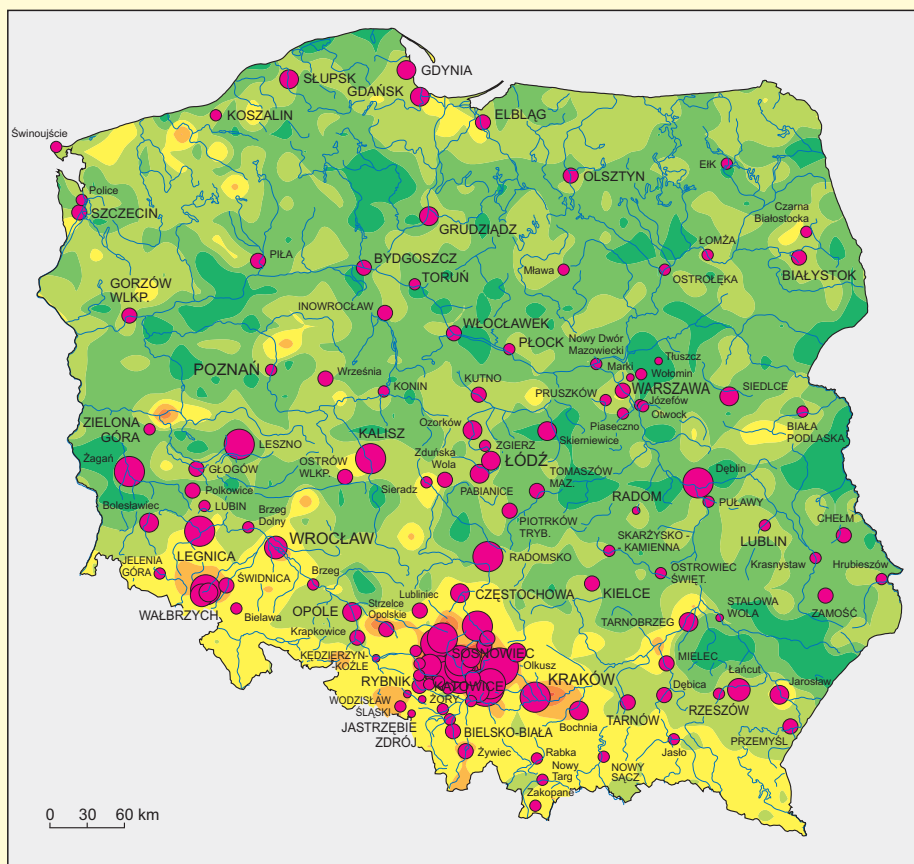


**Wzbogacenie w stront glęb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m
w stosunku do tła geochemicznego**

Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by strontium in relation to geochemical background



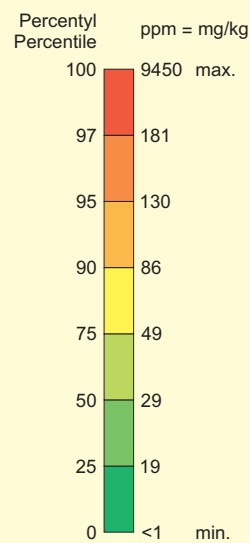
Wzbogacenie w cynk gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by zinc in relation to geochemical background



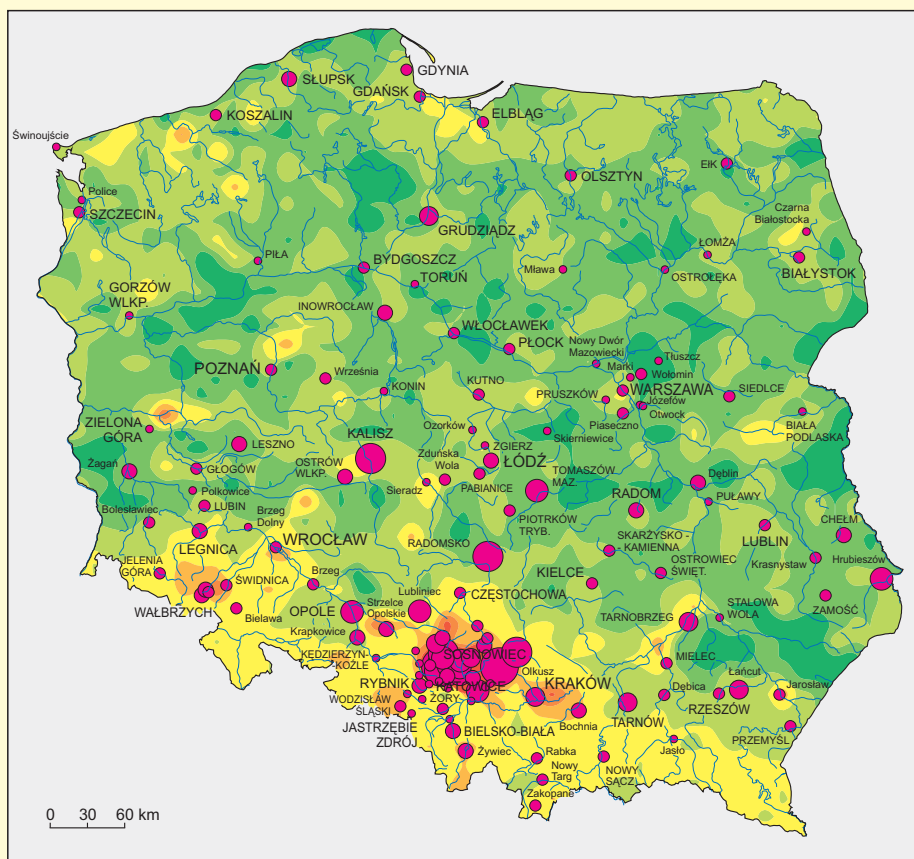
Zn

Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_1
5,0	≥ 10
11,5	5–10
3,6	4–5
12,9	3–4
25,2	2–3
36,0	1–2
5,8	≤ 1

Tło geochemiczne gleb terenów niezabudowanych z poziomu 0,0–0,2 m (n = 6522)
Geochemical background of soils in non-built-up areas from 0.0–0.2 m horizon (n = 6522)

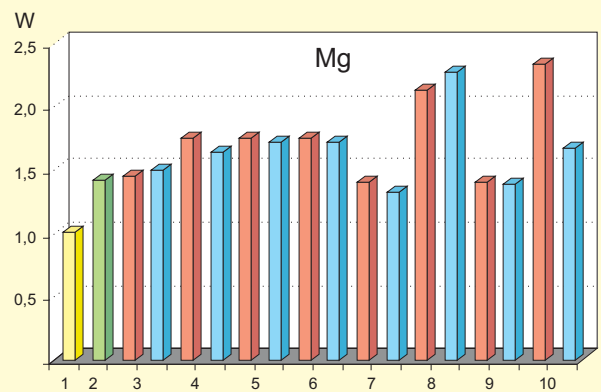
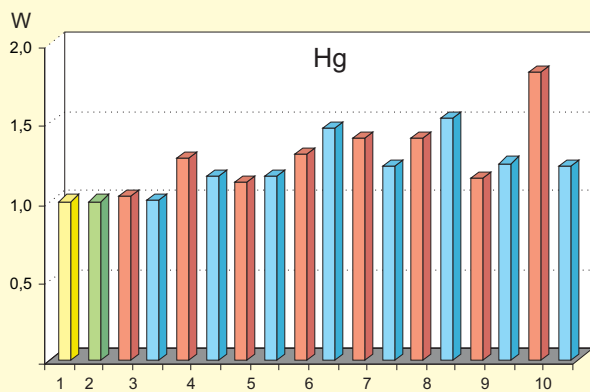
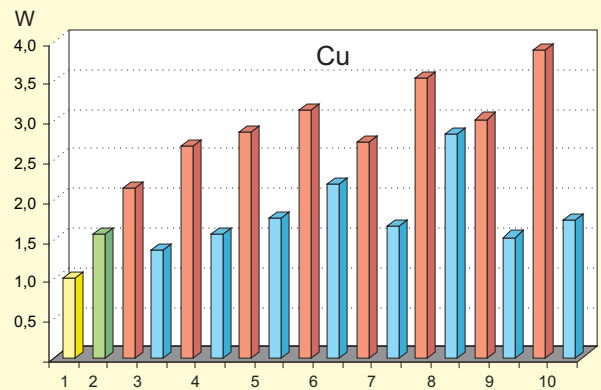
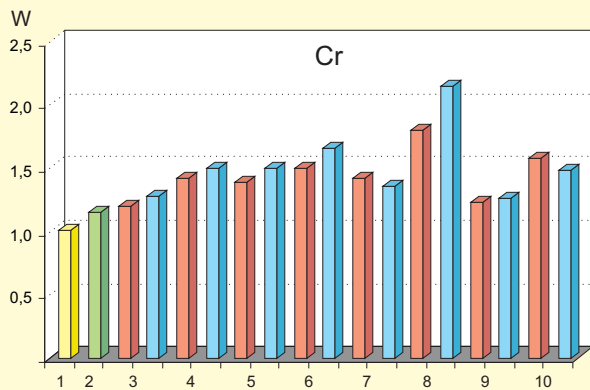
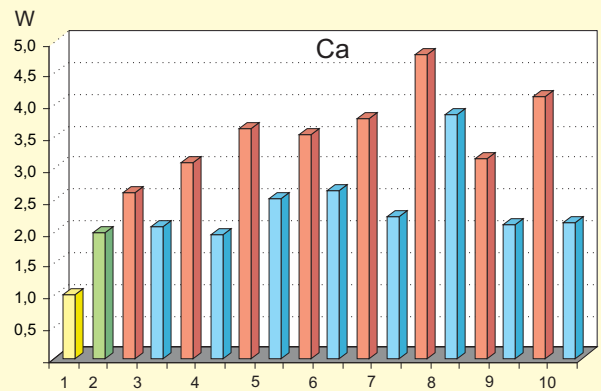
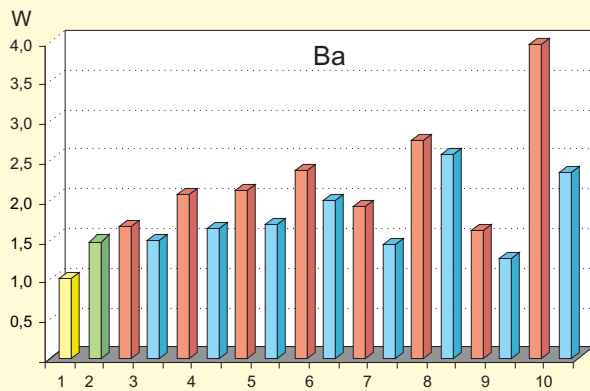
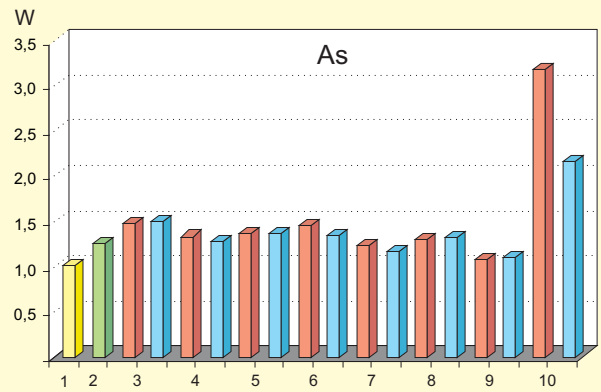
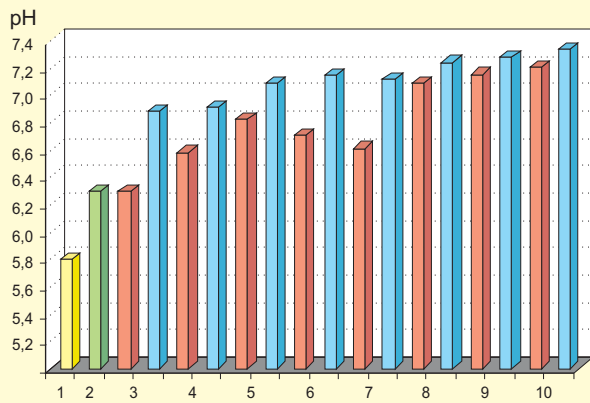


Wzbogacenie w cynk gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m w stosunku do tła geochemicznego
Enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by zinc in relation to geochemical background



Udział miast Cities and towns	Współczynnik wzbogacenia Enrichment coefficient
%	W_2
2,1	≥ 10
4,3	5–10
6,4	4–5
5,0	3–4
15,7	2–3
37,2	1–2
29,3	≤ 1

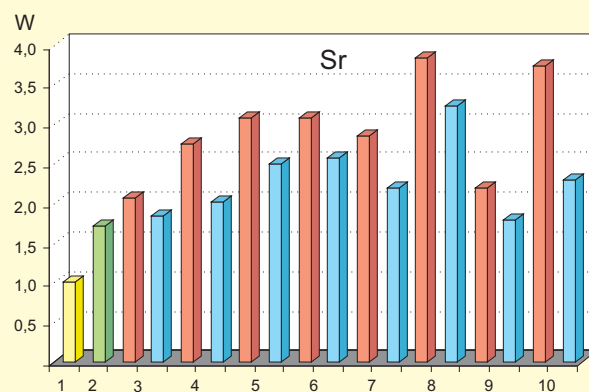
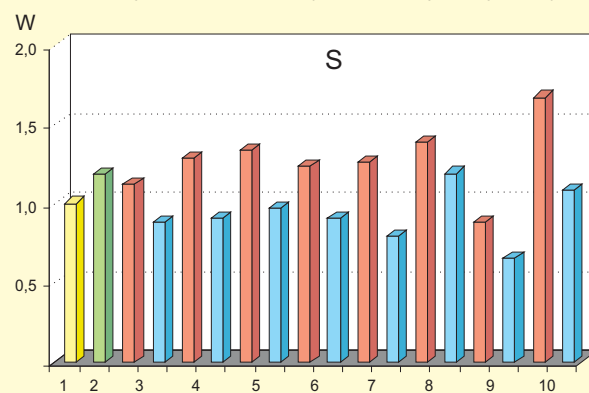
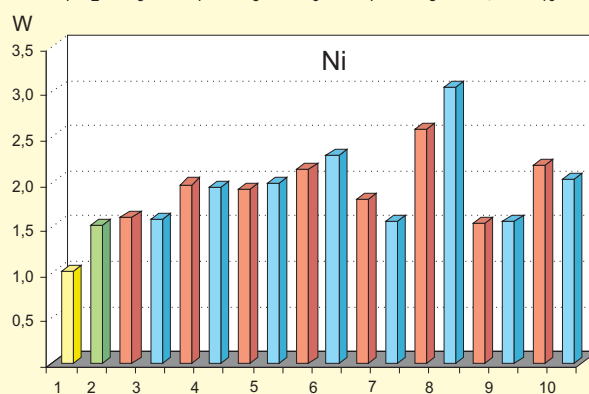
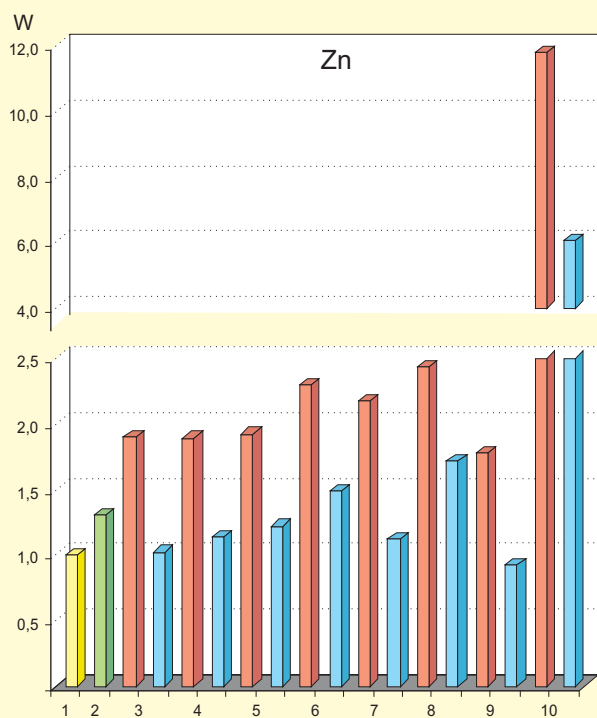
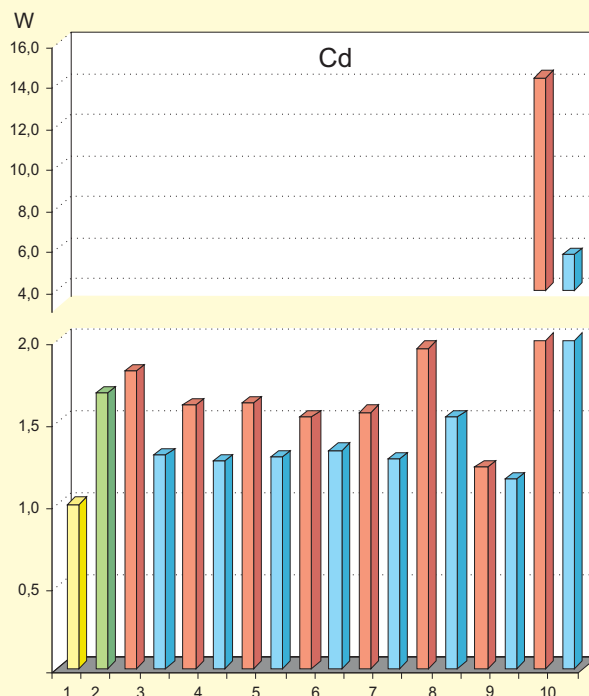
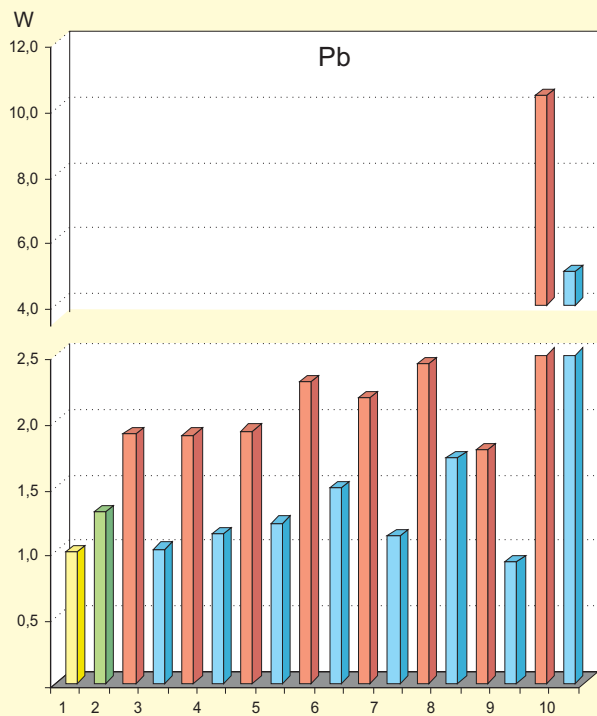
Odczyn i współczynniki wzbogacenia gleb w pierwiastki chemiczne w zależności od liczby mieszkańców
Reaction and enrichment coefficients of chemical elements in urban soils depending on number of citizens



- 1. tło geochemiczne
geochemical background
- 2. wsie
villages
- 3. miasta (poziom 0,0–0,2 m)
towns and cities (0.0–0.2 m horizon)
- 4. miasta (poziom 0,4–0,6 m)
towns and cities (0.4–0.6 m horizon)

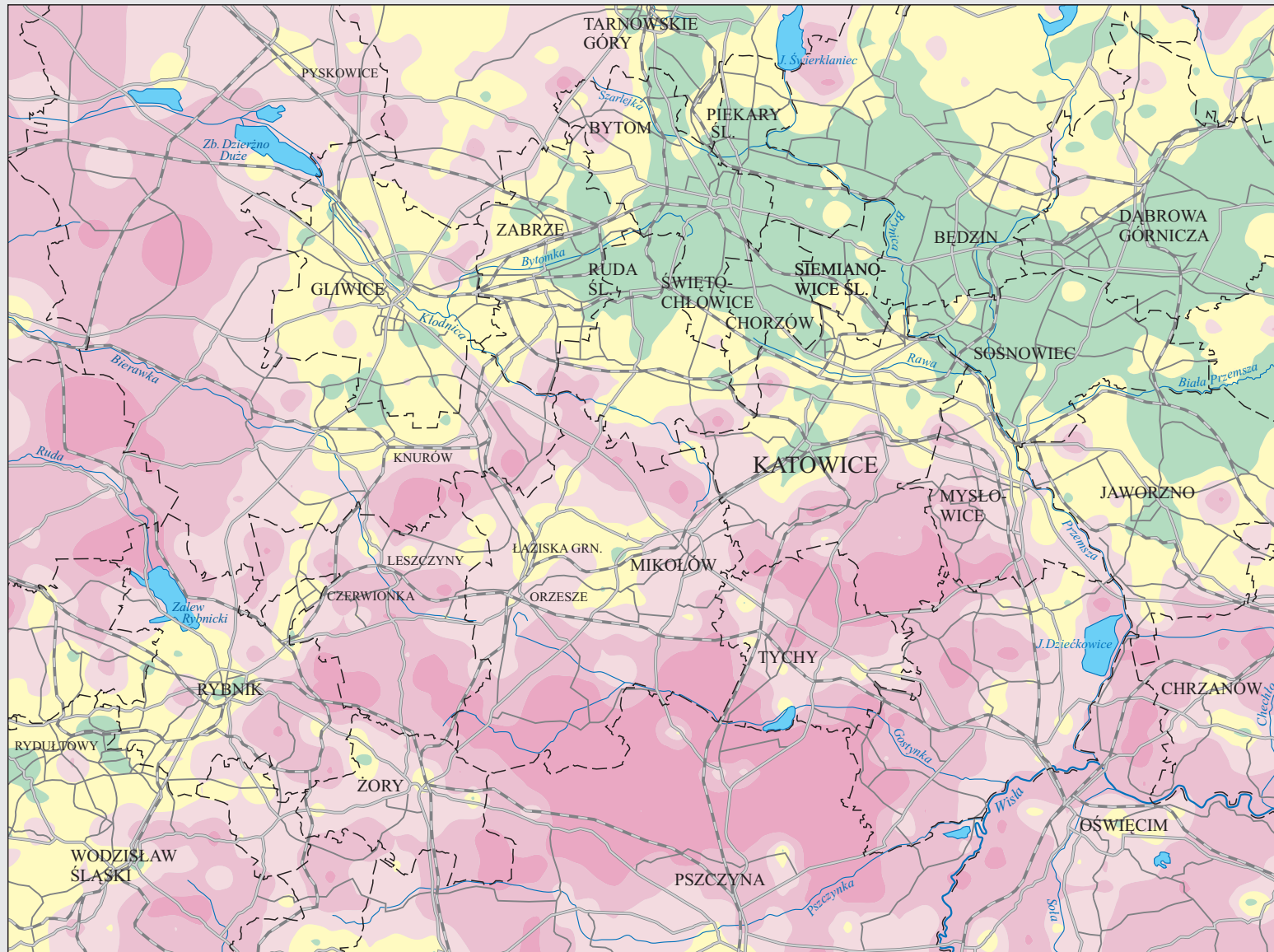
- Liczba mieszkańców:
Number of citizens:
- 3. <10 tys.
 - 4. 10–50 tys.
 - 5. 50–100 tys.
 - 6. 100–250 tys.
 - 7. 250–500 tys.
 - 8. 500 tys. – 1 mln
 - 9. 1–2 mln
 - 10. > 3 mln
- W – współczynnik wzbogacenia
enrichment coefficient

Współczynniki wzbogacenia gleb w pierwiastki chemiczne w zależności od liczby mieszkańców
Enrichment coefficients of chemical elements in urban soils depending on number of citizens



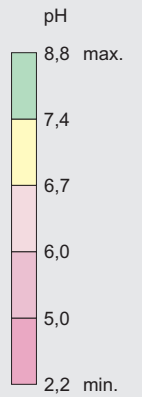
Objaśnienia jak na tablicy 16
Explanation as on Plate 16

AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION



pH

poziom
horizon 0,0–0,2 m



n = 863

--- granice powiatów
administrative
district borders

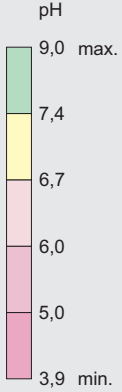
0 3,5 7 km

Tablice 18–31 na podstawie bazy danych „Atlasu geochemicznego Górnego Śląska”
Plates 18–31 based on data for “Geochemical atlas of Upper Silesia”

AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

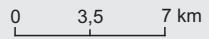
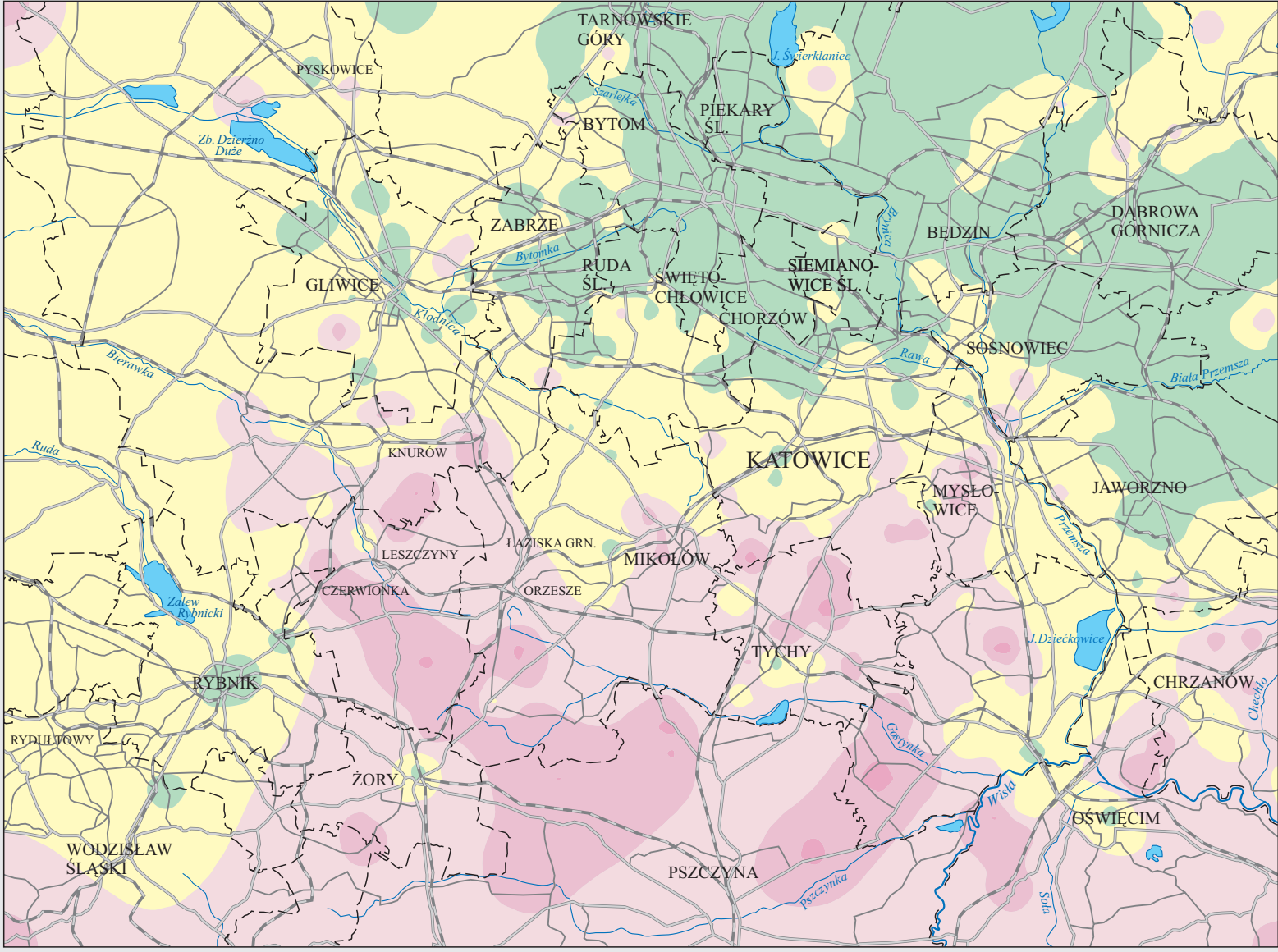
pH

poziom
horizon 0,4–0,6 m



n = 351

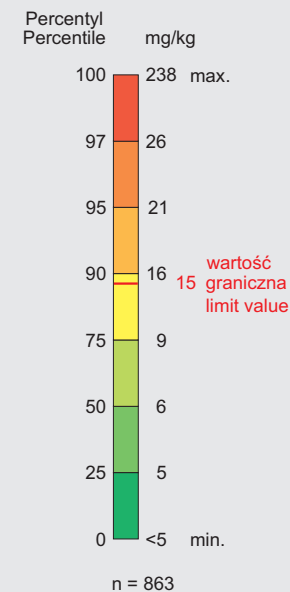
--- granice powiatów
administrative district borders



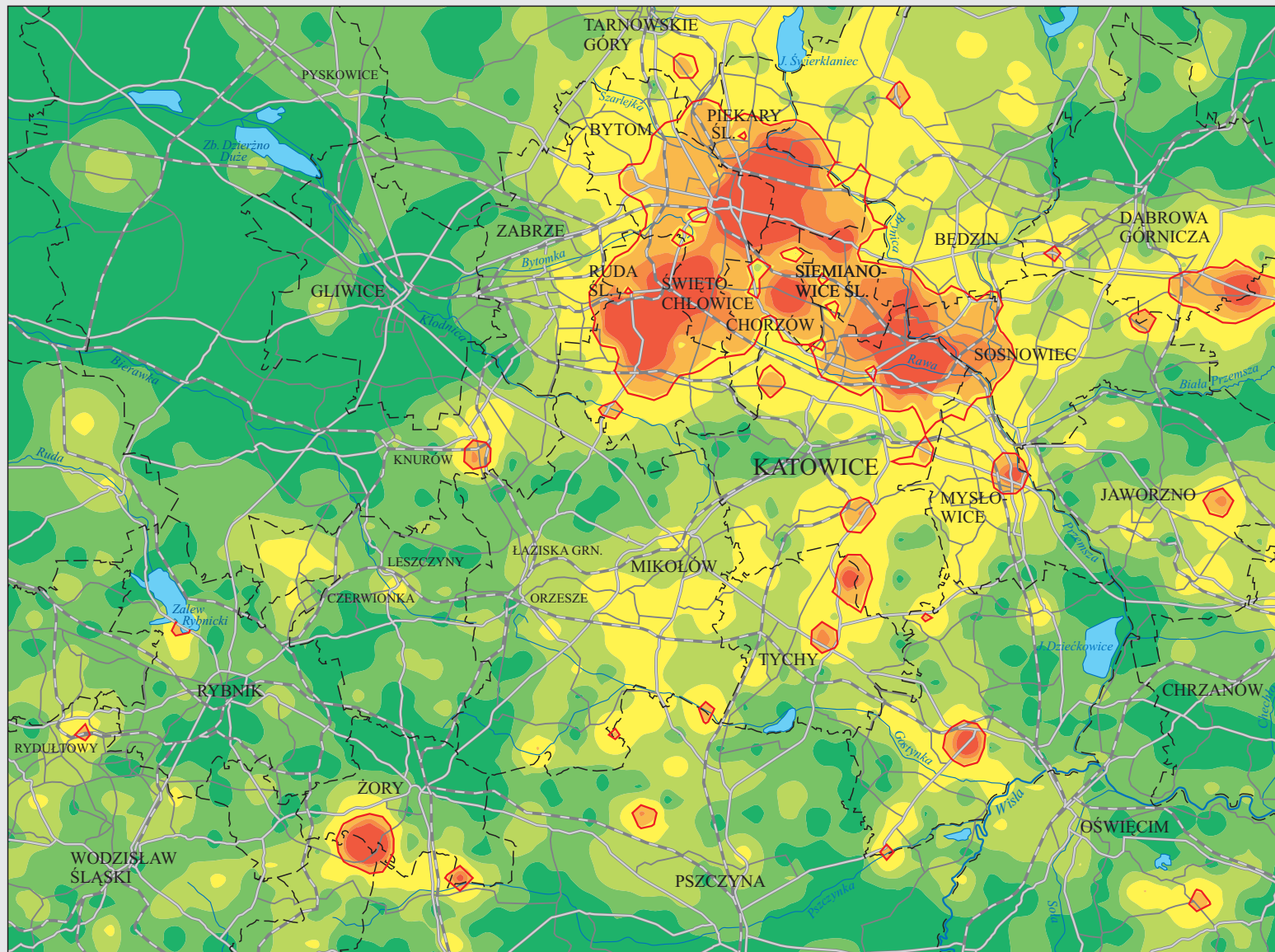
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

As

poziom horizon 0,0–0,2 m



--- granice powiatów
administrative district borders

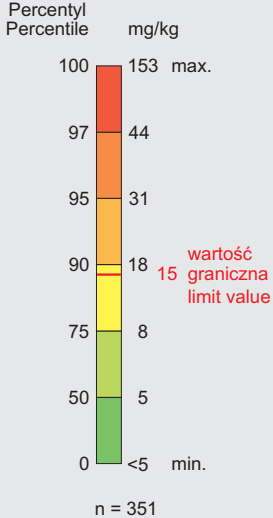


0 3,5 7 km

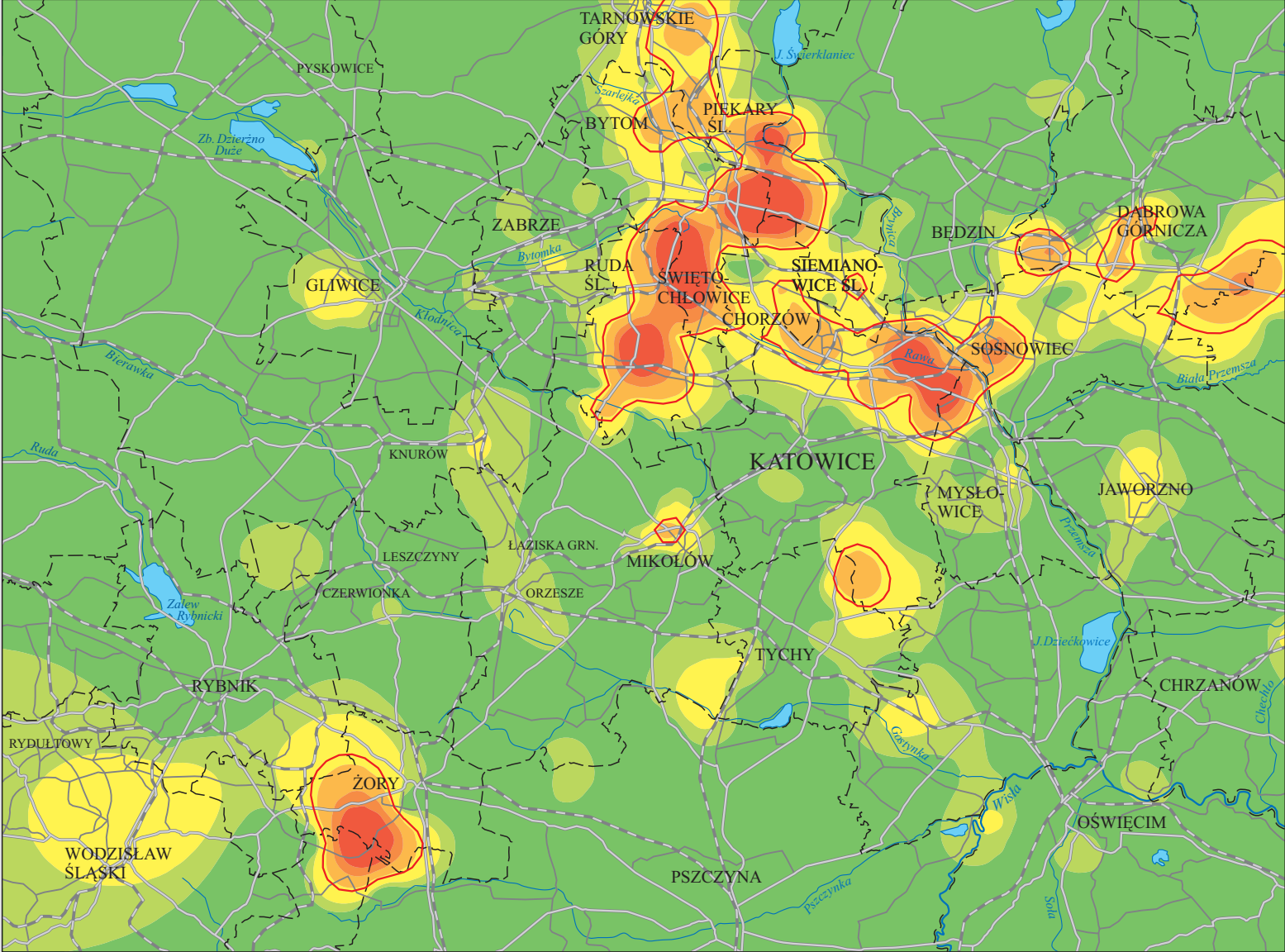
**AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION**

As

poziom horizon 0,4–0,6 m



--- granice powiatów
administrative district borders

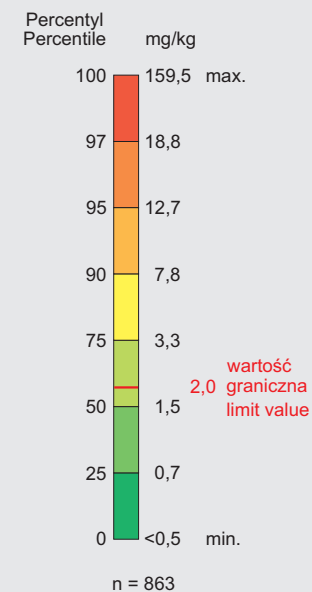


0 3,5 7 km

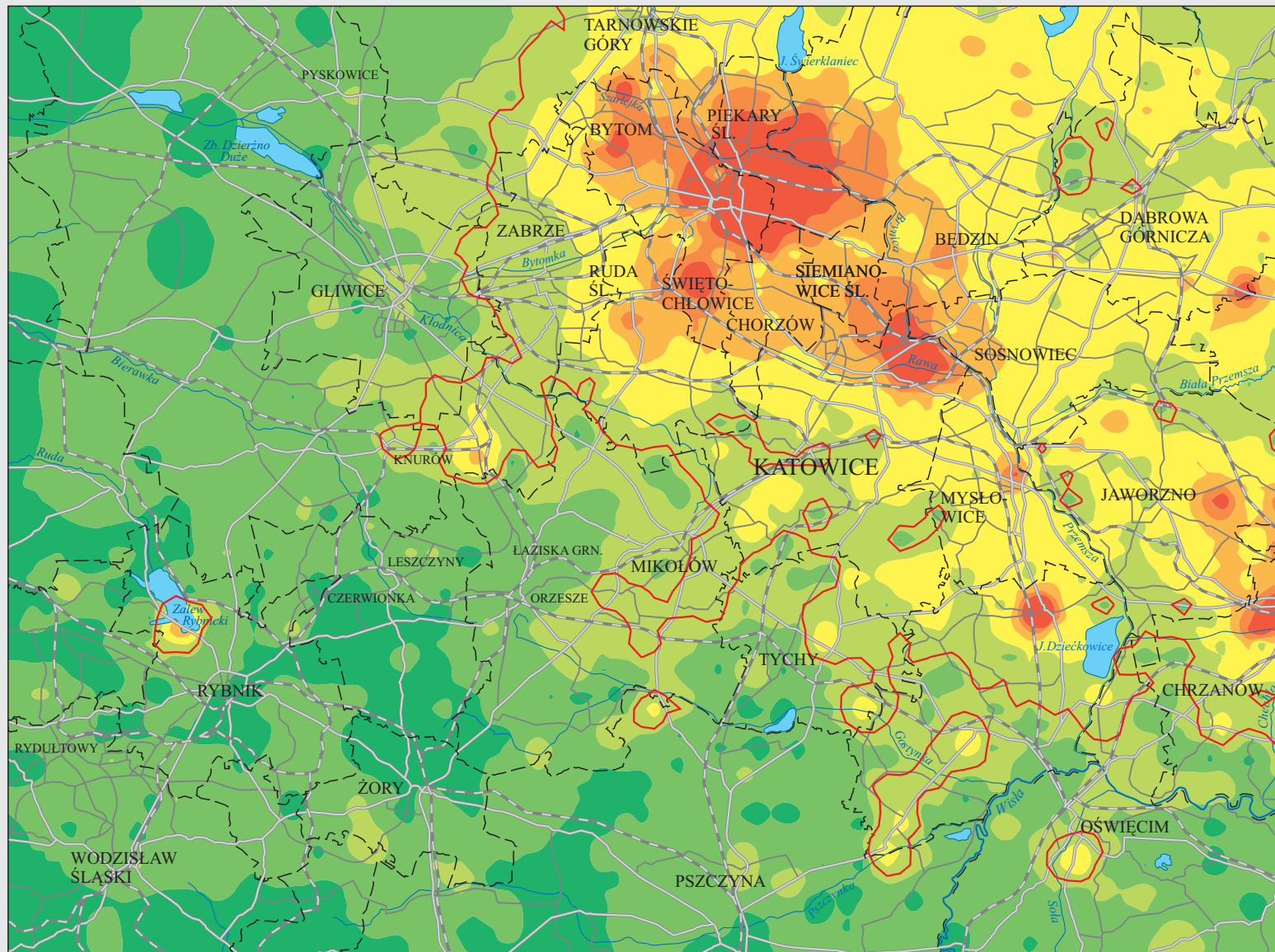
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Cd

poziom
horizon 0,0–0,2 m



--- granice powiatów
administrative
district borders

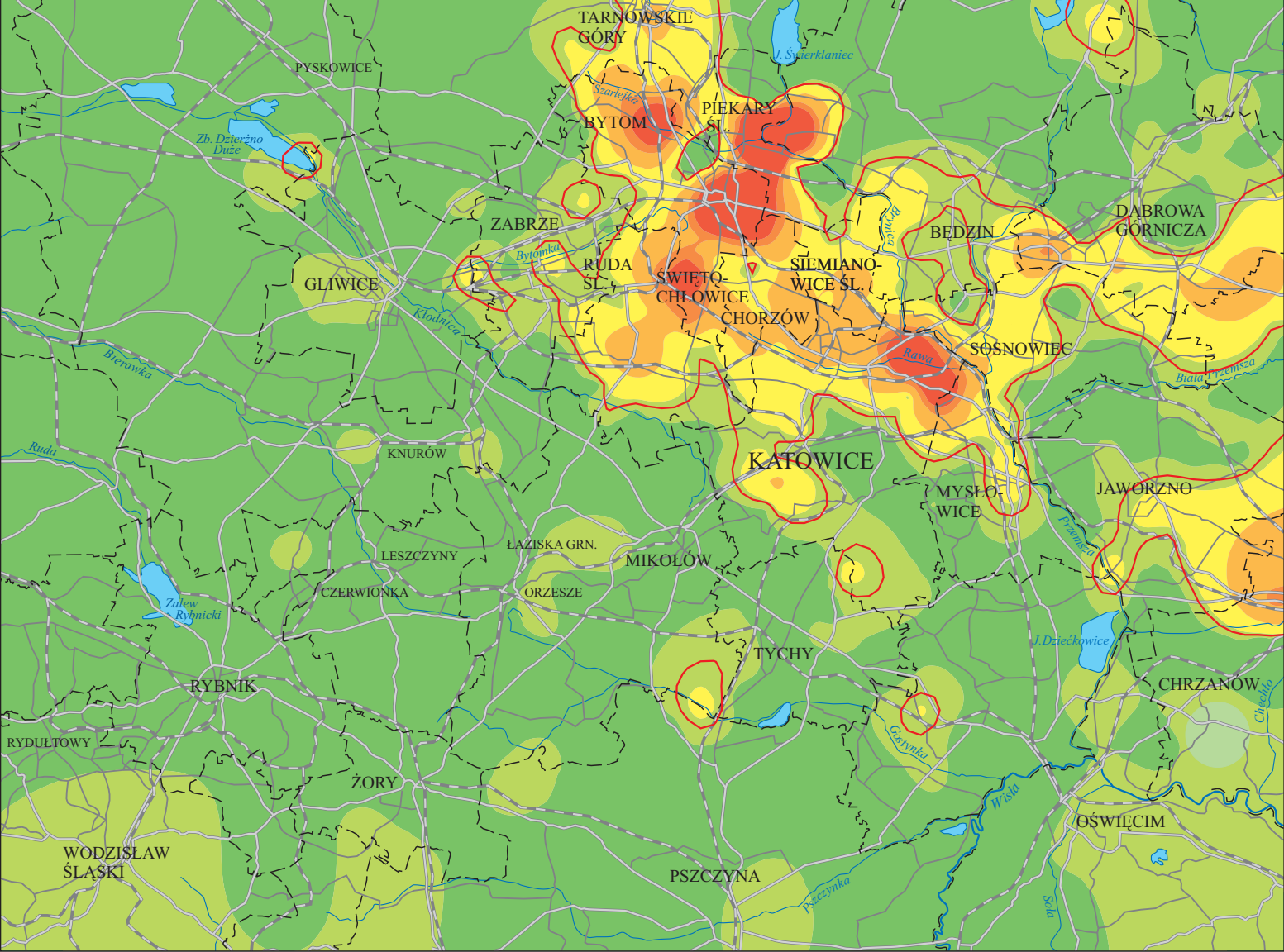
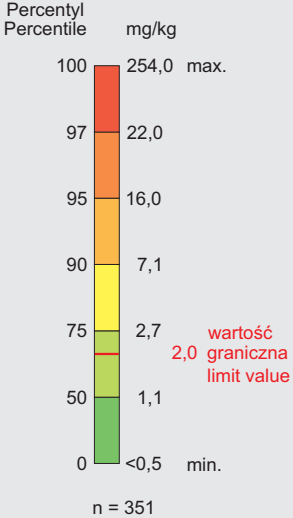


0 3,5 7 km

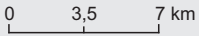
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Cd

poziom horizon 0,4–0,6 m



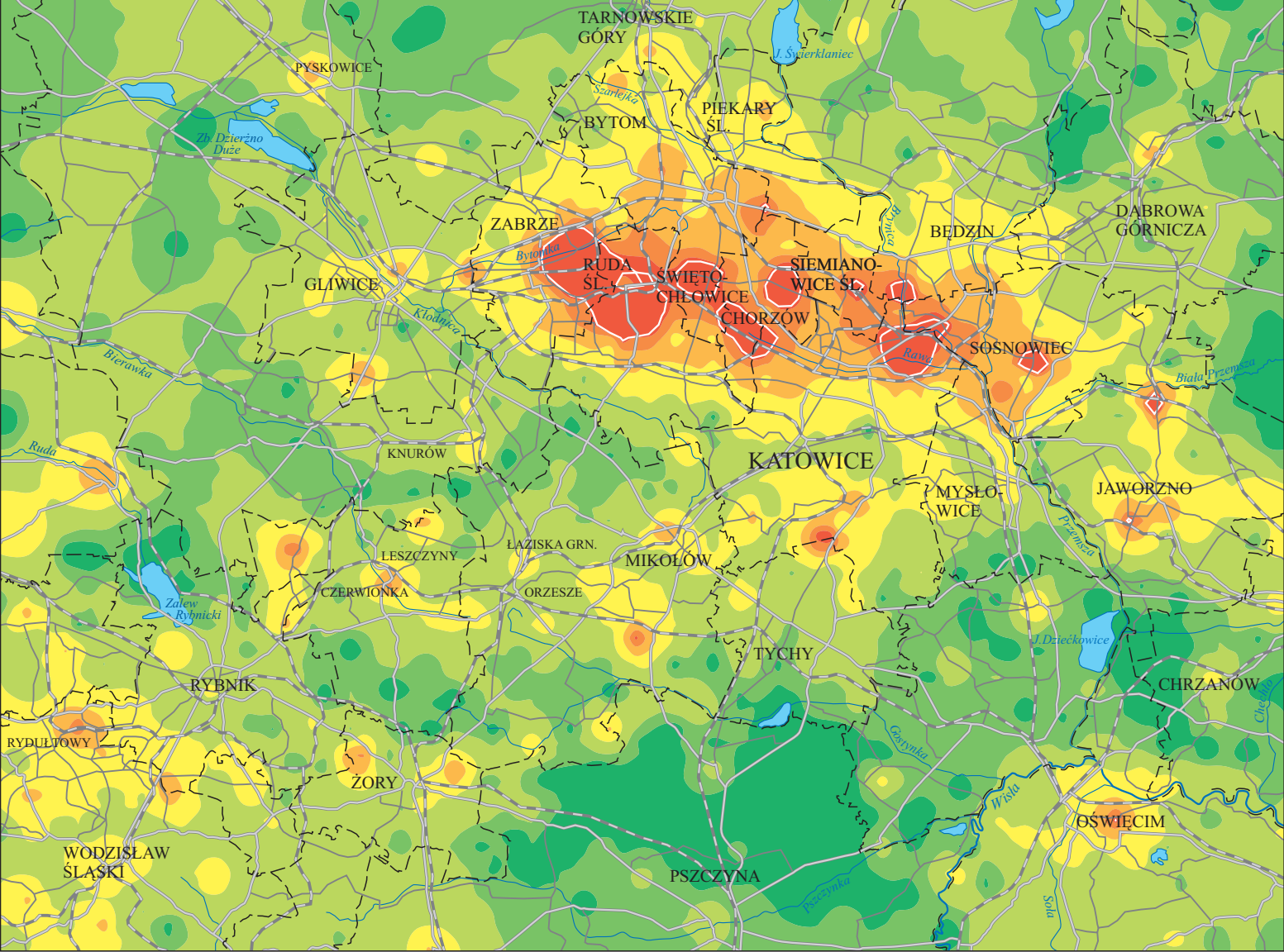
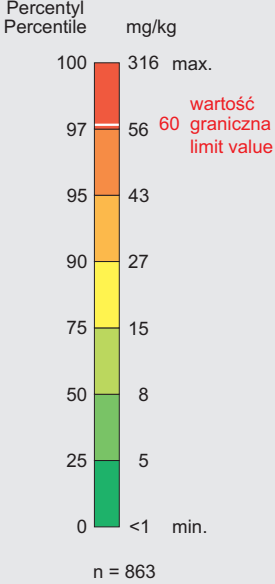
--- granice powiatów
administrative district borders



AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Cu

poziom
horizon 0,0–0,2 m



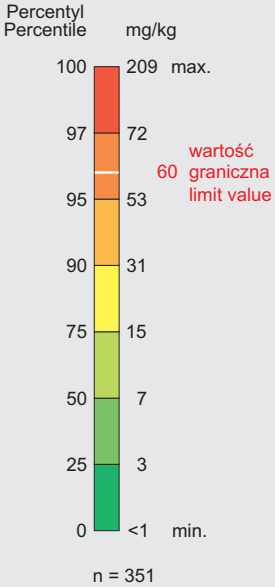
--- granice powiatów
administrative
district borders

0 3,5 7 km

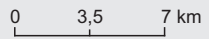
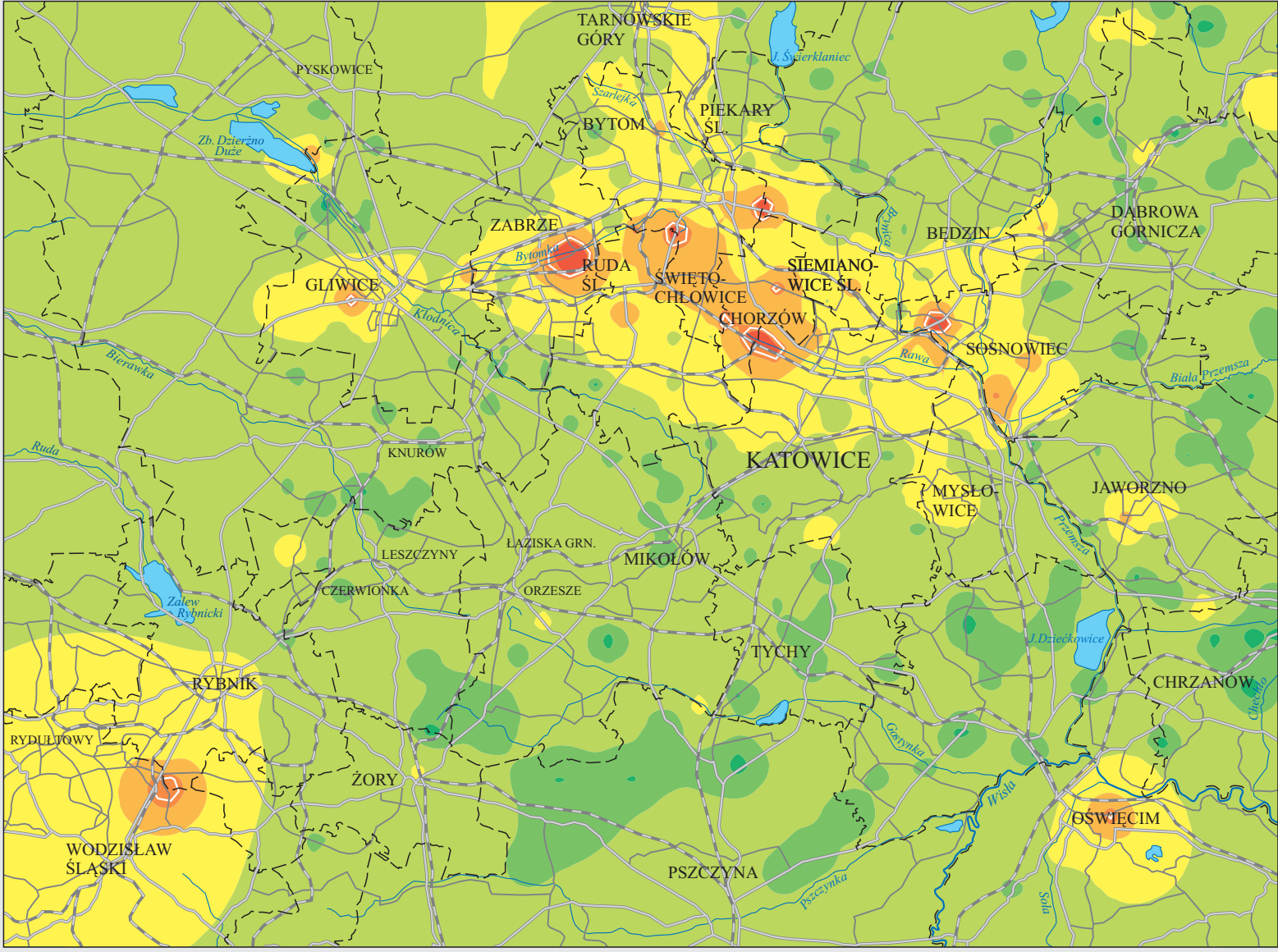
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Cu

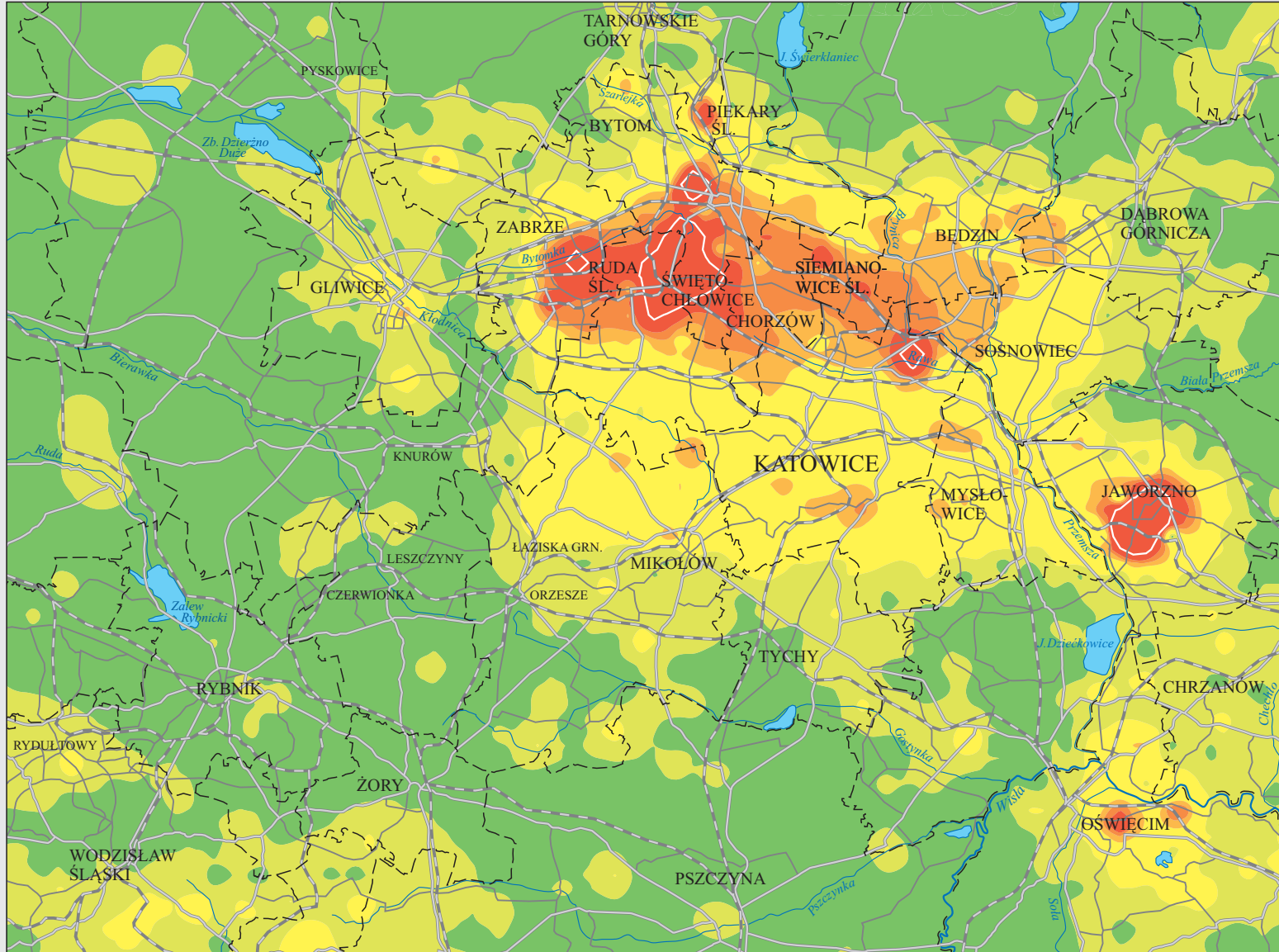
poziom
horizon 0,4–0,6 m



--- granice powiatów
administrative district borders

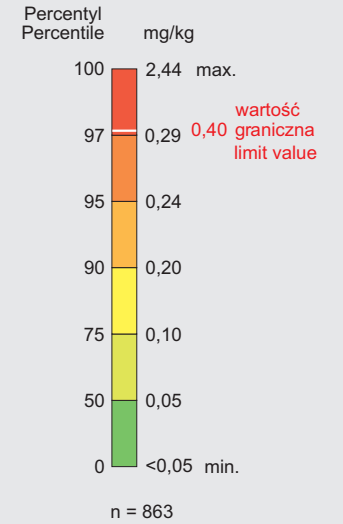


AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION



Hg

poziom 0,0–0,2 m
horizon



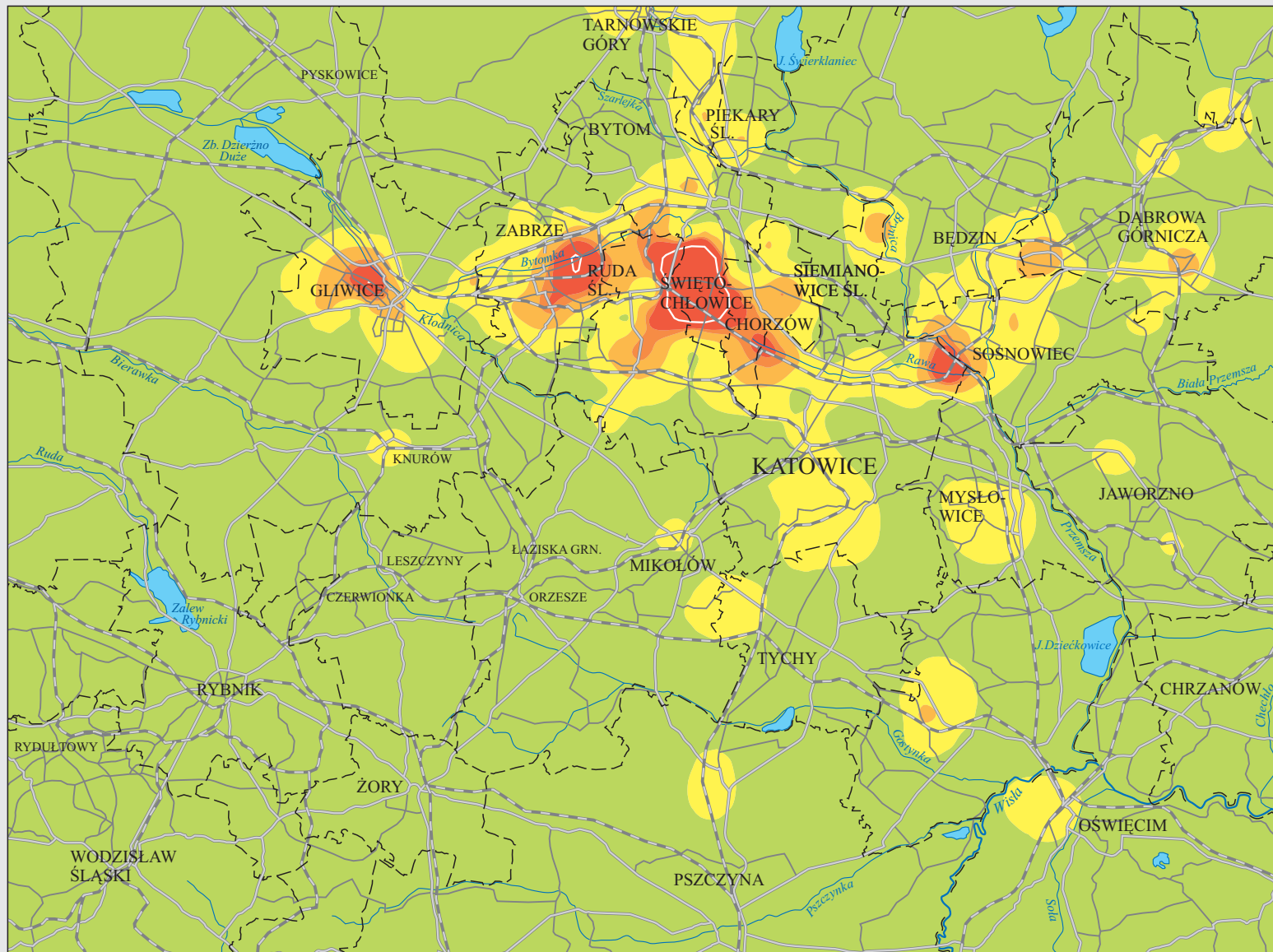
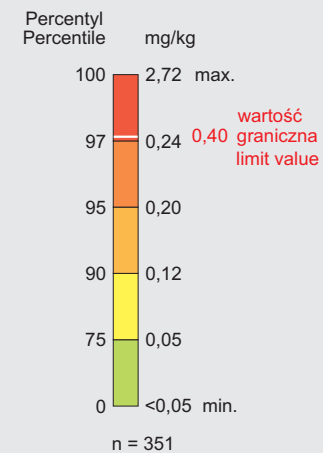
--- granice powiatów
administrative district borders

0 3,5 7 km

**AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION**

Hg

poziom
horizon 0,4–0,6 m



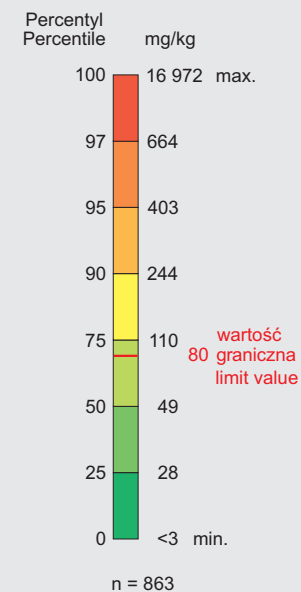
--- granice powiatów
administrative district borders

0 3,5 7 km

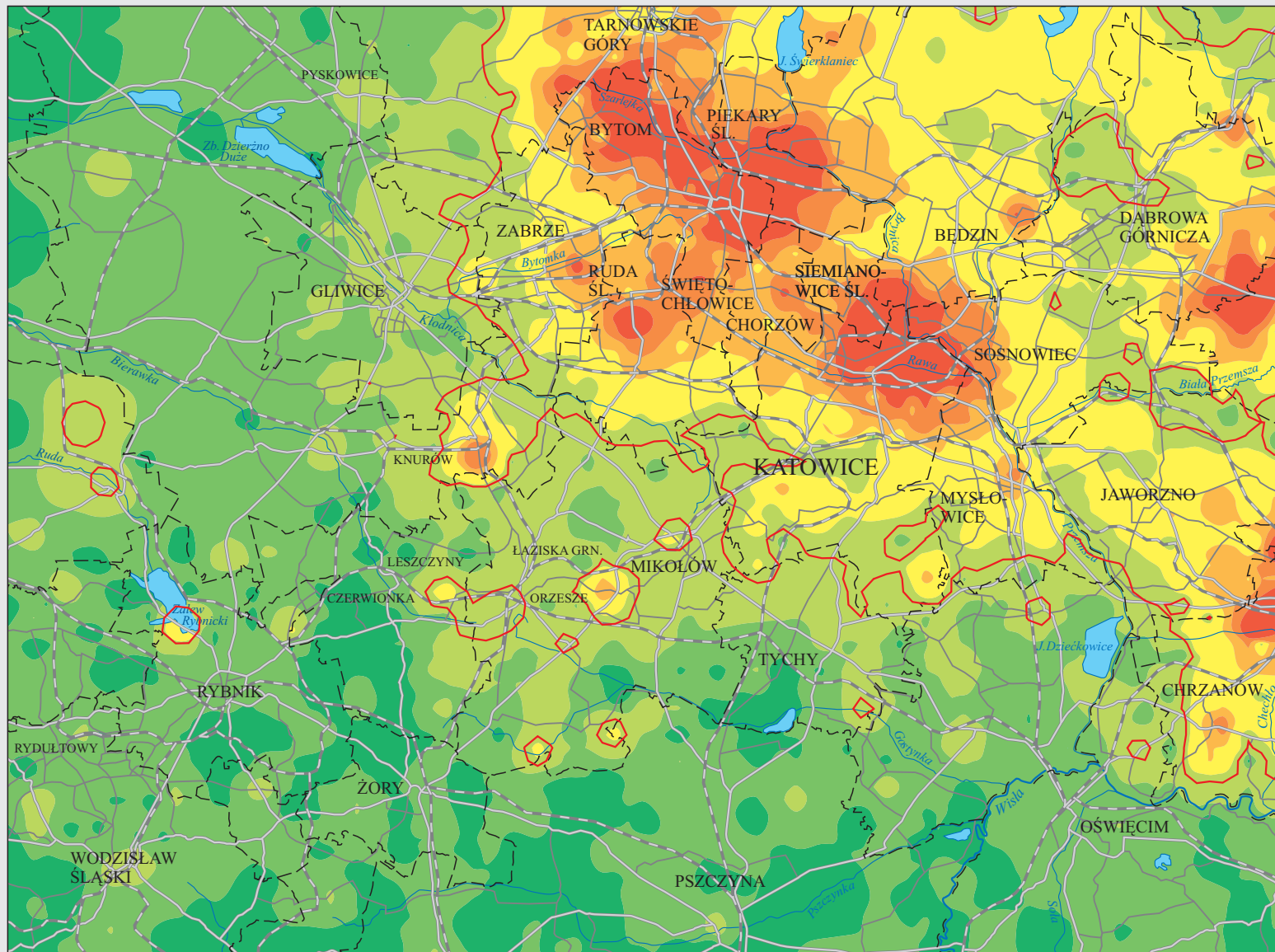
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Pb

poziom
horizon 0,0–0,2 m



--- granice powiatów
administrative
district borders

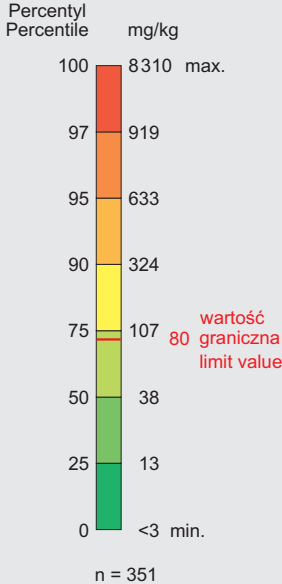


0 3,5 7 km

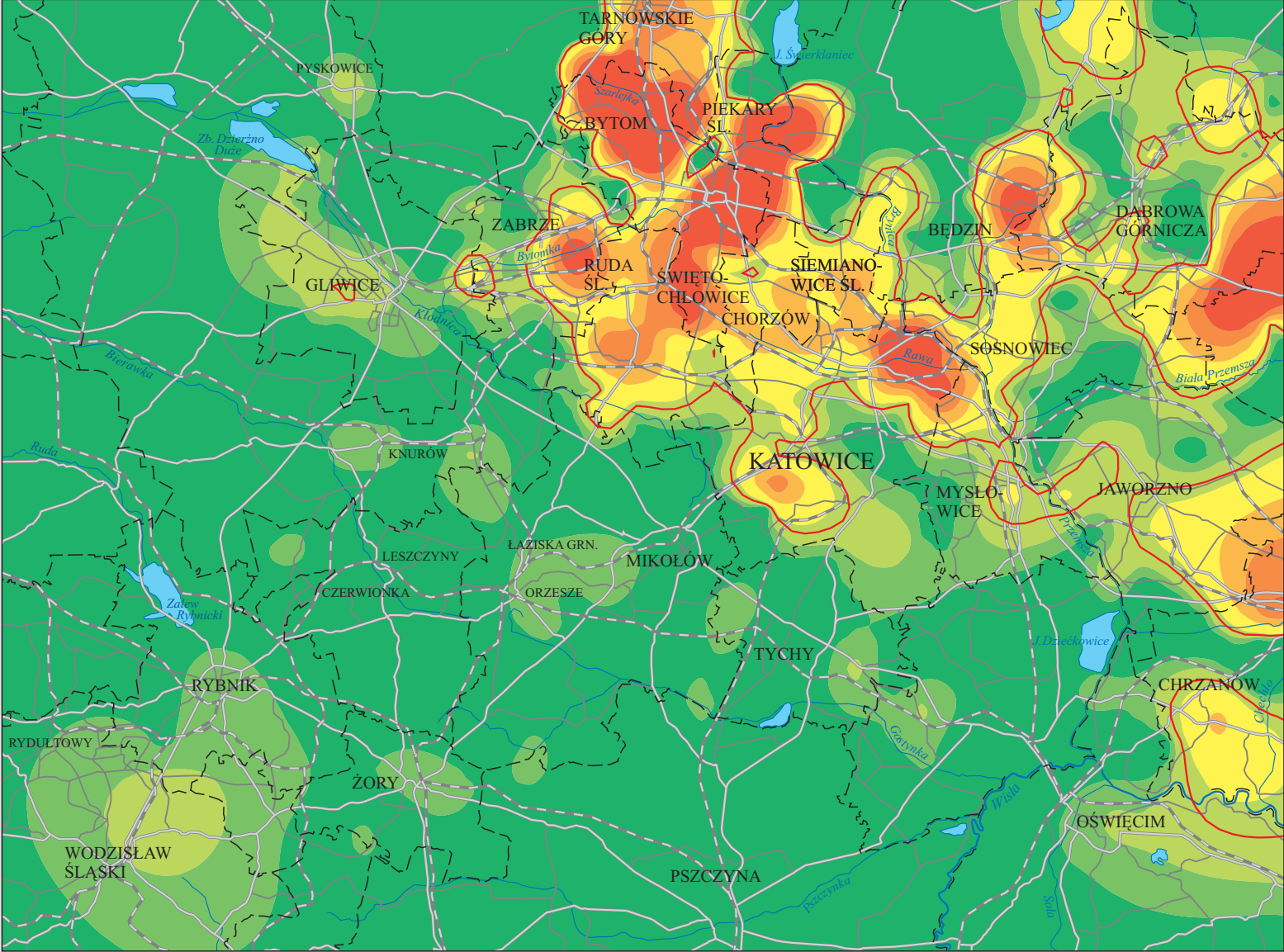
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Pb

poziom
horizon 0,4–0,6 m



--- granice powiatów
administrative district borders

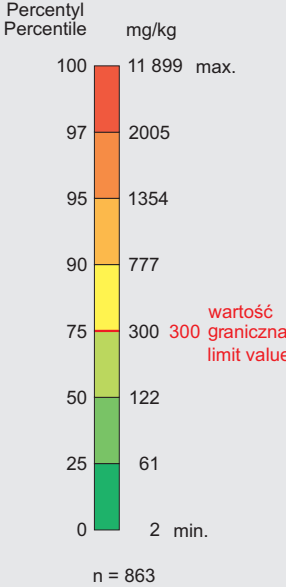


0 3,5 7 km

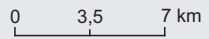
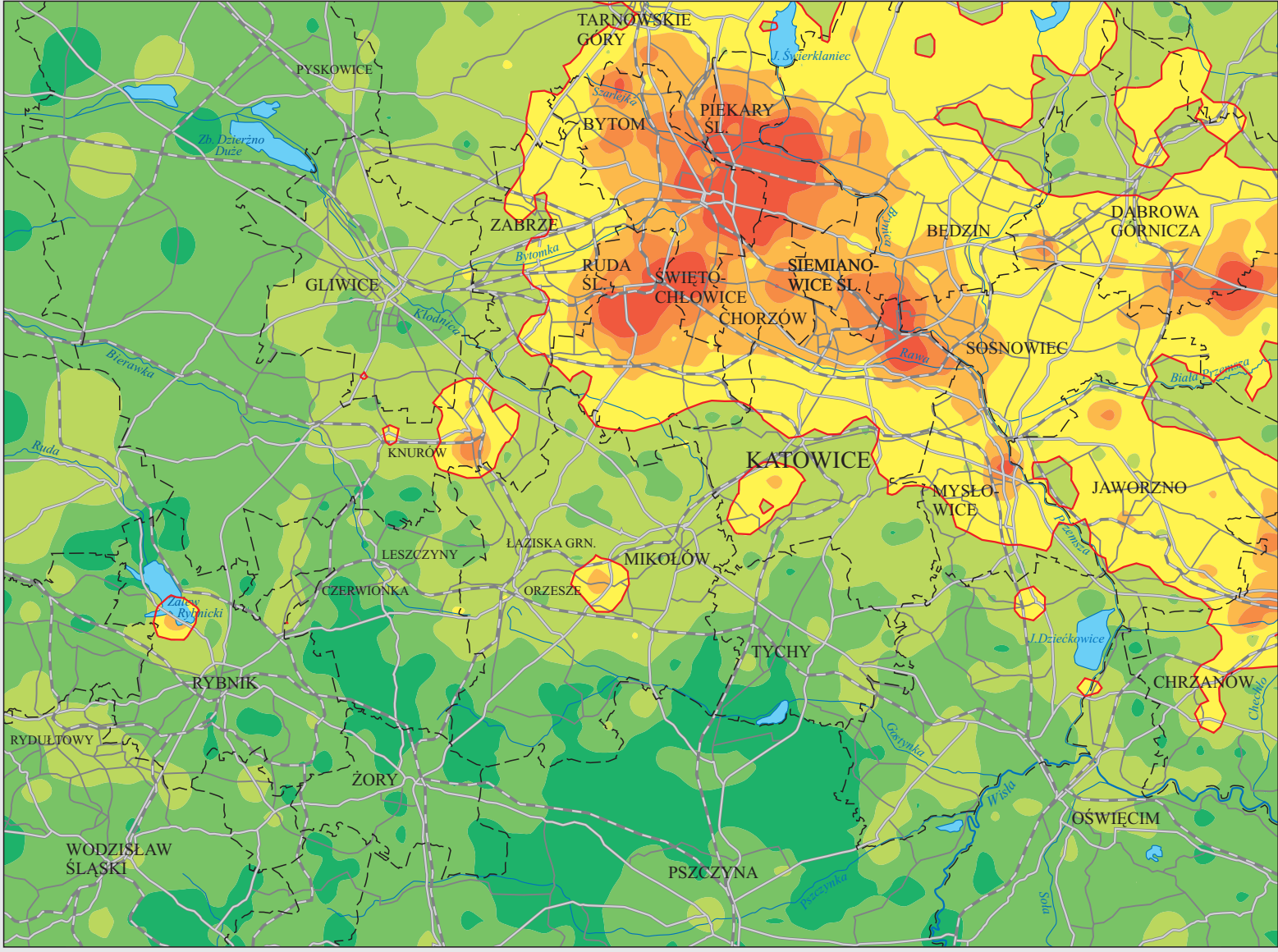
AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION

Zn

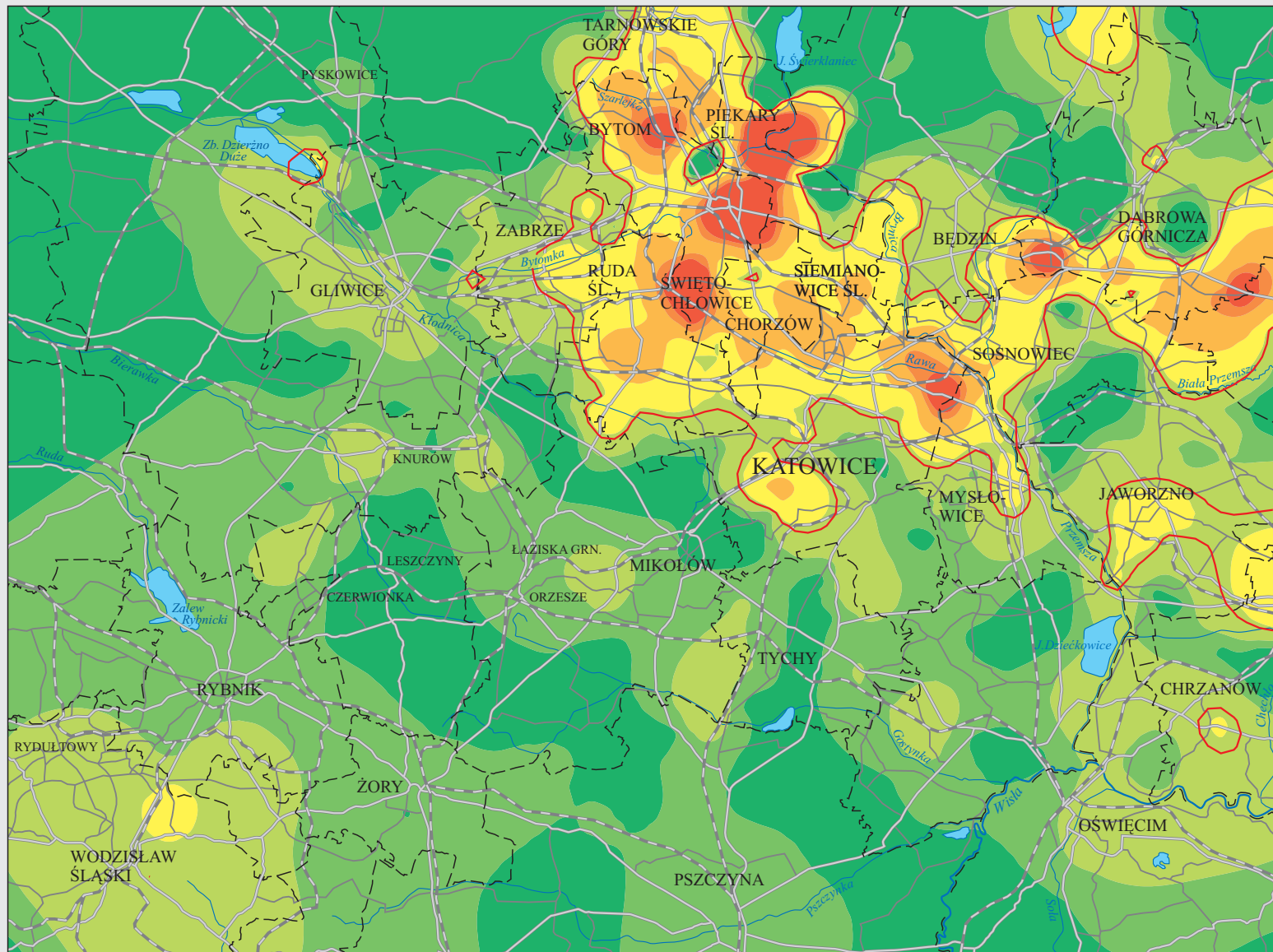
poziom
horizon 0,0-0,2 m



--- granice powiatów
administrative district borders

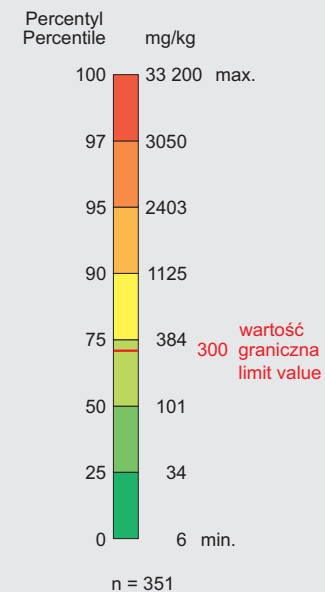


AGLOMERACJA GÓRNOŚLĄSKA
UPPER SILESIAN AGGLOMERATION



Zn

poziom horizon 0,4–0,6 m

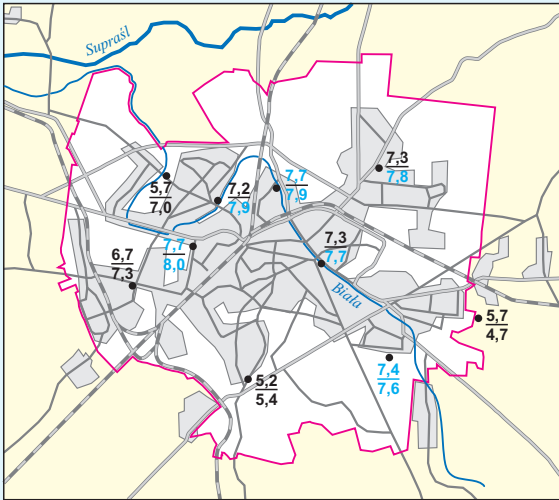


--- granice powiatów
administrative district borders

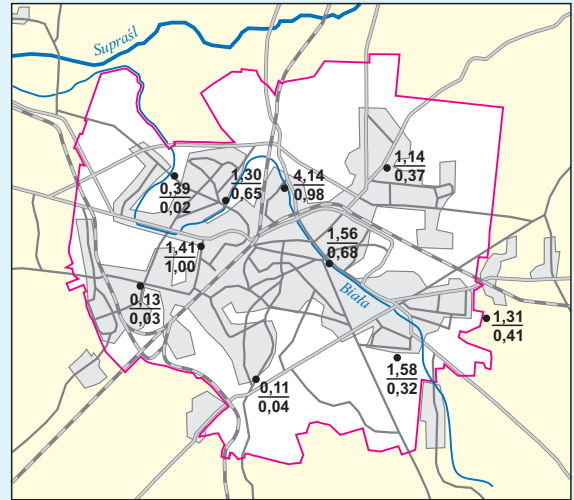
0 3,5 7 km

BIAŁYSTOK

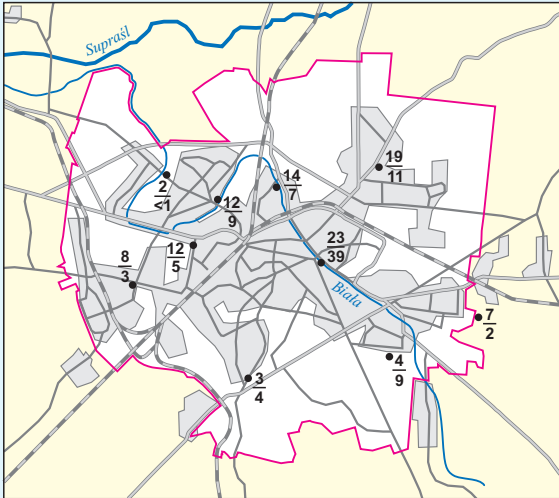
pH



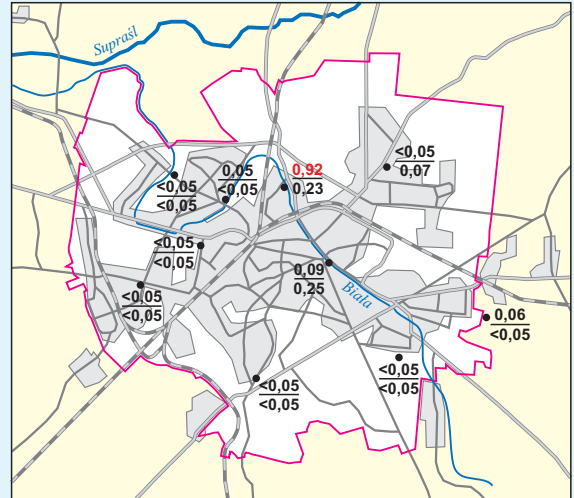
Ca %



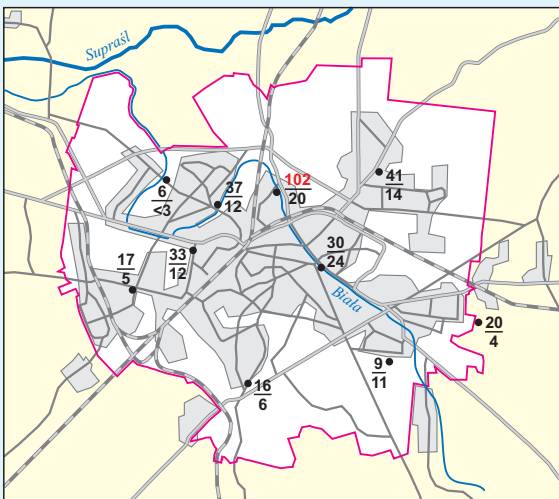
Cu mg/kg



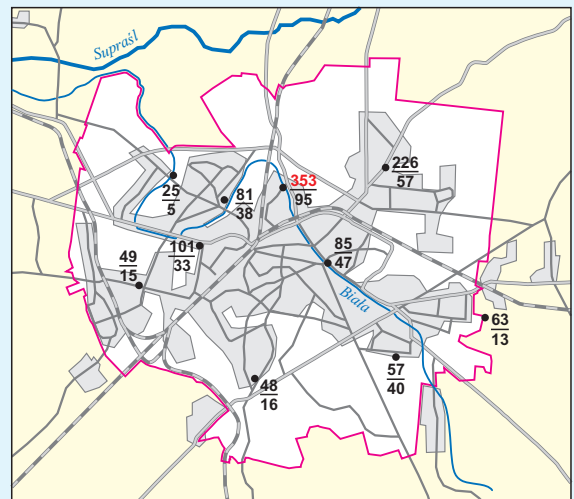
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



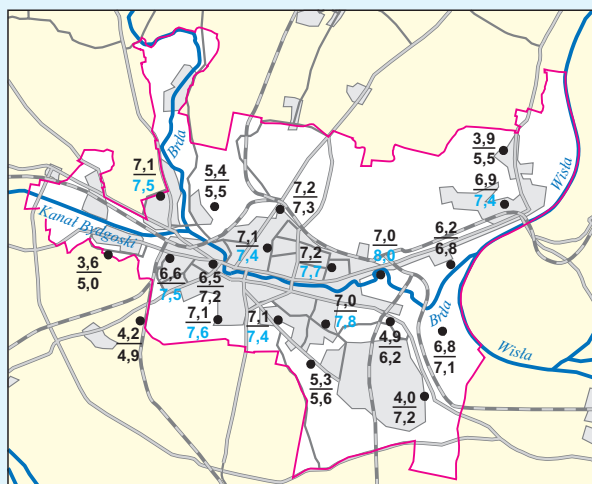
0 2 4 km

- 33 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 12 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

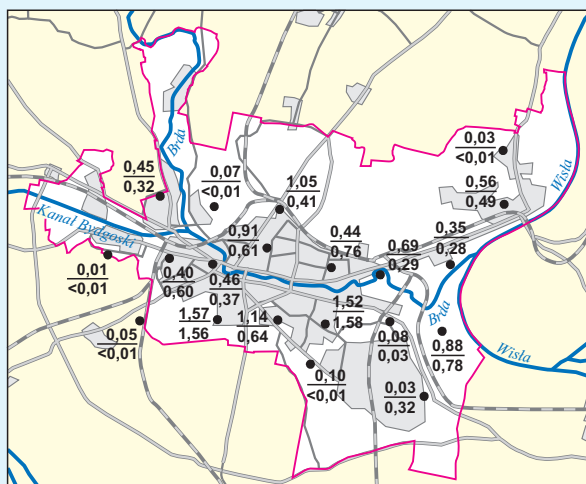
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
Figures printed in red represent exceeding of limit values
Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
Figures printed in blue represent alkaline reaction

BYDGOSZCZ

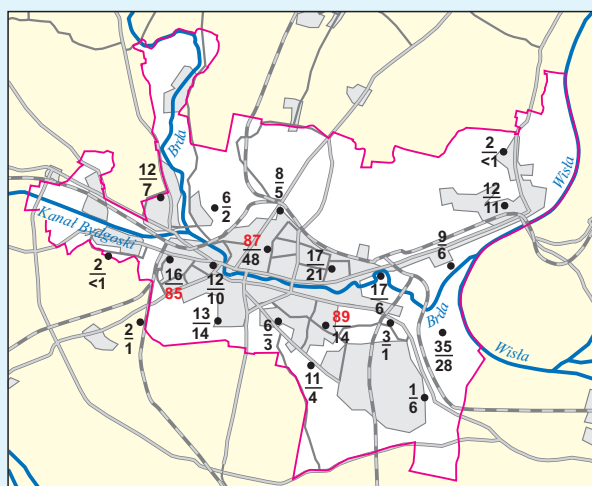
pH



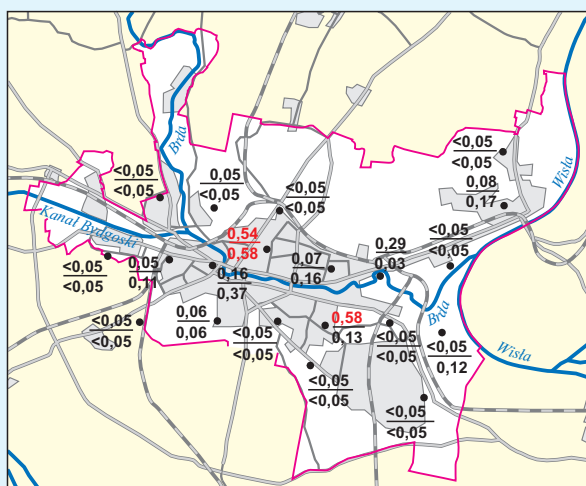
Ca %



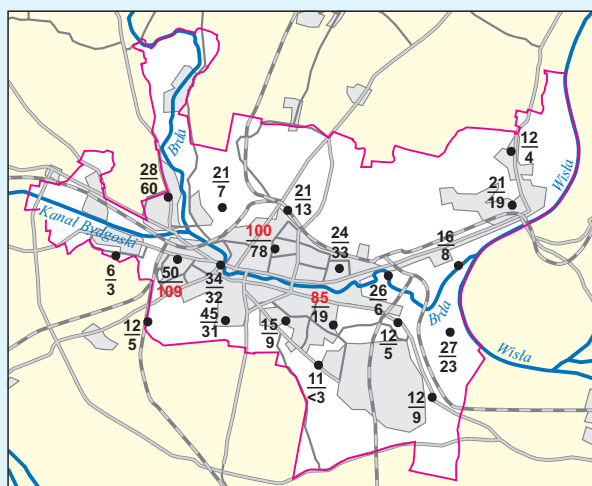
Cu mg/kg



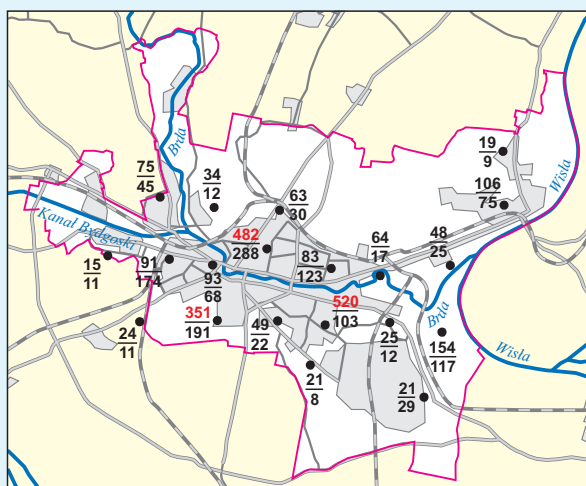
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



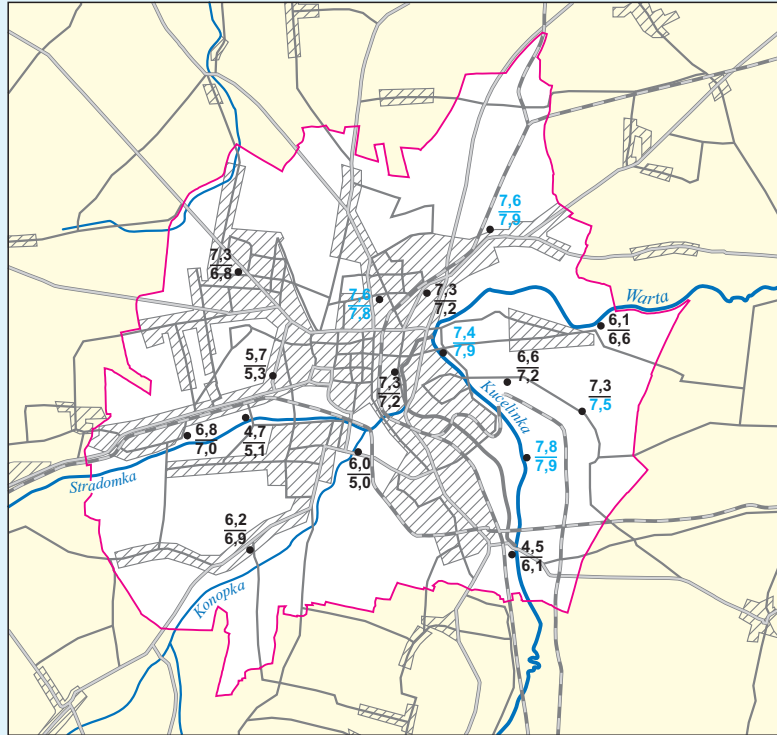
0 3 6 km

- 45 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 31 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

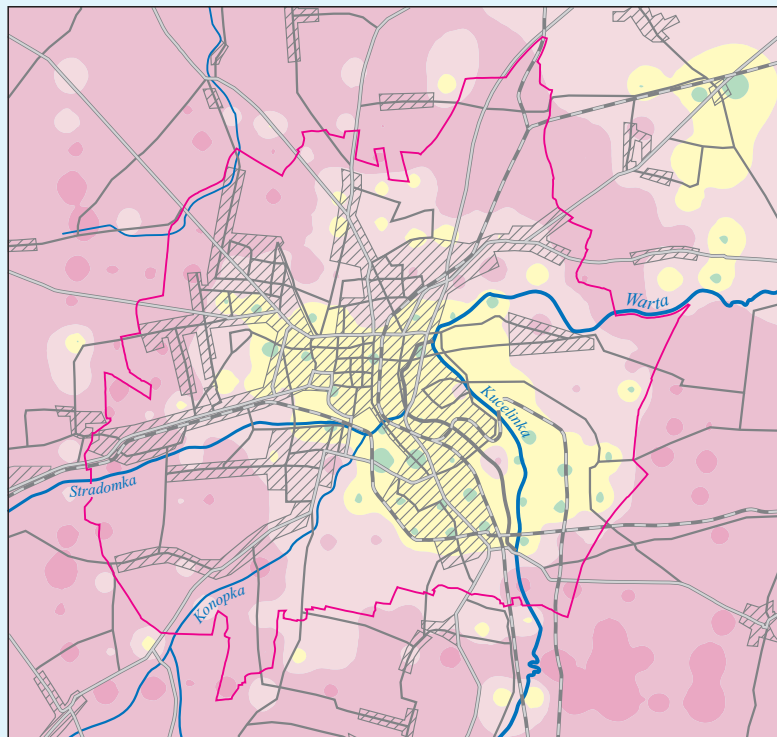
CZĘSTOCHOWA

pH



• 6,2 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 6,9 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction



0 2 4 km

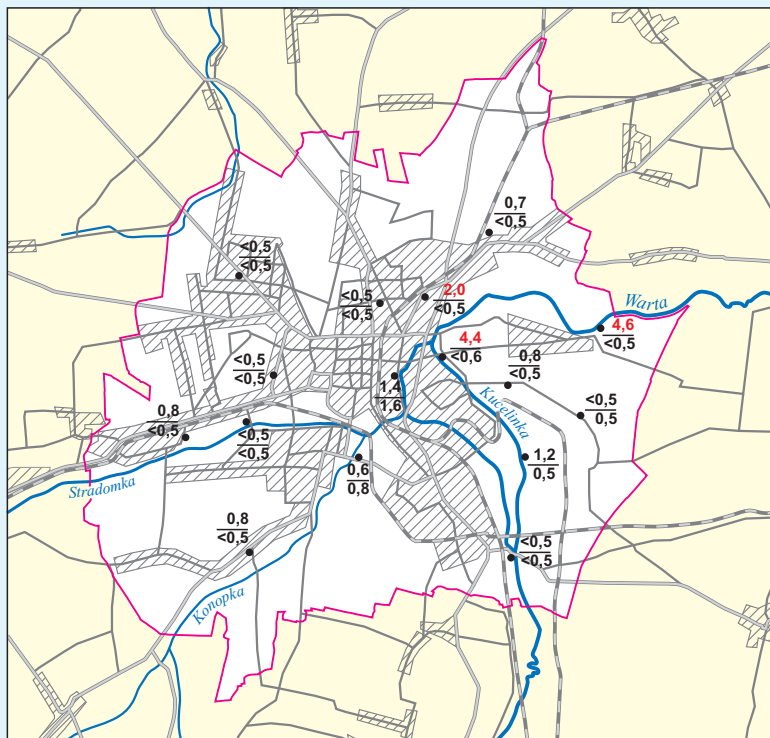
— granica miasta
 urban border

n = 290

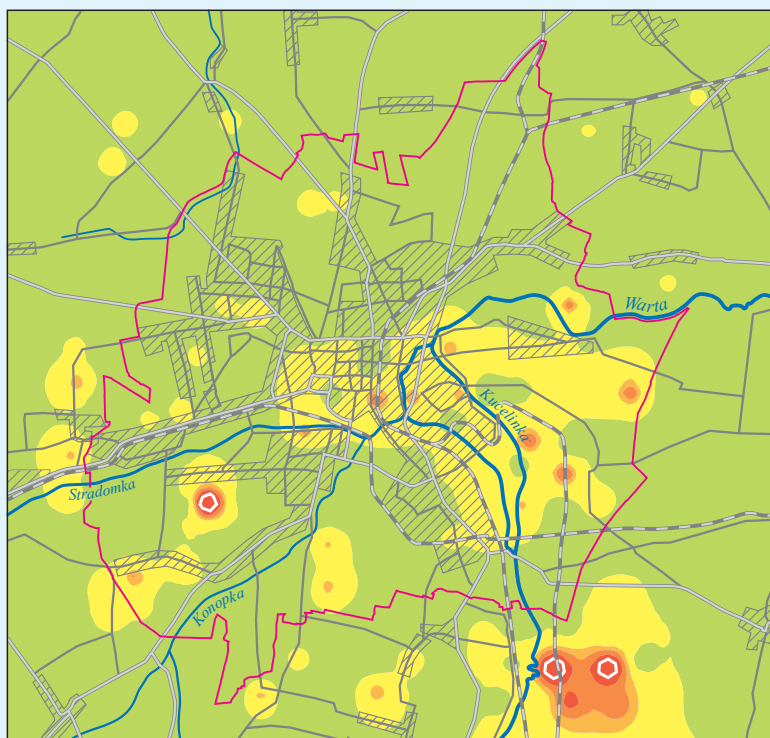
3,5 5,0 6,0 6,7 7,4 8,3 pH
 min. max.

CZĘSTOCHOWA

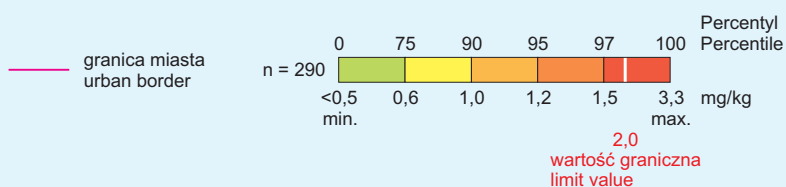
Cd



mg/kg
 • $\frac{0,8}{<0,5>$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • $\frac{0,8}{<0,5>$ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

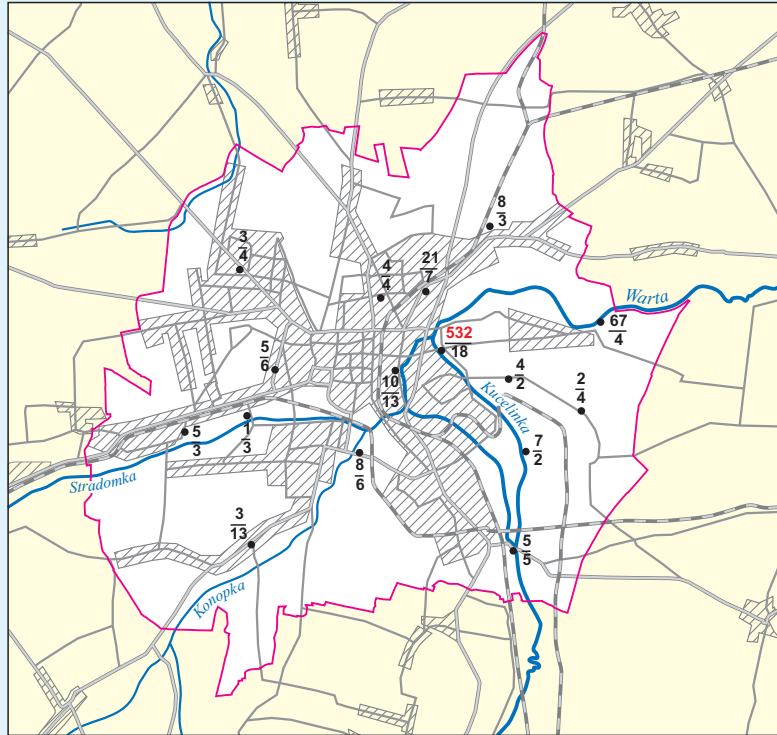


0 2 4 km

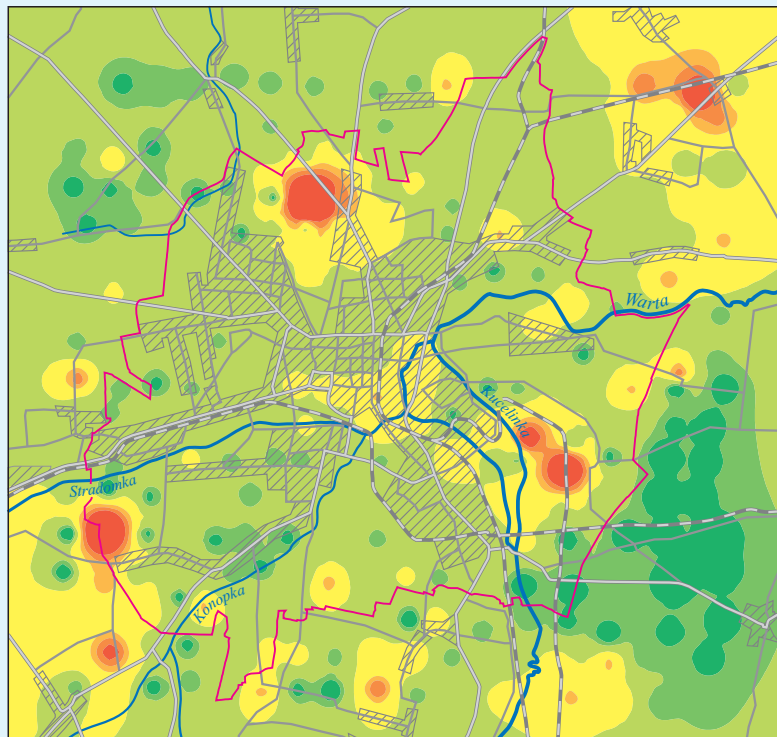


CZĘSTOCHOWA

Cr

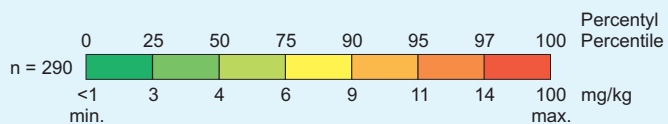


mg/kg
 • $\frac{3}{13}$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



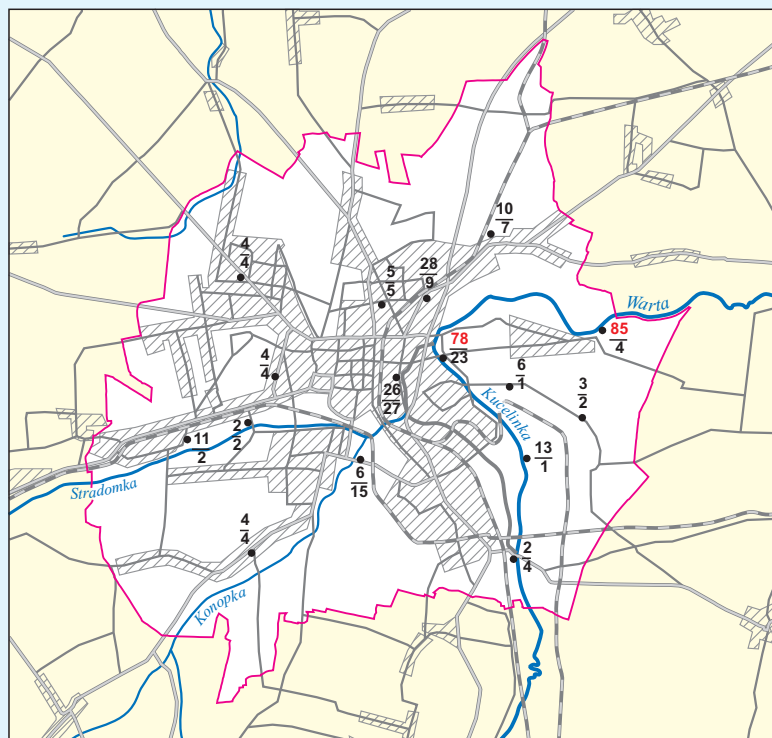
0 2 4 km

— granica miasta
urban border

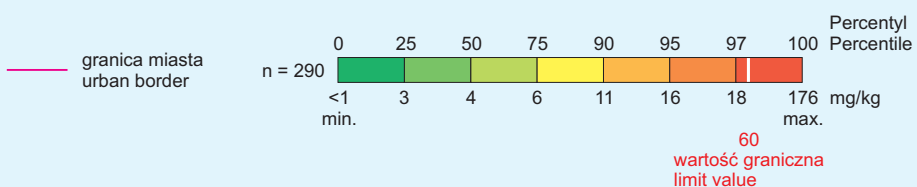
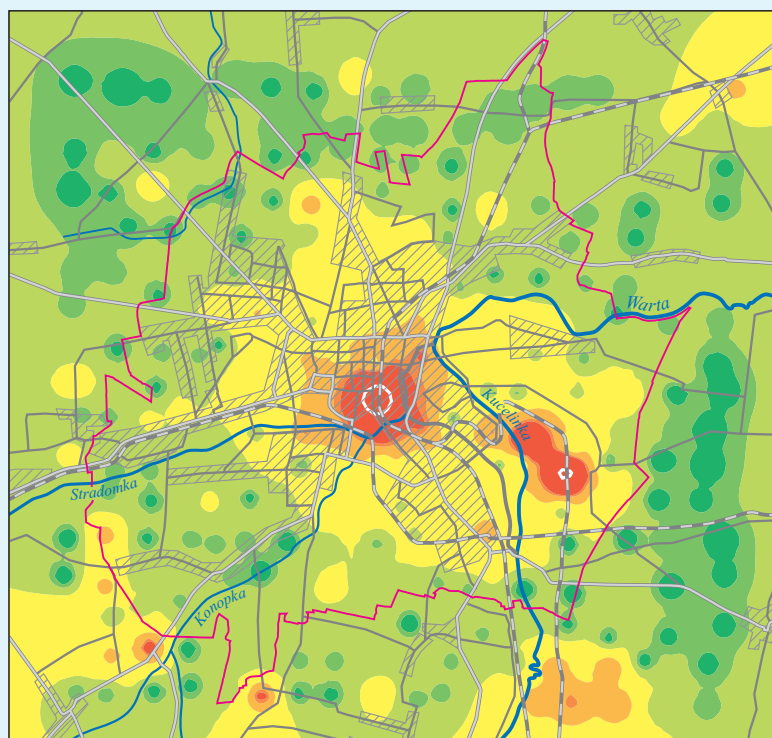


CZĘSTOCHOWA

Cu

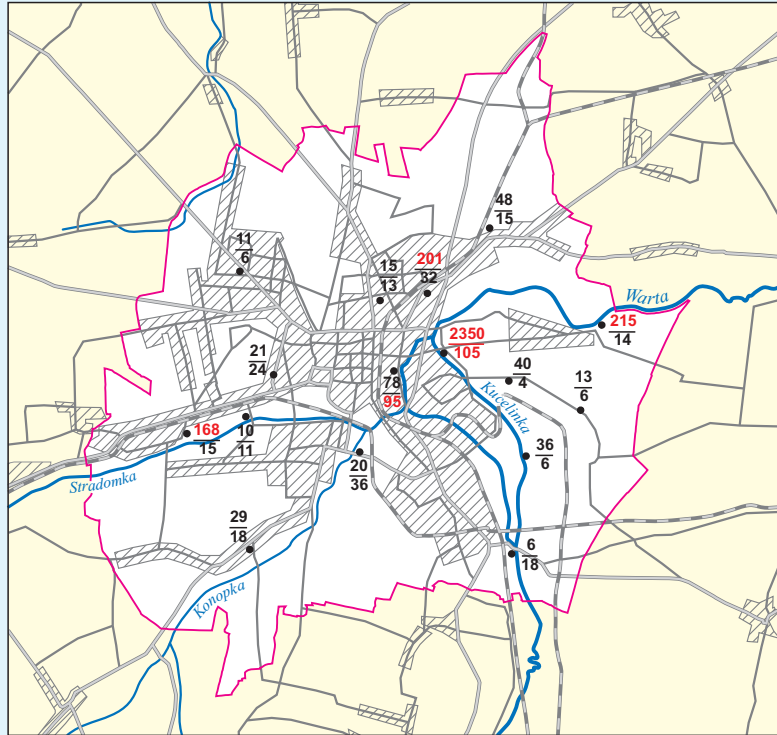


mg/kg
 • $\frac{26}{27}$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



CZĘSTOCHOWA

Pb



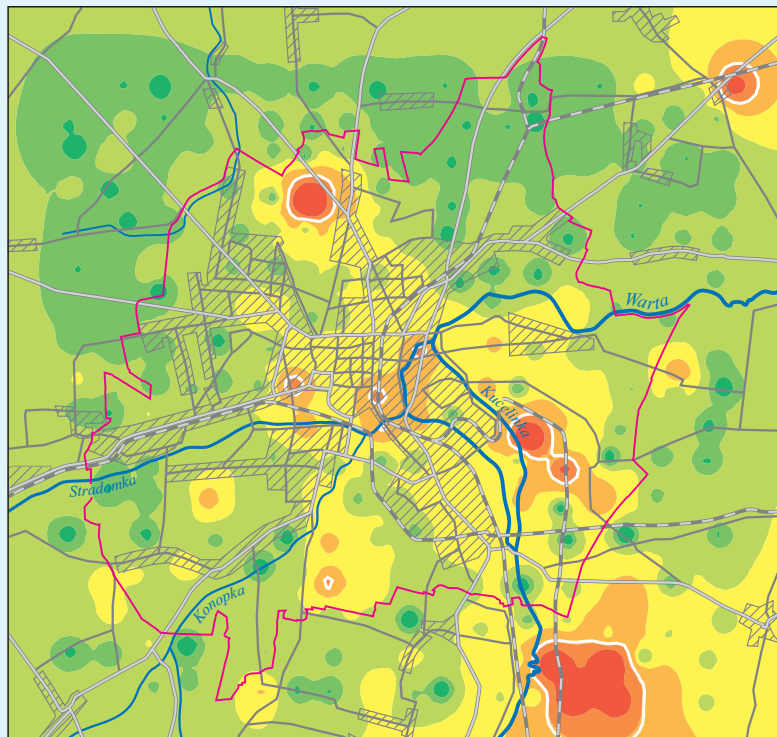
mg/kg

• 29
• 18

poziom 0,0–0,2 m ;
poziom 0,4–0,6 m ;

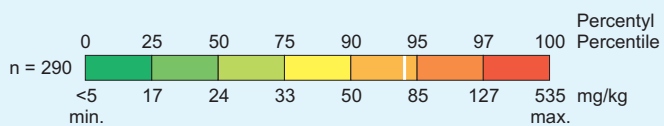
horizon 0.0–0.2 m
horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2 4 km

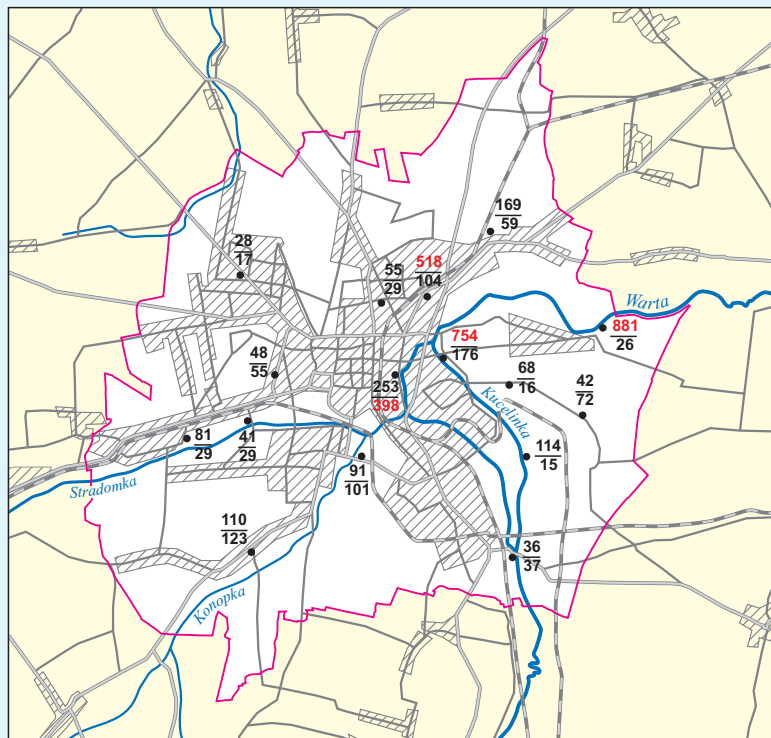
— granica miasta
urban border



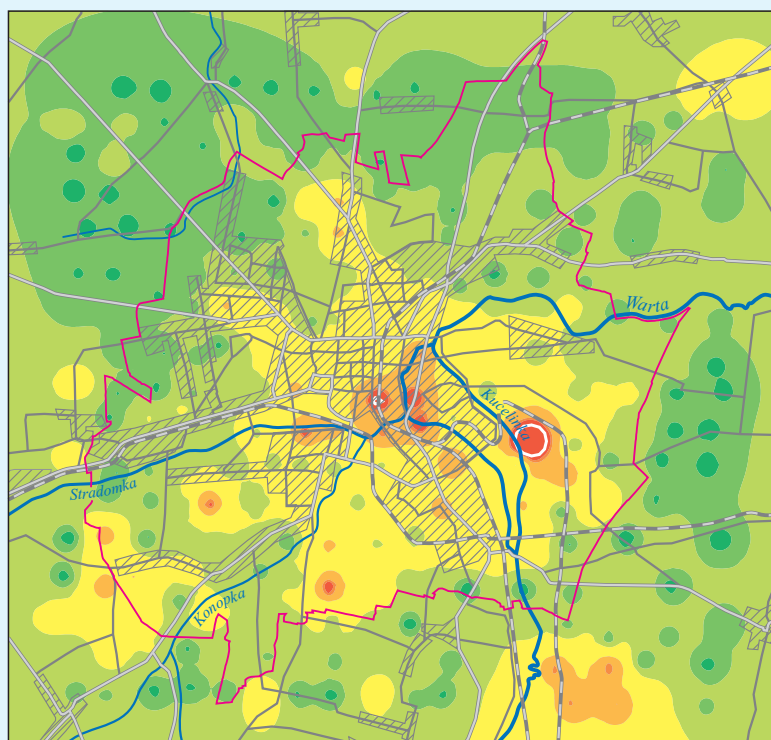
80
wartość graniczna
limit value

CZĘSTOCHOWA

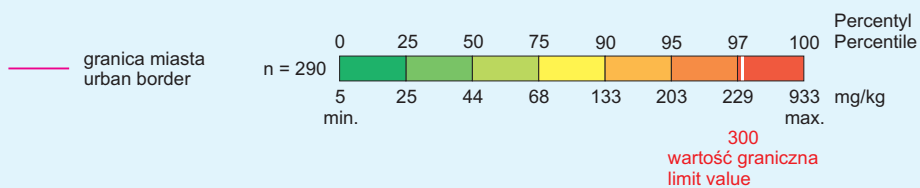
Zn



mg/kg
 • 110 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 123 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

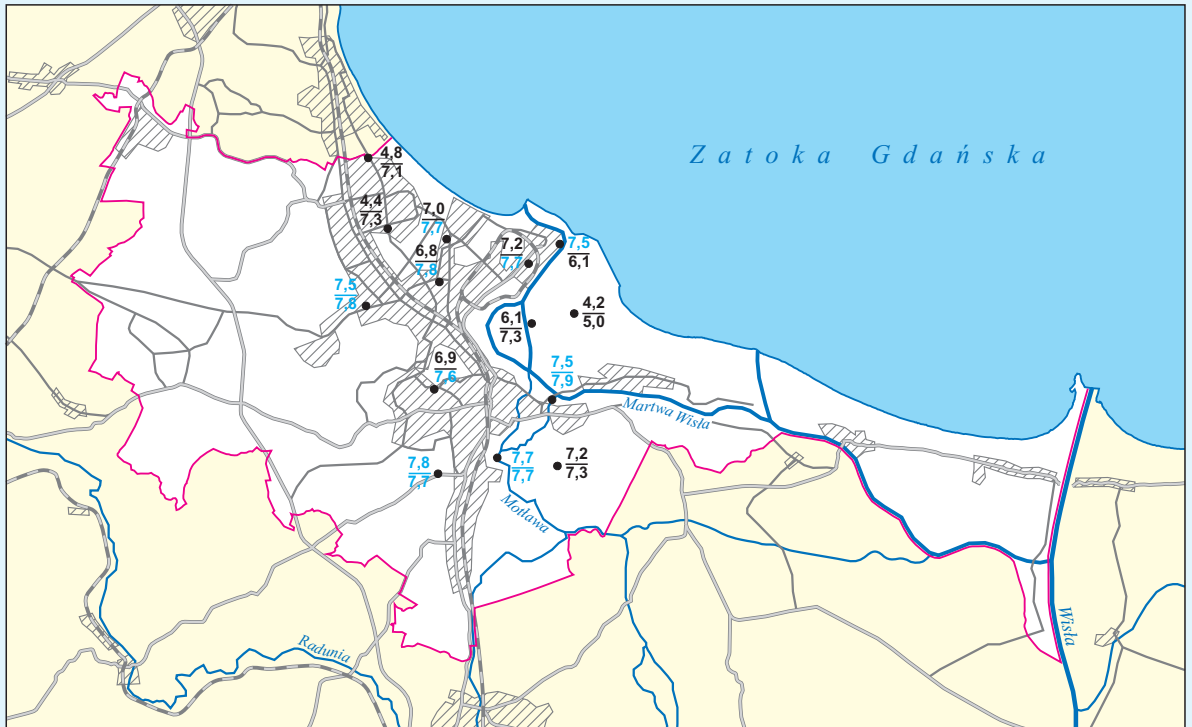


0 2 4 km



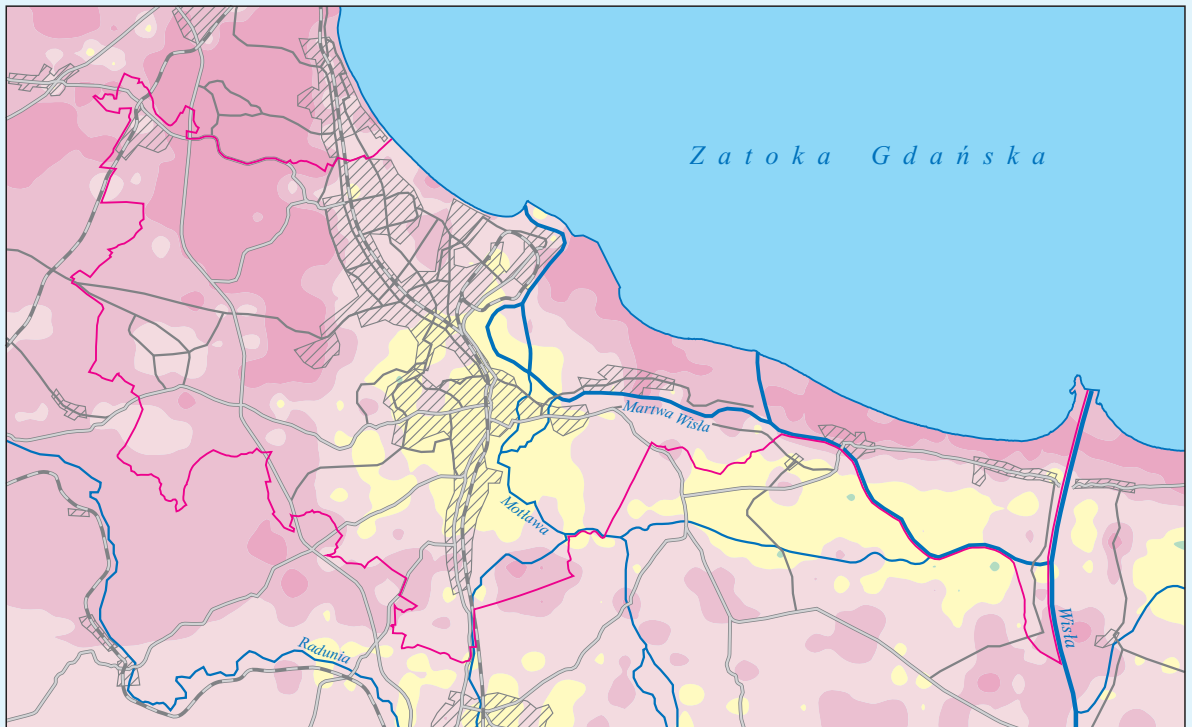
GDAŃSK

pH



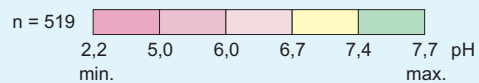
• 4,8 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 7,1 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction



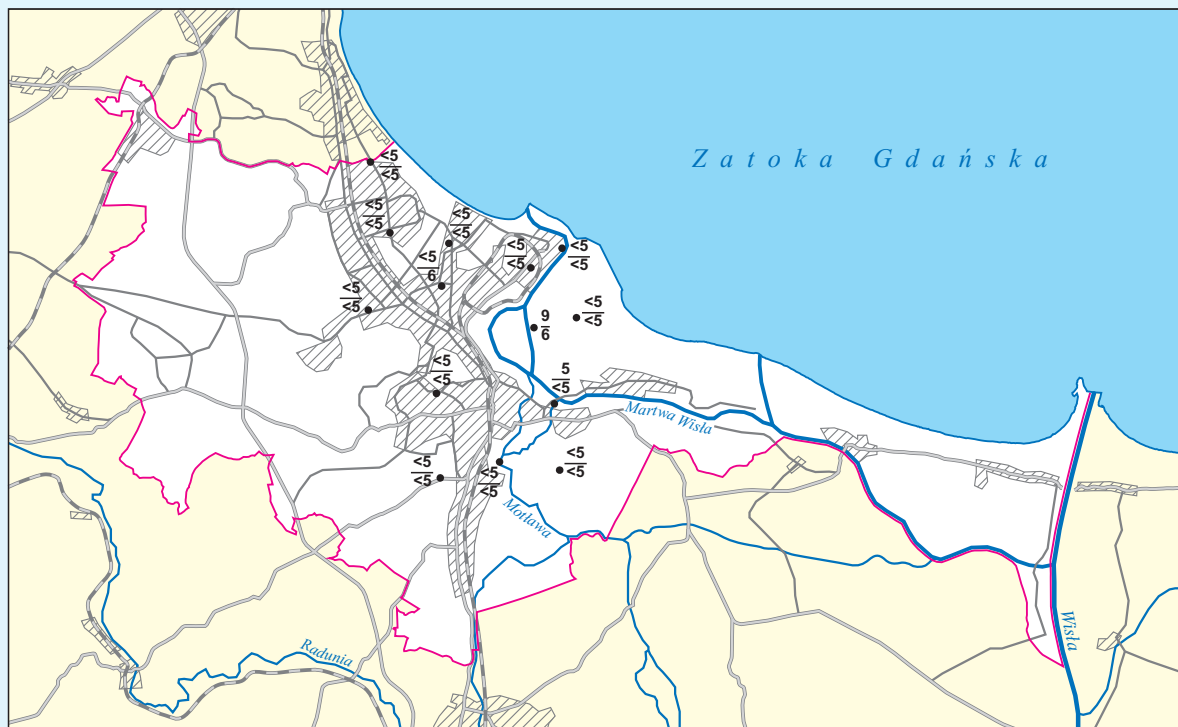
0 2,5 5 km

— granica miasta
urban border

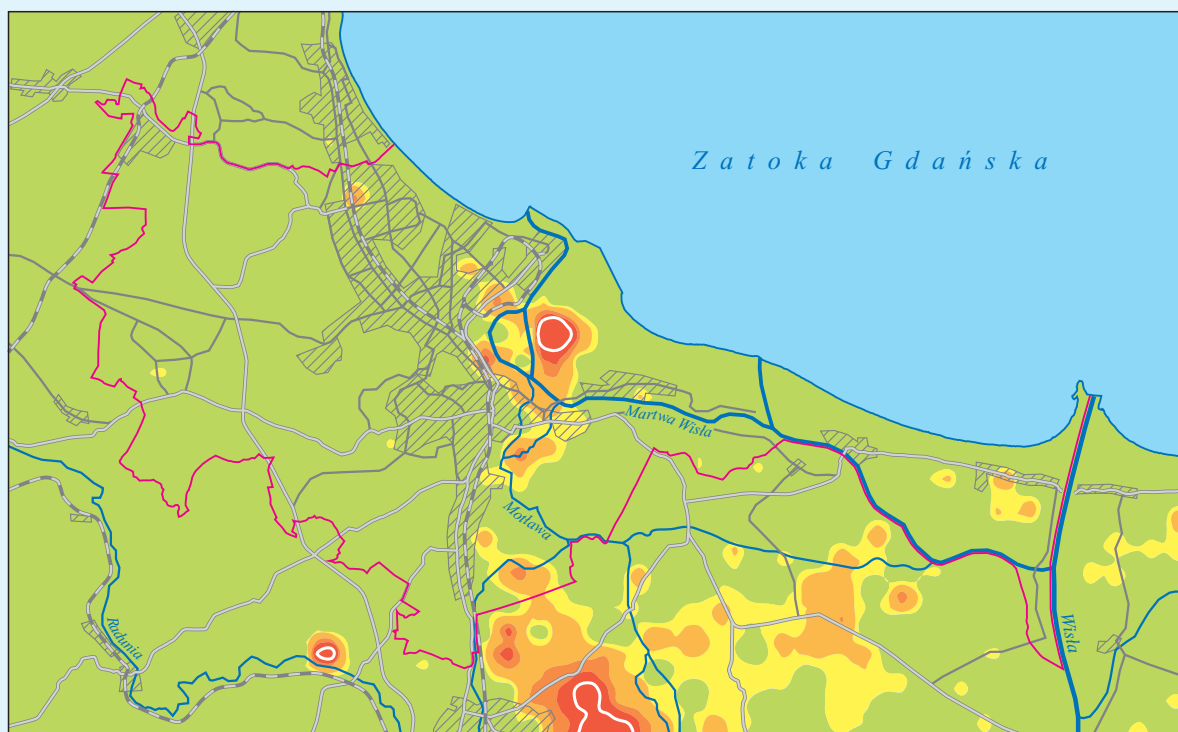


GDAŃSK

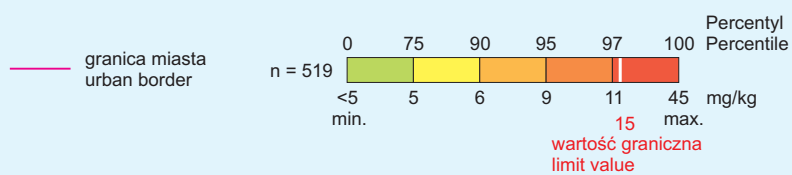
As



mg/kg
 ●₉ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 ●₆ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

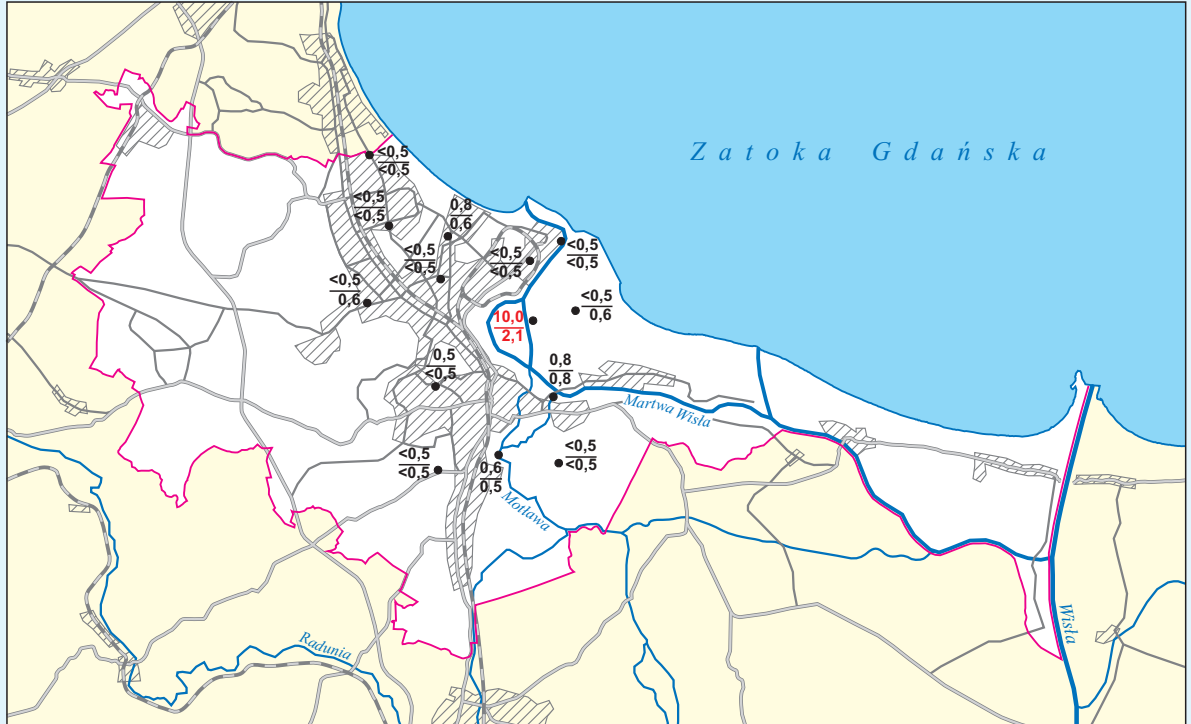


0 2,5 5 km



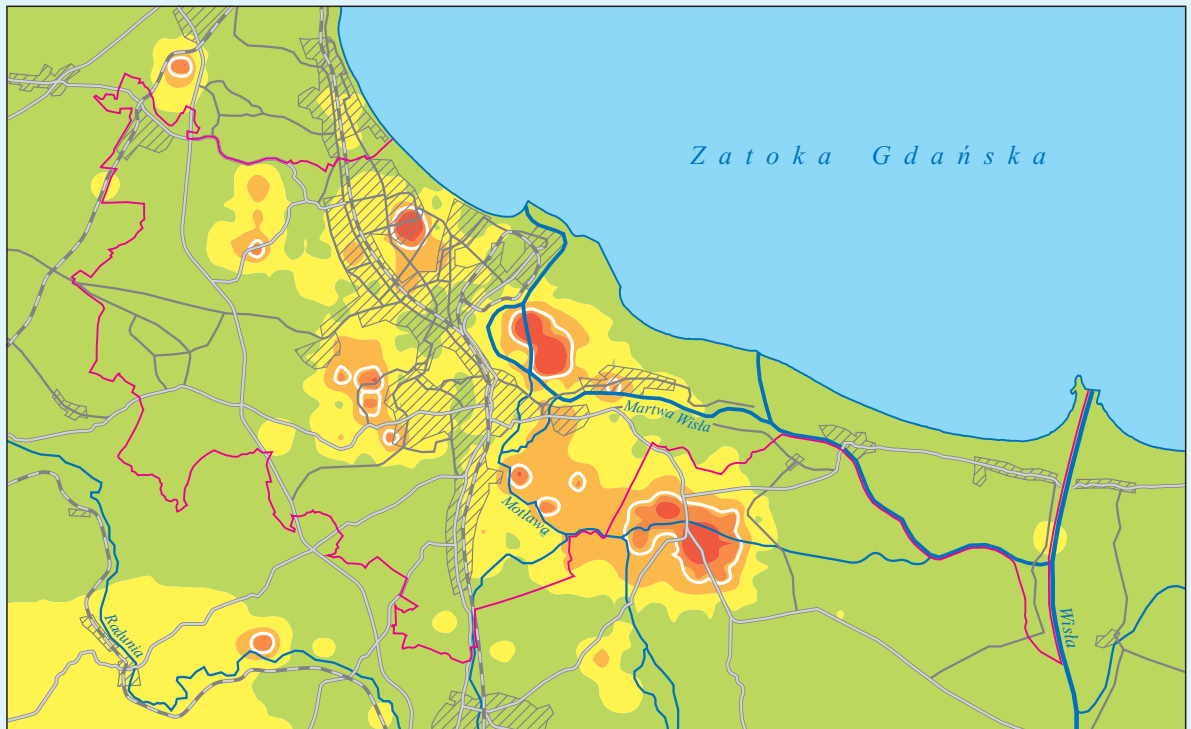
GDAŃSK

Cd

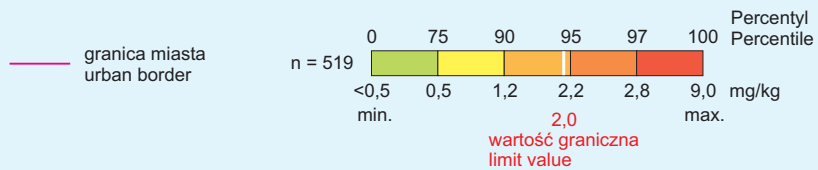


mg/kg
 • $<0,5$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • $<0,5$ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

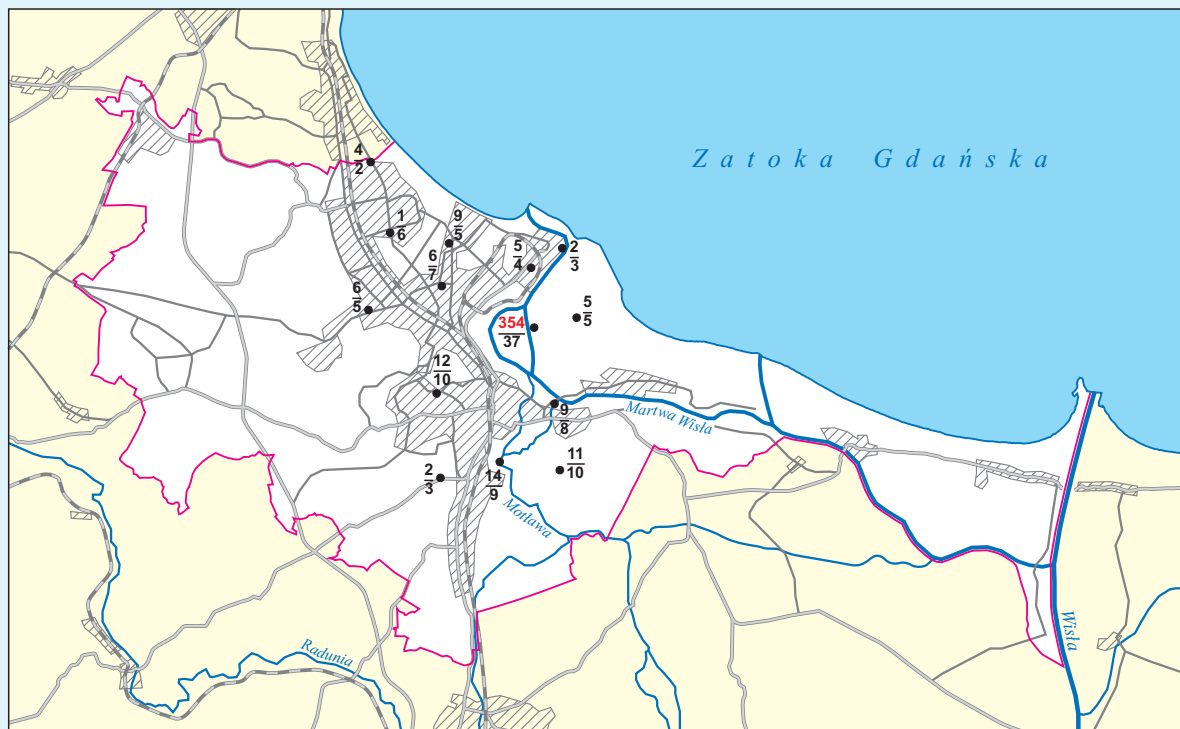


0 2,5 5 km



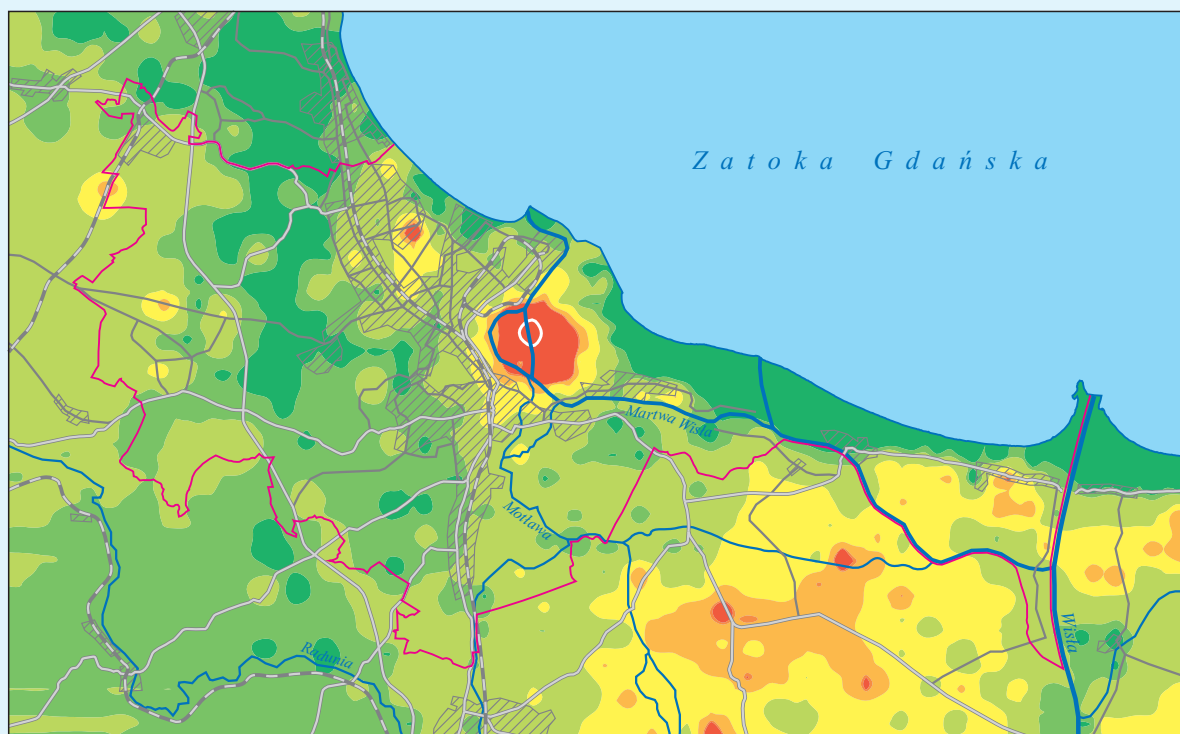
GDAŃSK

Cr

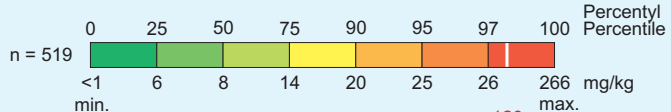


mg/kg
 • 12 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 10 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

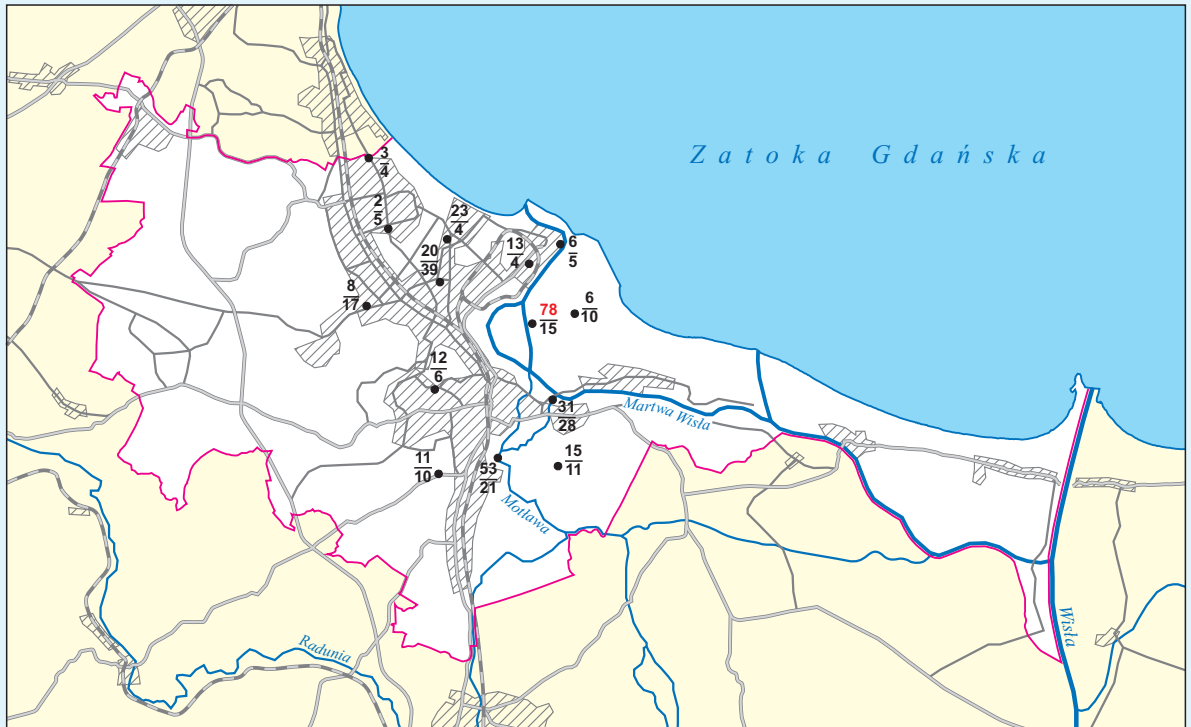


— granica miasta
 urban border



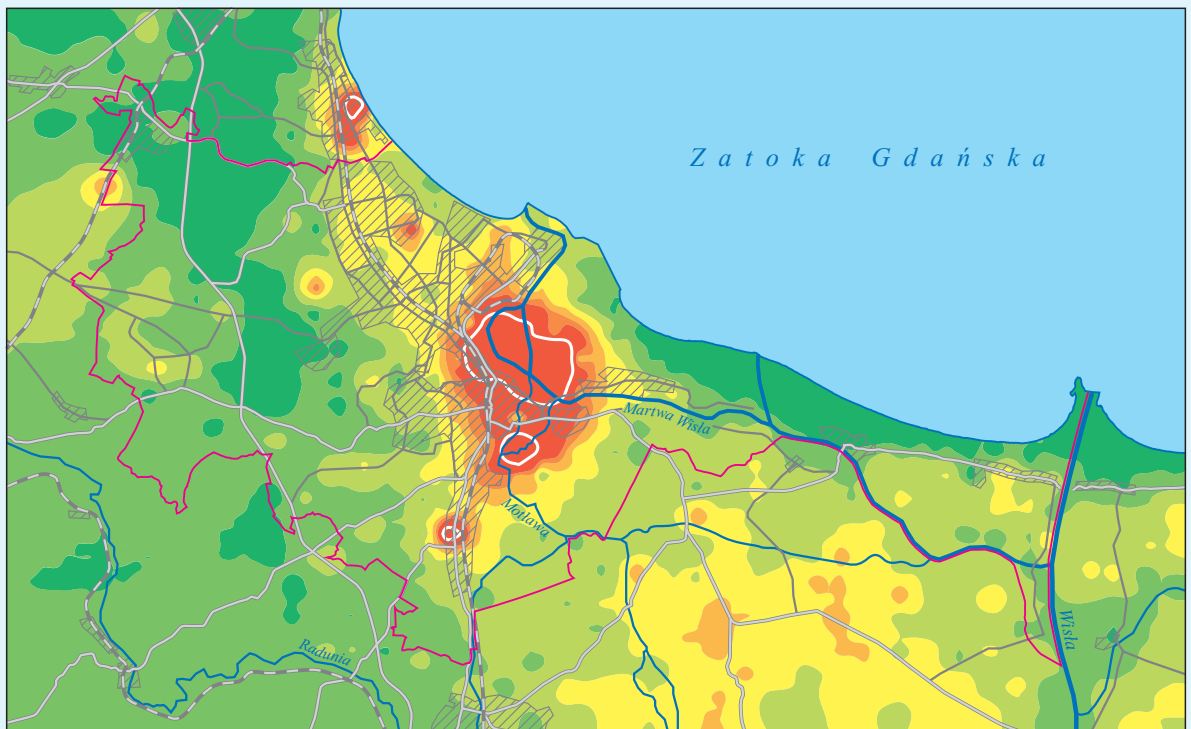
GDAŃSK

Cu



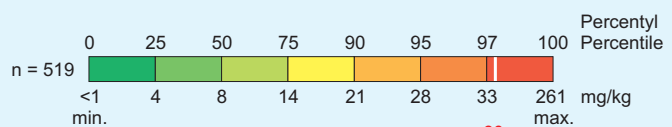
mg/kg
 • 20 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 39 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



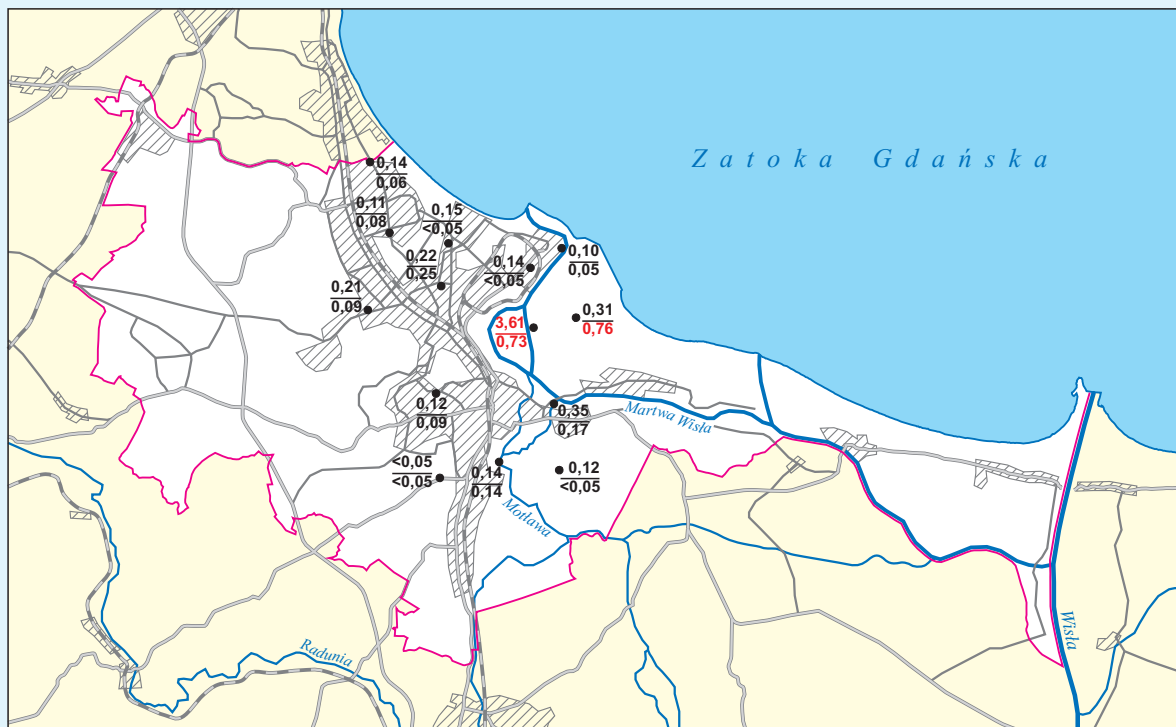
0 2,5 5 km

— granica miasta
urban border



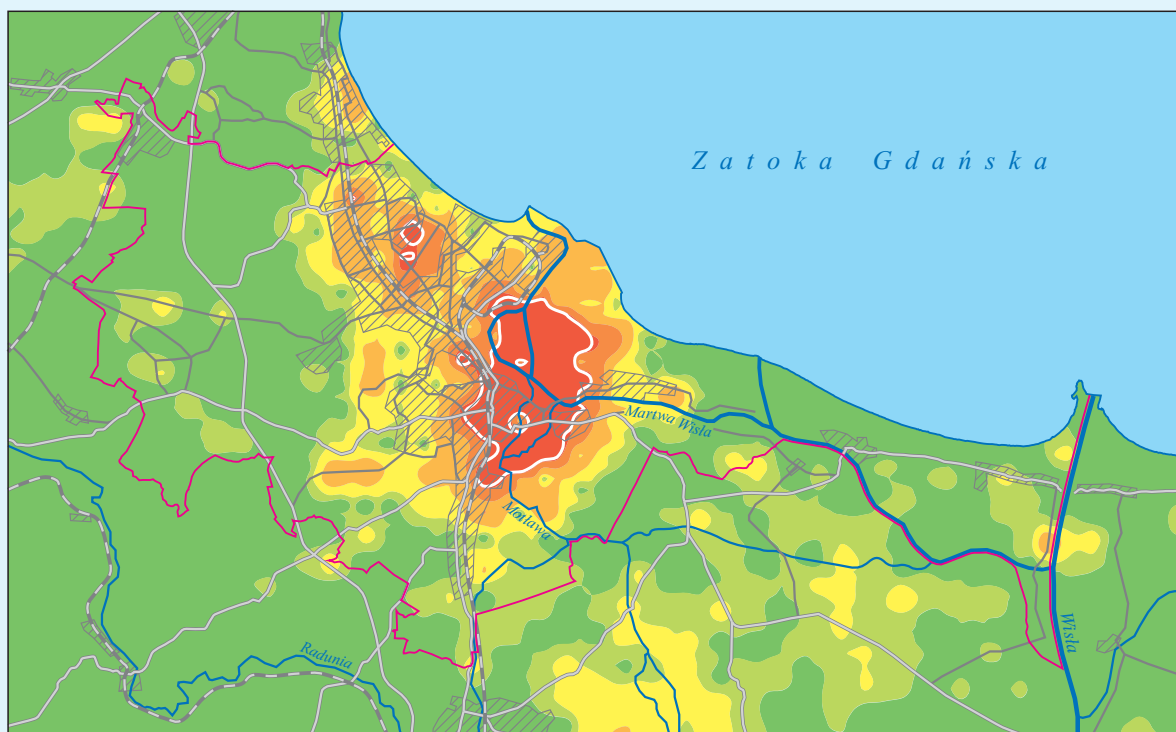
GDAŃSK

Hg

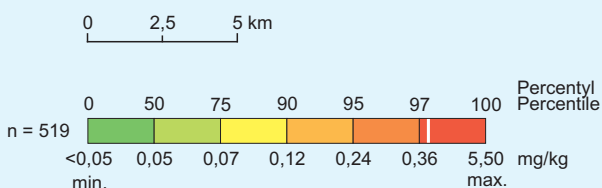


mg/kg
 • 0,21 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 0,09 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczy w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



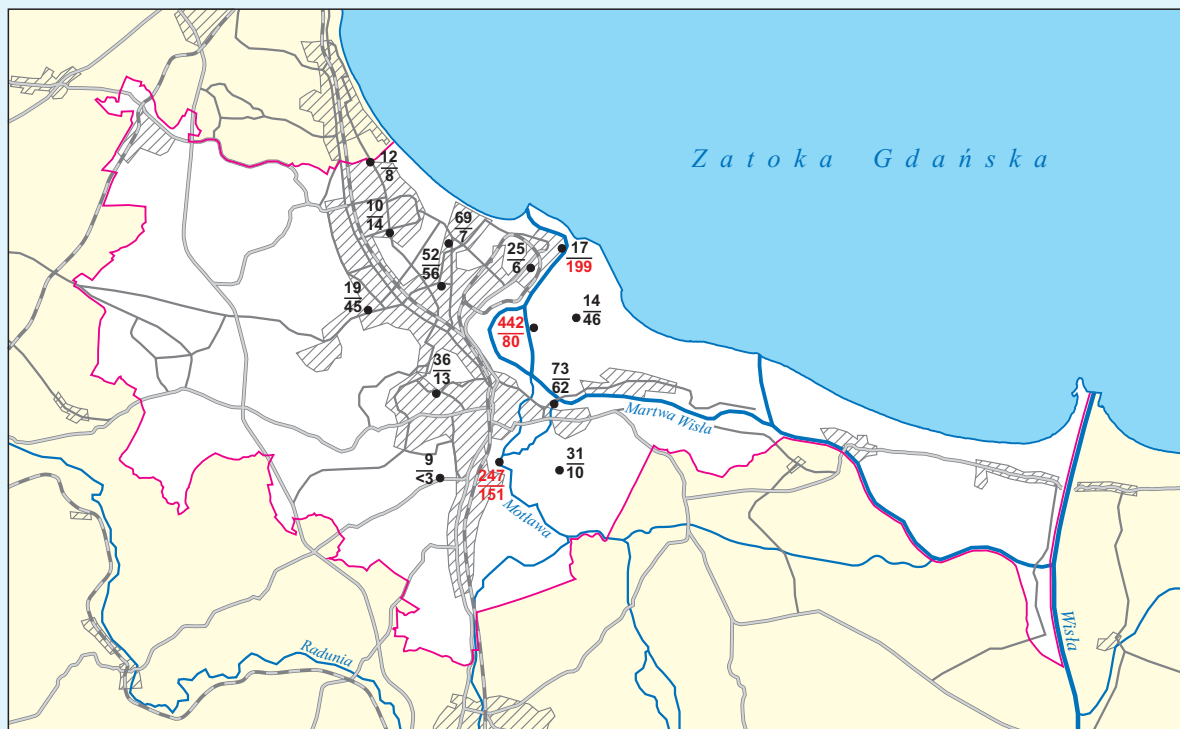
— granica miasta
 urban border



0,40
 wartość graniczna
 limit value

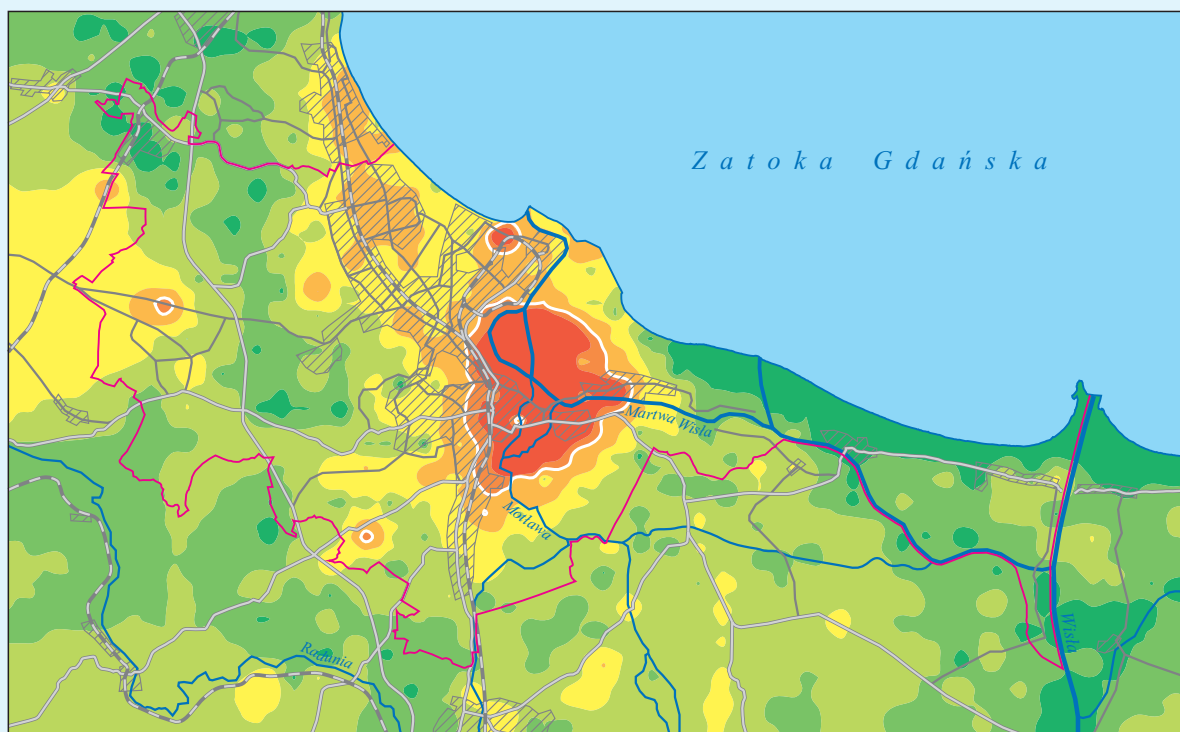
GDAŃSK

Pb



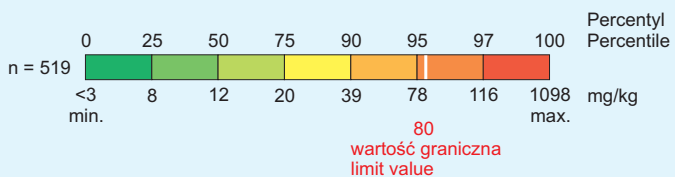
mg/kg
 • 14 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 46 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



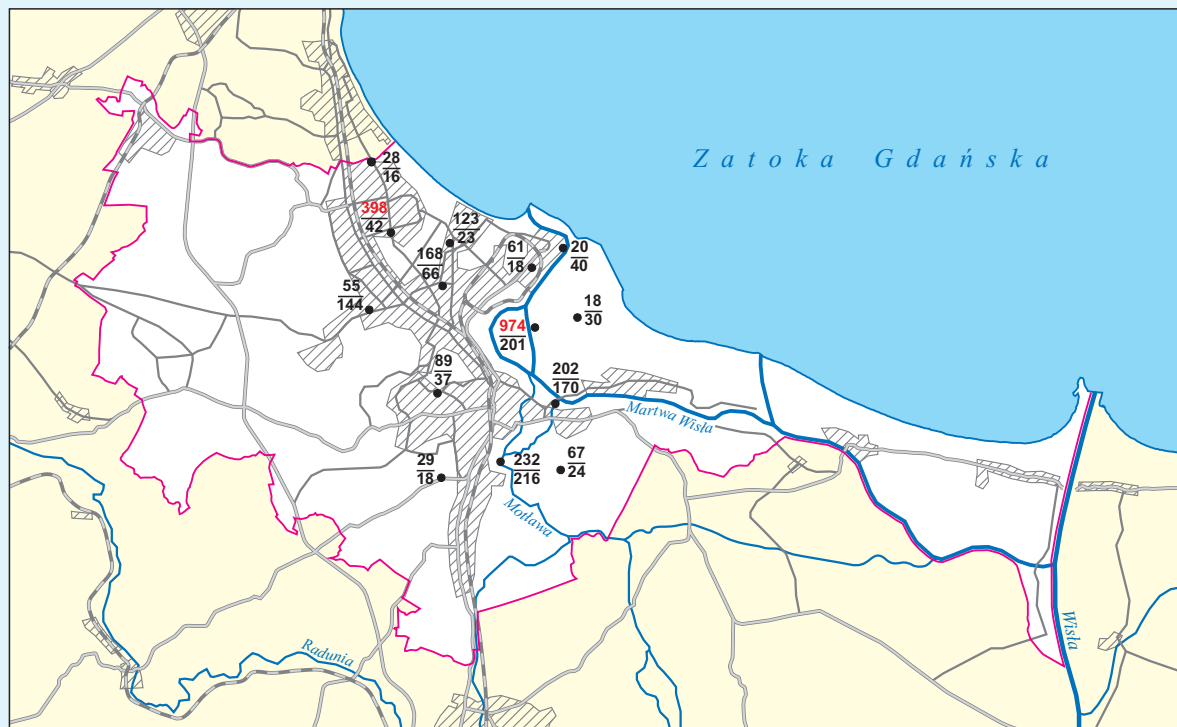
0 2,5 5 km

— granica miasta
urban border



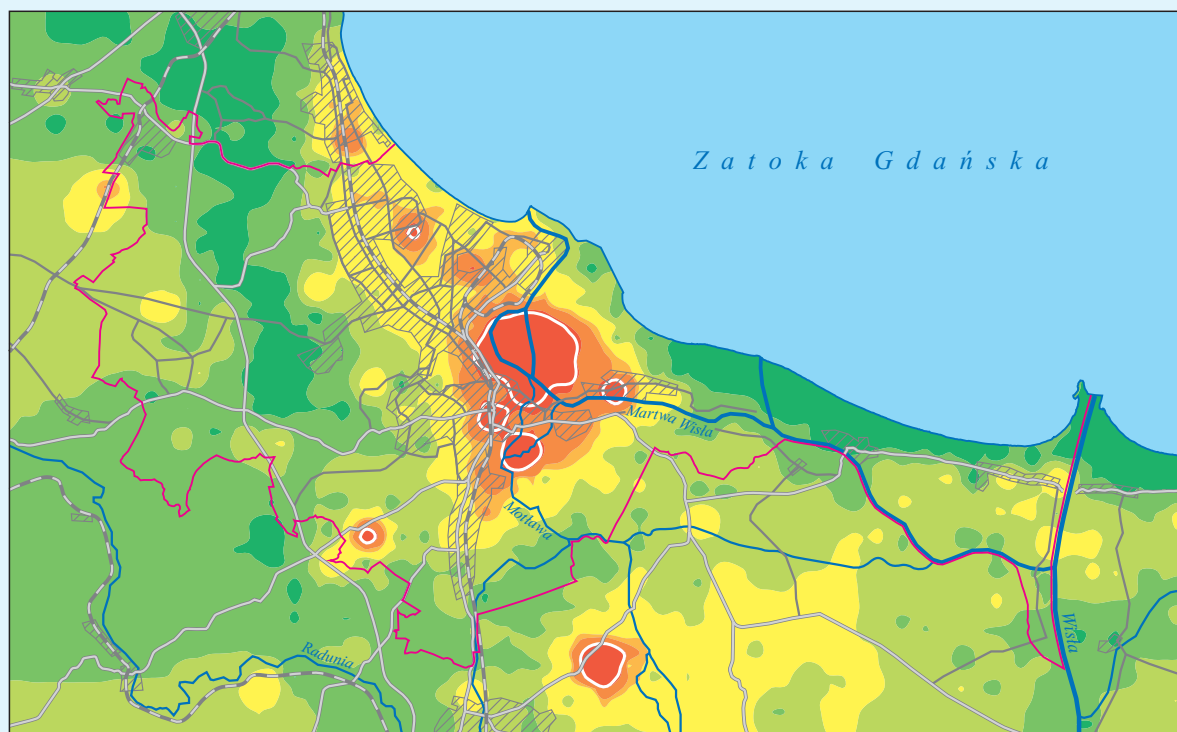
GDAŃSK

Zn



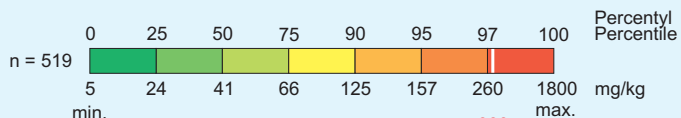
mg/kg
 • 232 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 216 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2,5 5 km

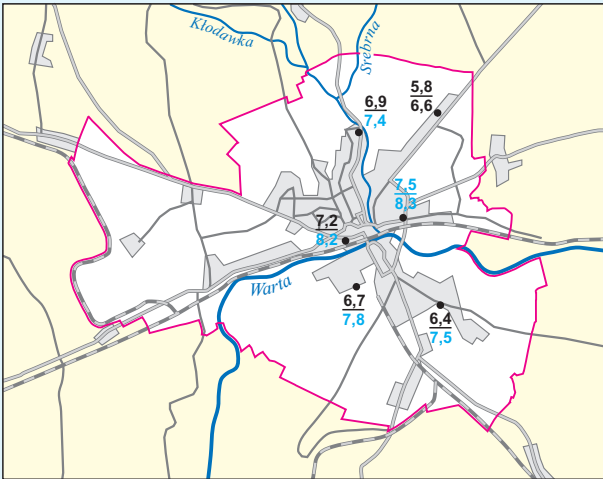
— granica miasta
 urban border



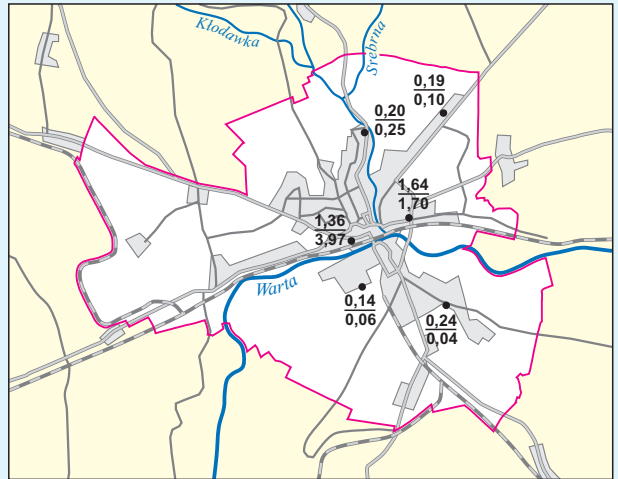
300
 wartość graniczna
 limit value

GORZÓW WIELKOPOLSKI

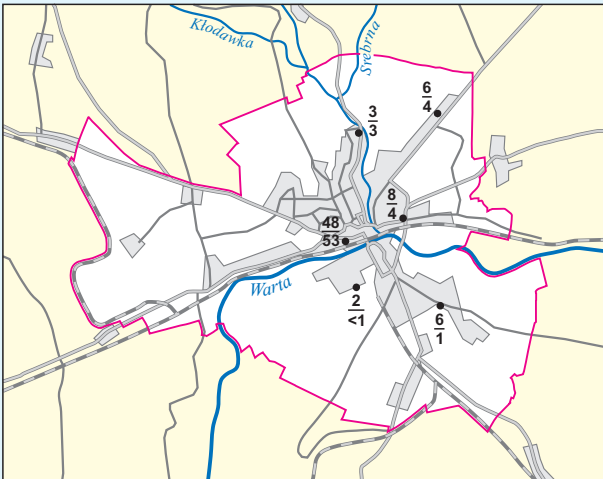
pH



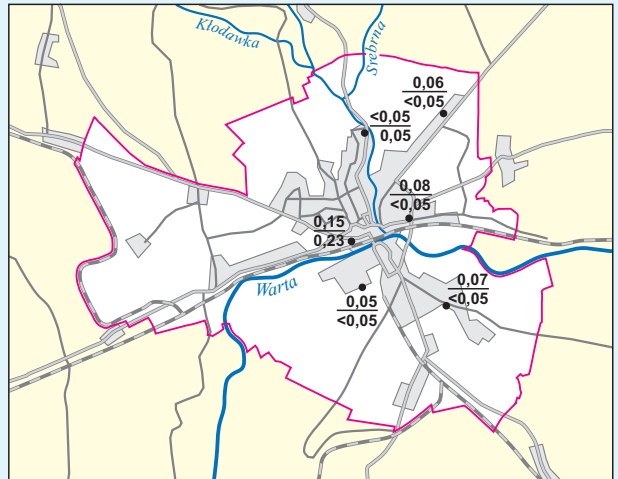
Ca %



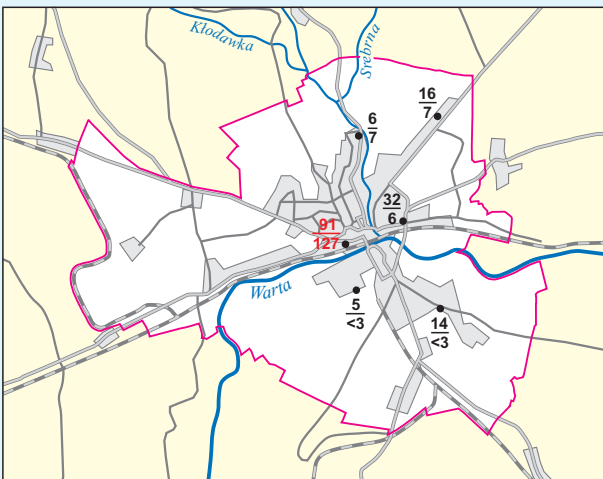
Cu mg/kg



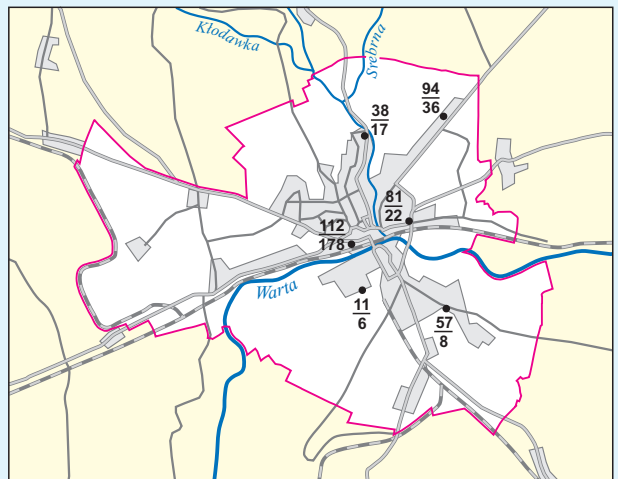
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



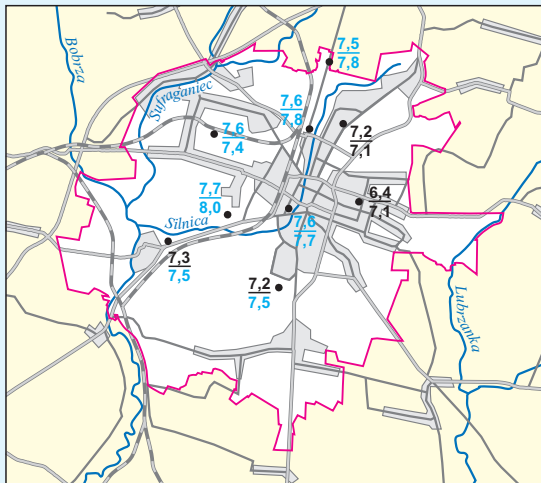
0 2 4 km

- 16/7 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 7/4 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

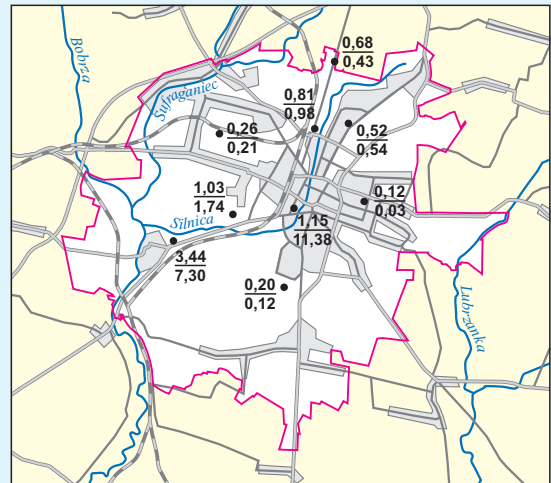
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
Figures printed in red represent exceeding of limit values
Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
Figures printed in blue represent alkaline reaction

KIELCE

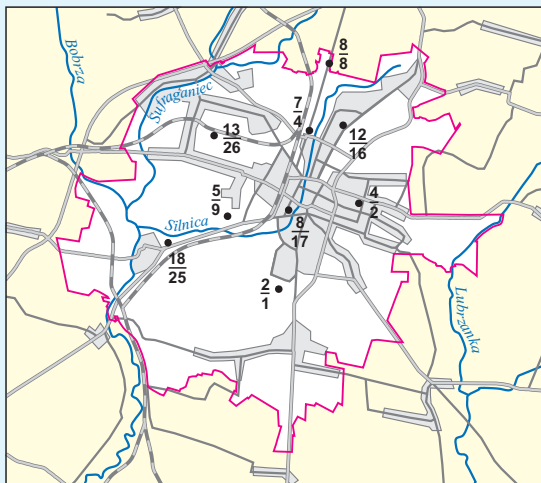
pH



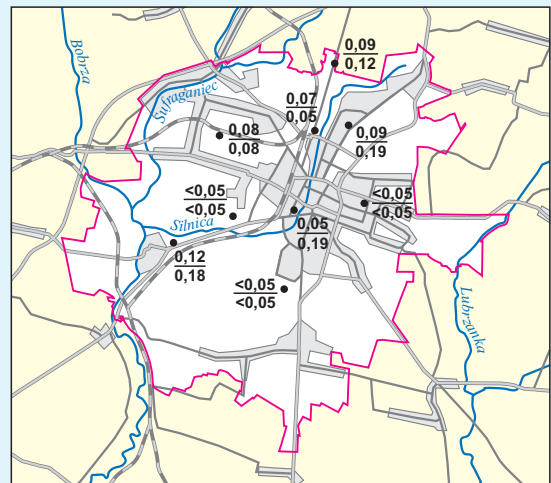
Ca %



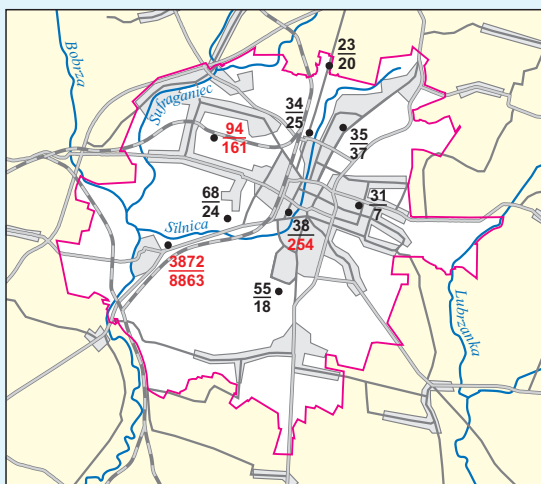
Cu mg/kg



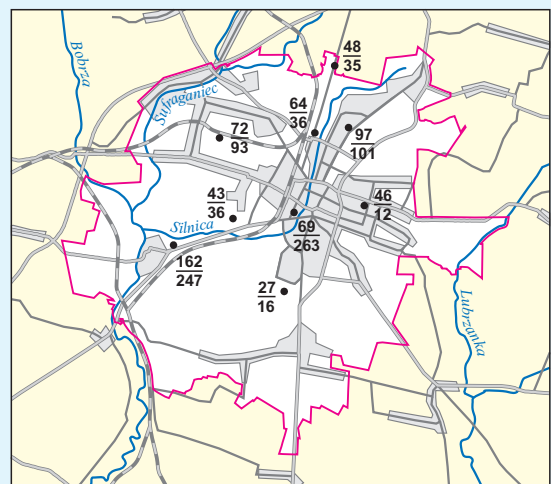
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



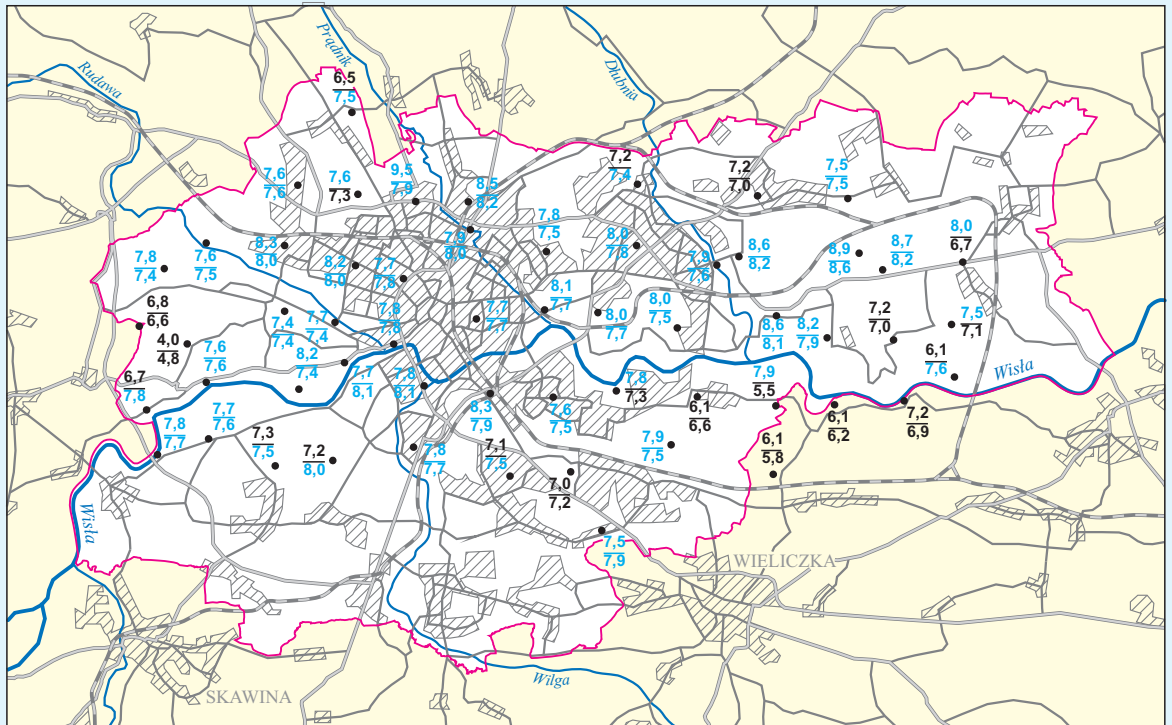
0 2,5 5 km

- 55 zawartość, poziom 0,0–0,2 m , contents, horizon 0.0–0.2 m
- 18 zawartość, poziom 0,4–0,6 m , contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

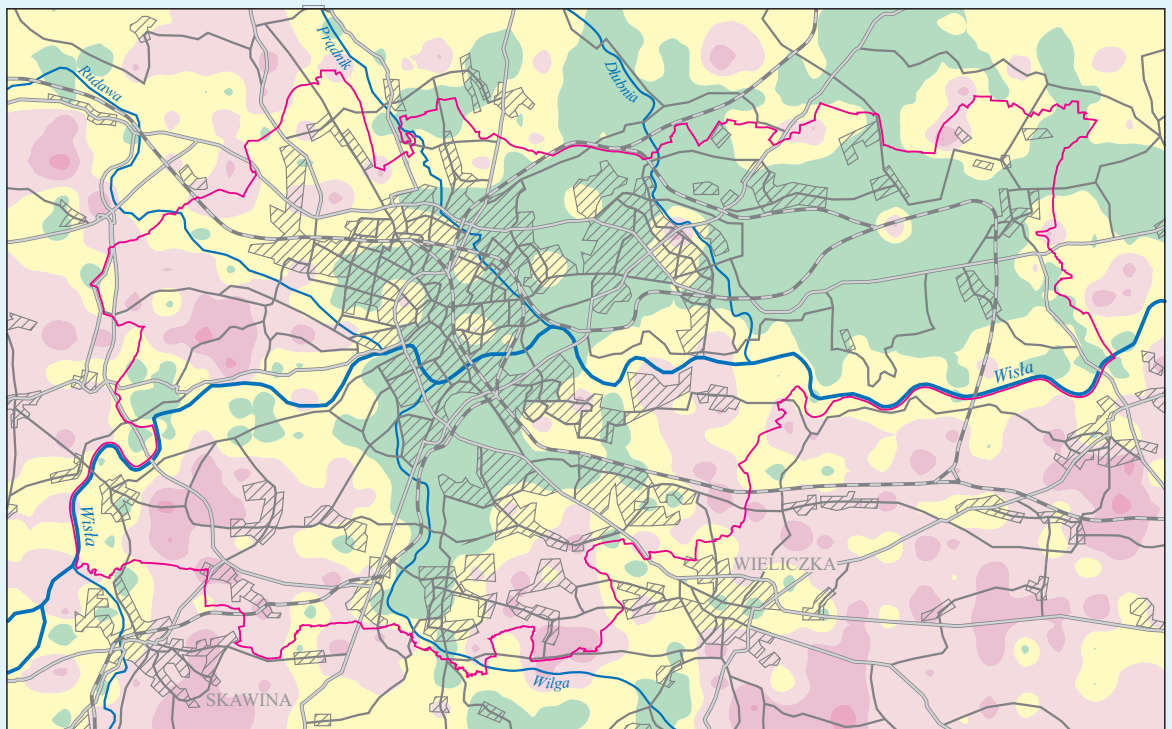
KRAKÓW

pH



• 6,8 poziom 0,0–0,2 m horizon 0.0–0.2 m
 • 6,6 poziom 0,4–0,6 m horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction



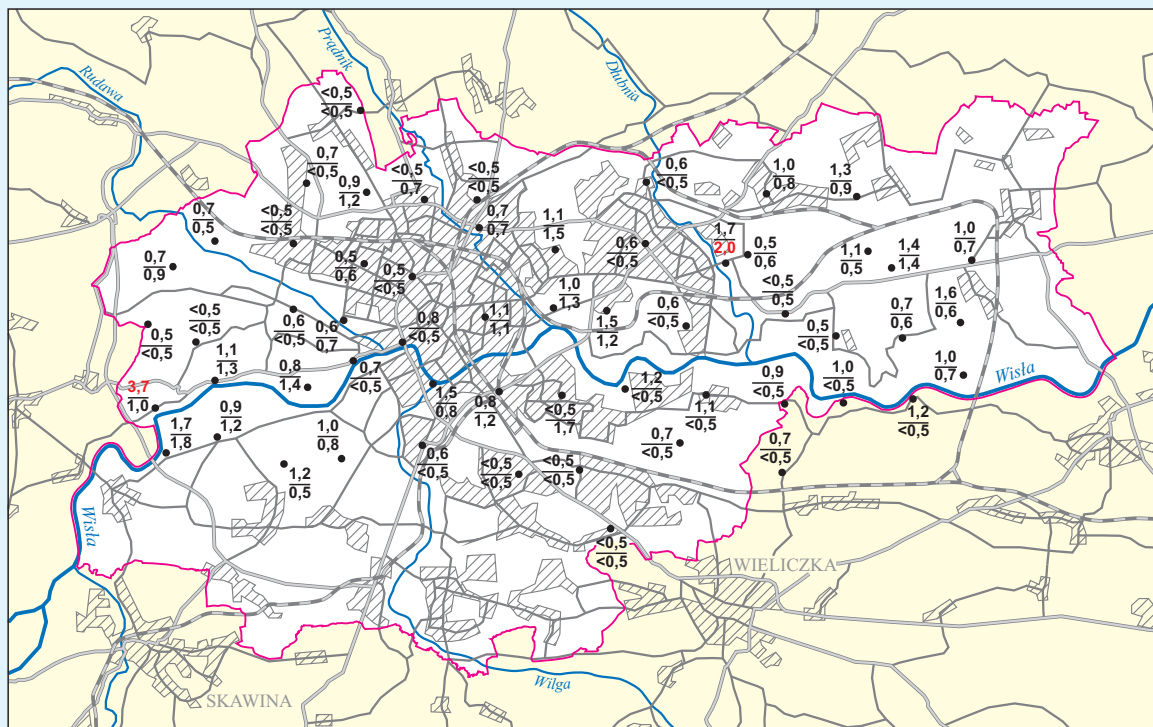
0 2 4 km

— granica miasta
urban border

n = 649
 4,1 5,0 6,0 6,7 7,4 9,5 pH
 min. max.

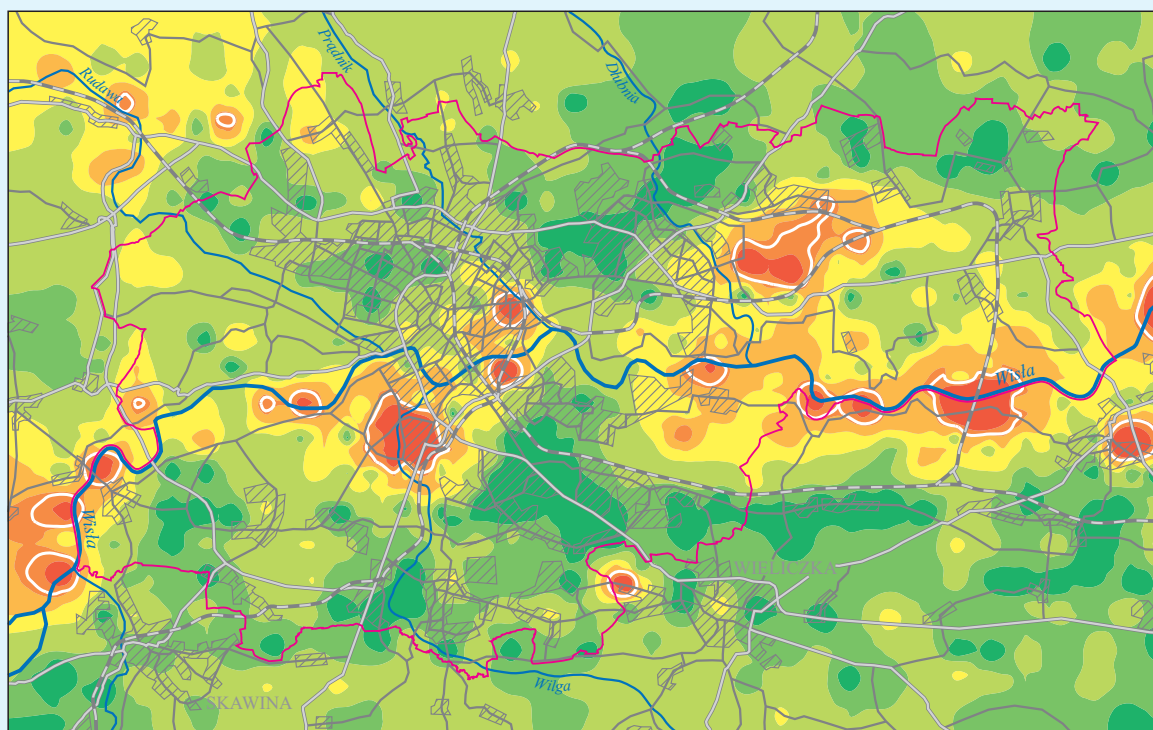
KRAKÓW

Cd



mg/kg
 • 0,7 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 0,9 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

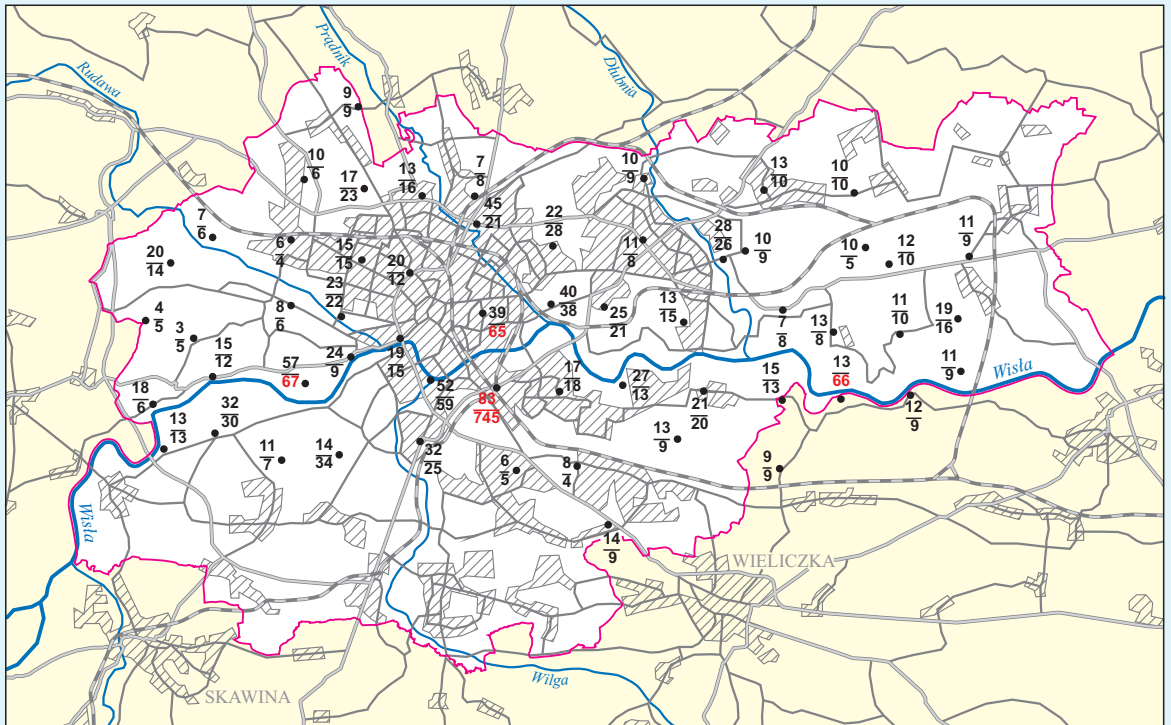


0 2 4 km



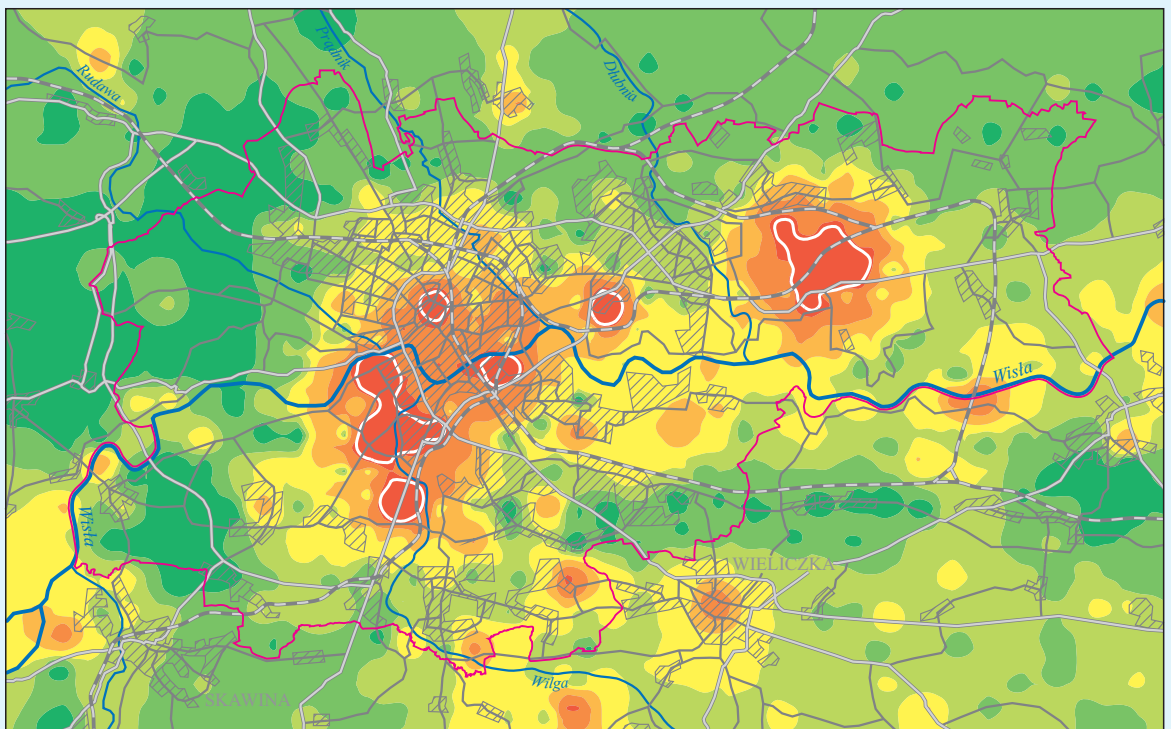
KRAKÓW

Cu

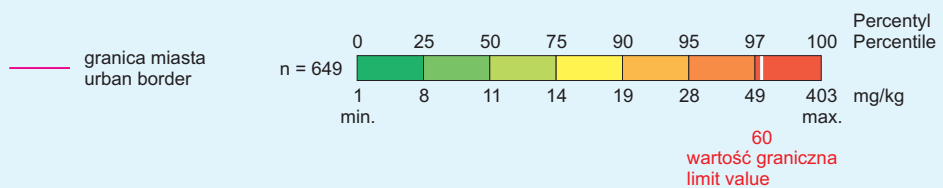


mg/kg
 • 14 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 34 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

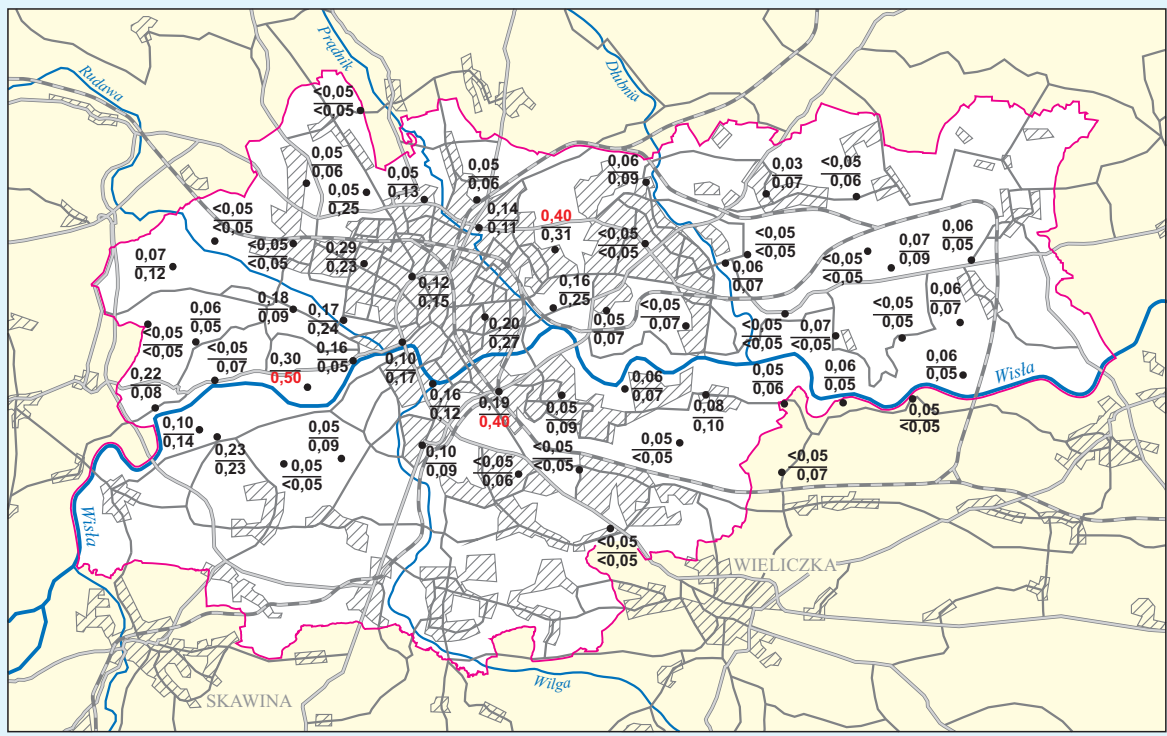


0 2 4 km



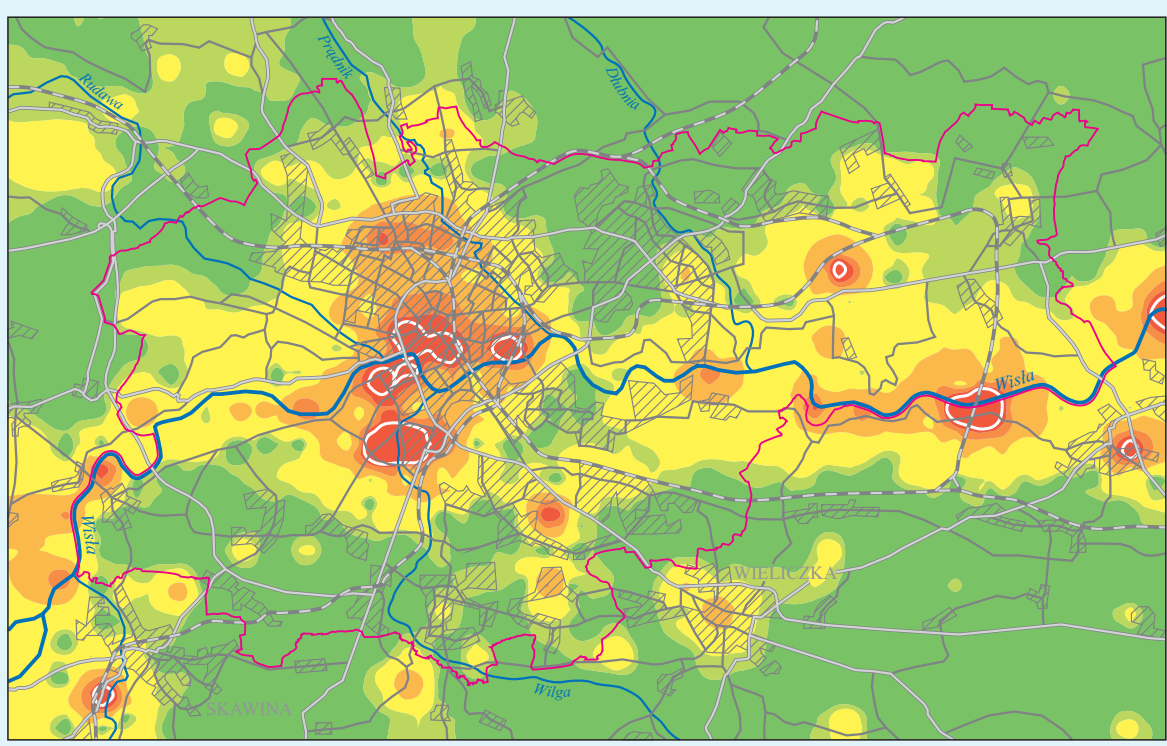
KRAKÓW

Hg

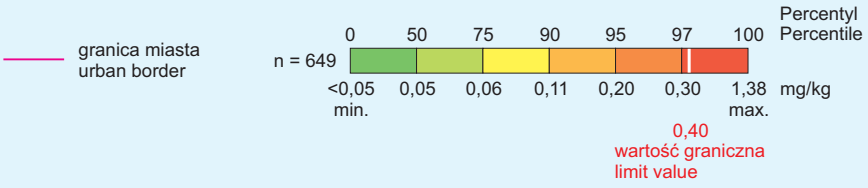


mg/kg
 • 0,23 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 0,23 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

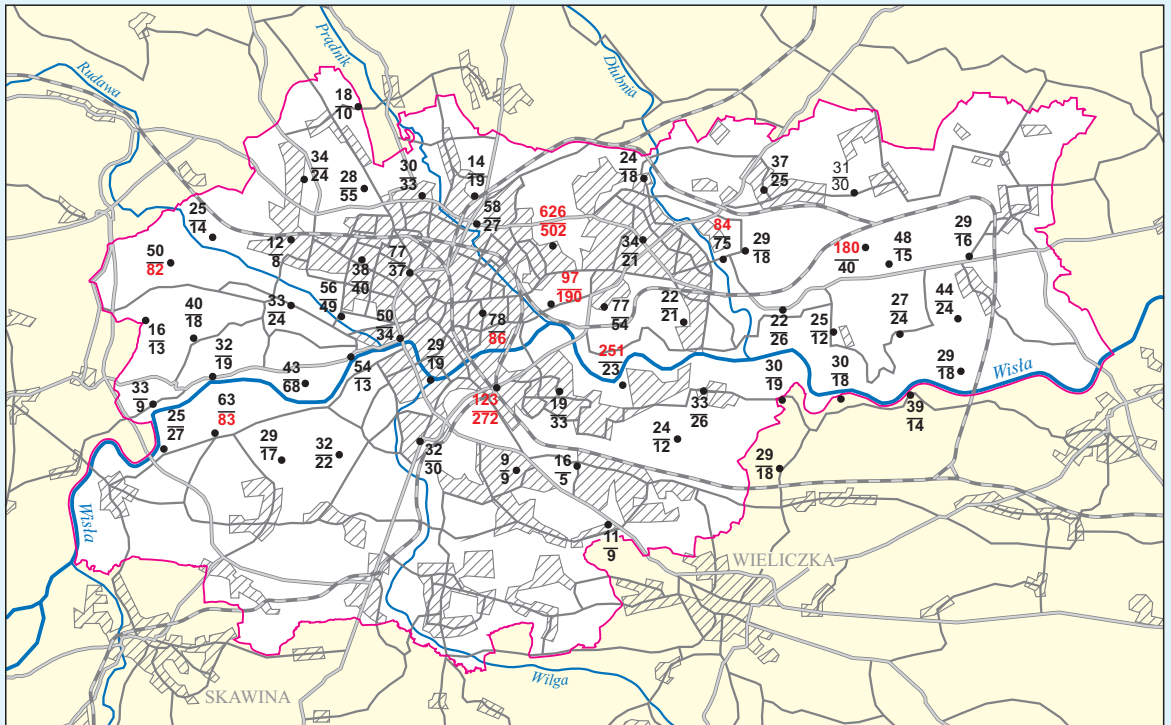


0 2 4 km



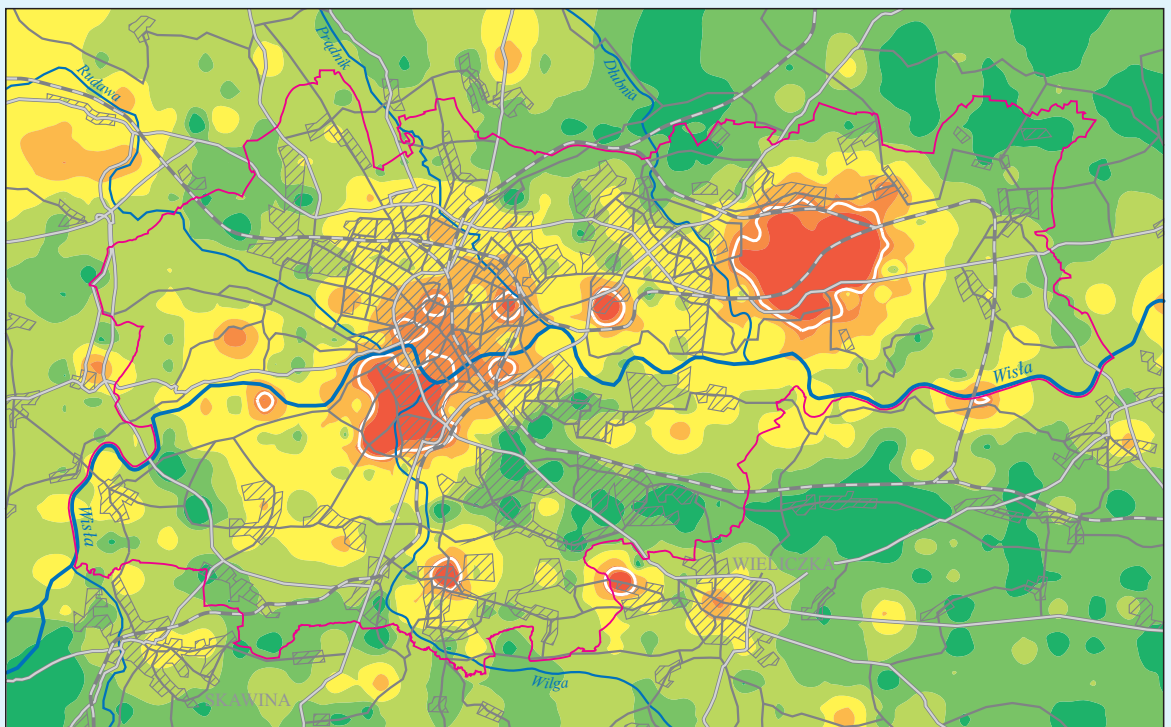
KRAKÓW

Pb

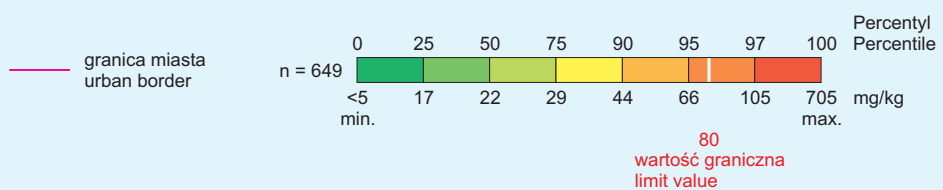


mg/kg
 • 63 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 83 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

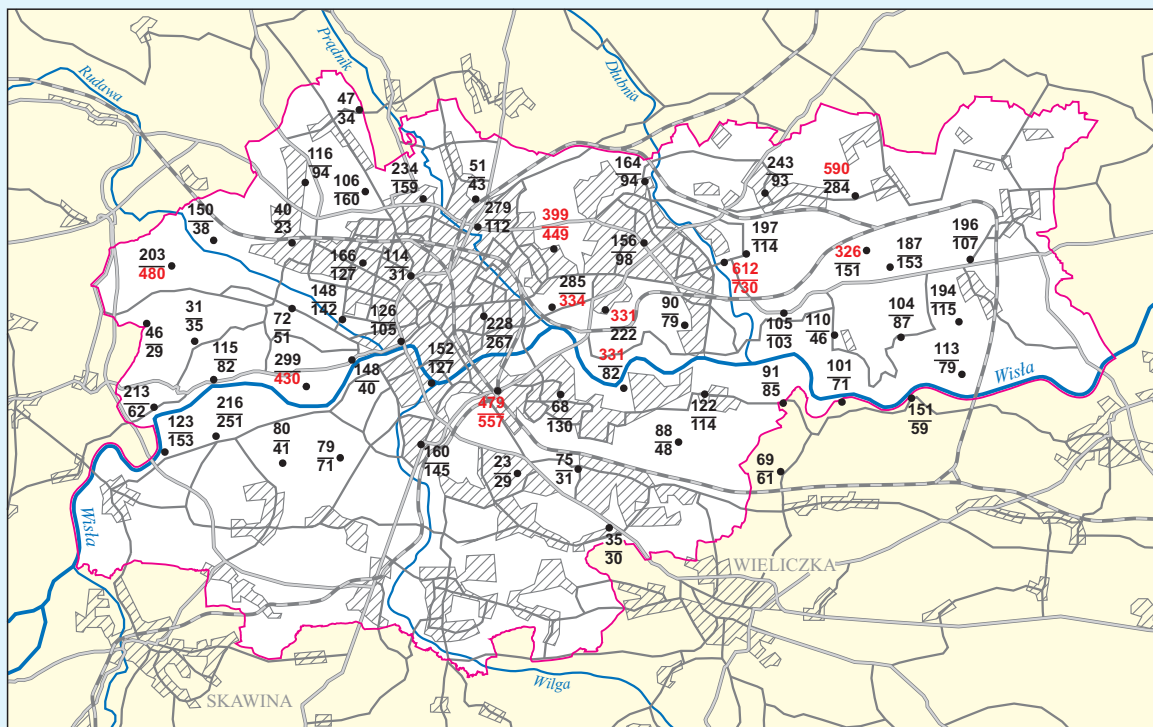


0 2 4 km



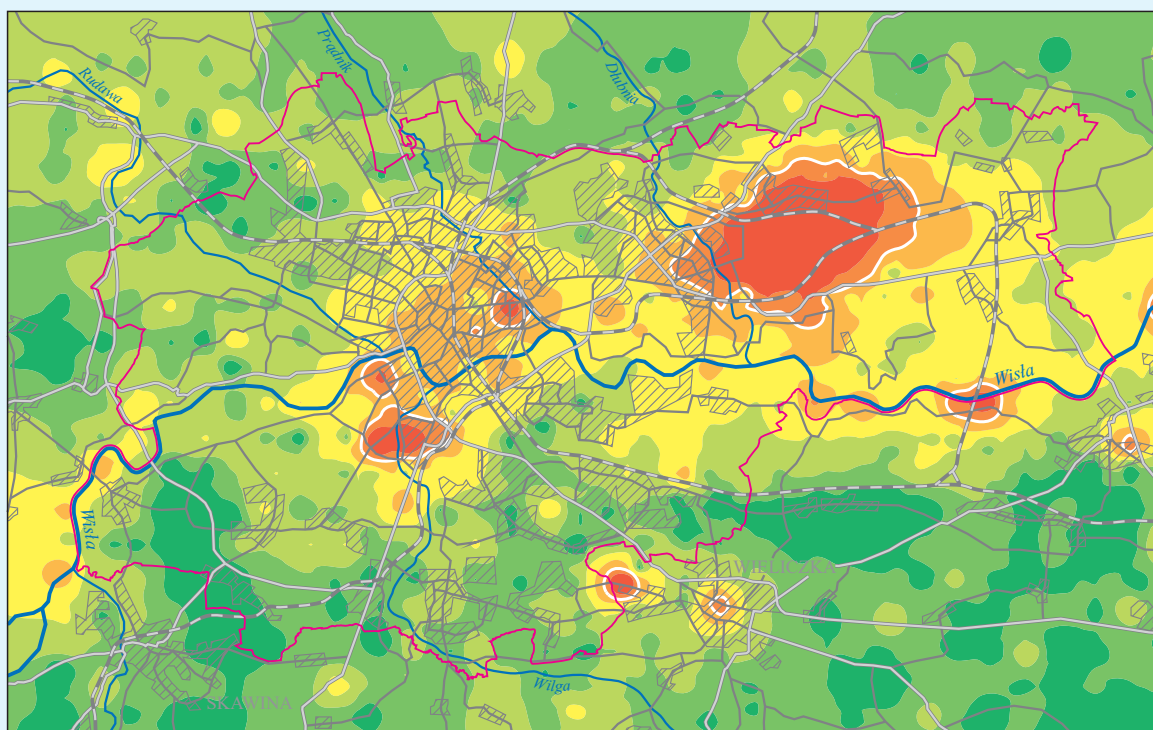
KRAKÓW

Zn

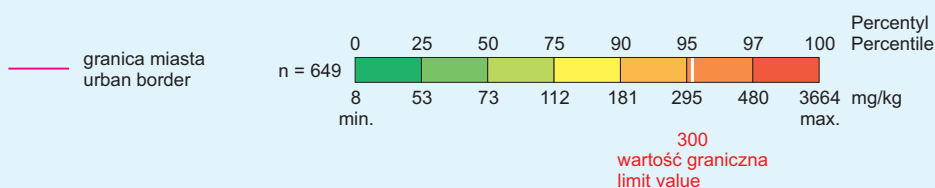


mg/kg
 • 80 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 41 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

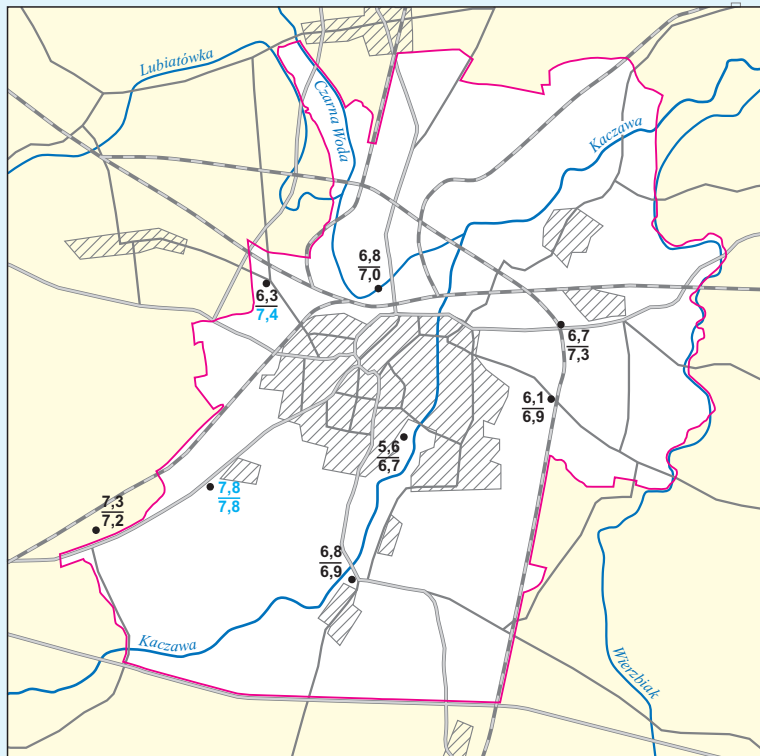


0 2 4 km



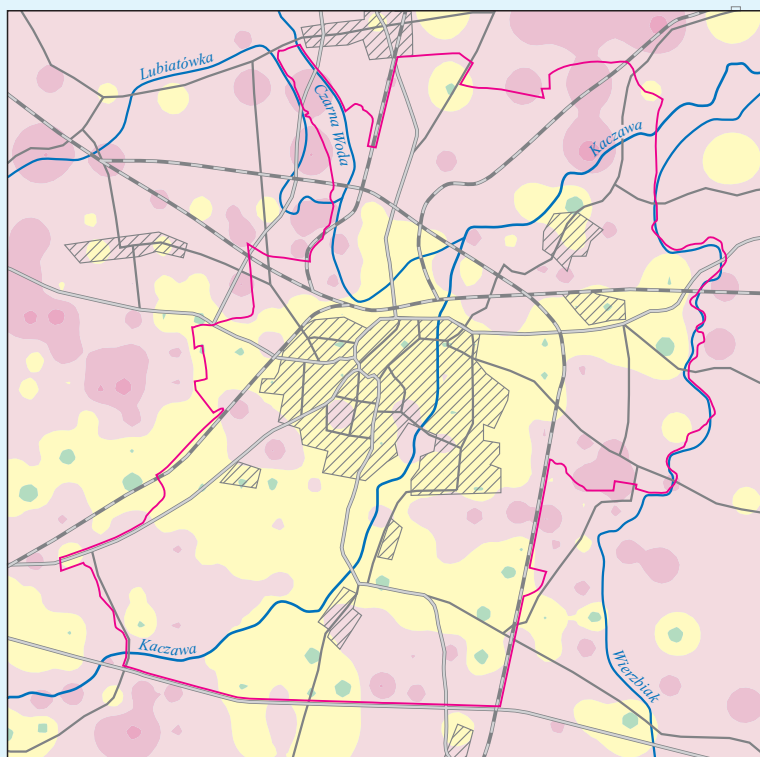
LEGNICA

pH



• 6,8 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 6,9 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction



0 1 2 km

— granica miasta
 urban border

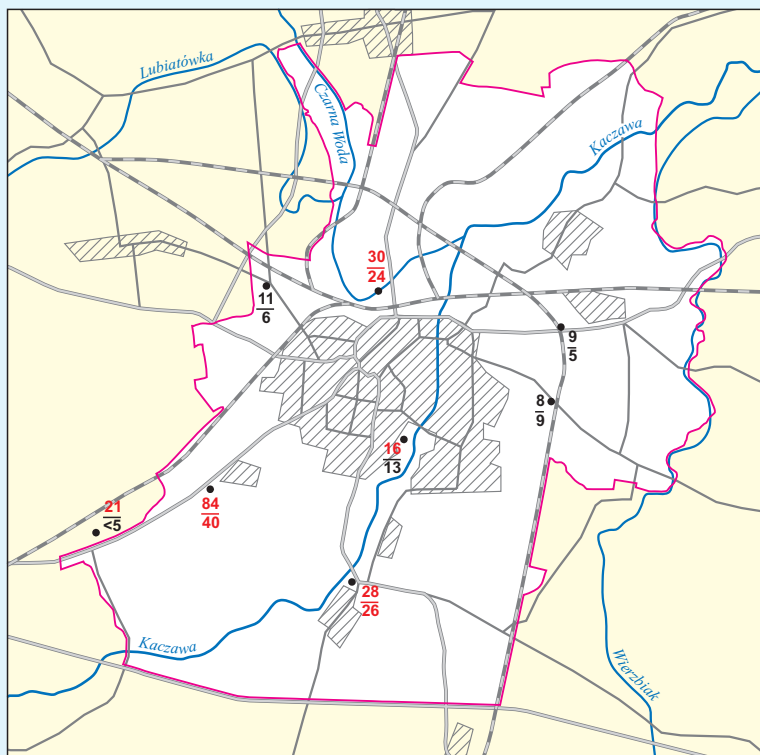
n = 334

3,8	5,0	6,0	6,7	7,4	8,2
min.					max.

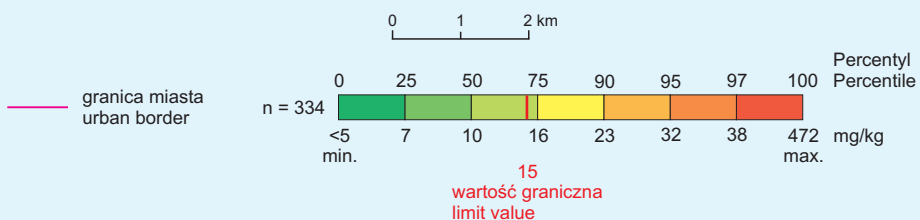
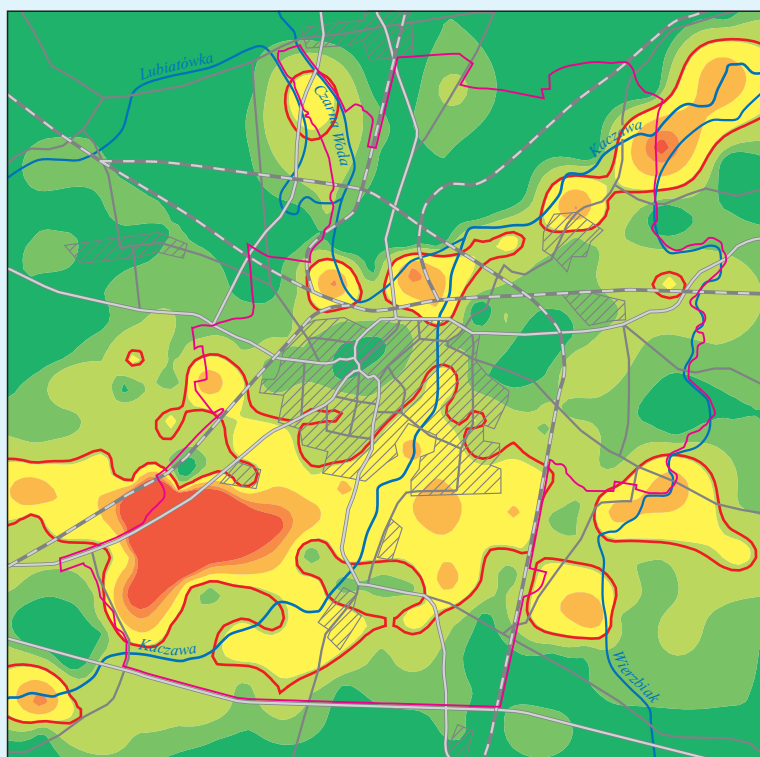
pH

LEGNICA

As

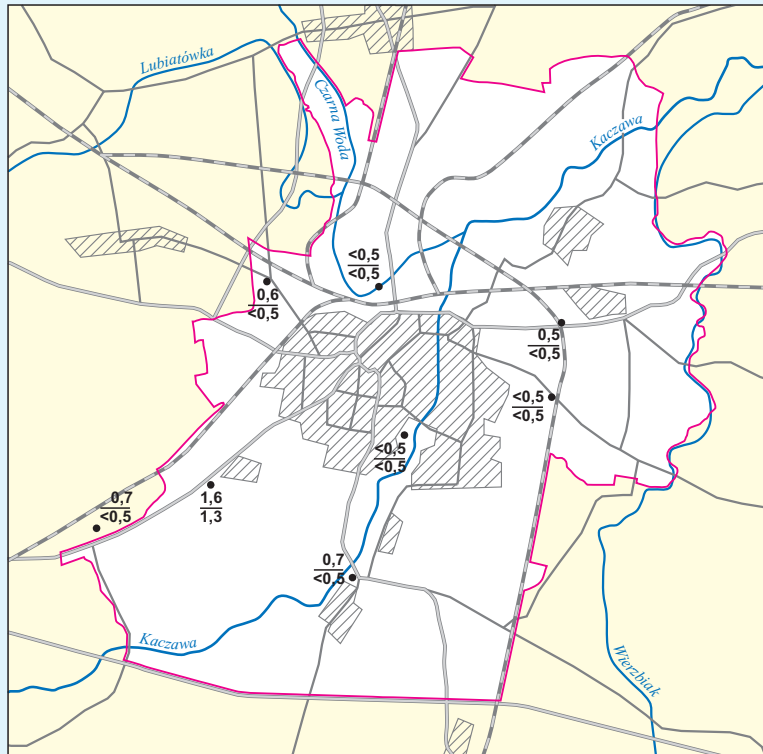


mg/kg
 • 11 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 6 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

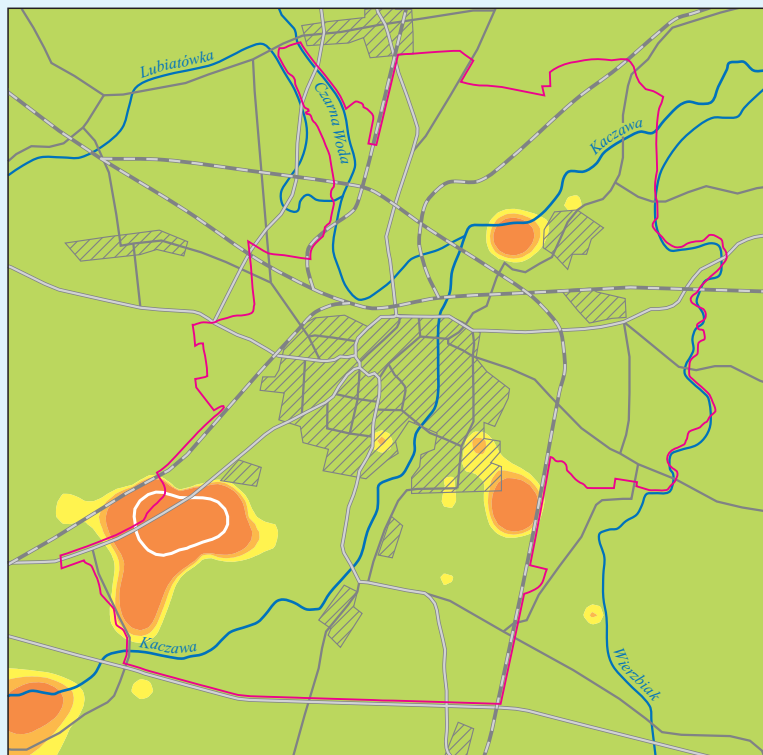


LEGNICA

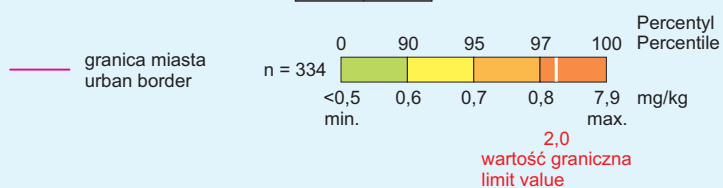
Cd



mg/kg
 • 1,6 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 1,3 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

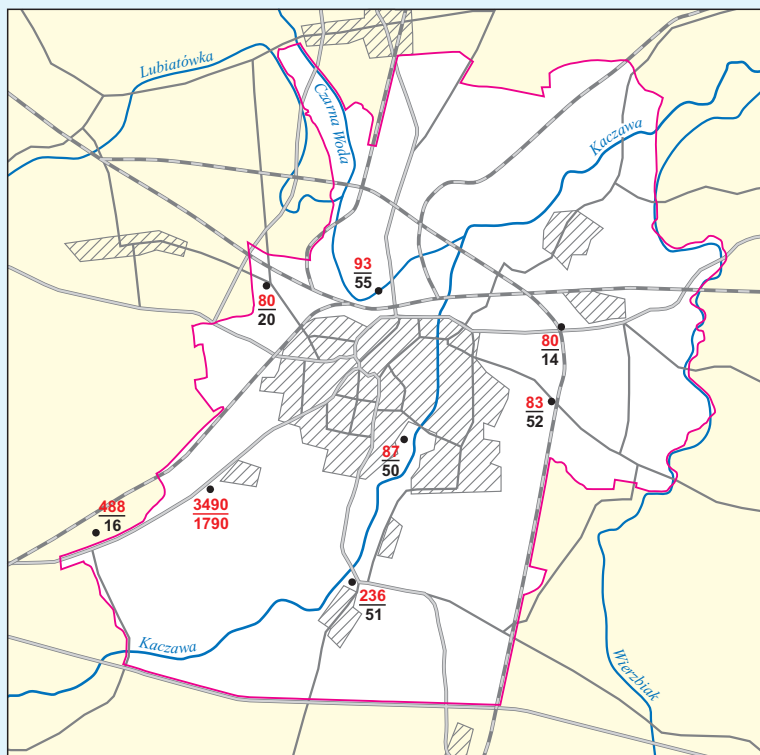


0 1 2 km

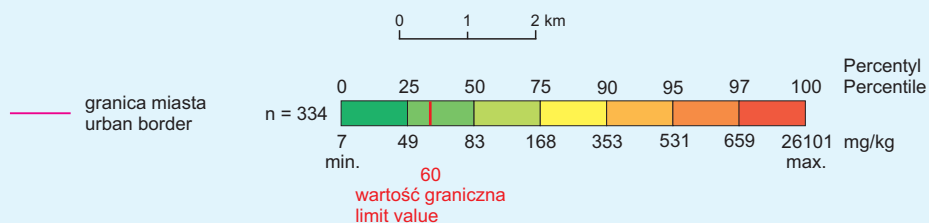
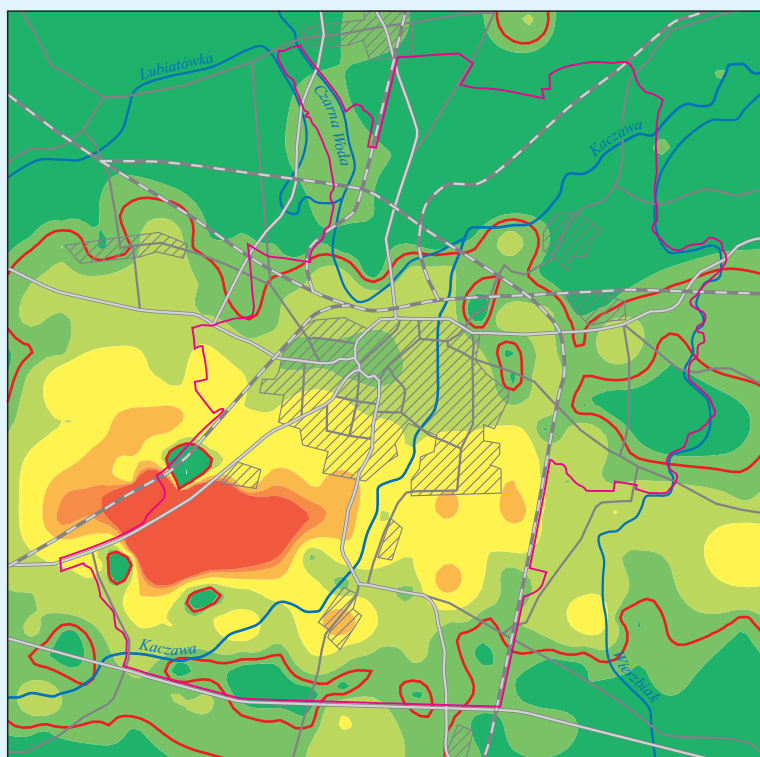


LEGNICA

Cu

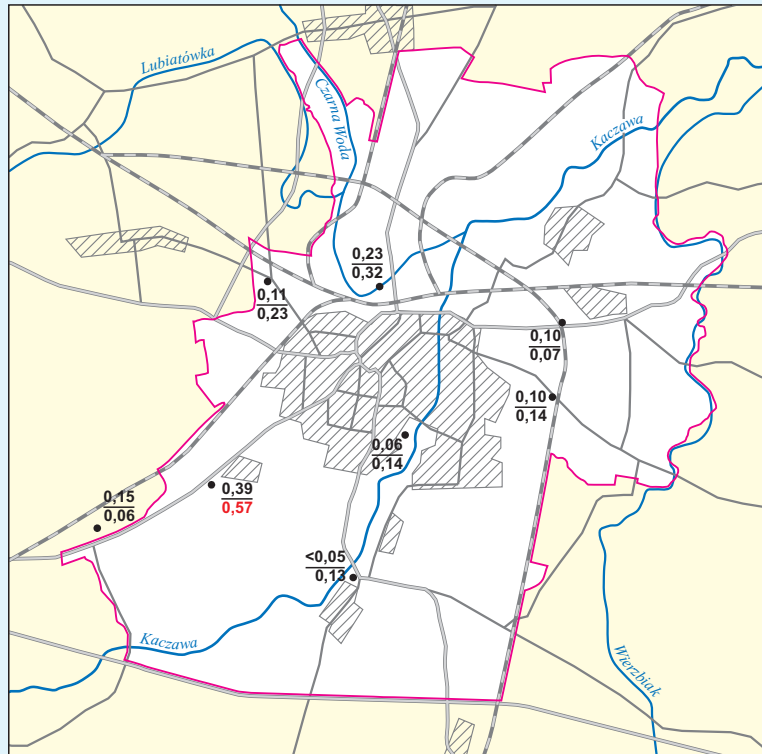


mg/kg
 • **488** poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • **16** poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

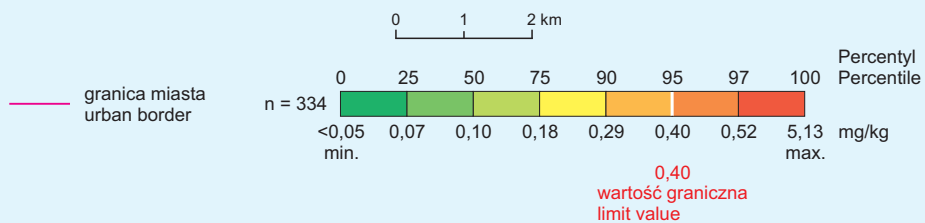
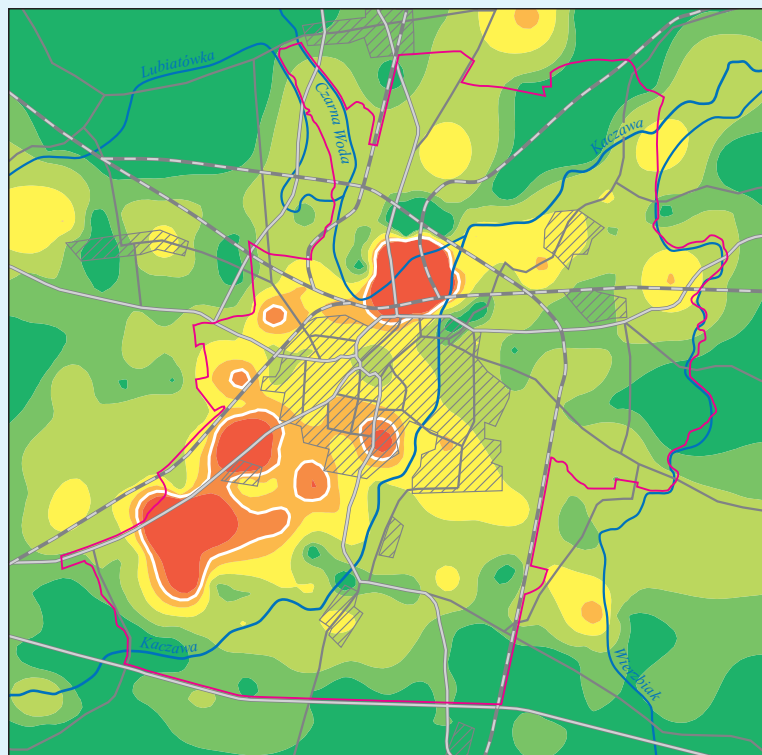


LEGNICA

Hg

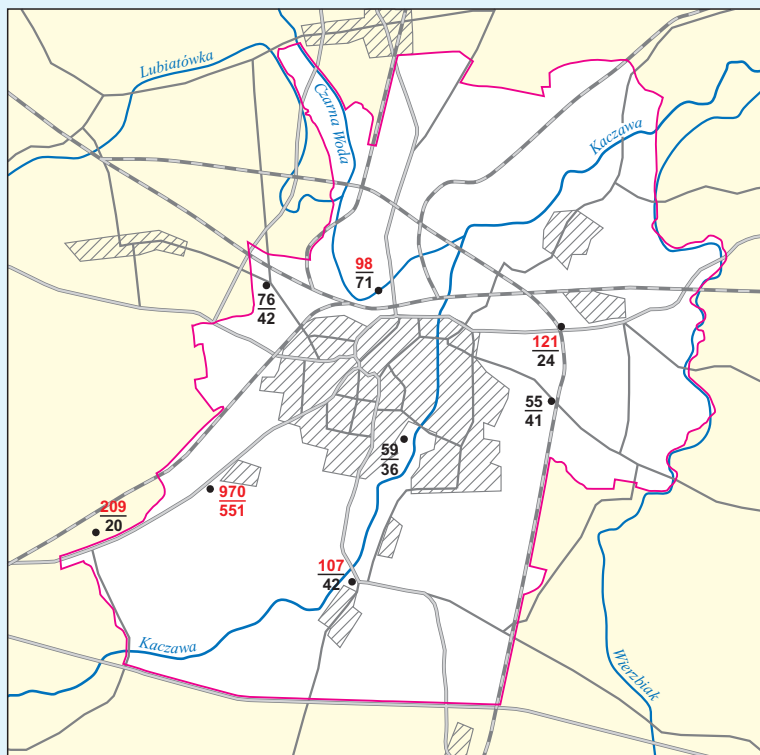


mg/kg
 • $\frac{0,23}{0,32}$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • $\frac{0,32}{0,23}$ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

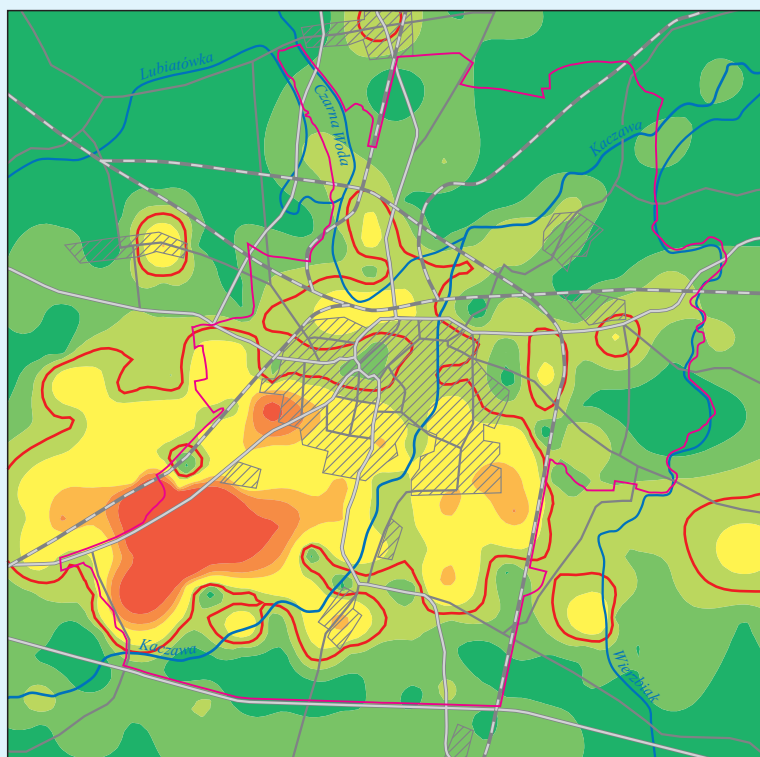


LEGNICA

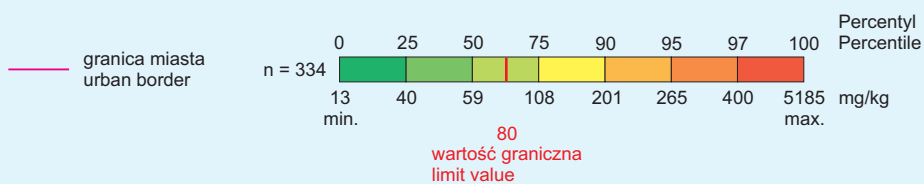
Pb



mg/kg
 • 76 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 42 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

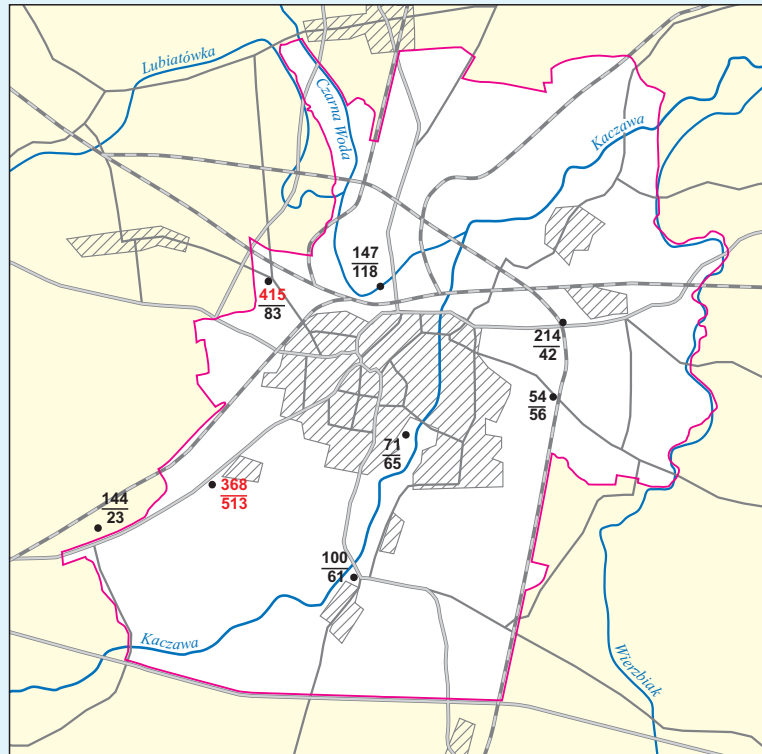


0 1 2 km

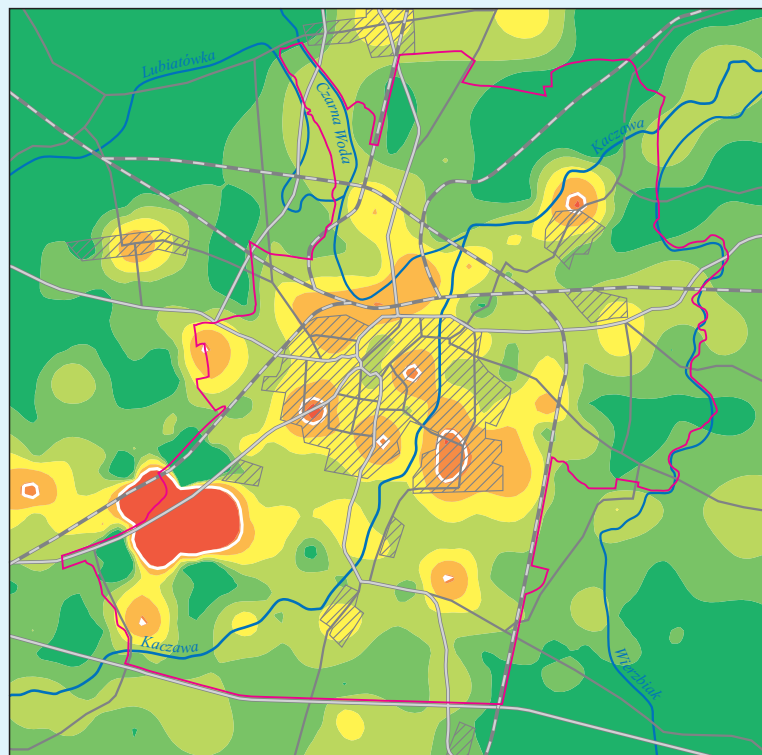


LEGNICA

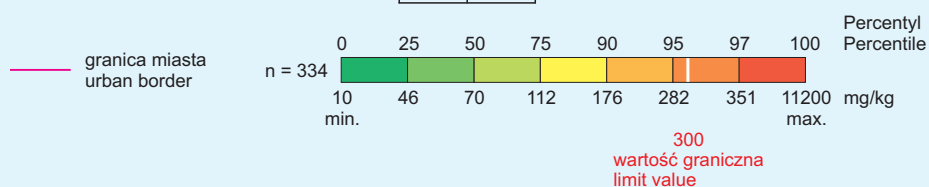
Zn



mg/kg
 • 147 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 118 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

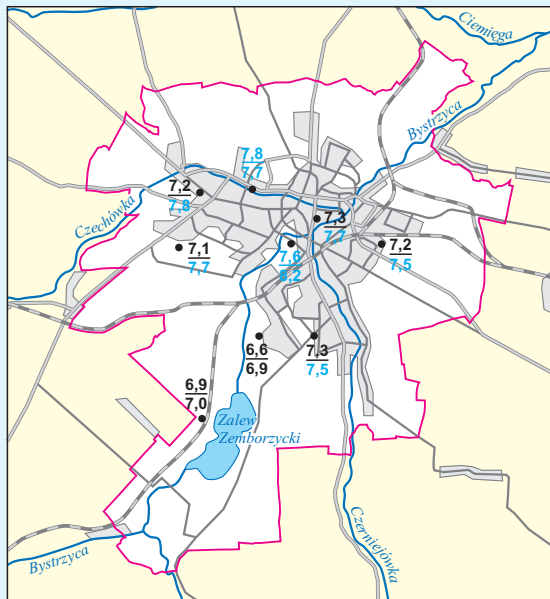


0 1 2 km

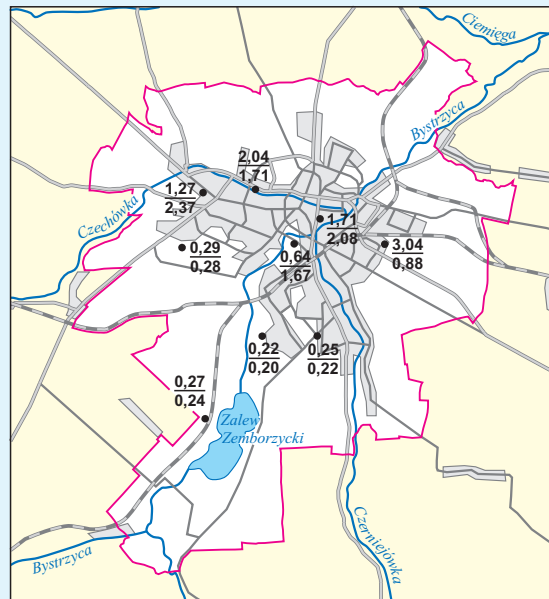


LUBLIN

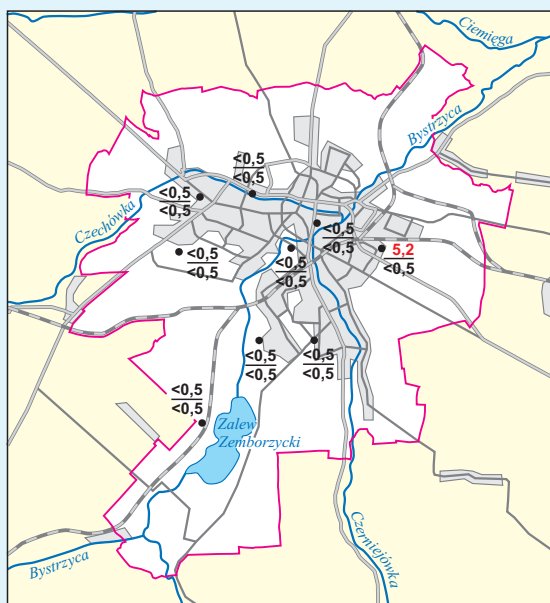
pH



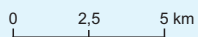
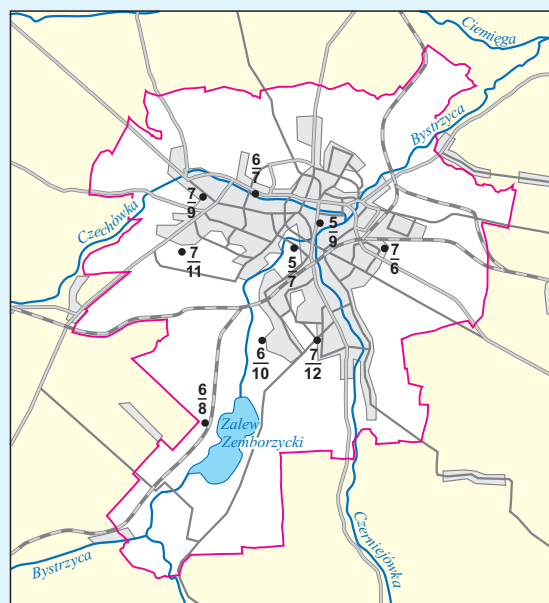
Ca %



Cd mg/kg



Cr mg/kg

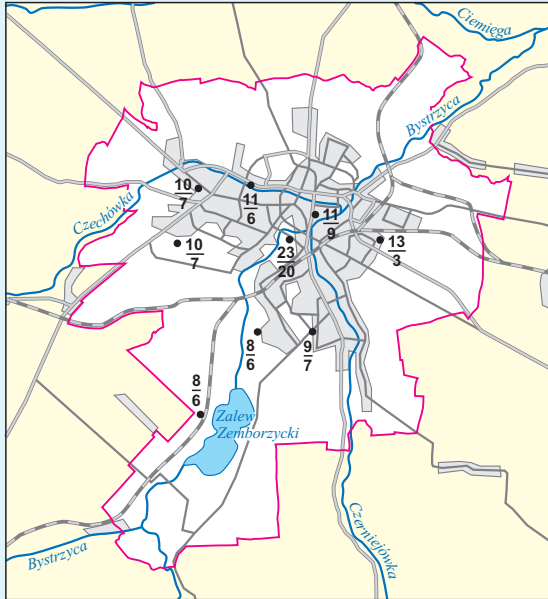


- 6.9 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 7.0 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

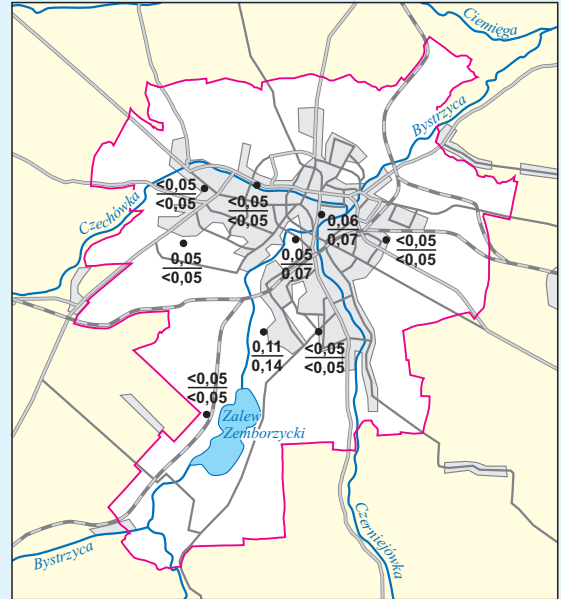
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

LUBLIN

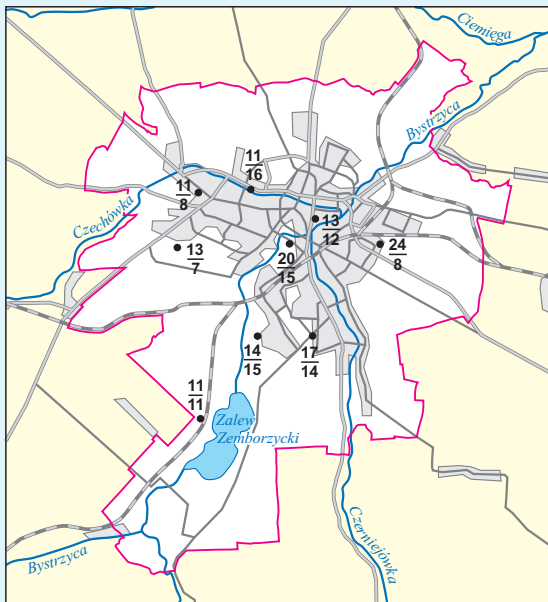
Cu mg/kg



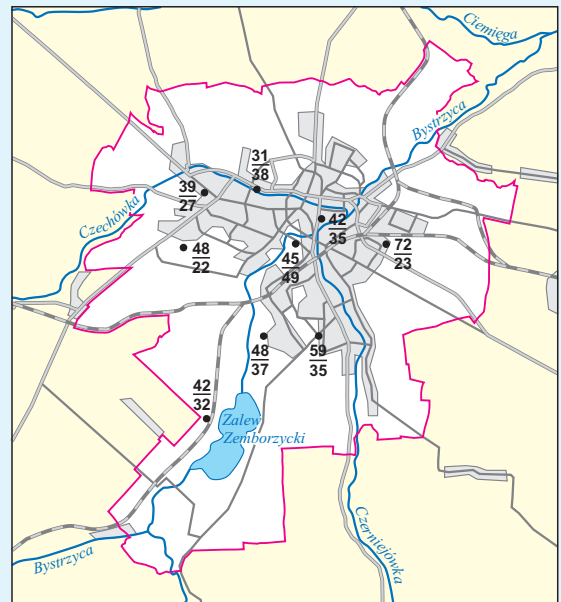
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



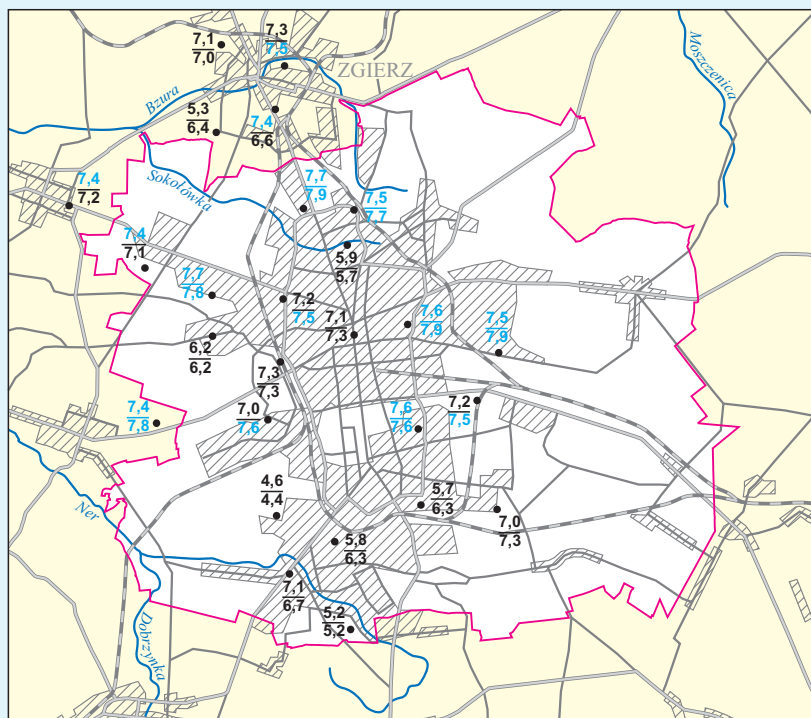
0 2,5 5 km

— granica miasta
urban border

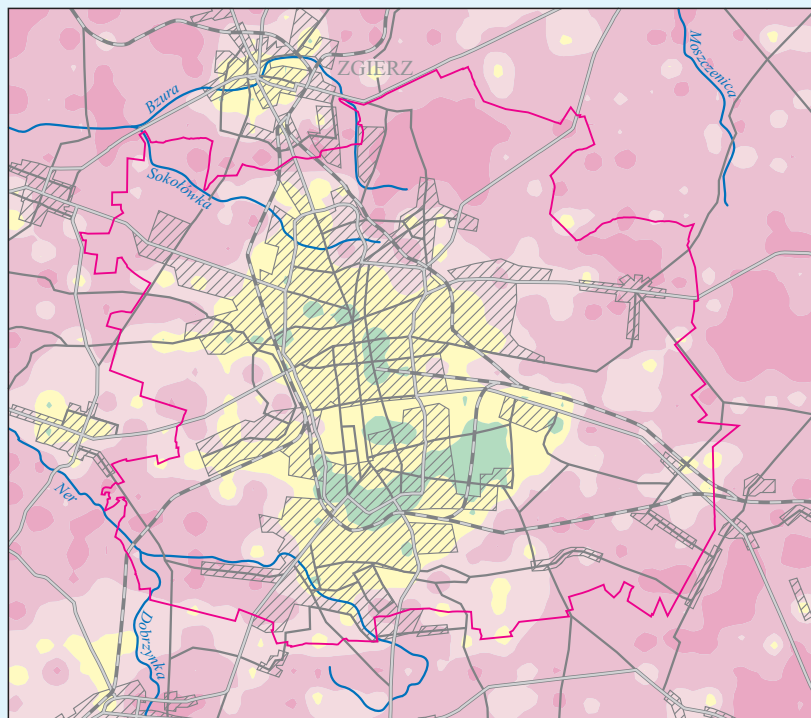
• 17 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
• 14 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m

ŁÓDŹ

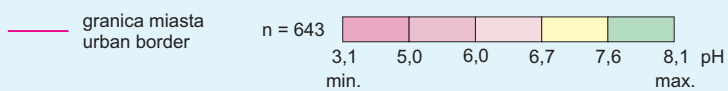
pH



• 4,6 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 • 4,4 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m Figures printed in blue represent alkaline reaction

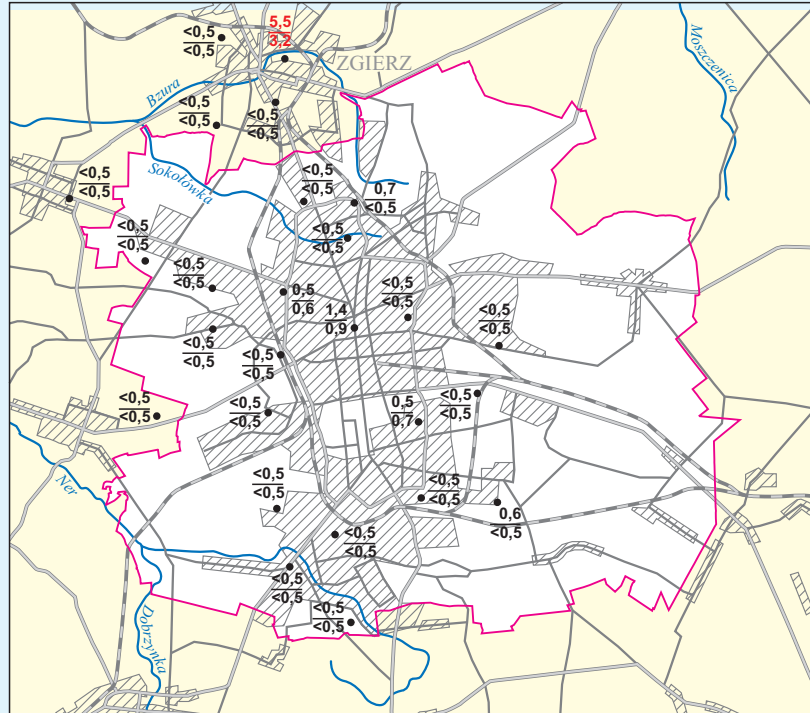


0 2,5 5 km



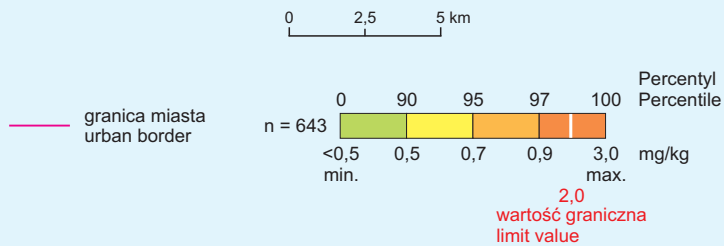
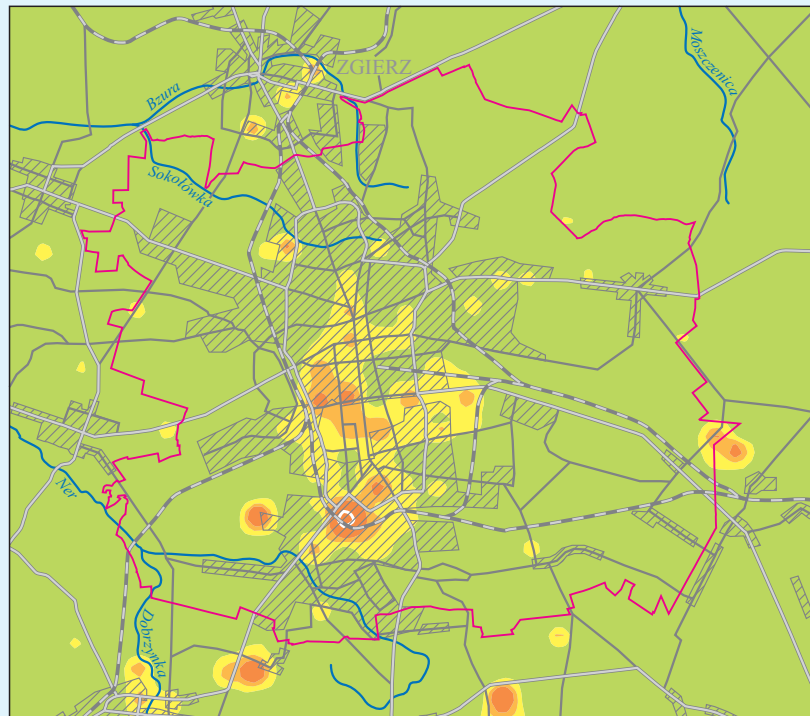
ŁÓDŹ

Cd



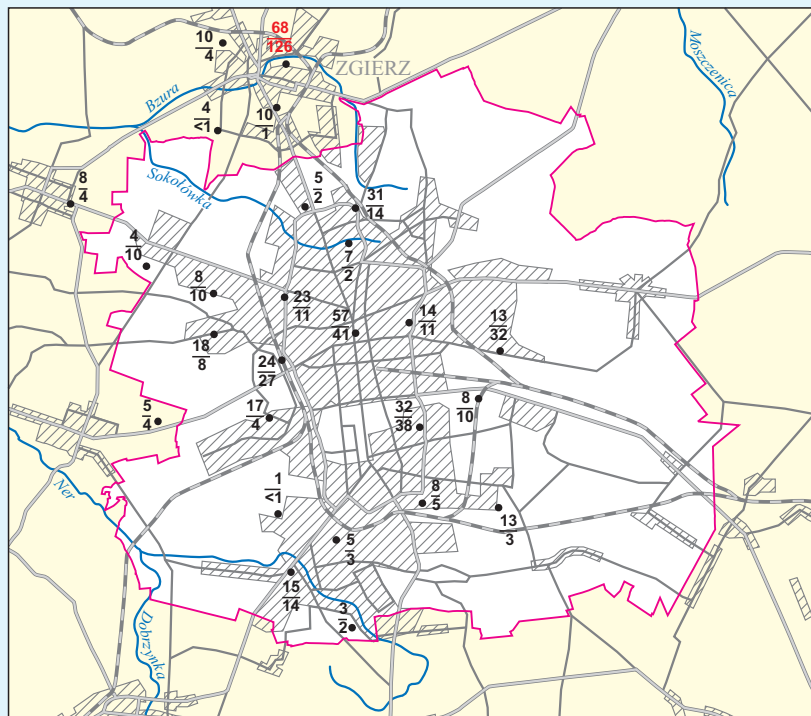
mg/kg
 • $<0,5$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • $<0,5$ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczy w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



ŁÓDŹ

Cu



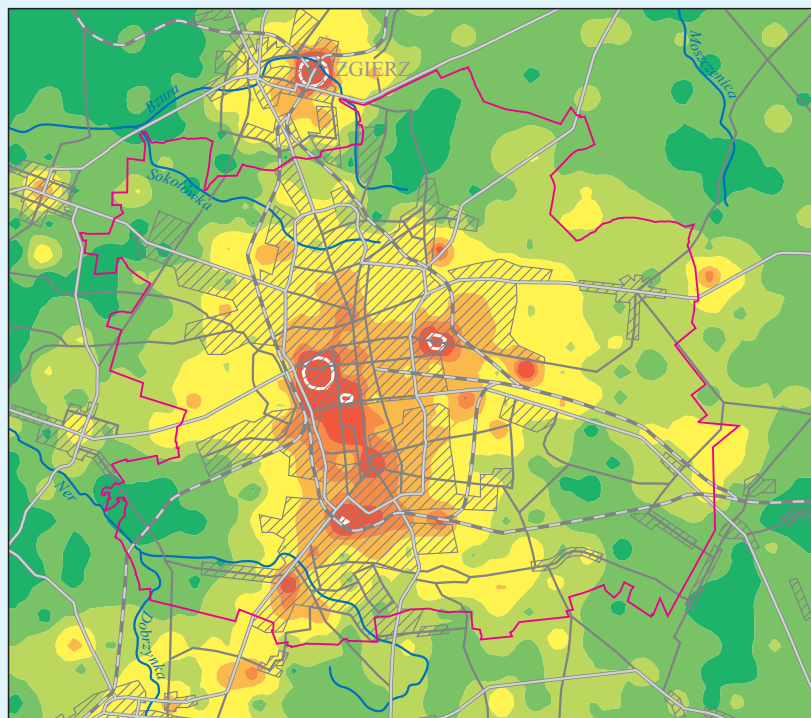
mg/kg

- 15
- 14

poziom 0,0–0,2 m ;
poziom 0,4–0,6 m ;

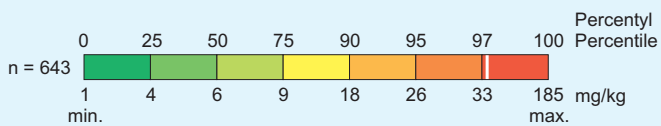
horizon 0.0–0.2 m
horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2,5 5 km

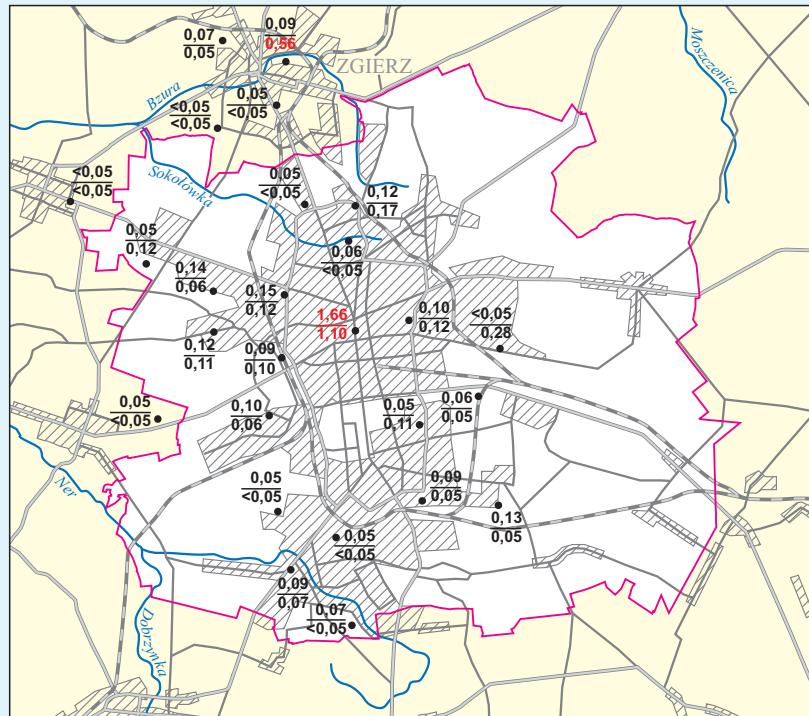
— granica miasta
urban border



60
wartość graniczna
limit value

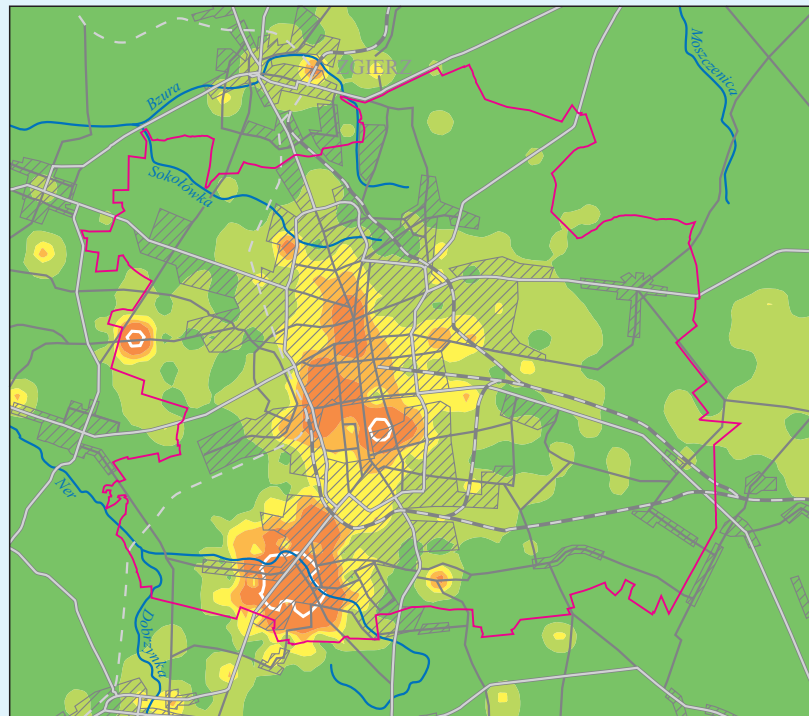
ŁÓDŹ

Hg

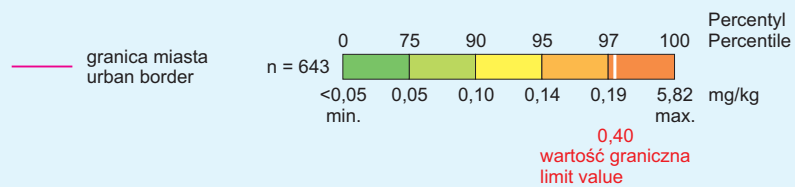


mg/kg
 • 0,12 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 0,11 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

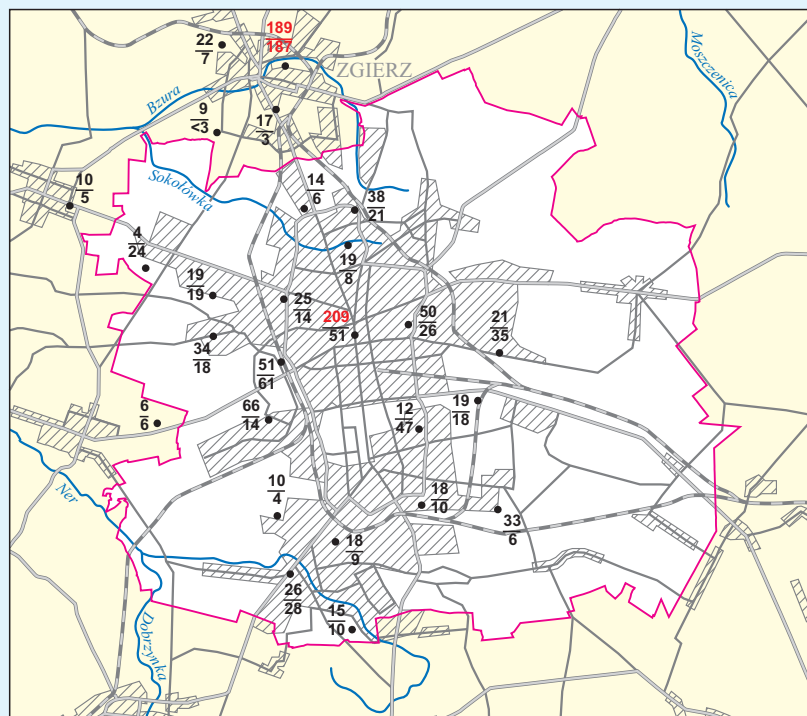


0 2,5 5 km



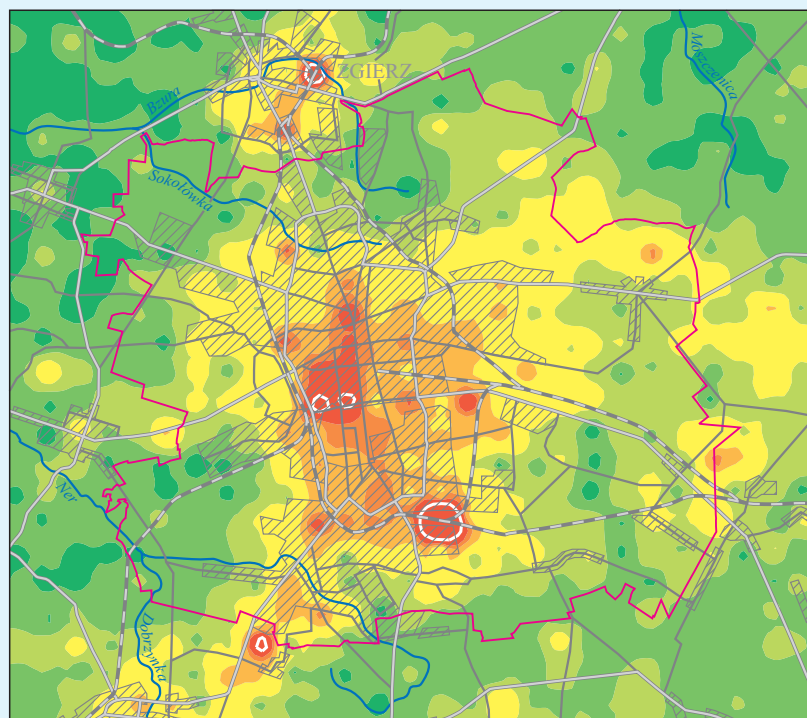
ŁÓDŹ

Pb

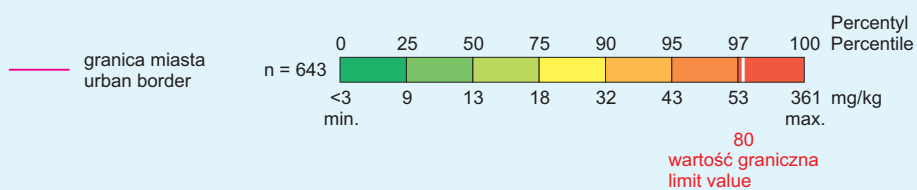


mg/kg
 • 34 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 18 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

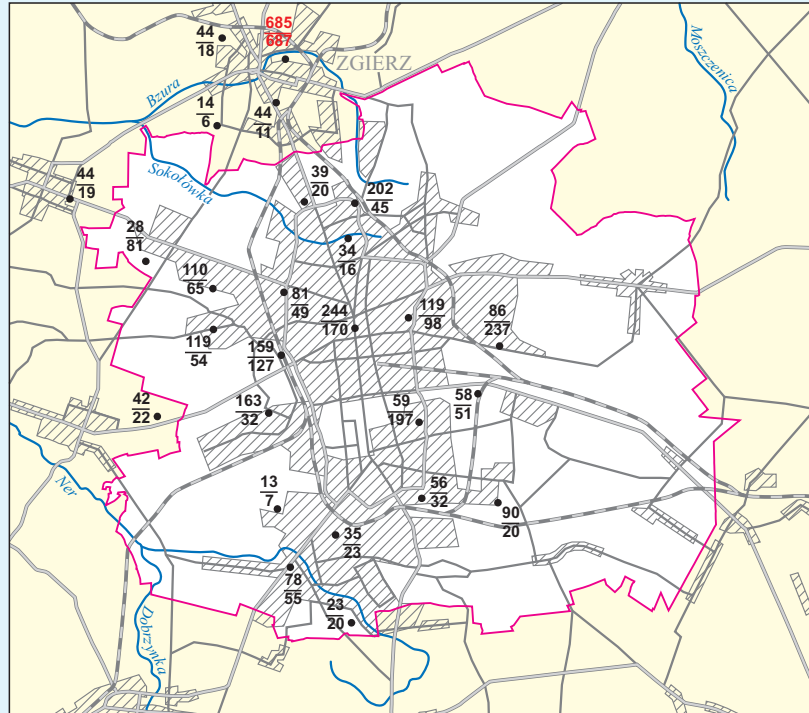


0 2,5 5 km



ŁÓDŹ

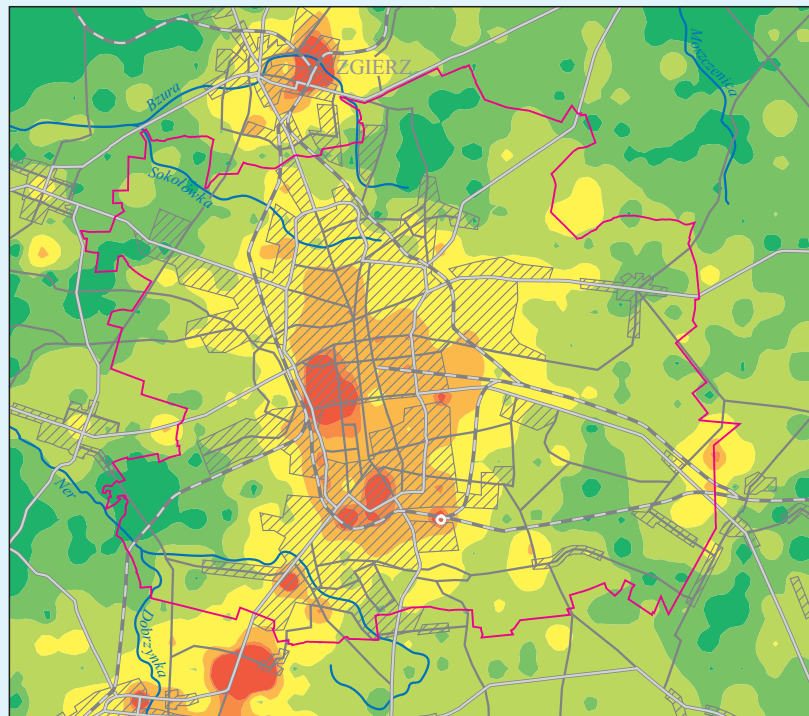
Zn



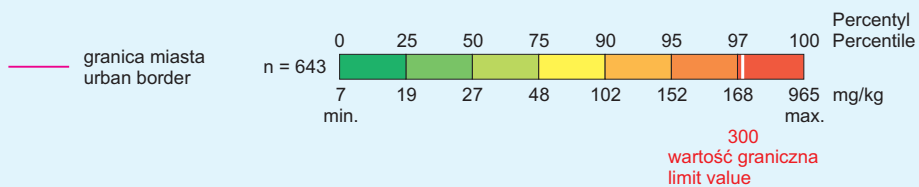
mg/kg

- 163 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
- 32 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value

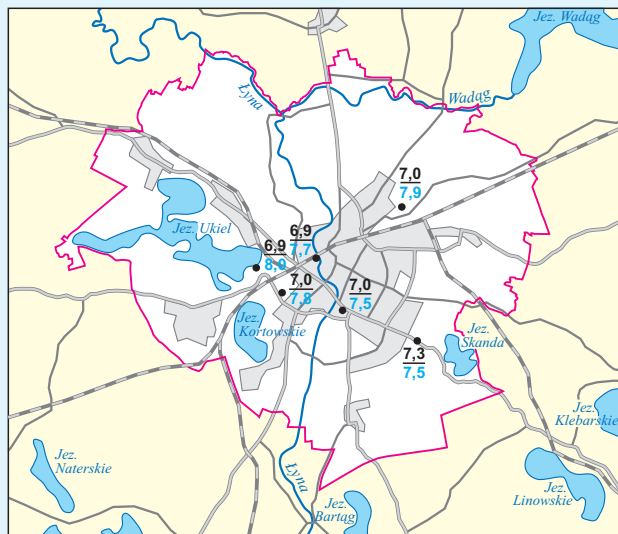


0 2,5 5 km

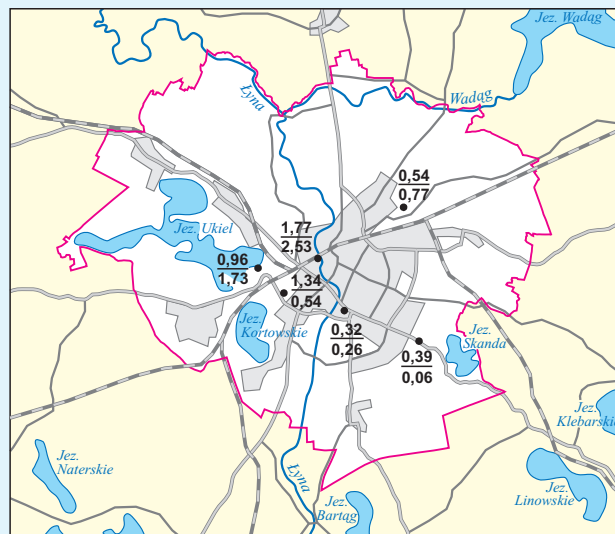


OLSZTYN

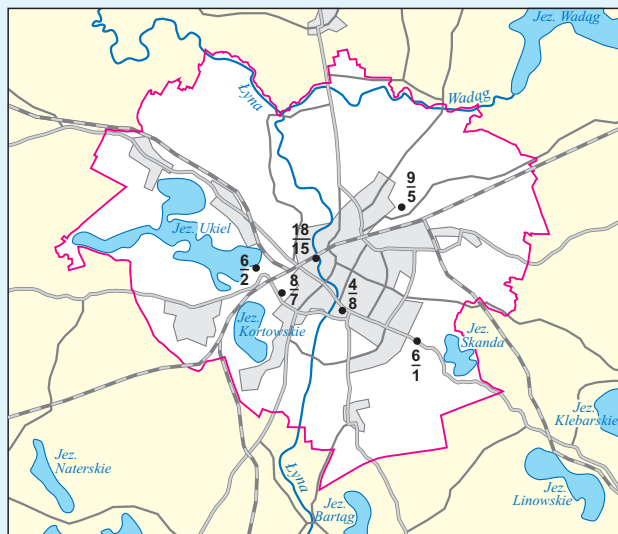
pH



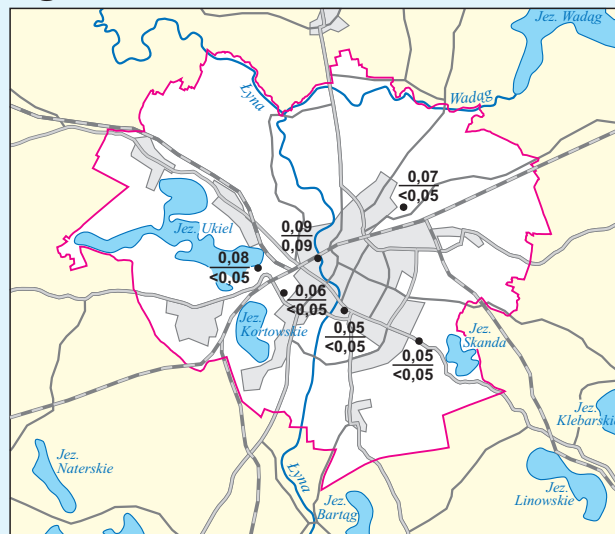
Ca %



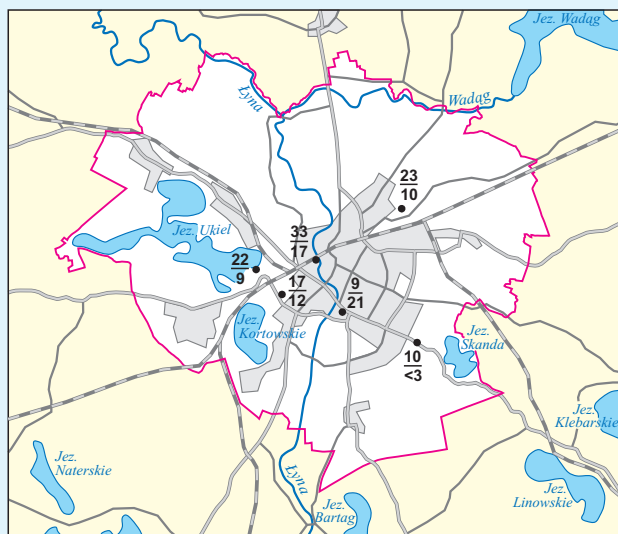
Cu mg/kg



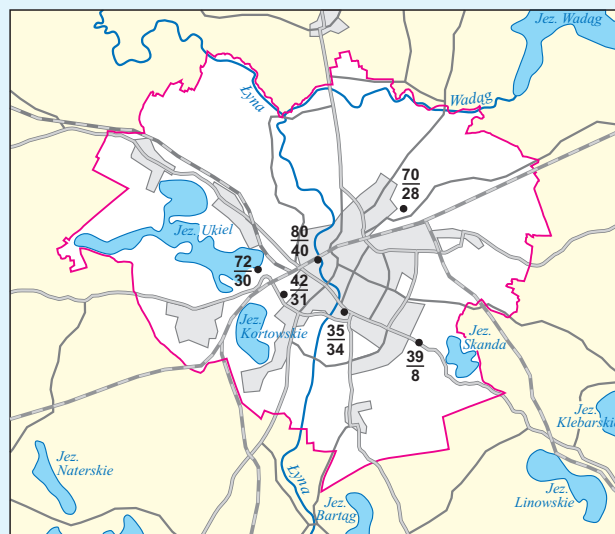
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



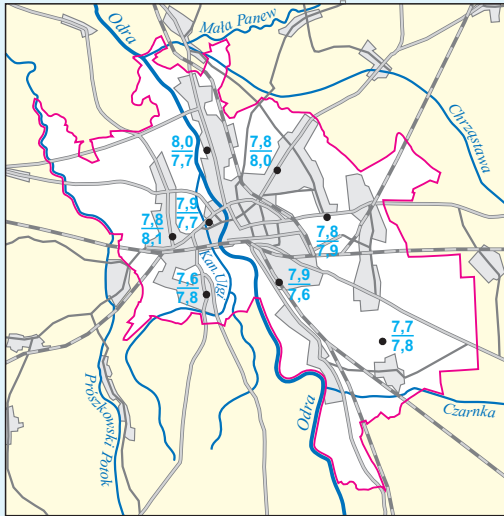
0 2 4 km

• 23 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
 • 10 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
 — granica miasta urban border

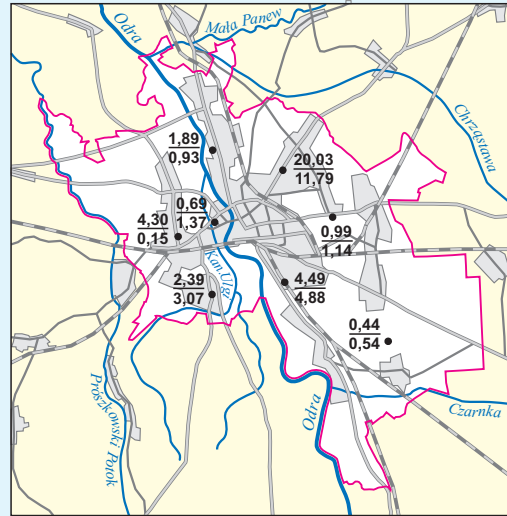
Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

OPOLE

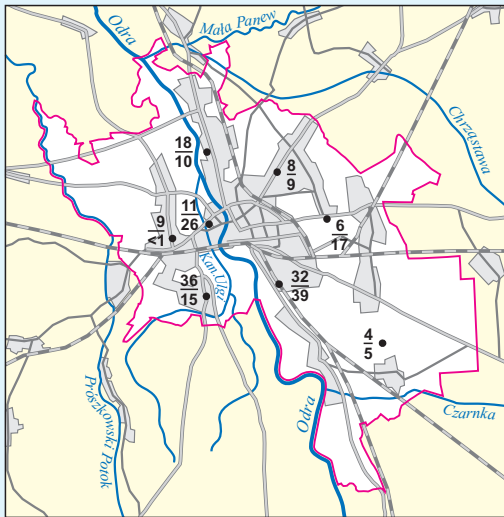
pH



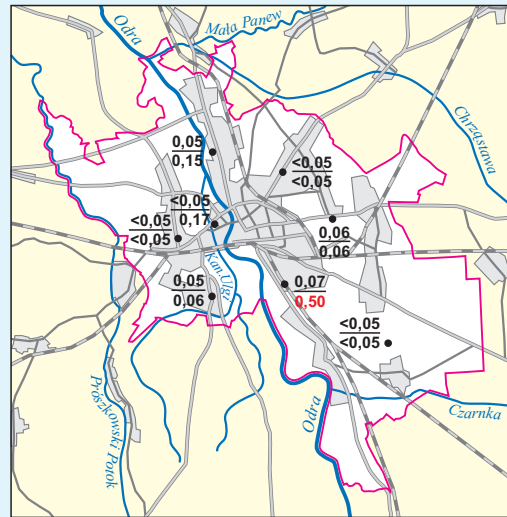
Ca %



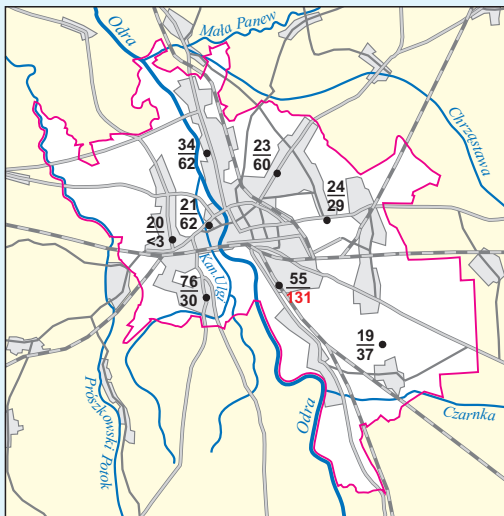
Cu mg/kg



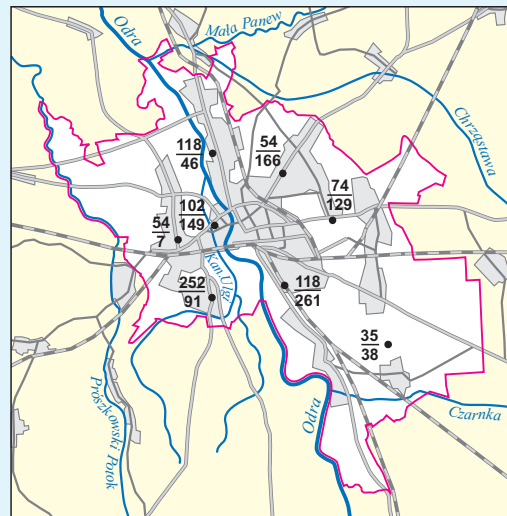
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



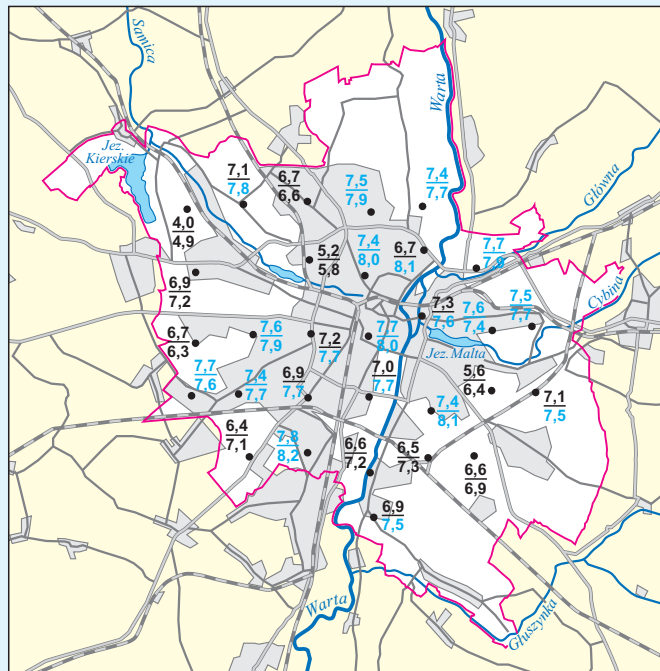
0 2,5 5 km

- 19 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 37 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta ; urban border

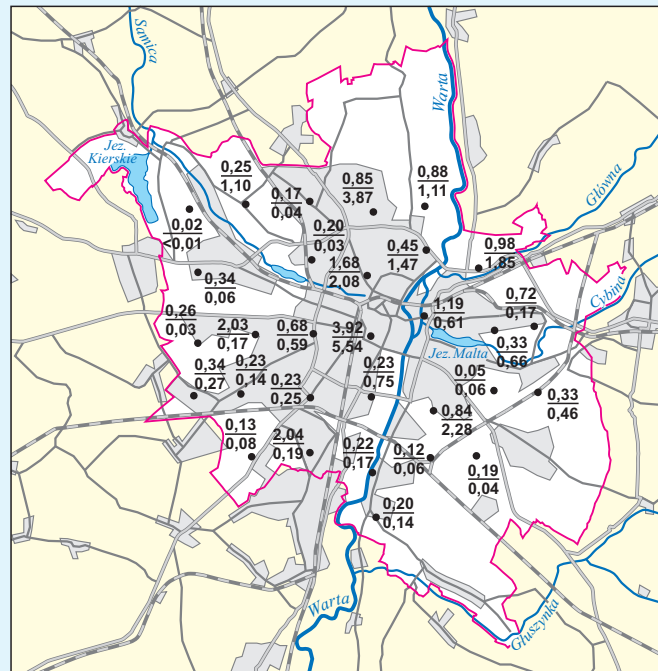
Liczy w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczy w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

POZNAŃ

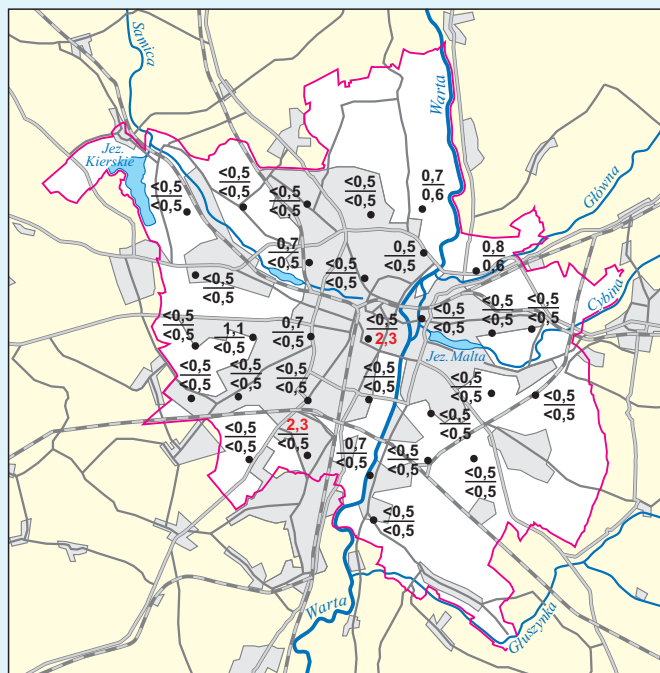
pH



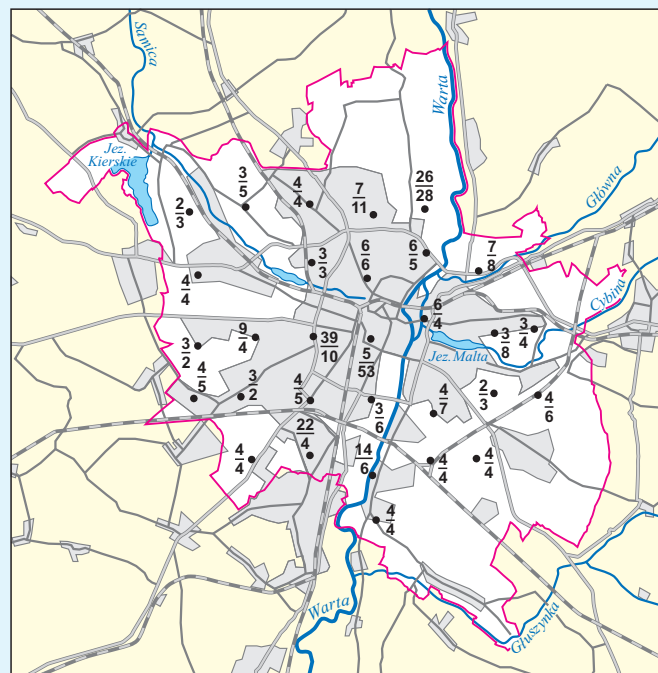
Ca %



Cd mg/kg



Cr mg/kg



0 3 6 km

• <0,5 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
 • <0,5 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
 — granica miasta
 urban border

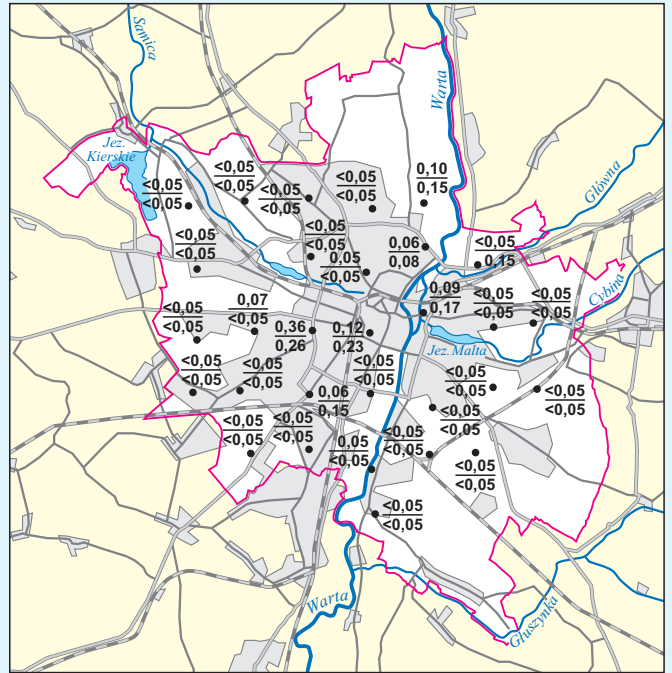
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

POZNAŃ

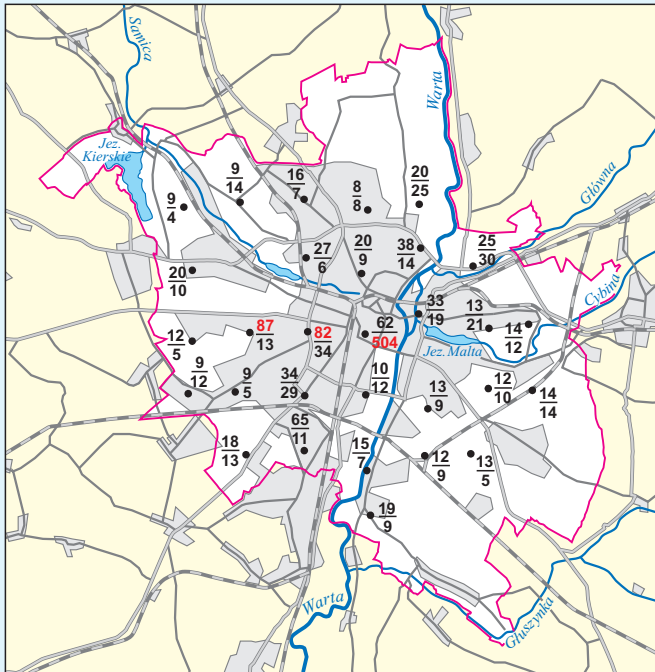
Cu mg/kg



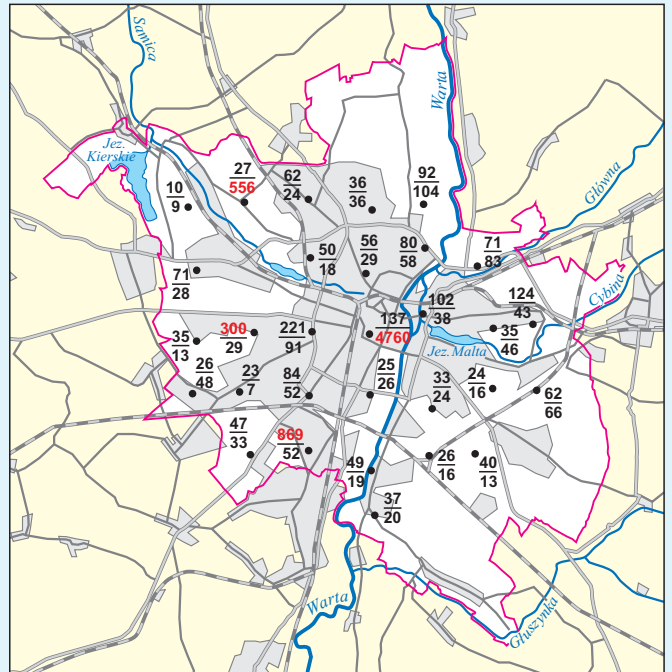
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



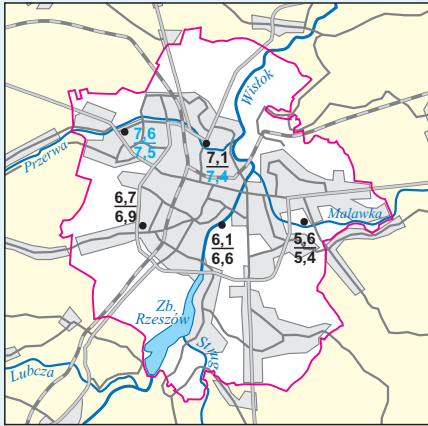
0 3 6 km

- 18 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 13 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta
urban border

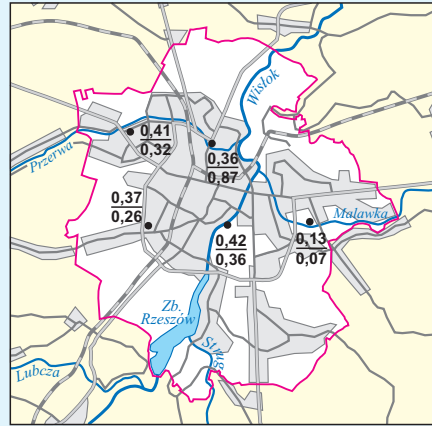
Liczyby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
Figures printed in red represent exceeding of limit values

RZESZÓW

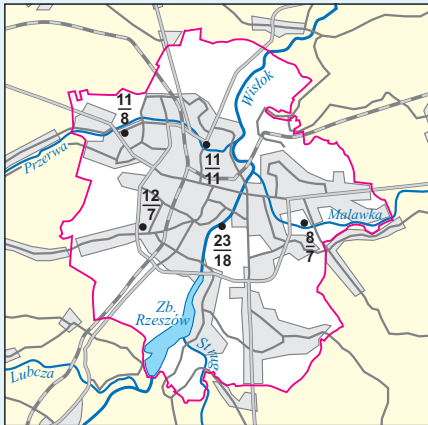
pH



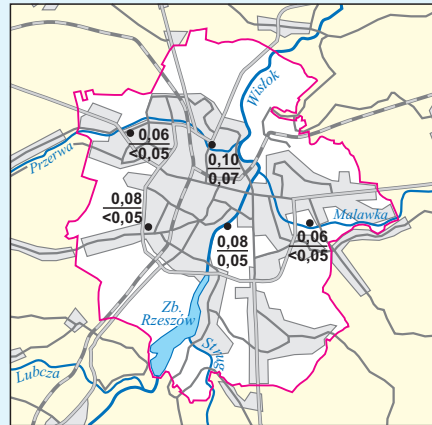
Ca %



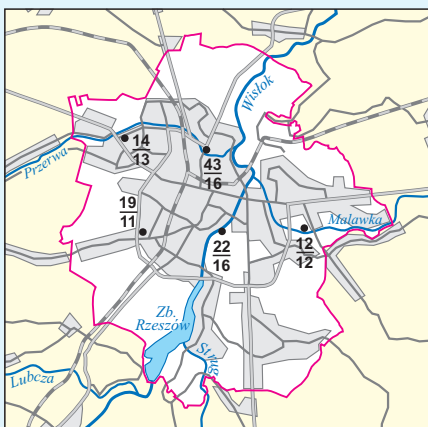
Cu mg/kg



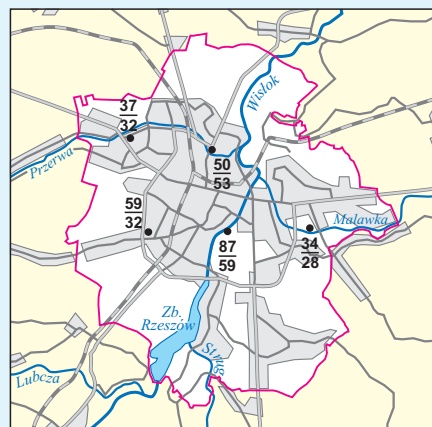
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



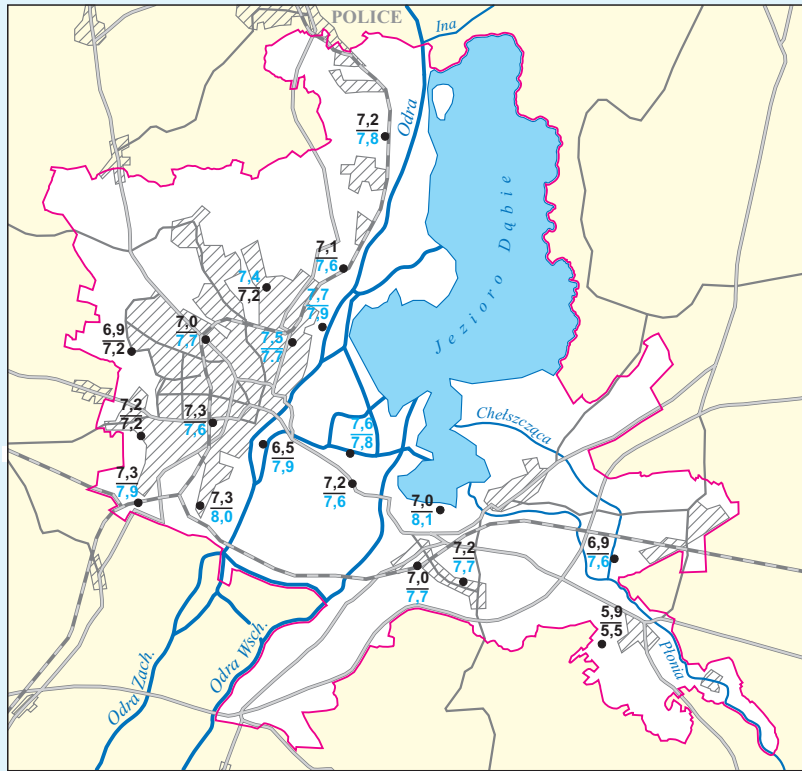
0 2 4 km

• 22 zawartość, poziom 0,0–0,2 m , contents, horizon 0.0–0.2 m
 • 16 zawartość, poziom 0,4–0,6 m , contents, horizon 0.4–0.6 m
 — granica miasta urban border

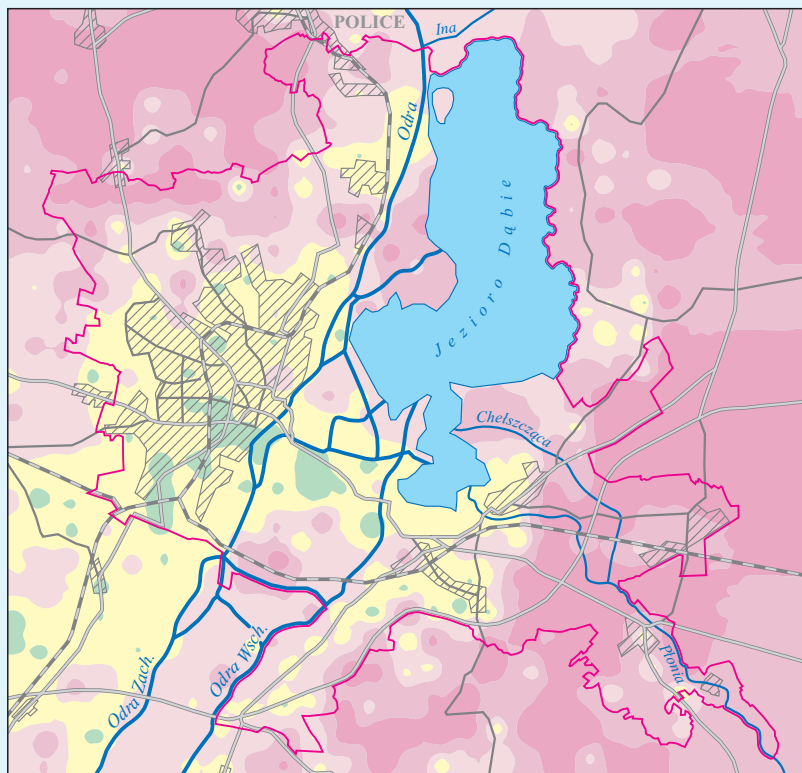
Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

SZCZECIN

pH



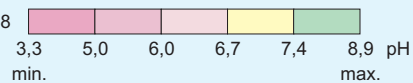
• 6.9 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
• 7.2 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m Figures printed in blue represent alkaline reaction



0 2,5 5 km

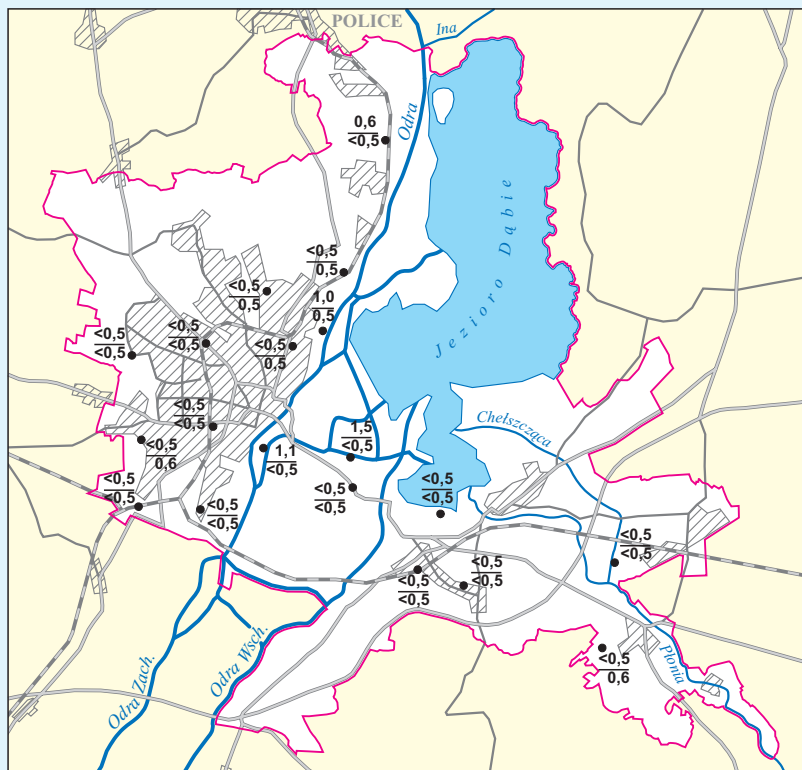
— granica miasta
urban border

n = 538

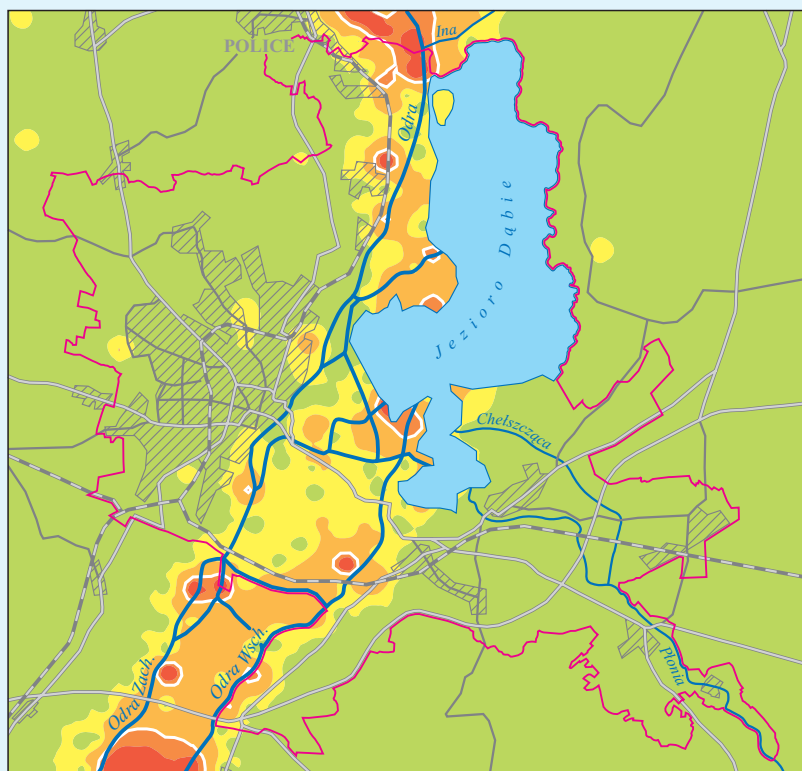


SZCZECIN

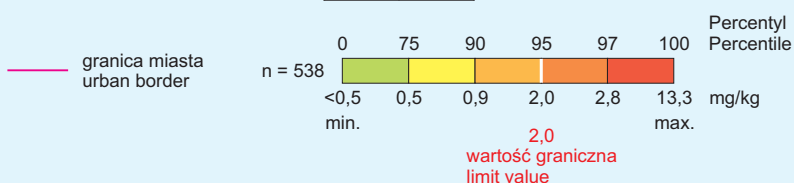
Cd



mg/kg
 • <0.5 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 0.6 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

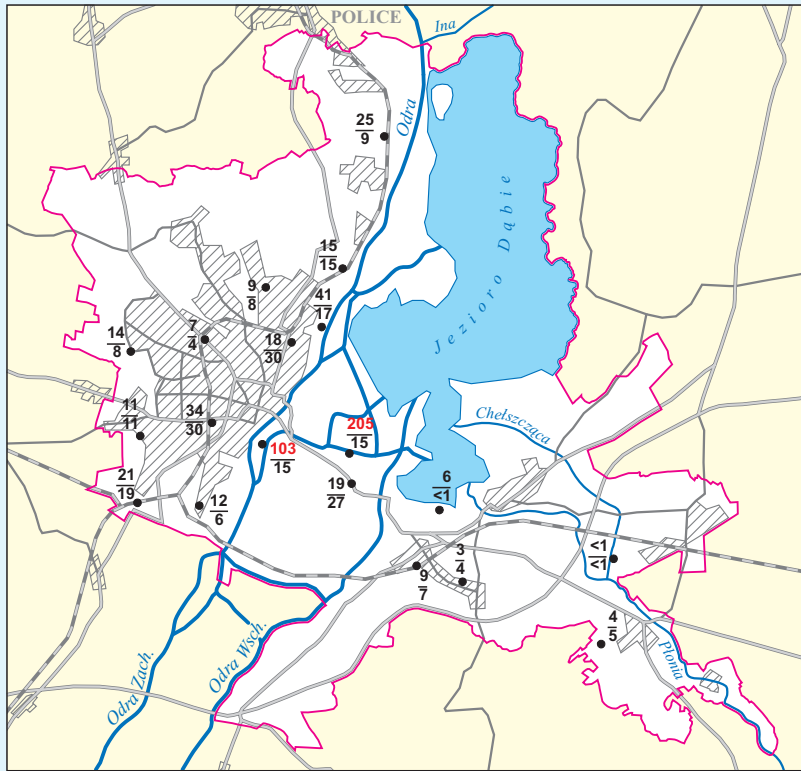


0 2,5 5 km



SZCZECIN

Cu



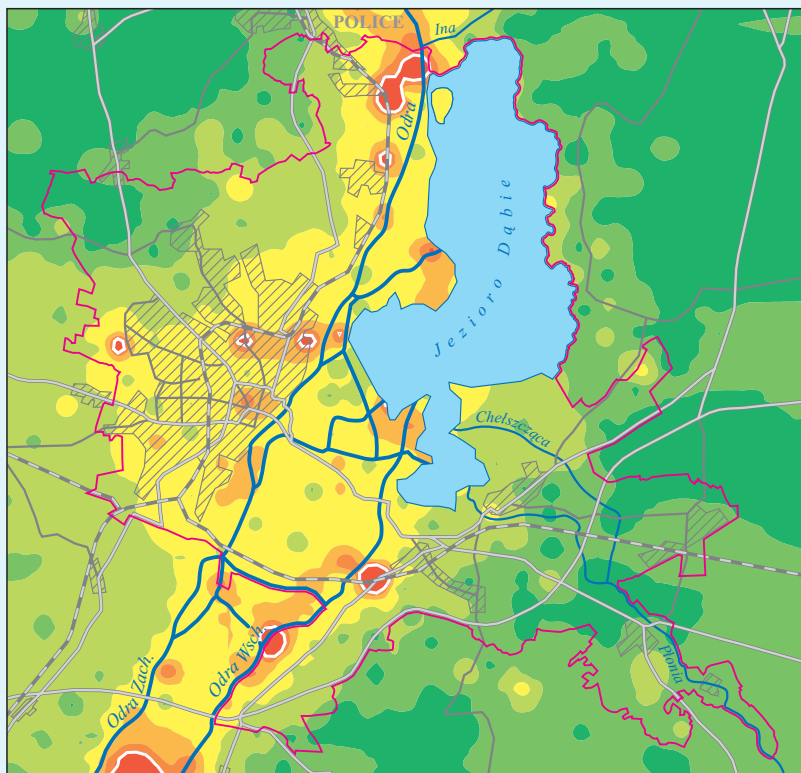
mg/kg

• 34
• 15

poziom 0,0–0,2 m ;
poziom 0,4–0,6 m ;

horizon 0.0–0.2 m
horizon 0.4–0.6 m

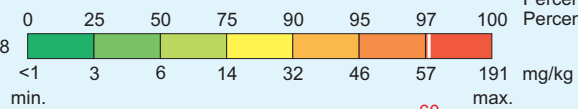
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2,5 5 km

— granica miasta
urban border

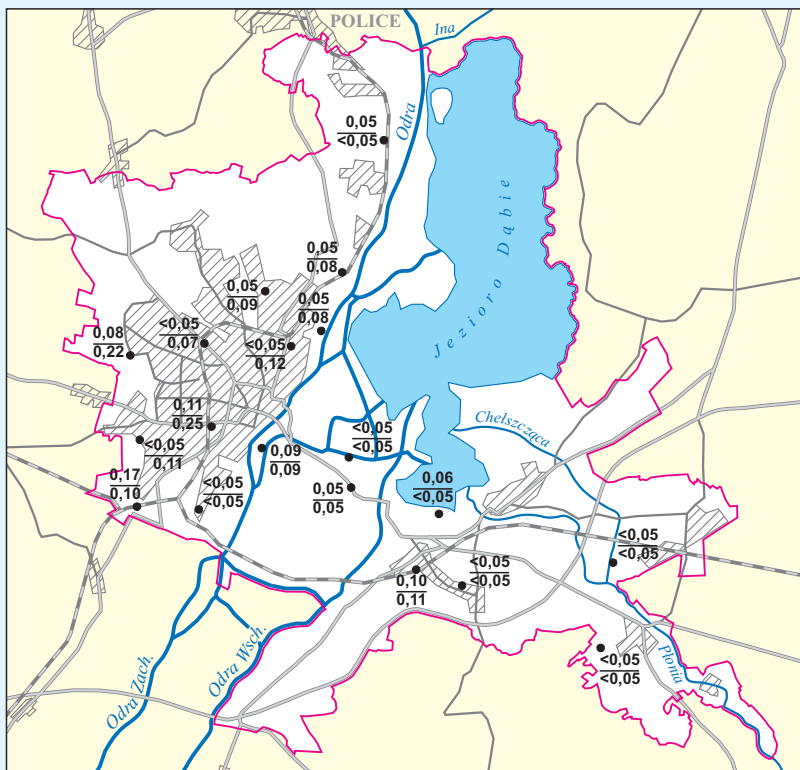
n = 538



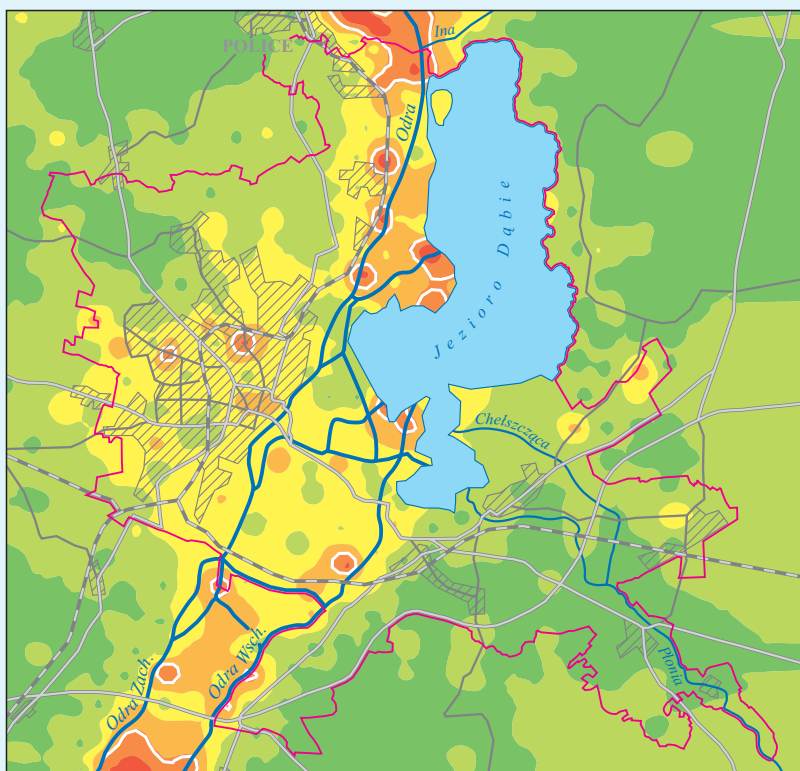
60
wartość graniczna
limit value

SZCZECIN

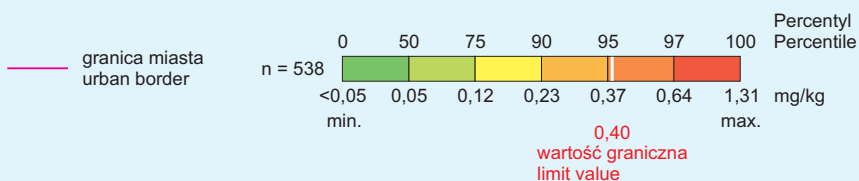
Hg



mg/kg
 • 0,05 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 0,05 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

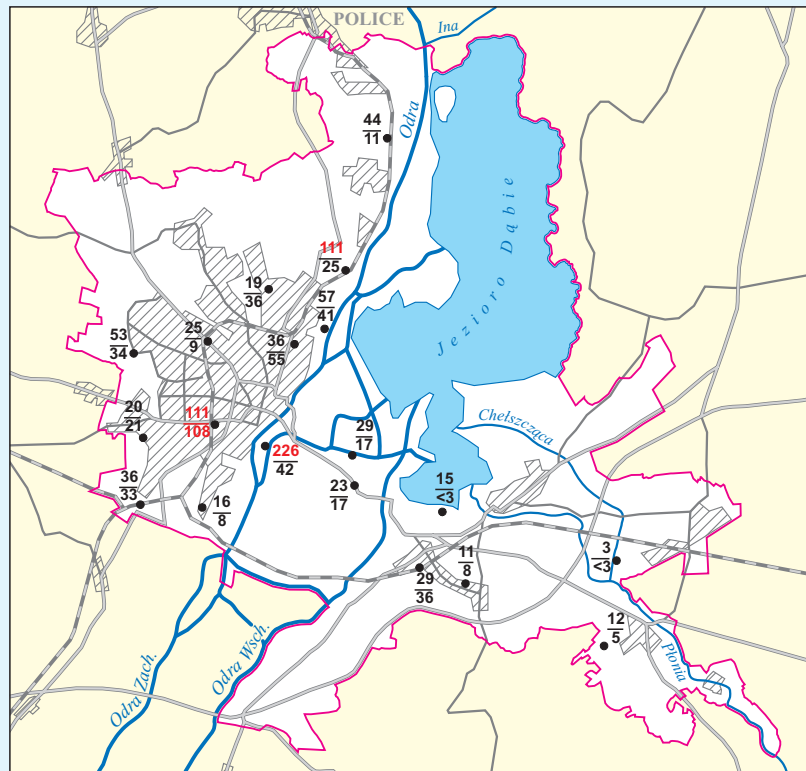


0 2,5 5 km

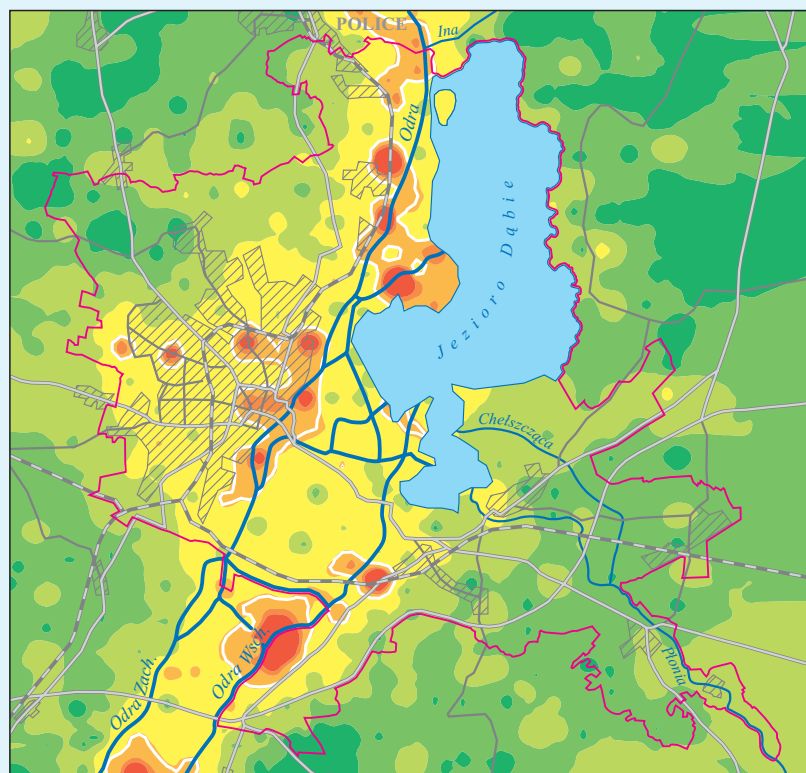


SZCZECIN

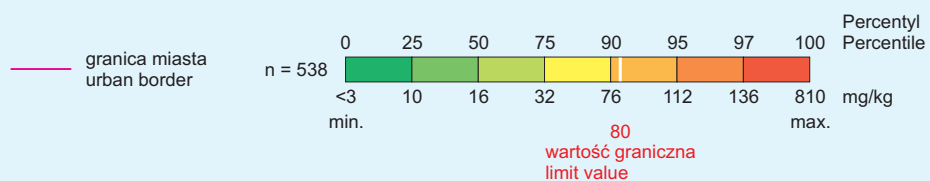
Pb



mg/kg
 • 44 / 11
 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

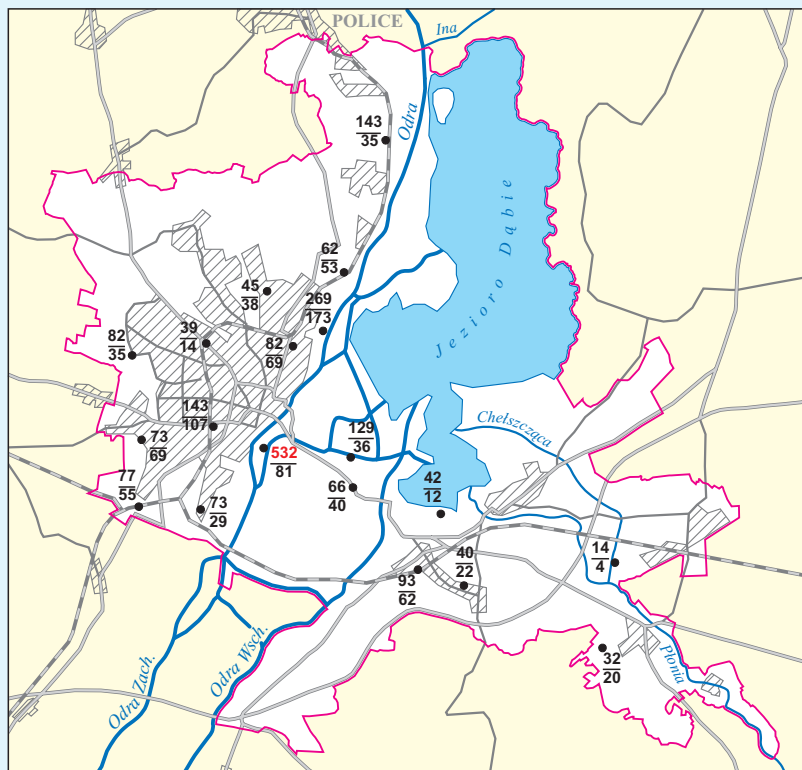


0 2,5 5 km



SZCZECIN

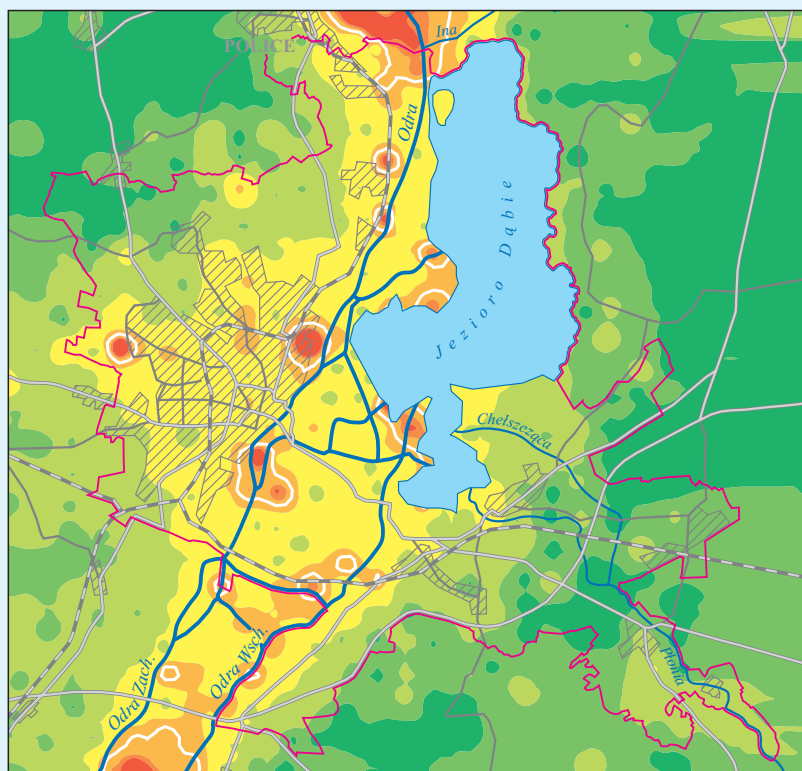
Zn



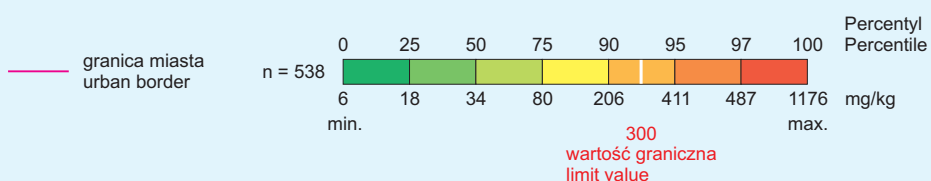
mg/kg
● 129
● 36

poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value

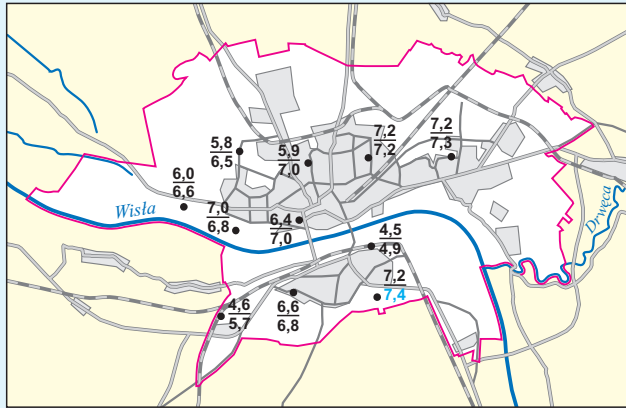


0 2,5 5 km

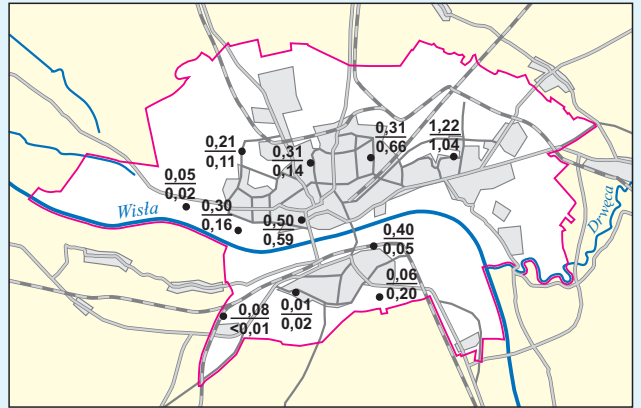


TORUŃ

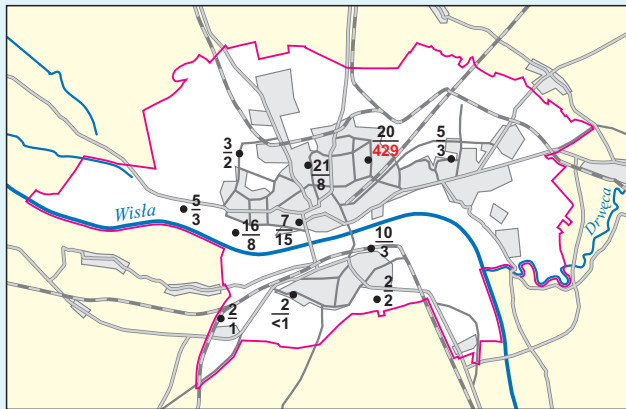
pH



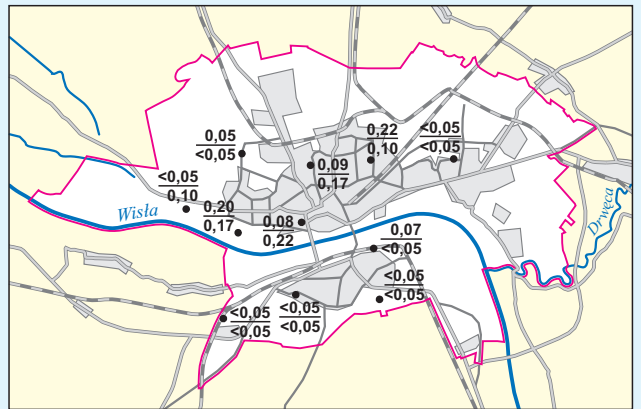
Ca %



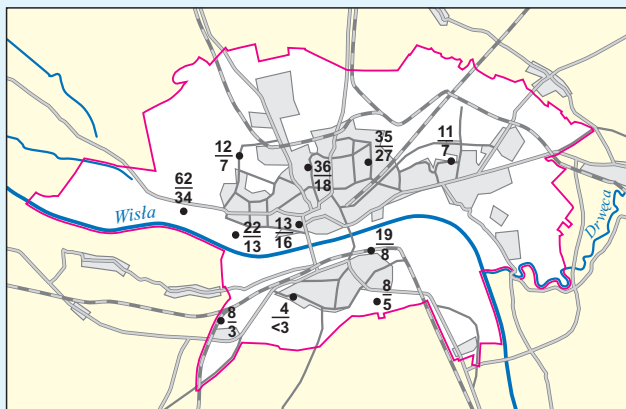
Cu mg/kg



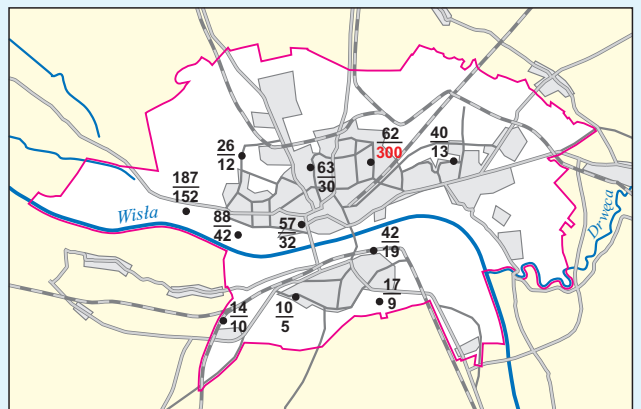
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg



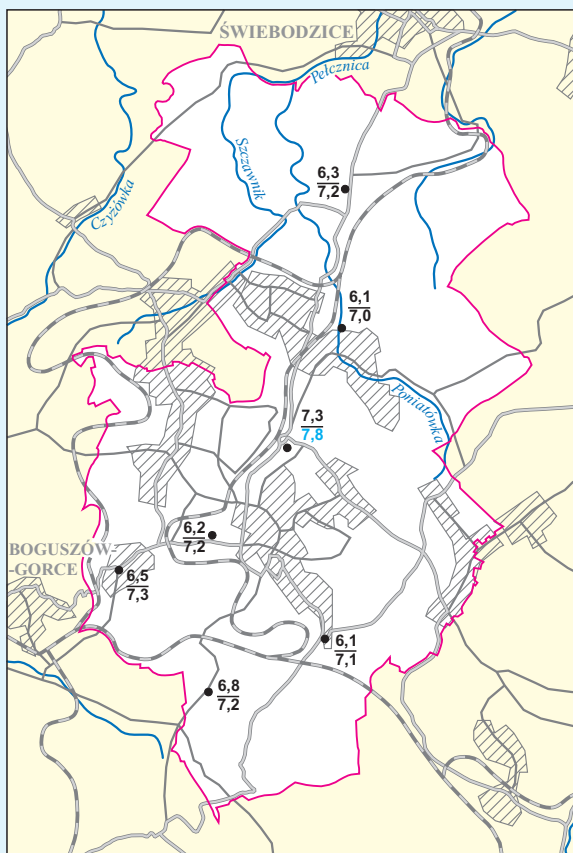
0 2,5 5 km

● 62 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
 ● 34 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
 — granica miasta urban border

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

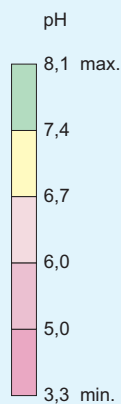
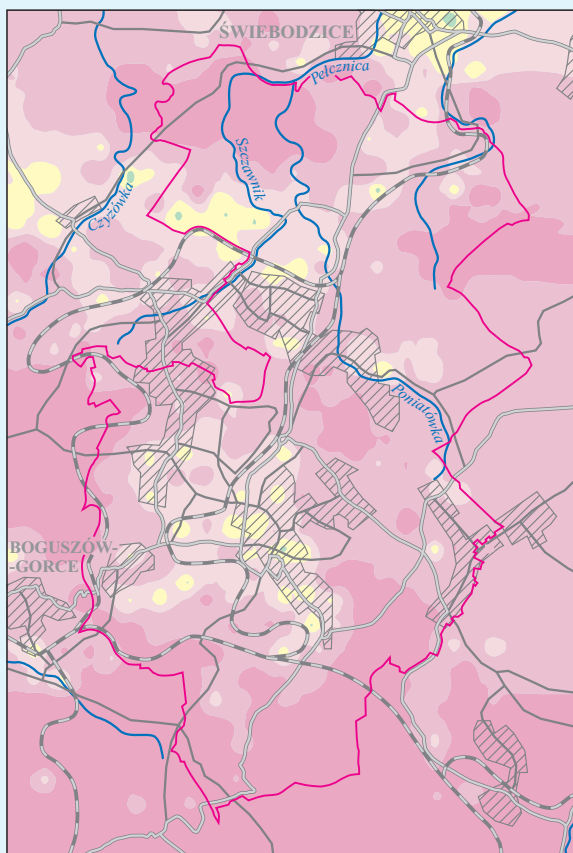
WAŁBRZYCH

pH



• 6,1 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
• 7,0 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
Figures printed in blue represent alkaline reaction



n = 587

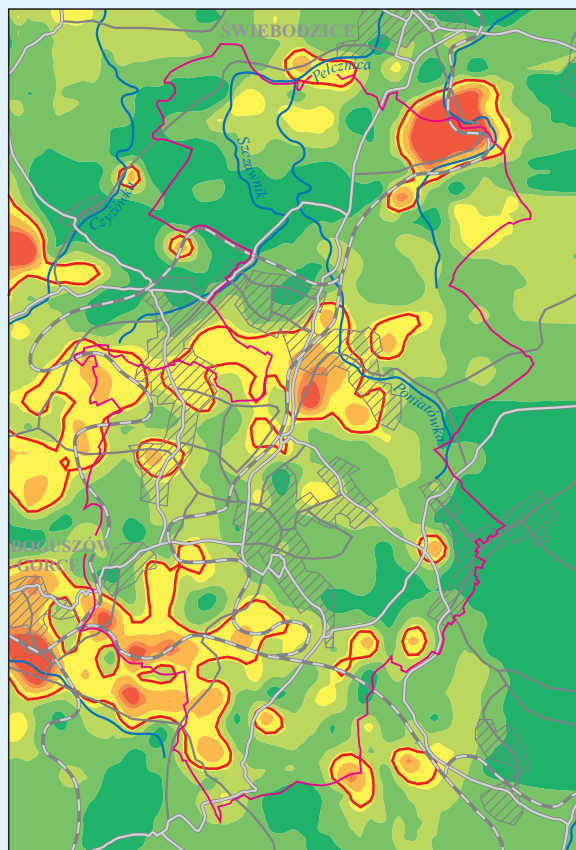
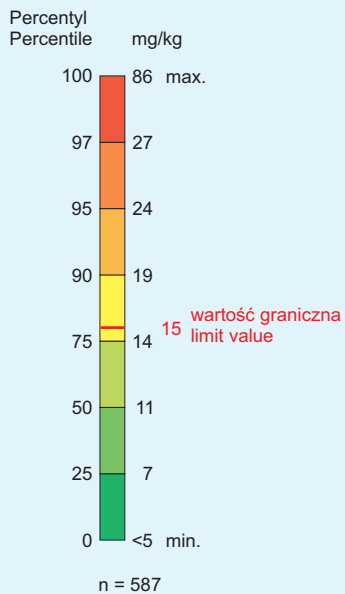
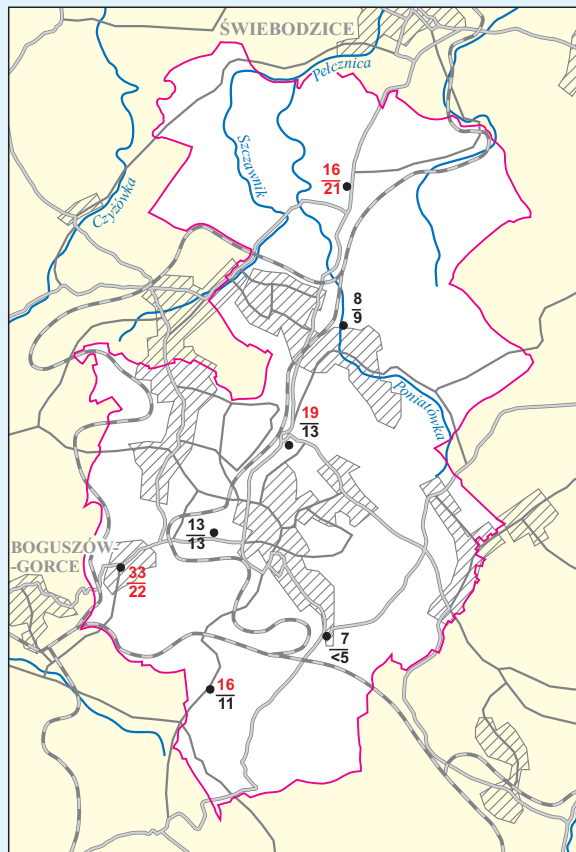
— granica miasta
urban border

WAŁBRZYCH

As

mg/kg
 • 13 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 13 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

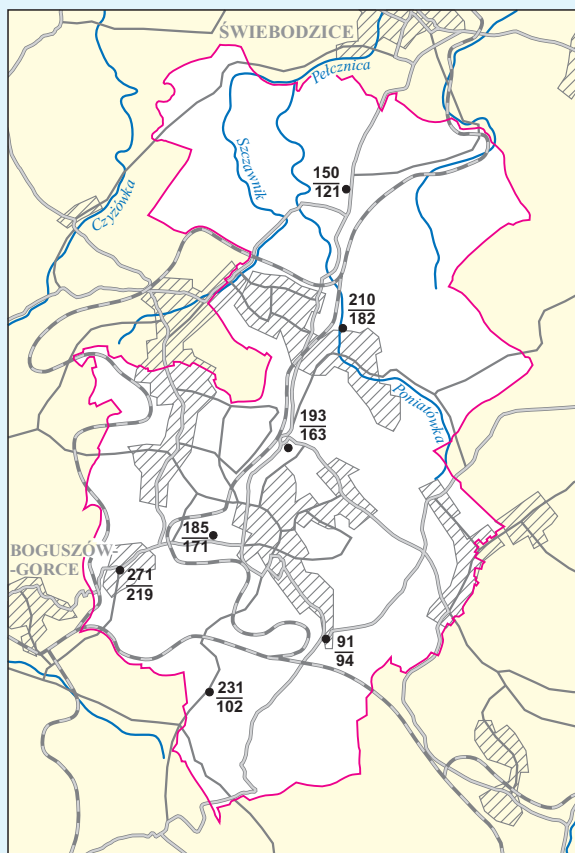


0 1,5 3 km

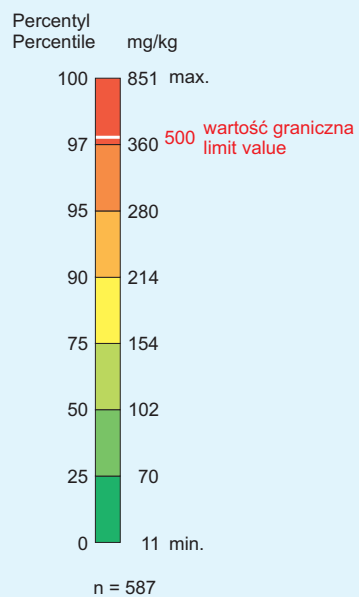
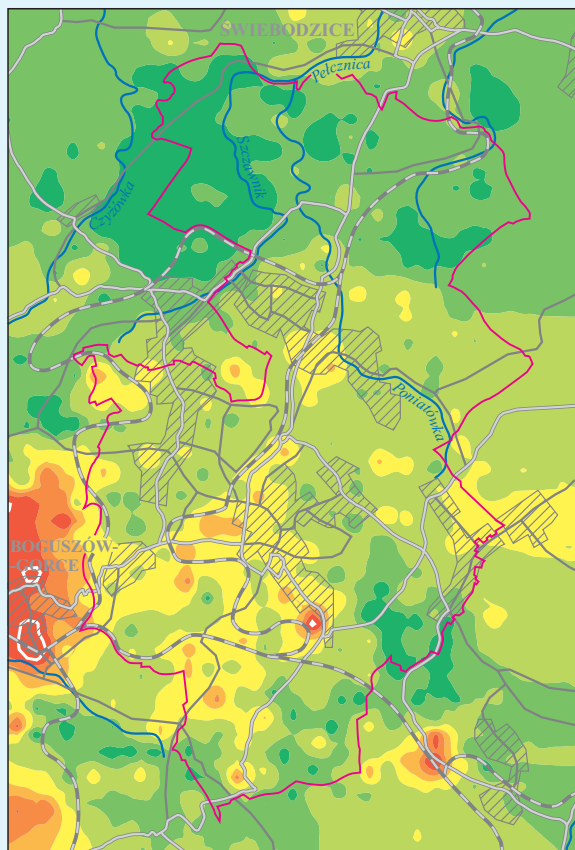
— granica miasta
urban border

WAŁBRZYCH

Ba



mg/kg
 • 150 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 121 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m



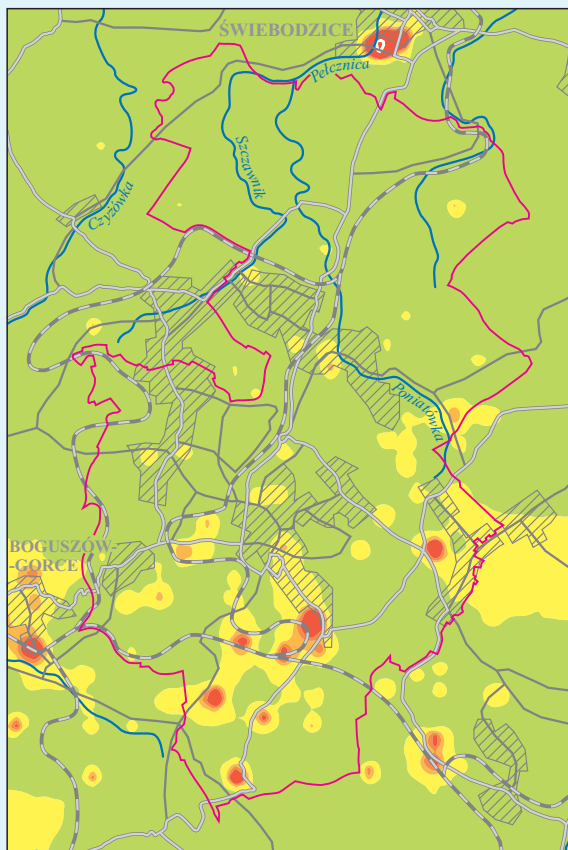
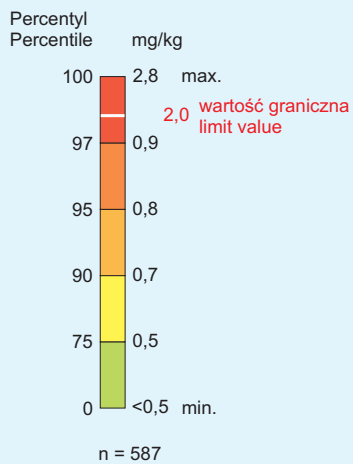
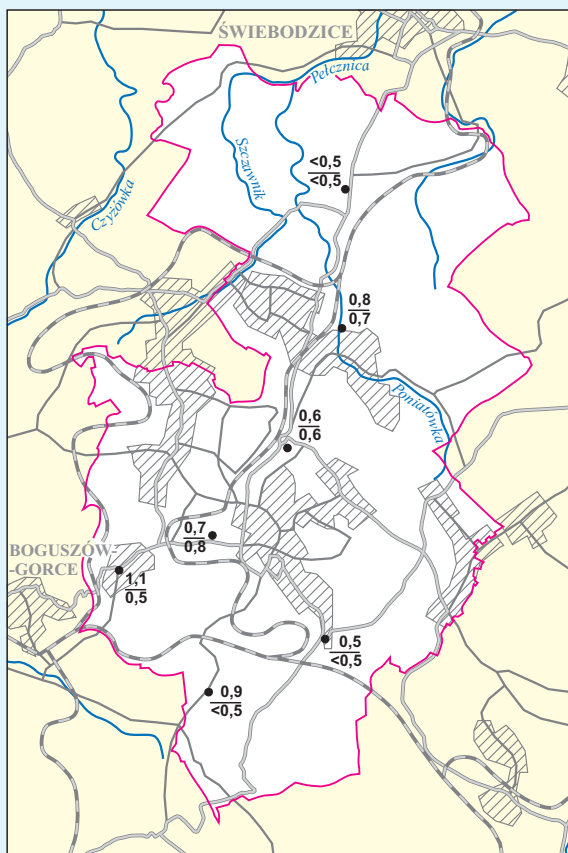
— granica miasta
urban border

0 1,5 3 km

WAŁBRZYCH

Cd

mg/kg
 • $<0,5$ poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • $<0,5$ poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

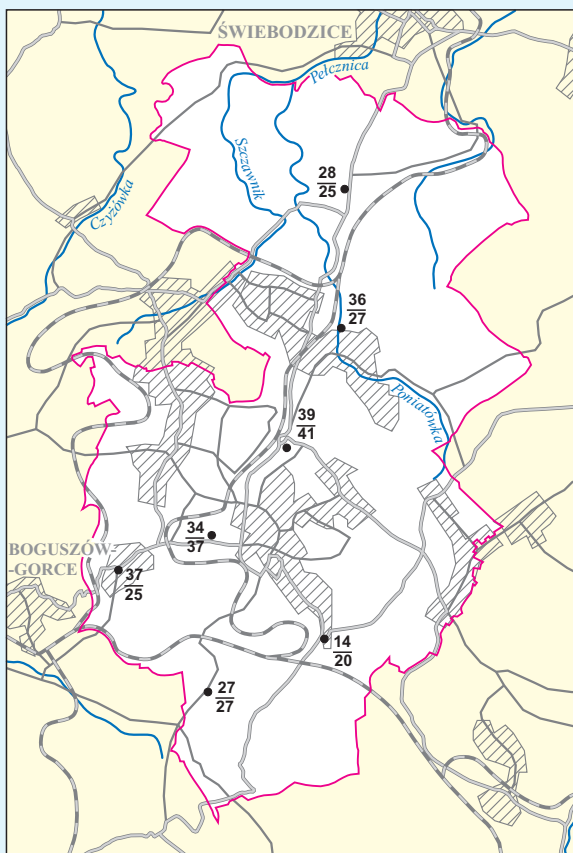


0 1,5 3 km

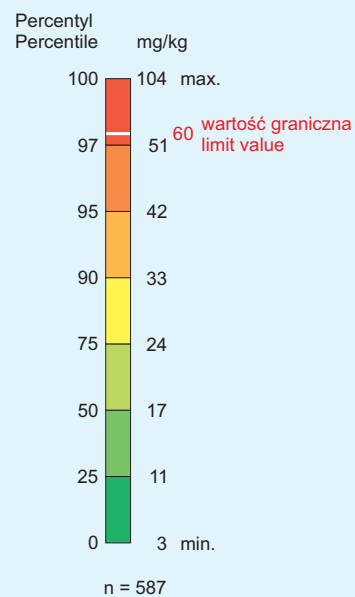
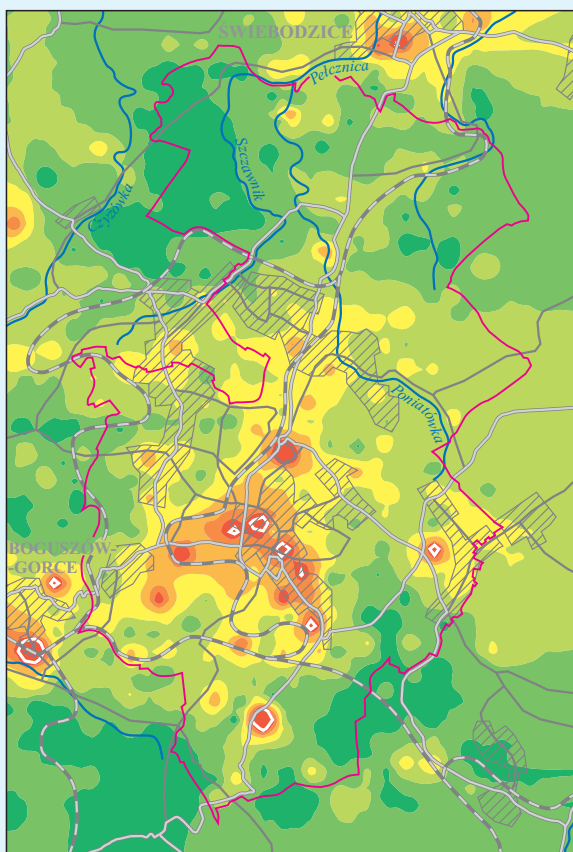
— granica miasta
 urban border

WAŁBRZYCH

Cu



mg/kg
 • 37 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 25 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m



— granica miasta
urban border

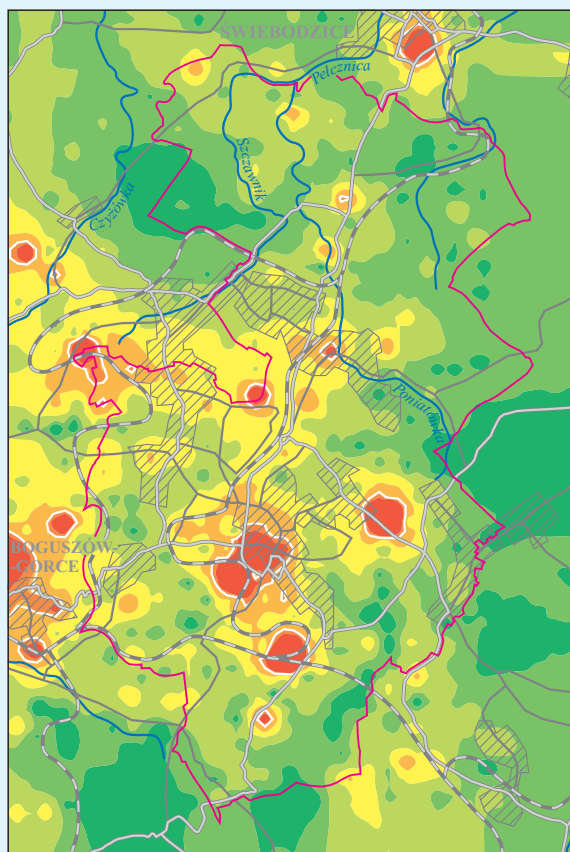
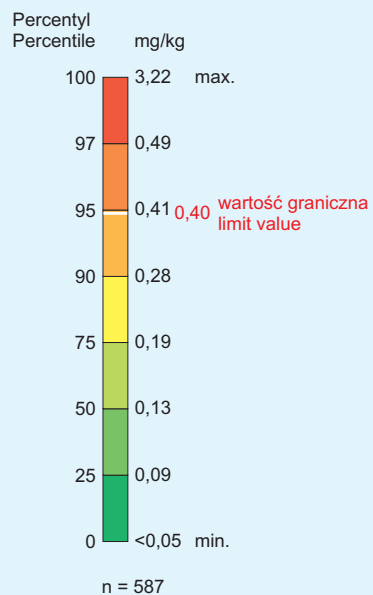
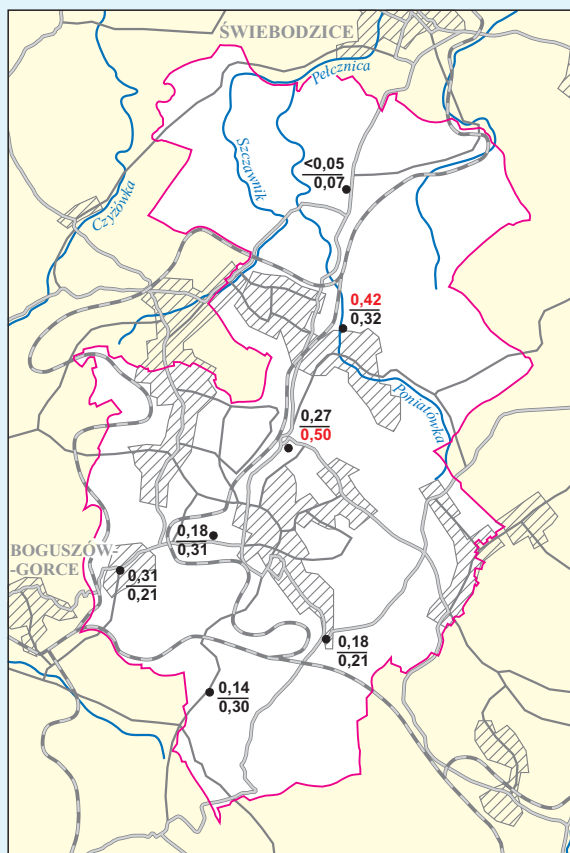
0 1,5 3 km

WAŁBRZYCH

Hg

mg/kg
 0,14 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 0,30 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

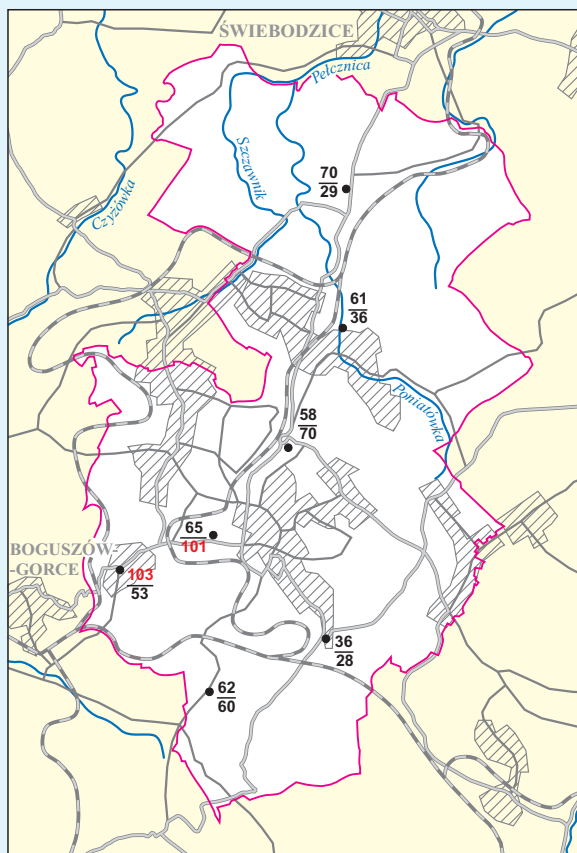


0 1,5 3 km

— granica miasta
urban border

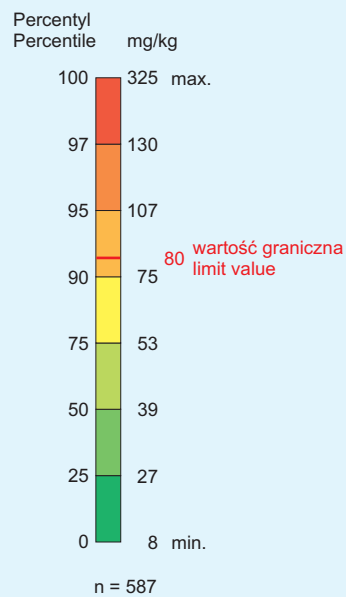
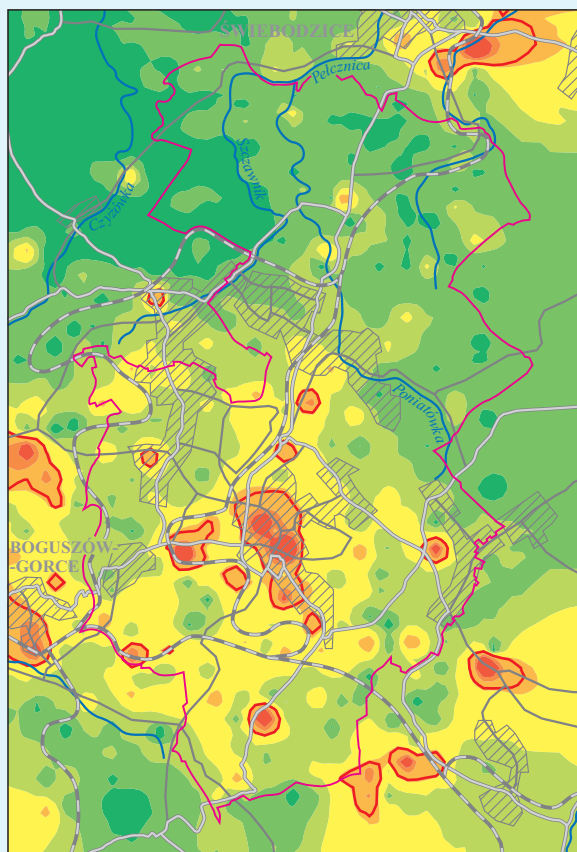
WAŁBRZYCH

Pb



mg/kg	
58	poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
70	poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



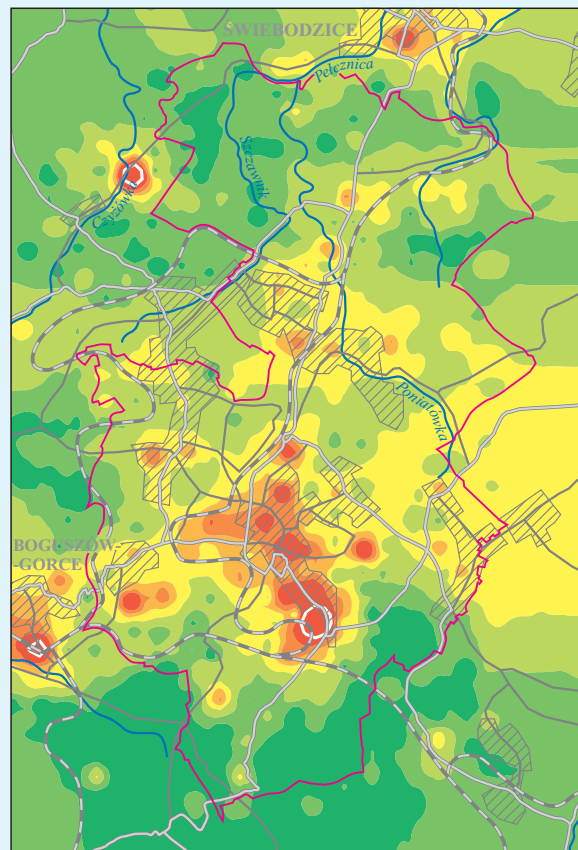
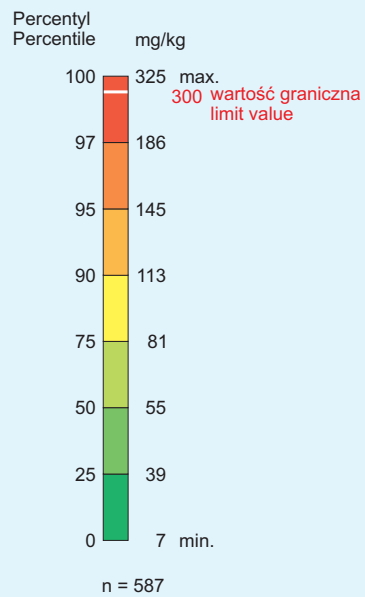
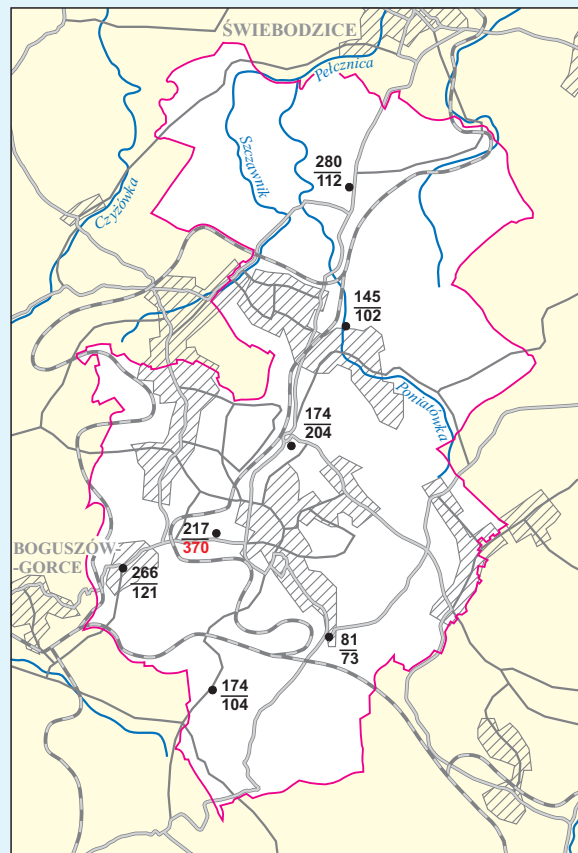
granica miasta
urban border

Zn

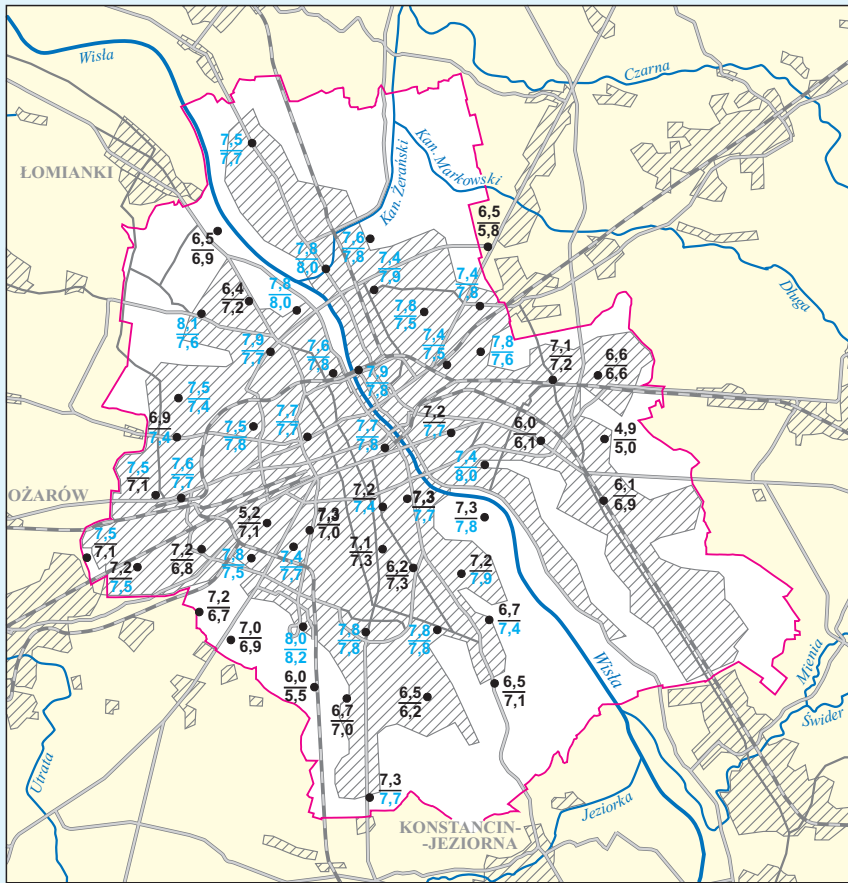
WAŁBRZYCH

mg/kg
 • 145 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 102 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

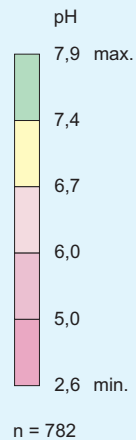
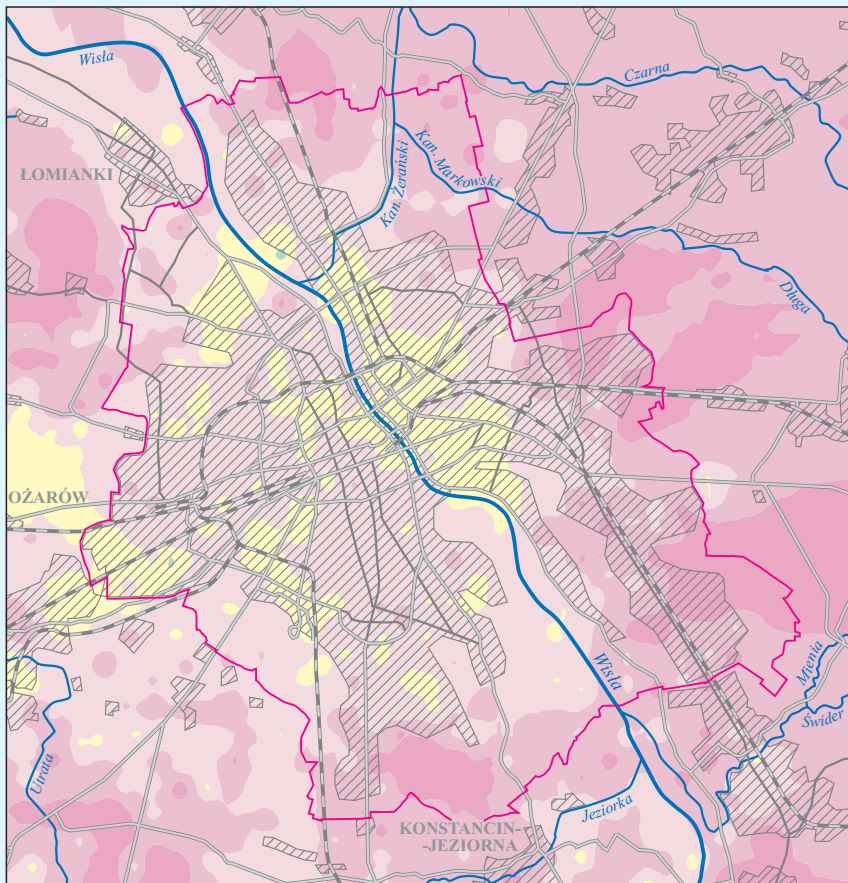


pH



● 6.5 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
● 6.9 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczyby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
Figures printed in blue represent alkaline reaction



— granica miasta
urban border

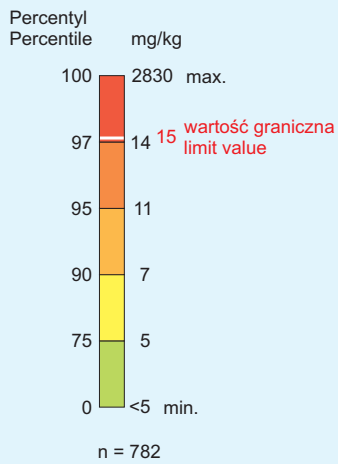
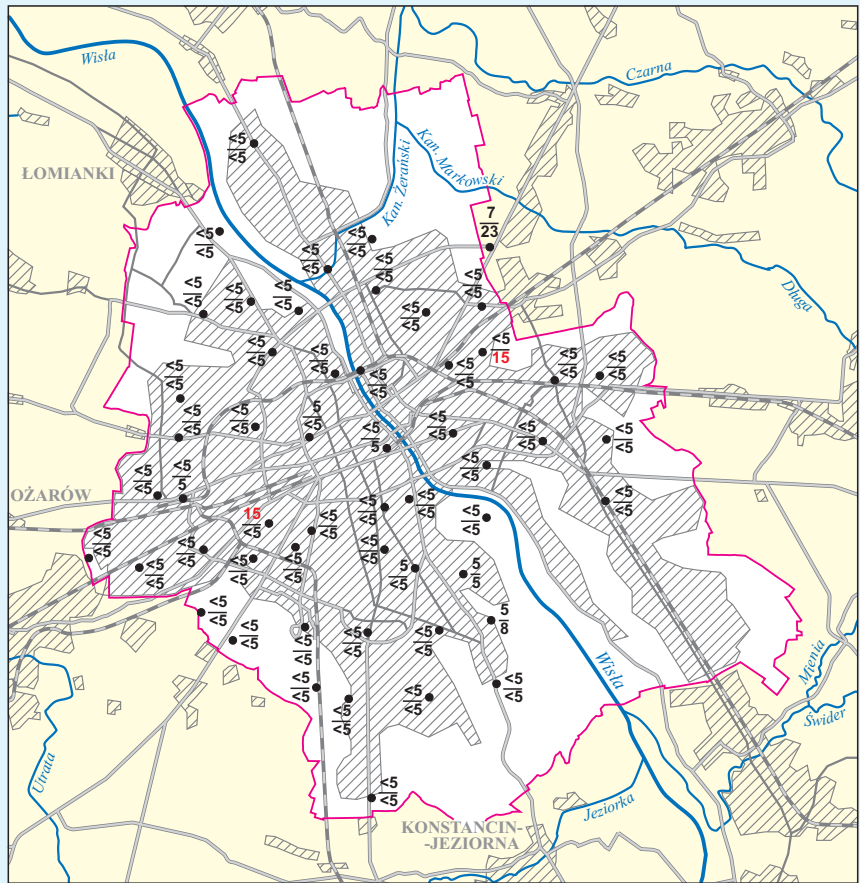
0 3 6 km

WARSZAWA

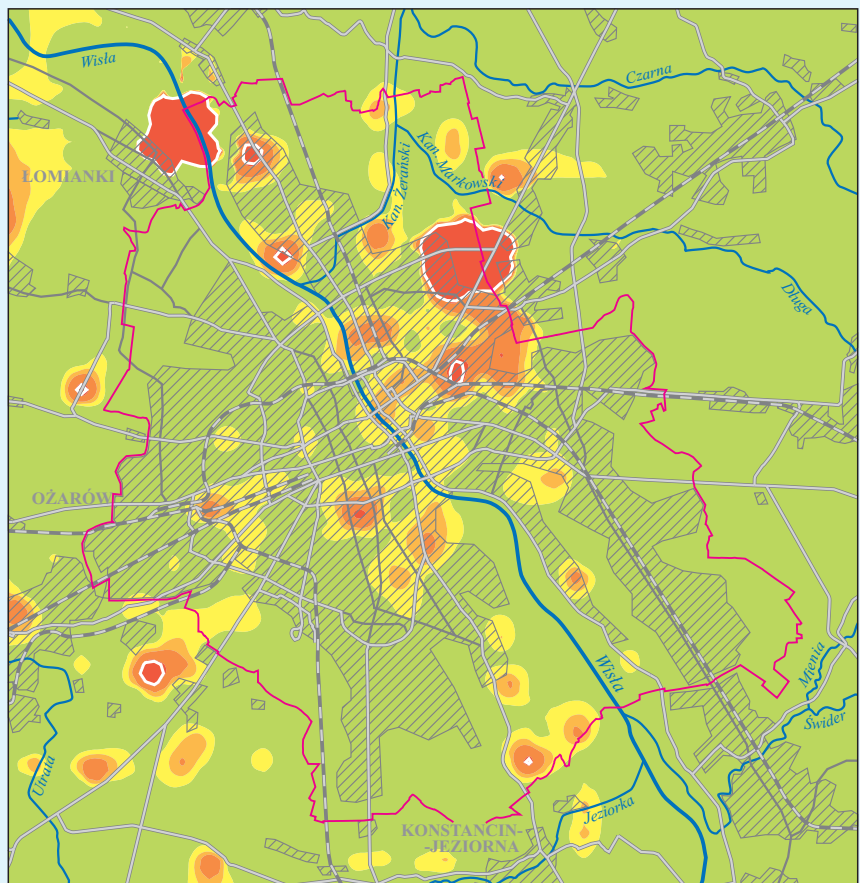
As

mg/kg
 • <5 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • <5 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



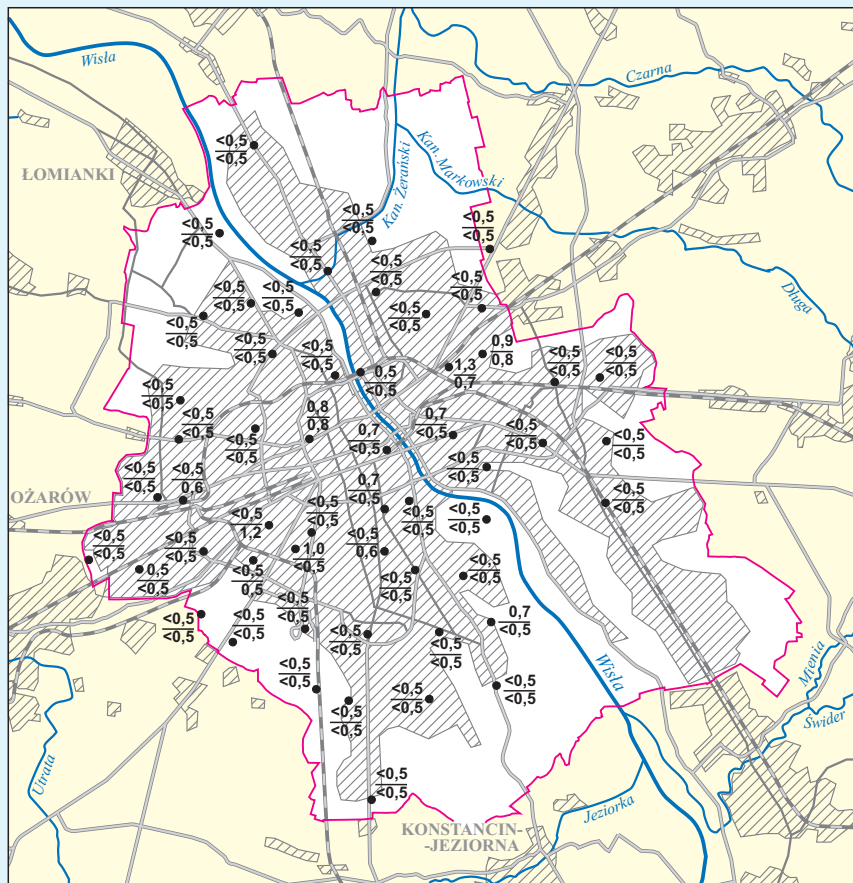
— granica miasta
urban border



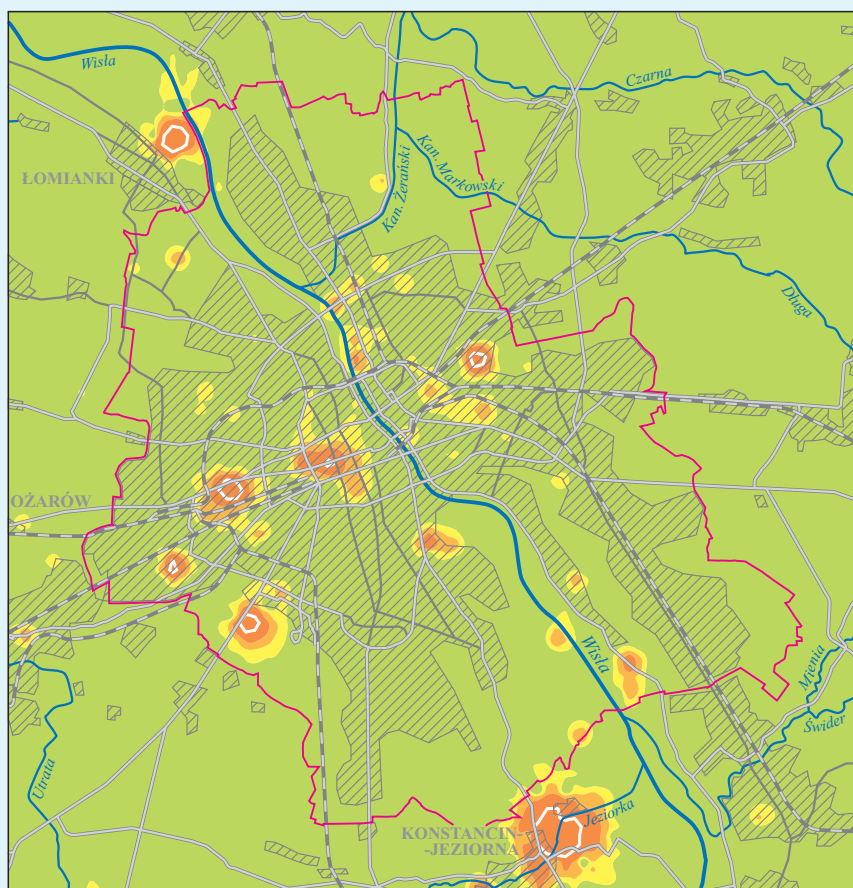
0 3 6 km

WARSZAWA

Cd



mg/kg
 • 0,7 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • <0,5 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m



Percentile	mg/kg
100	19,1 max.
97	1,0 2,0 wartość graniczna limit value
95	0,7
90	0,5
0	<0,5 min.

n = 782

— granica miasta
urban border

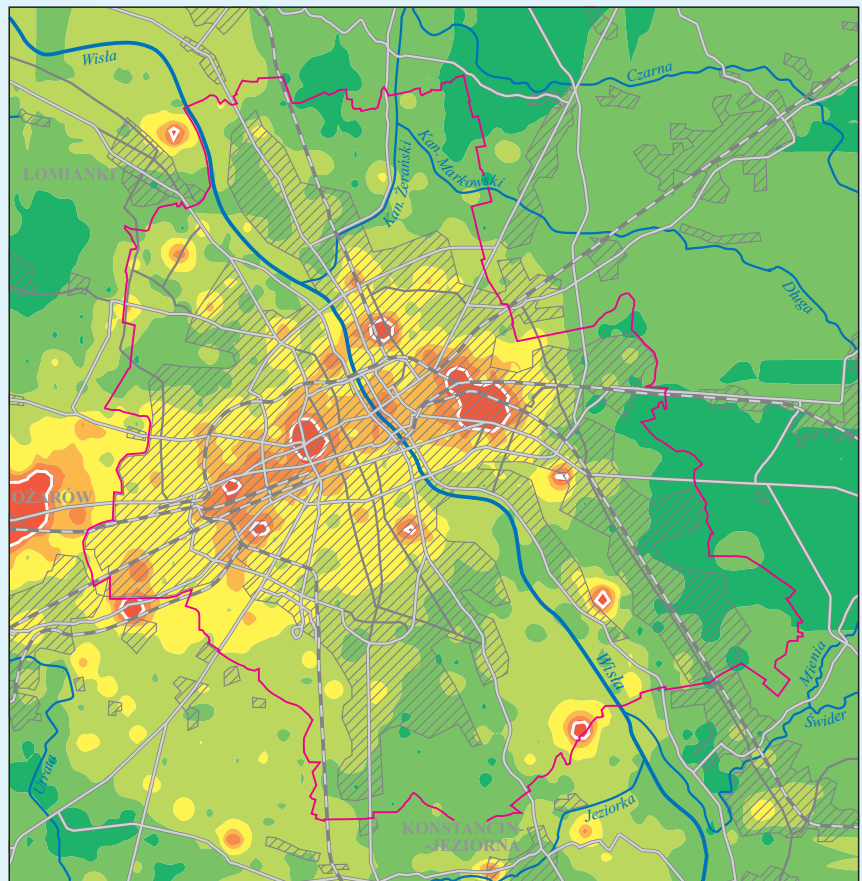
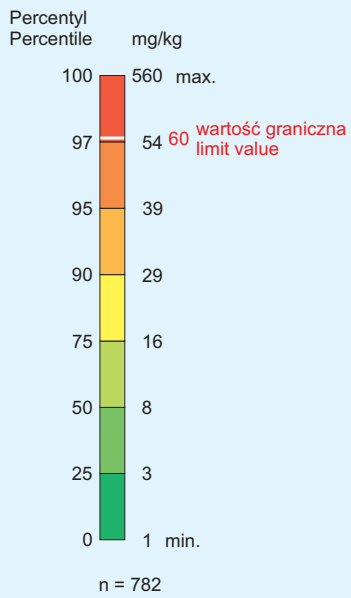
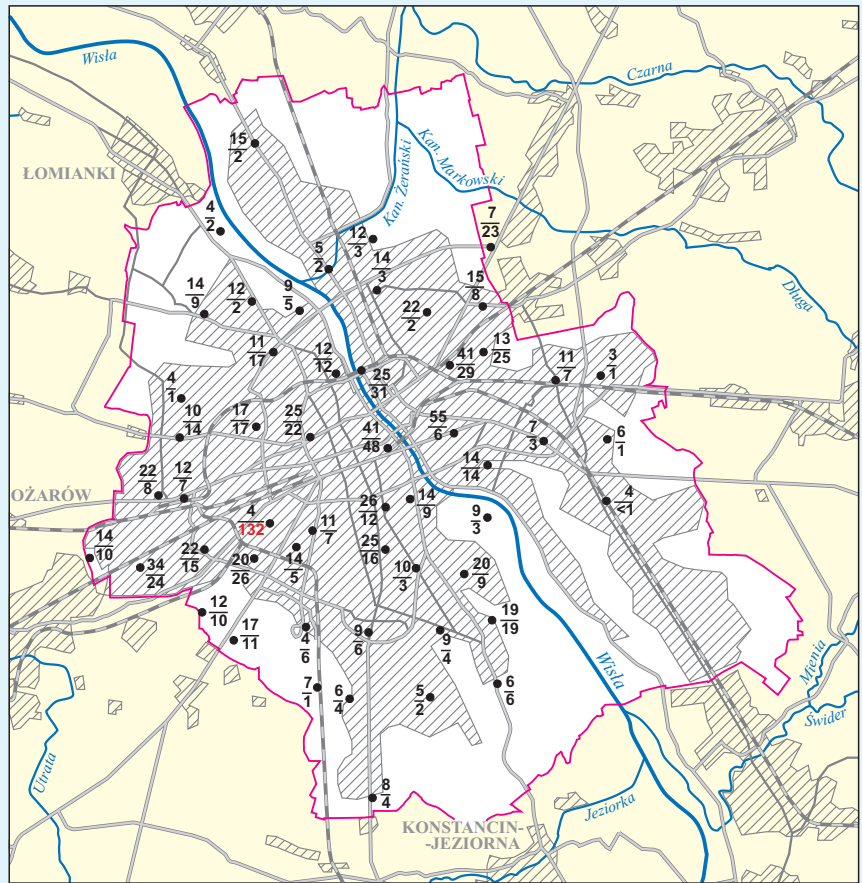
0 3 6 km

WARSZAWA

Cu

mg/kg
 • 14 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 10 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

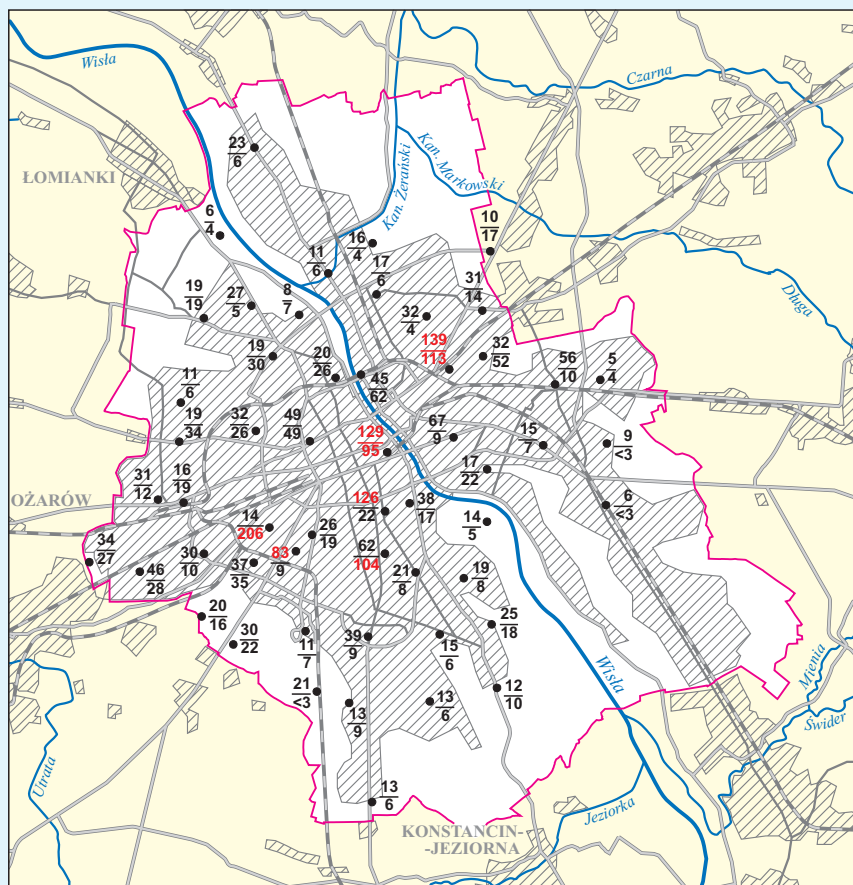


0 3 6 km

— granica miasta
urban border

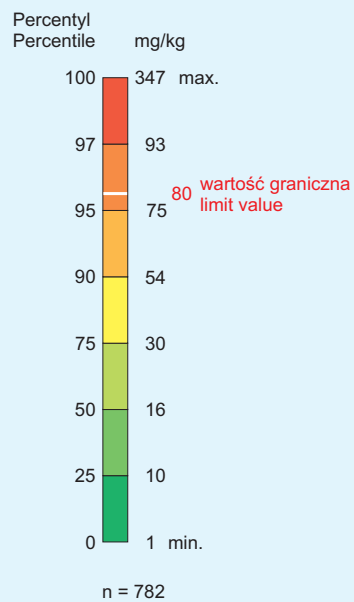
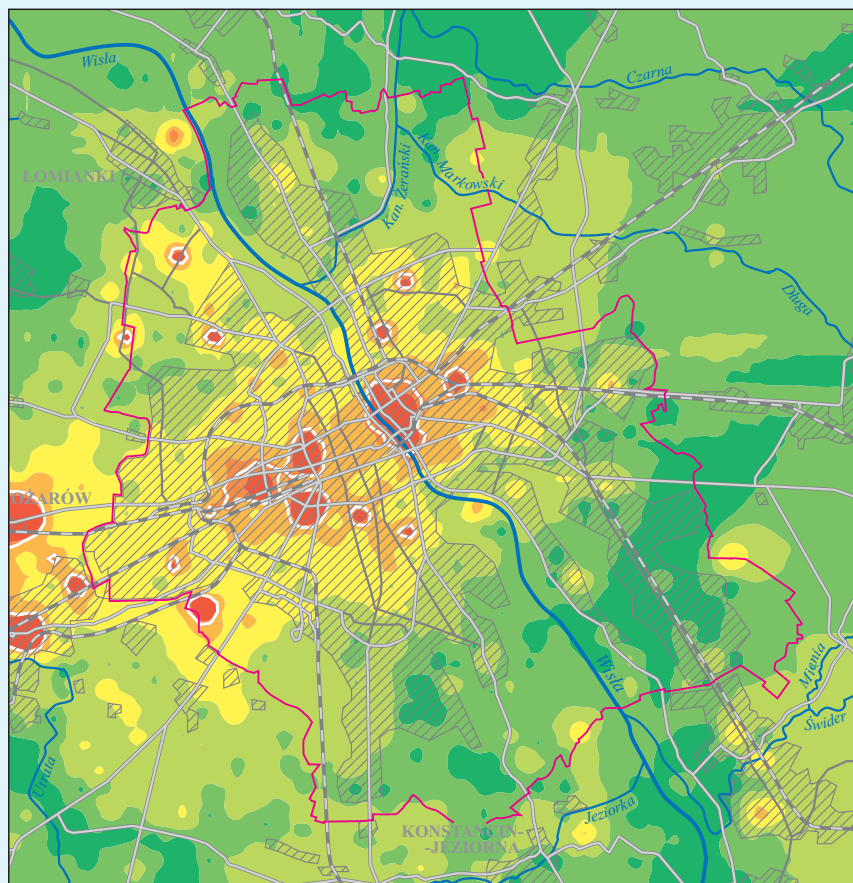
WARSZAWA

Pb



mg/kg
 • 34 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 27 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



— granica miasta
urban border

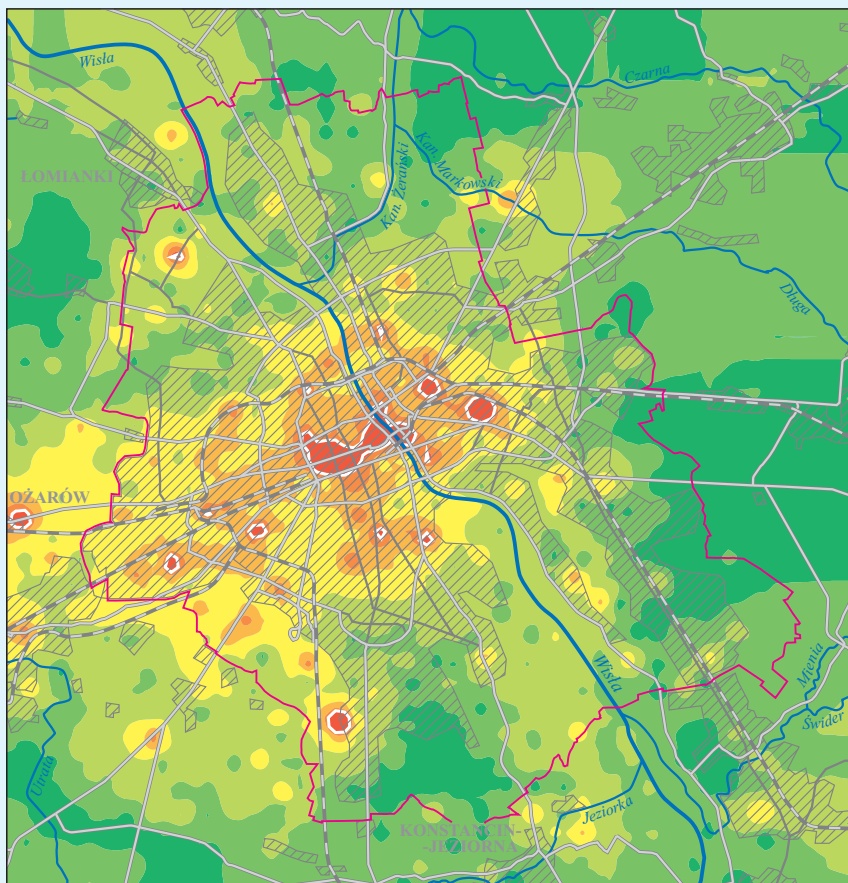
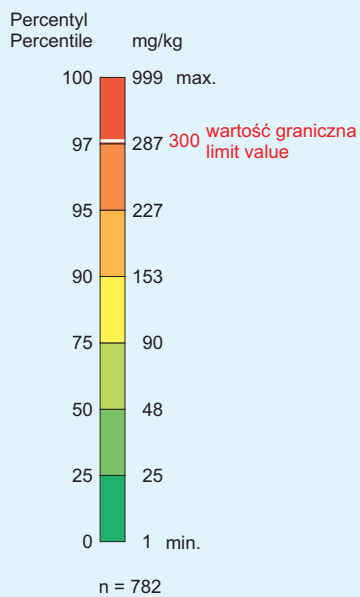
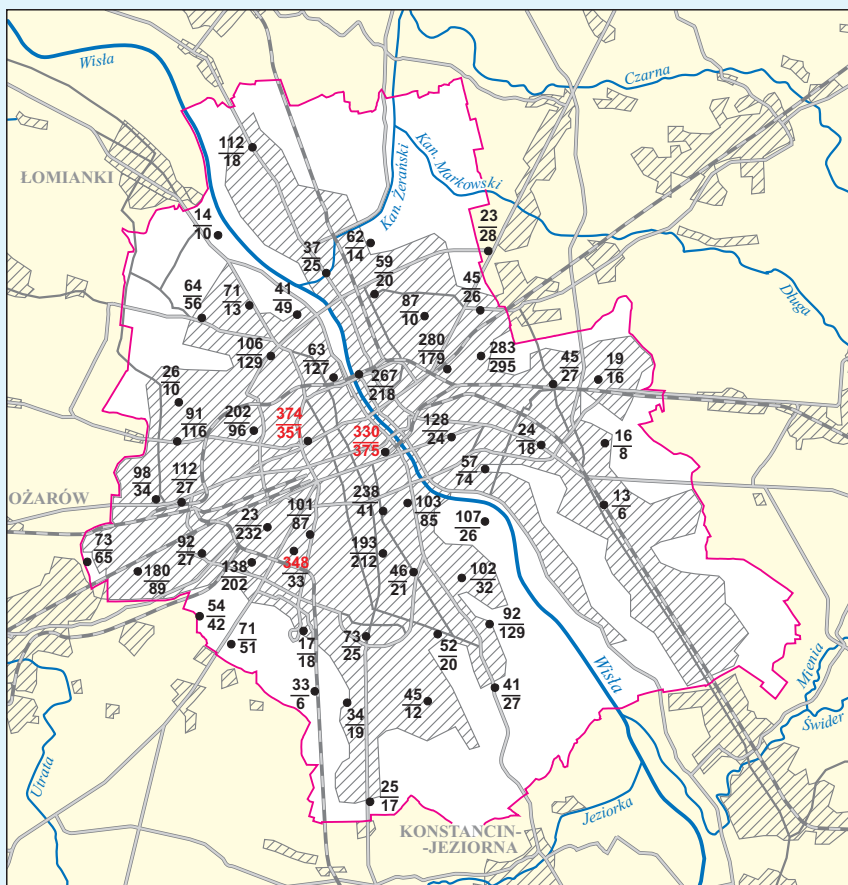
0 3 6 km

WARSZAWA

Zn

mg/kg
 • 180 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
 • 33 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

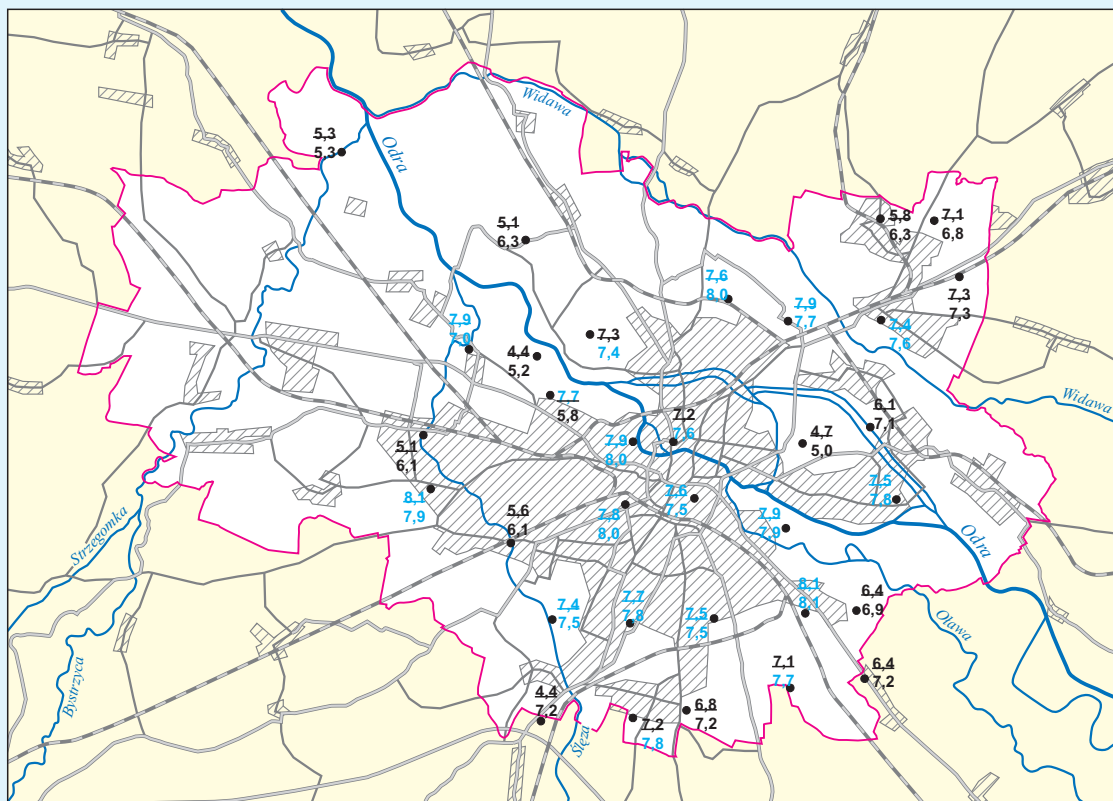


— granica miasta
urban border

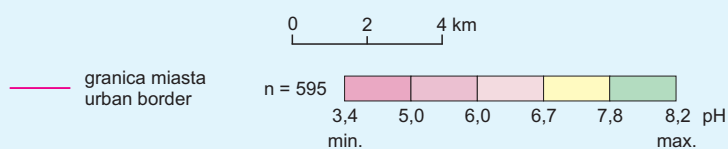
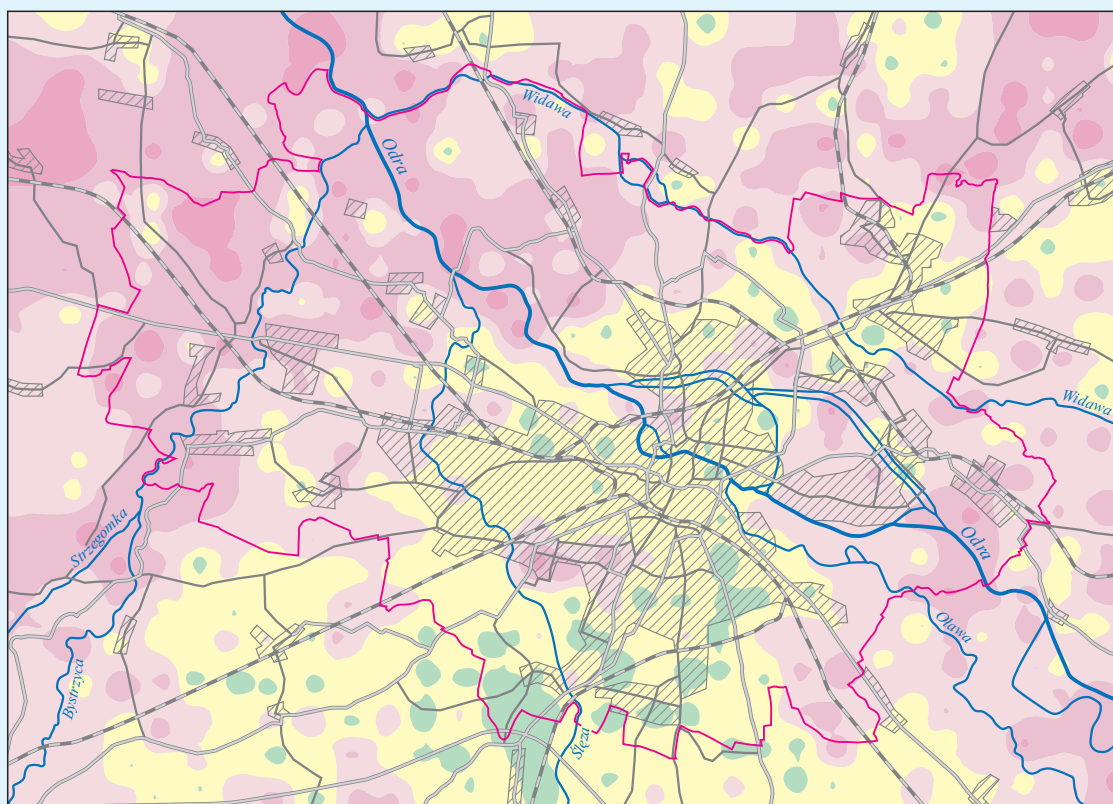
0 3 6 km

WROCLAW

pH



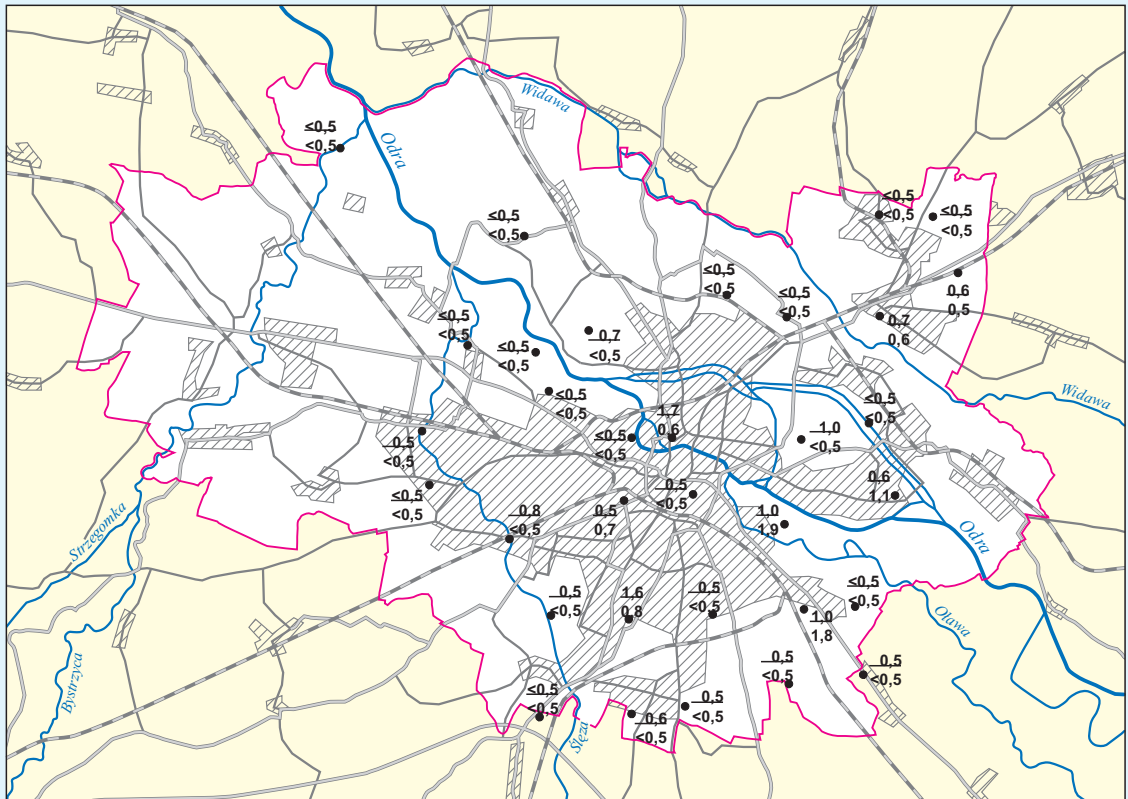
• 5,1 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 • 6,3 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m Figures printed in blue represent alkaline reaction



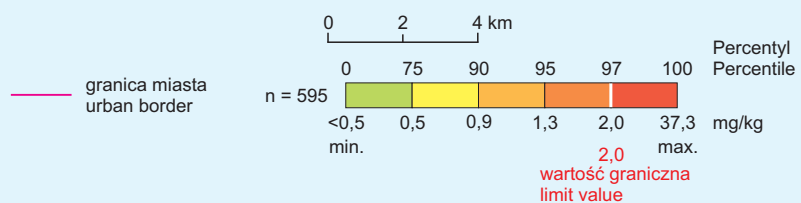
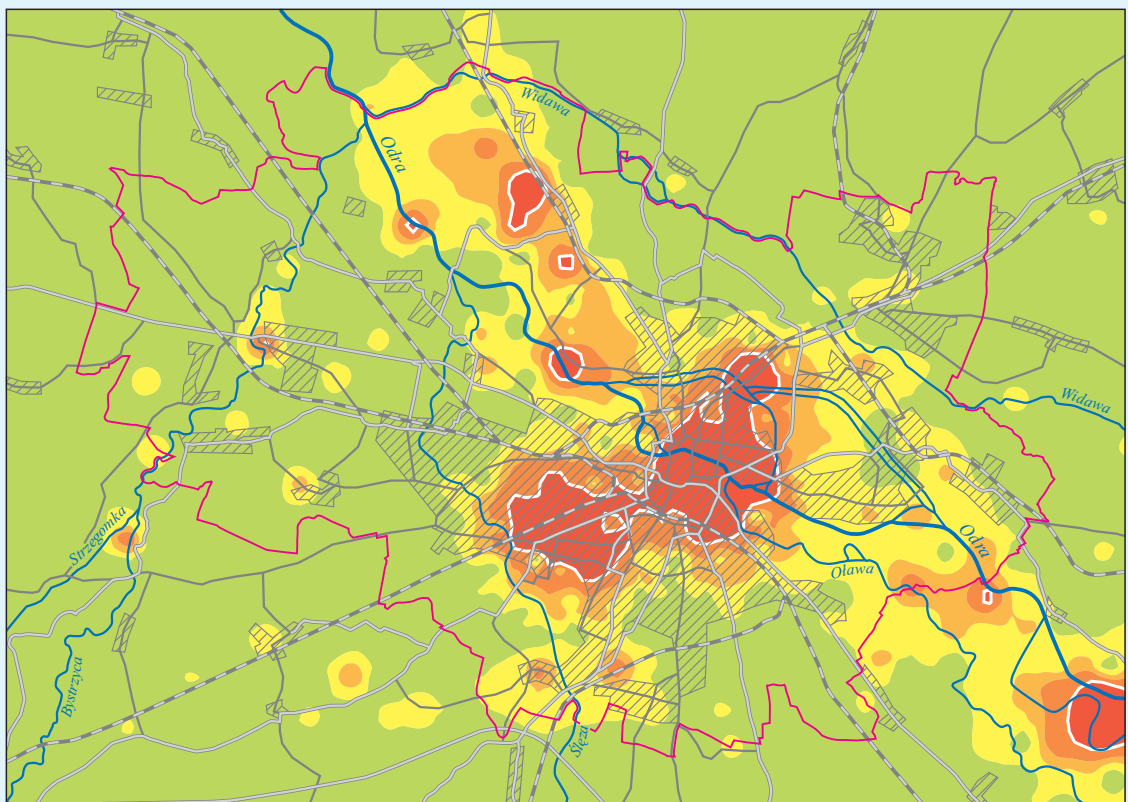
Tablice 97–102 na podstawie bazy danych „Atlasu geochemicznego Wrocławia i okolic”
 Plates 97–102 based on data for “Geochemical atlas of Wrocław and environs”

WROCLAW

Cd

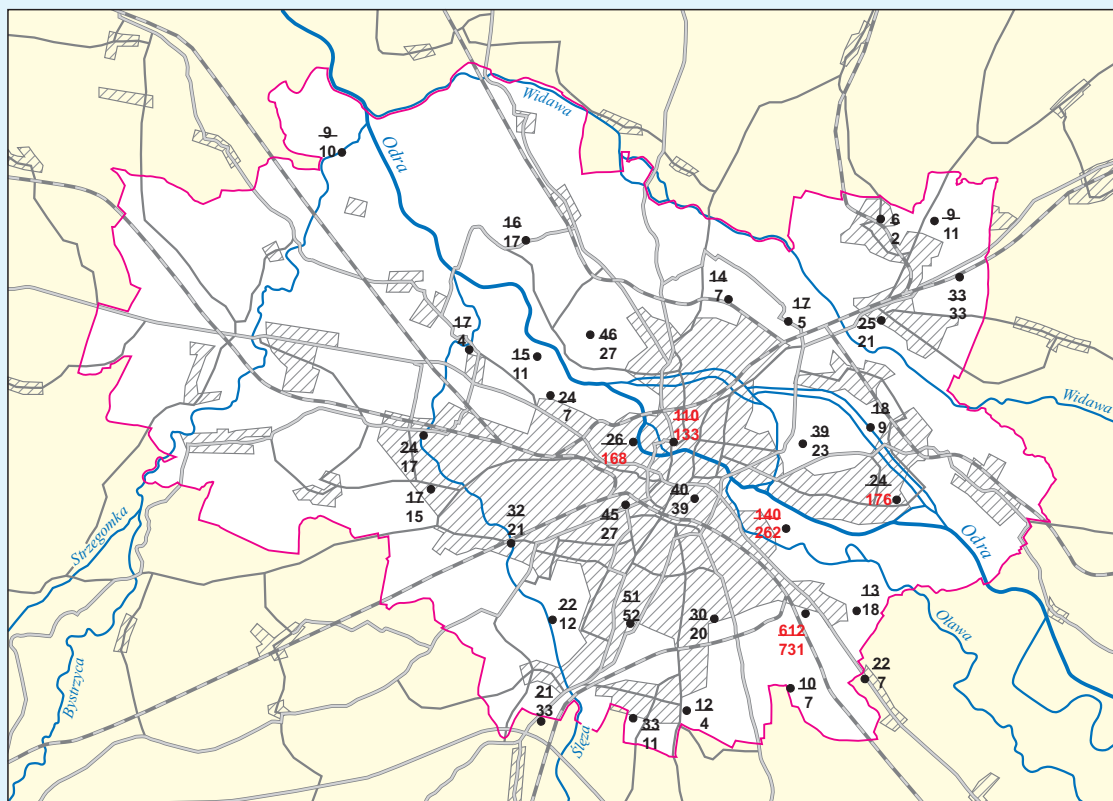


mg/kg
 • 1.0 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 <0,5 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m



WROCLAW

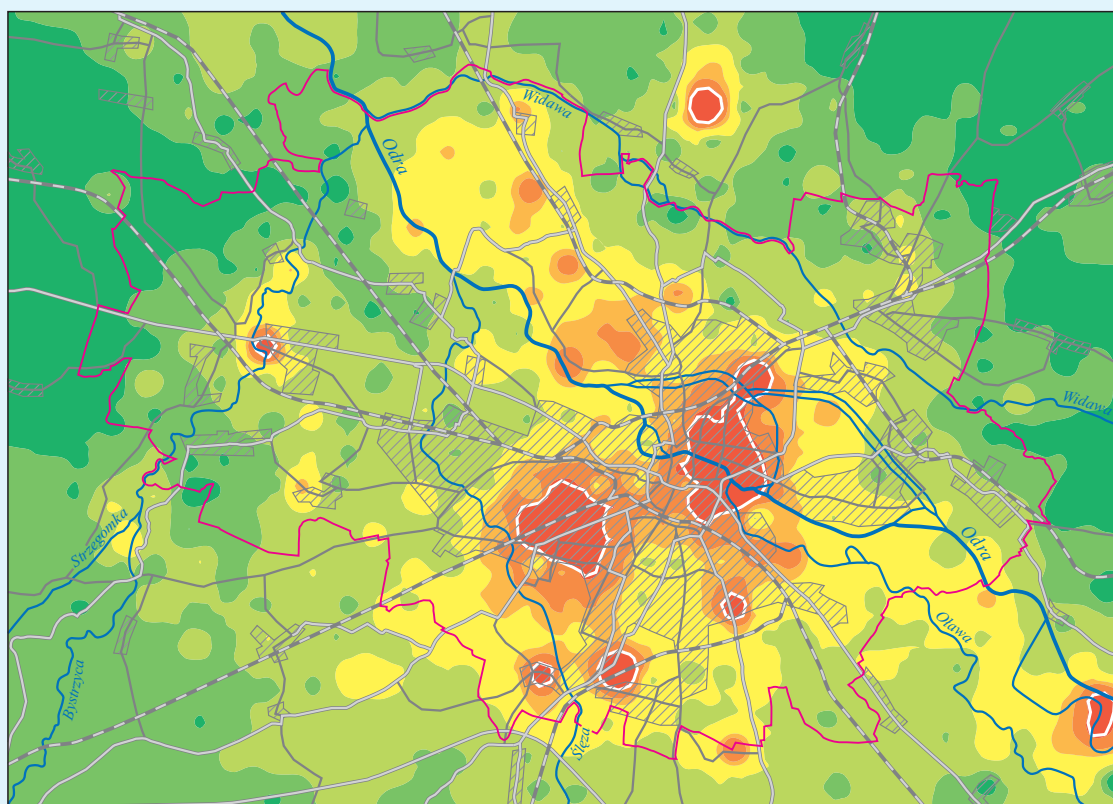
Cu



mg/kg

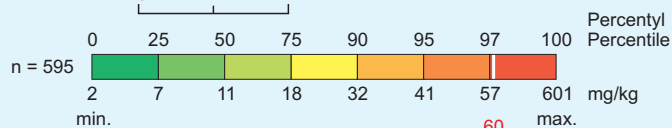
- 32 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
- 21 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2 4 km

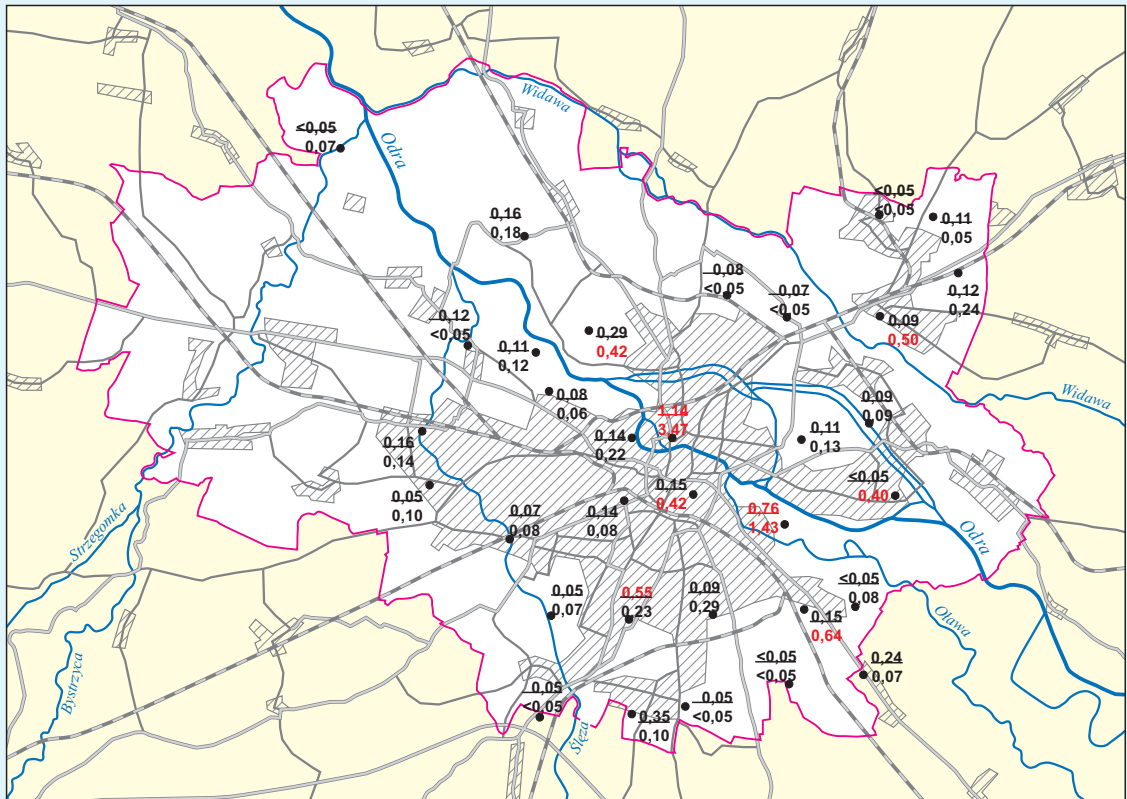
— granica miasta
urban border



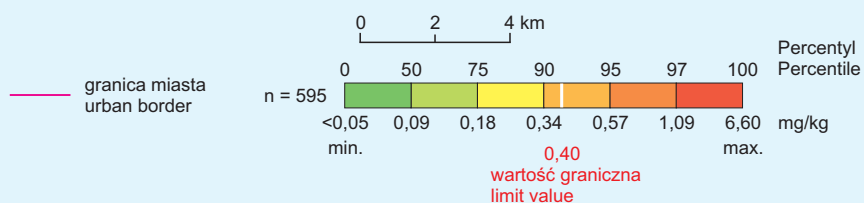
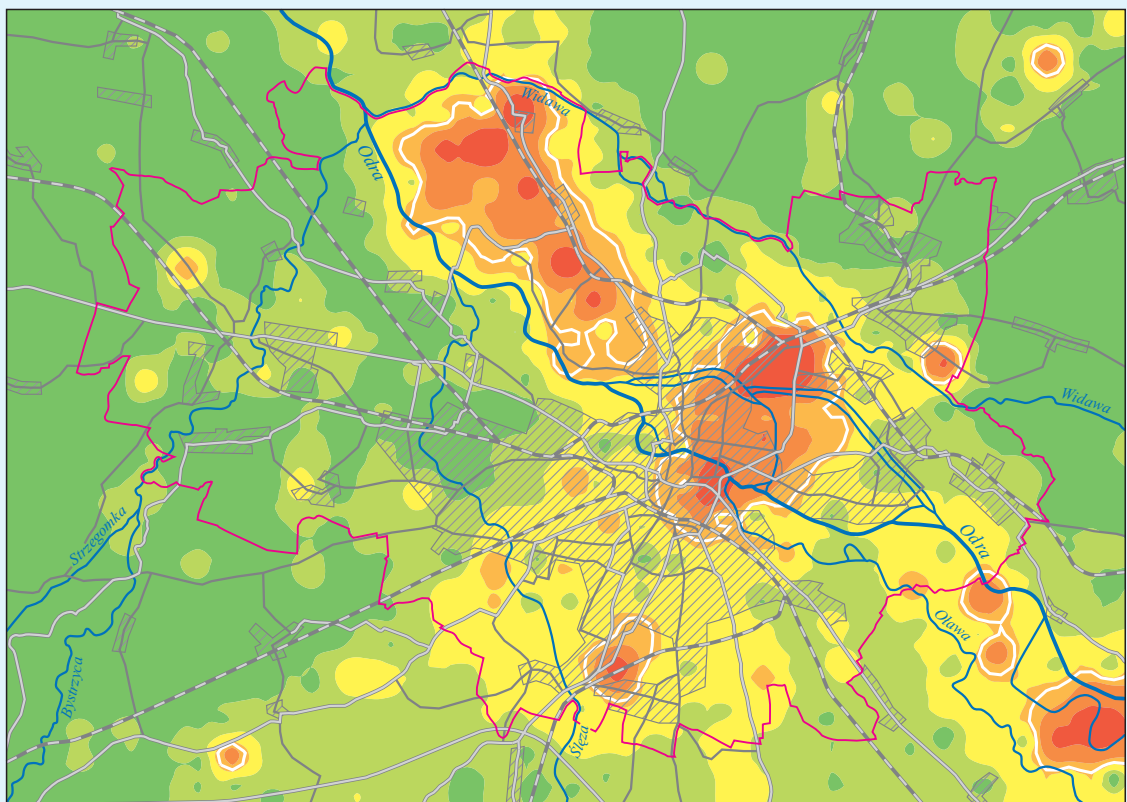
60
wartość graniczna
limit value

WROCLAW

Hg

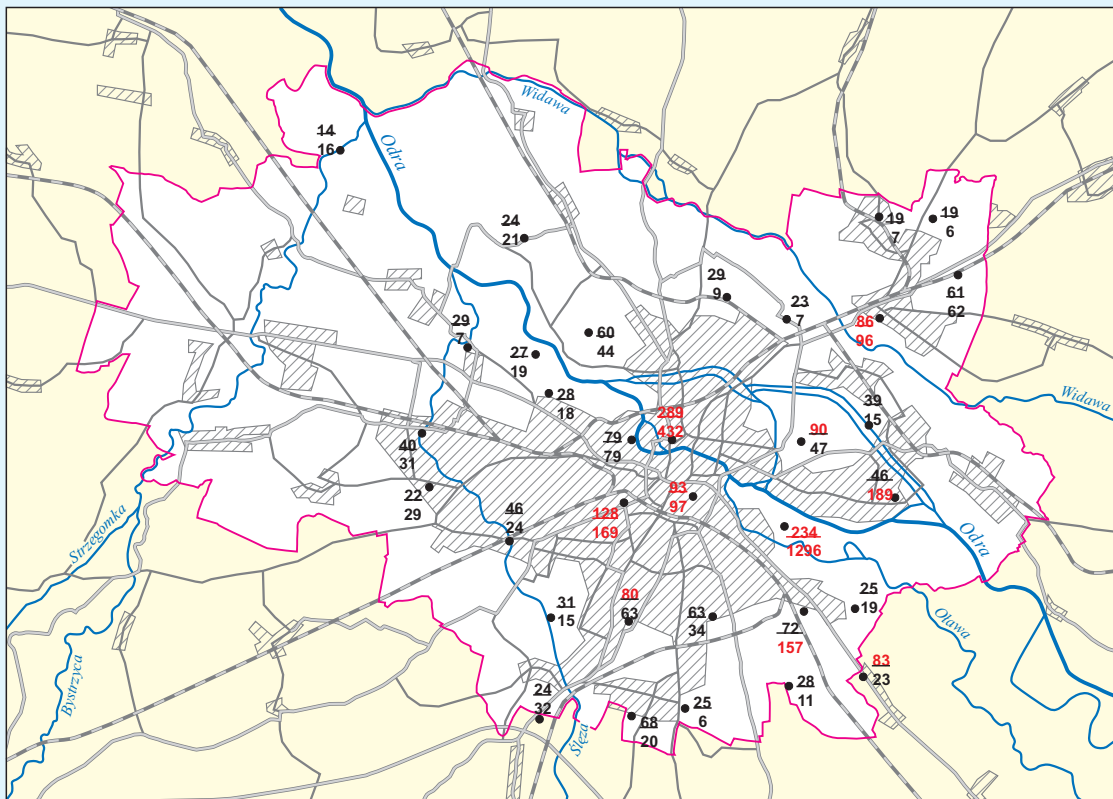


mg/kg
 • ≤0,05 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0,0–0,2 m
 • 0,07 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0,4–0,6 m
 Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value



WROCLAW

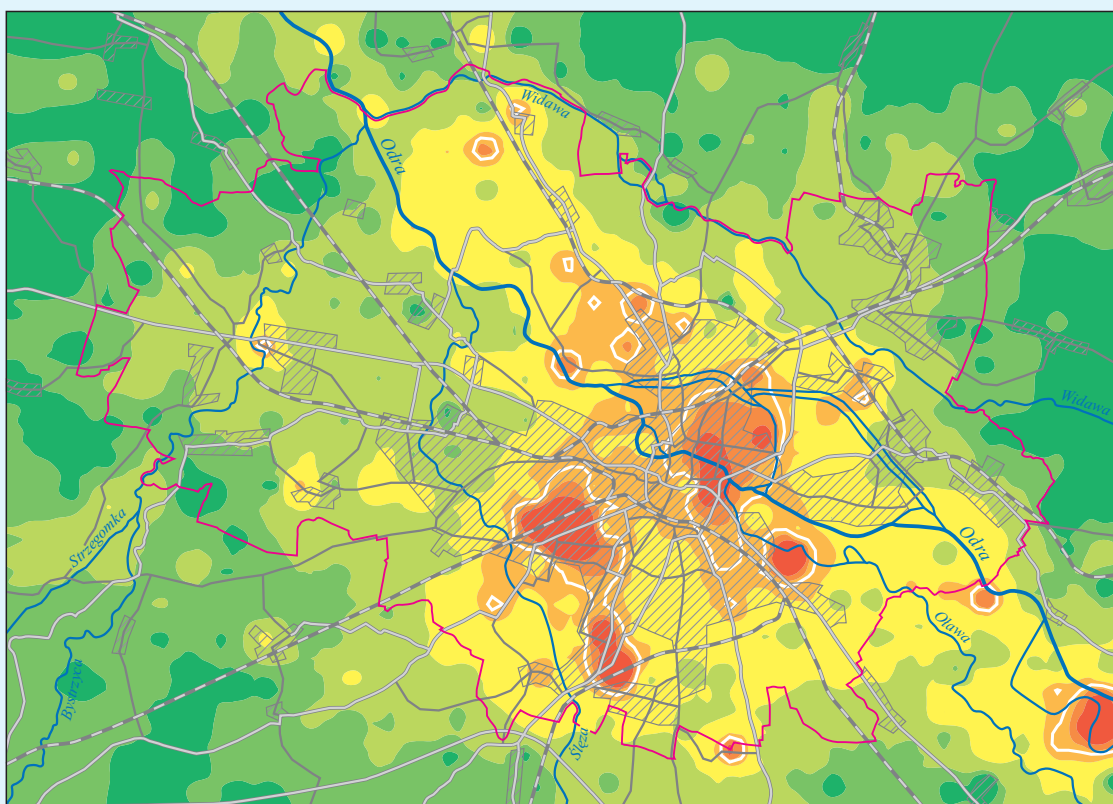
Pb



mg/kg

- 60 poziom 0,0–0,2 m ; horizon 0.0–0.2 m
- 44 poziom 0,4–0,6 m ; horizon 0.4–0.6 m

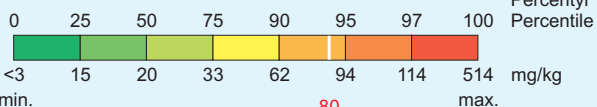
Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
Figures printed in red represent exceeding of limit value



0 2 4 km

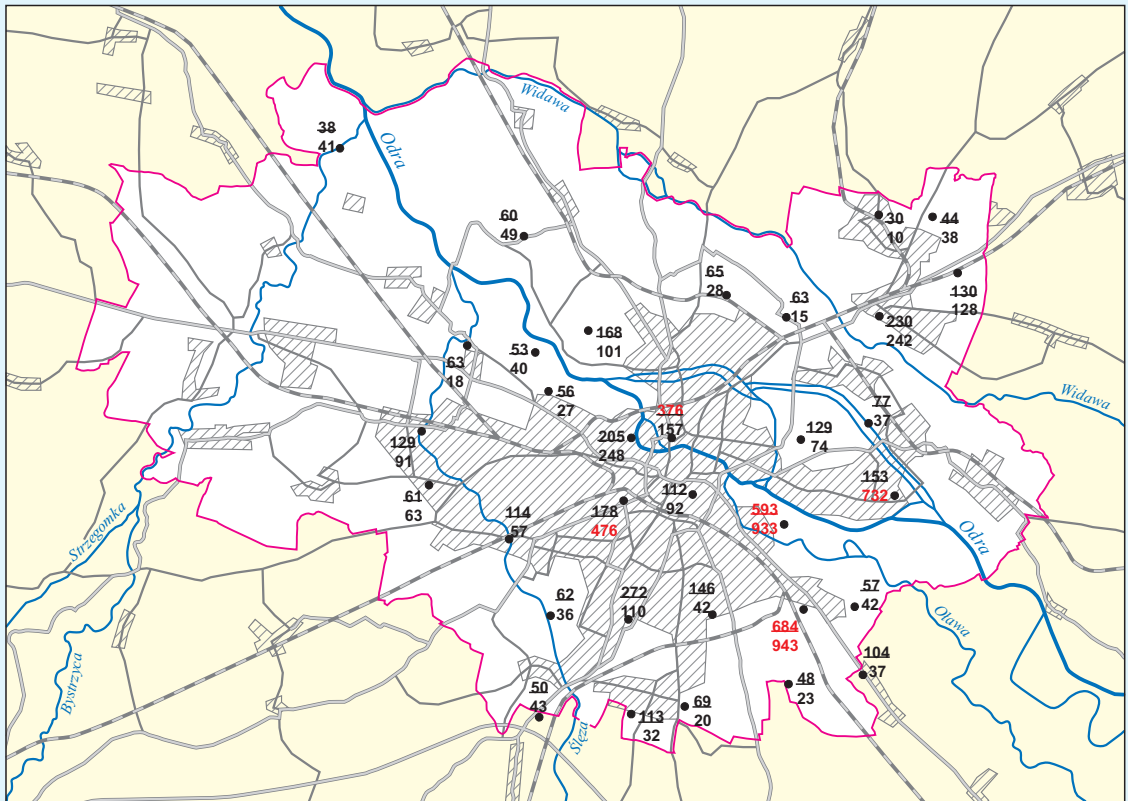
— granica miasta
urban border

n = 595



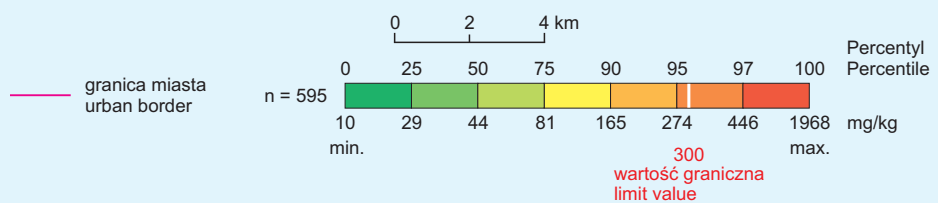
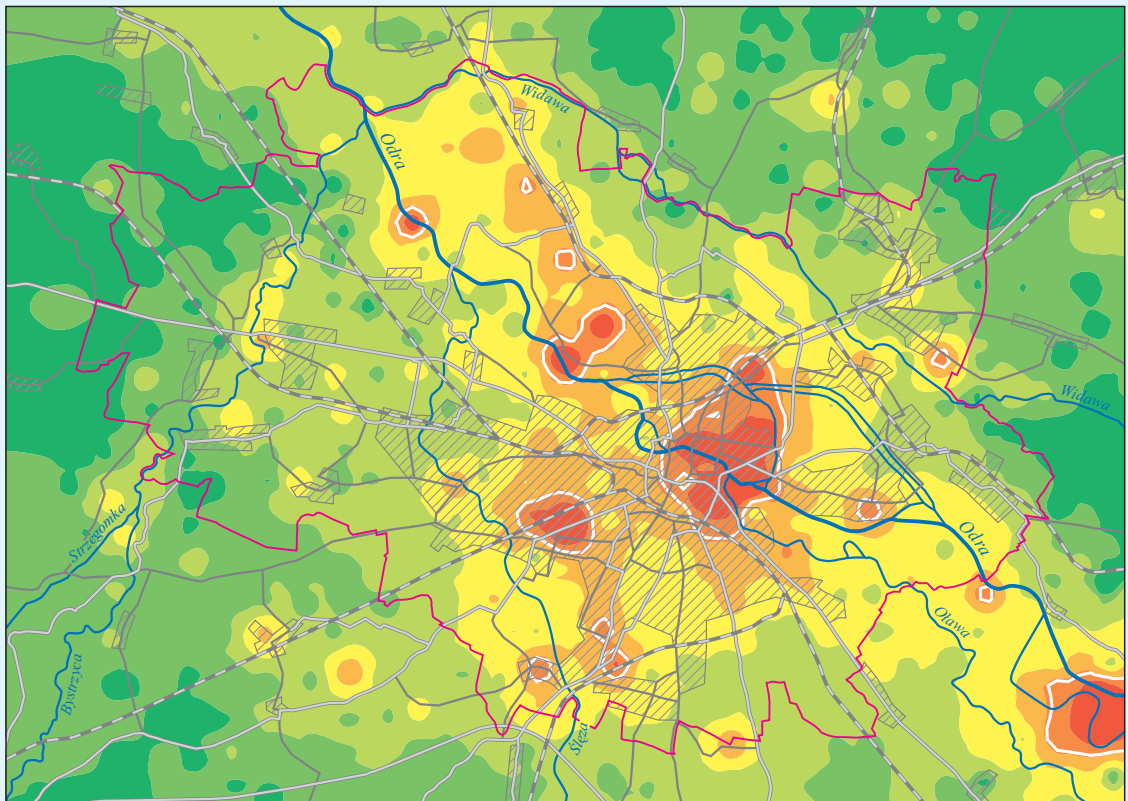
WROCLAW

Zn



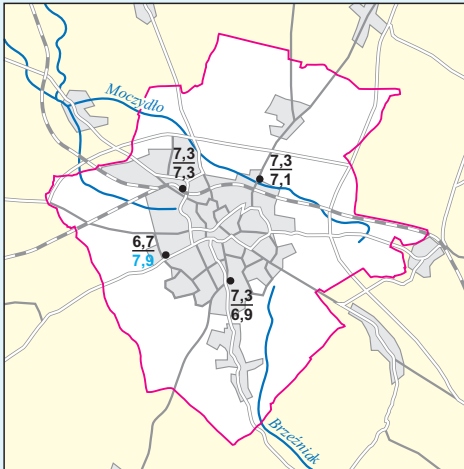
mg/kg
 • 168 poziom 0,0–0,2 m , horizon 0.0–0.2 m
 • 101 poziom 0,4–0,6 m , horizon 0.4–0.6 m

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznej
 Figures printed in red represent exceeding of limit value

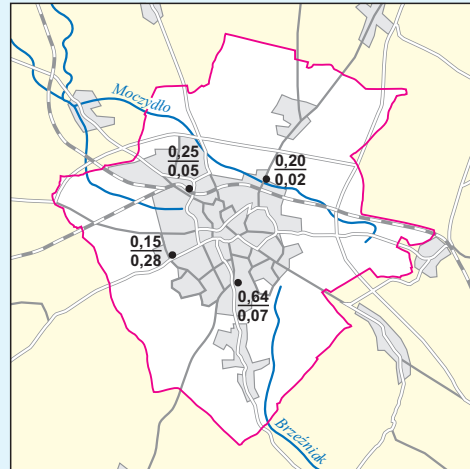


ZIELONA GÓRA

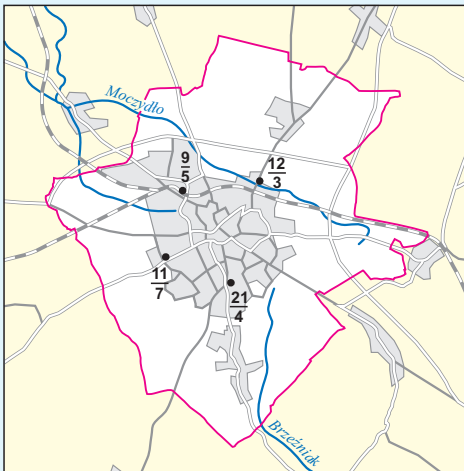
pH



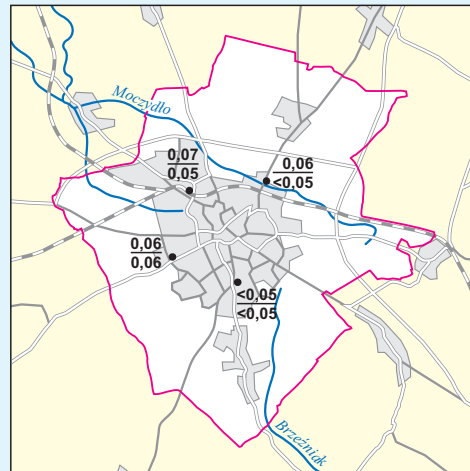
Ca %



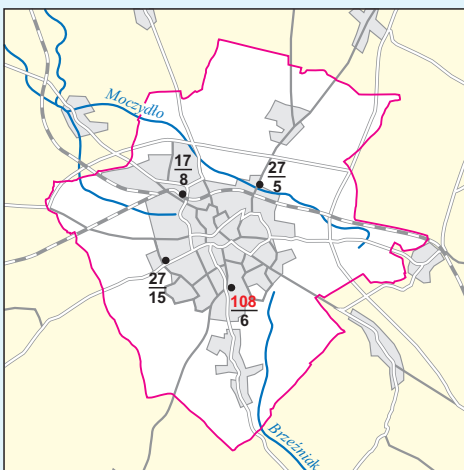
Cu mg/kg



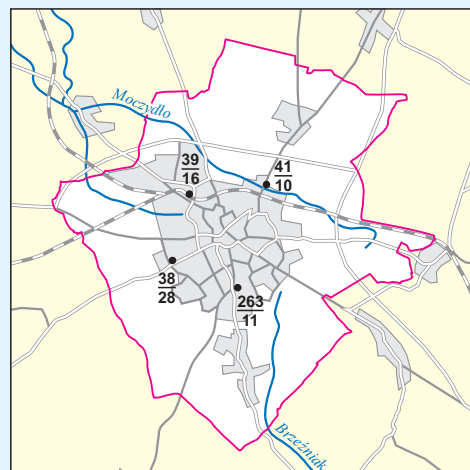
Hg mg/kg



Pb mg/kg



Zn mg/kg

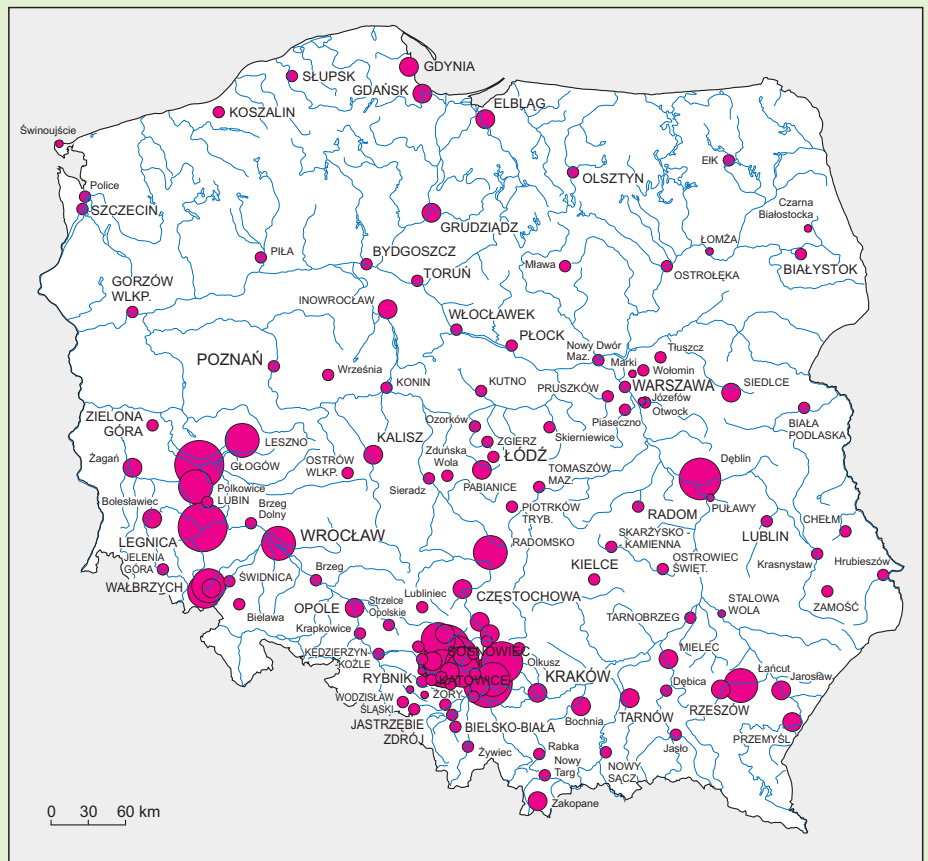
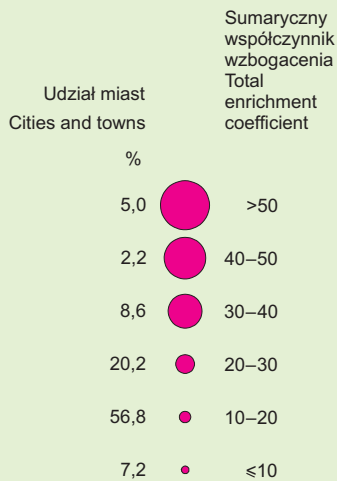


0 2 4 km

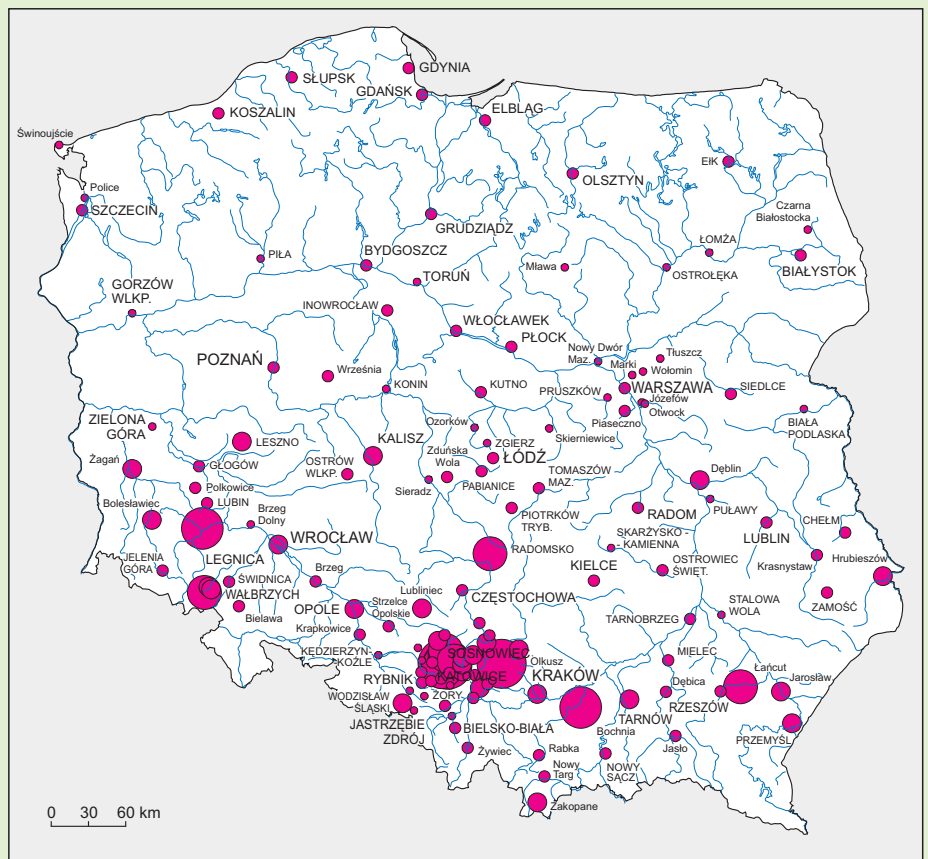
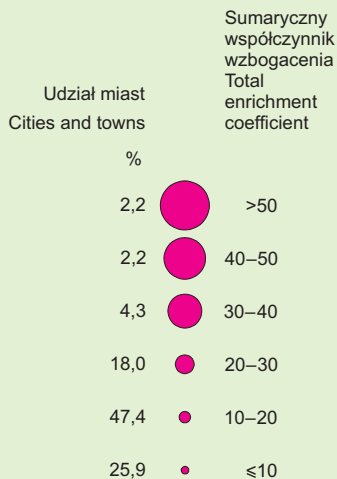
- 27 zawartość, poziom 0,0–0,2 m ; contents, horizon 0.0–0.2 m
- 15 zawartość, poziom 0,4–0,6 m ; contents, horizon 0.4–0.6 m
- granica miasta urban border

Liczby w kolorze czerwonym – przekroczenie wartości granicznych
 Figures printed in red represent exceeding of limit values
 Liczby w kolorze niebieskim – odczyn zasadowy
 Figures printed in blue represent alkaline reaction

**Sumaryczne wzbogacenie gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m
w As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S i Zn**
Total enrichment of urban soils (0.0–0.2 m) by As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S and Zn



**Sumaryczne wzbogacenie gleb miejskich z poziomu 0,4–0,6 m
w As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S i Zn**
Total enrichment of urban soils (0.4–0.6 m) by As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S and Zn



Naturalne i antropogeniczne czynniki wzbogacenia gleb miejskich z poziomu 0,0–0,2 m w As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S i Zn
Natural and anthropogenic enrichment factors of urban soils (0.0–0.2 m) by As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S and Zn

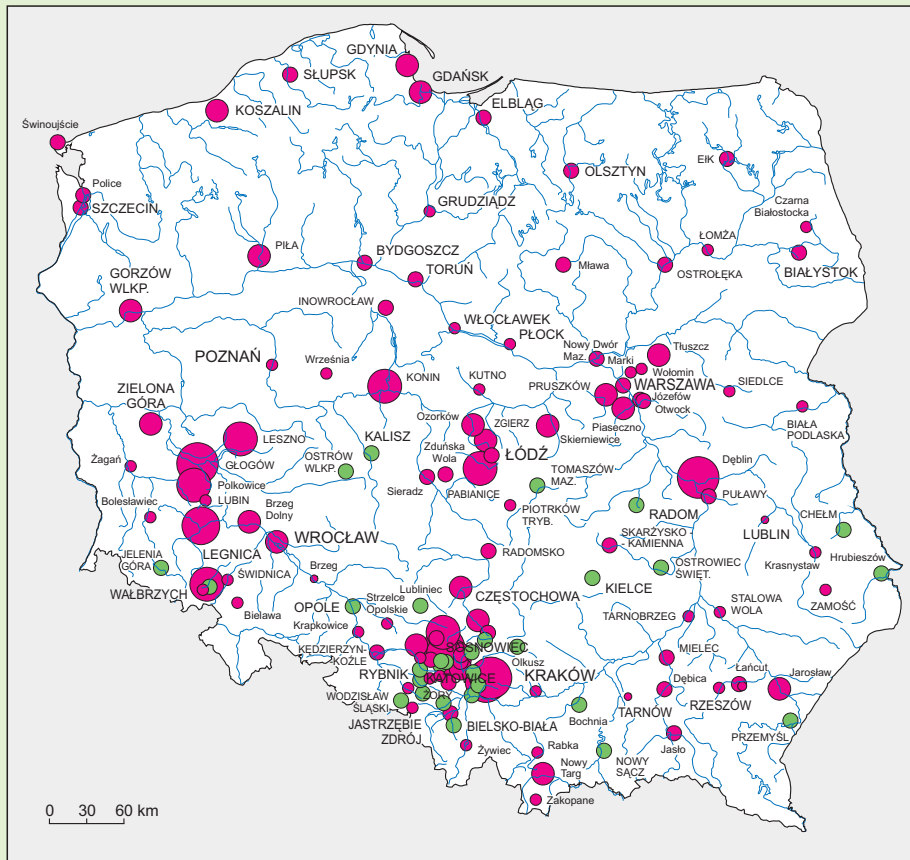


Tabela 1
Table 1

Tło geochemiczne pierwiastków chemicznych i odczyn gleb Polski
Geochemical background of chemical elements and acidity of soils in Poland

Gleby Soils	Para- metry Para- meters	As ppm	Ba ppm	Ca %	Cd ppm	Cr ppm	Cu ppm	Hg ppm	Mg %	Ni ppm	Pb ppm	S %	Sr ppm	Zn ppm	pH
Gleby Polski z obszarów niezabudowanych z głębokości 0,0–0,2 m (rozkład w HCl 1:4) ¹⁾ Soils (0.0–0.2 m horizon) in non-built-up areas of Poland (digestion in HCl 1:4) ¹⁾															
Gleby ogółem All soils n = 6522	a b	<5 <5	26 27	0,12 0,13	<0,5 <0,5	3,5 4,0	3,7 4,0	0,05 0,05	0,05 0,05	3 3	13 12	0,011 0,011	6 6	32 29	5,6 5,8
Gleby z obszaru Niżu Polskiego (głównie piaszczyste) Soils of Polish Lowland (mainly sandy) n = 4945	a b	<5 <5	22 23	0,11 0,11	<0,5 <0,5	3,0 3,0	3,0 3,0	<0,05 <0,05	0,04 0,04	3 3	10 10	0,010 0,009	5 5	25 25	5,6 5,7
Gleby Karpat, Sudetów i ich przedgórzy (głównie gliniaste) Soils of Karpaty (Mts.), Sudety (Mts.) and their foredeeps (mainly loamy) n= 764	a b	<5 <5	58 57	0,20 0,21	0,5 0,5	10,2 10,0	10,5 10,0	0,05 0,05	0,14 0,15	10 10	26 25	0,018 0,018	11 11	58 57	5,6 5,8
Gleby Śląska (głównie węglanowe) Soils of Upper Silesia (mainly carbonate) n = 813	a b	<5 <5	44 45	0,15 0,15	1,2 1,1	4,0 5,0	5,1 5,0	0,08 0,07	0,04 0,05	3 4	44 39	0,013 0,014	7 7	89 79	5,8 6,1
Gleby warstwy powierzchniowej z obszarów użytkowanych rolniczo (rozkład w wodzie królewskiej) ²⁾ Topsoils in farmland areas of Poland (digestion in aqua regia) ²⁾															
Gleby lekkie Light soils n = 5288	a b				0,18 0,15	9 9	5,4 5,5			4,9 5,0	12 12			27 27	
Gleby ciężkie Heavy soils n = 1000	a b				0,31 0,31	21 20	11,7 12,0			16,5 16,7	20 20			52 54	
Skąły macierzyste gleb z głębokości 0,8–1,2 m (rozkład w HNO ₃ , H ₂ SO ₄ , HCl) ³⁾ Parent rocks (0.8–1.2 m horizon) of soils (digestion in HNO ₃ , H ₂ SO ₄ , HCl) ³⁾															
Skąły macierzyste Parent rocks n = 146	c				0,18	27	7,1			10,2	10			30	

a - średnia geometryczna; geometric mean
b – mediana; median
c - średnia arytmetyczna; arithmetic mean
n – liczba próbek; number of samples

¹⁾ Lis & Pasieczna, 1995a)
²⁾ Kabata-Pendias i in., 1995
³⁾ Czarnowska, 1996

Wartości graniczne stosowane dla oceny zanieczyszczenia gleb
Limit values used for soil contamination assessment

Gleby Soils		As ppm	Ba ppm	Cd ppm	Co ppm	Cr (calc.) ppm	Cr ³⁺ ppm	Cr ⁶⁺ ppm	Cu ppm	Hg ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm
Szwedzka Agencja Ochrony Środowiska ¹⁾ Swedish Environmental Protection Agency													
Gleby zanieczyszczone Contaminated soils				0,8–2					24–60	0,14–0,35		32–80	120–300
Gleby znacznie zanieczyszczone Significantly contaminated soils				2–4					60–120	0,35–0,70		80–160	300–600
Gleby bardzo zanieczyszczone Largely contaminated soils				>4					>120	>0,70		>160	>600
Wartości graniczne dla gleb zanieczyszczonych Limit values for contaminated soils		15		0,4	30		120	5	100	1	35	80	350
Norweskie Ministerstwo Ochrony Środowiska ²⁾ Norwegian State Pollution Control Board													
Wartości graniczne Norm values		2		3					100	1	50	60	100
Zalecenia Ministerstwa Środowiska Kanady ³⁾ Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health													
Budownictwo mieszkaniowe i parki Residential/parkland		12	500	10	50	64		0,4	63	6,6	50	140	200
Zabudowa handlowa Commercial		12	2000	22	300	87		1,4	91	24	50	260	360
Zabudowa przemysłowa Industrial		12	2000	22	300	87		1,4	91	50	50	600	360
Zalecenia Ministerstwa Środowiska Republiki Słowacji ⁴⁾ Environment Ministry of Slovak Republic (guideline values)													
Wartość poziomu kontrolnego do podjęcia badań Limit value for undertaking of survey		30	1000	5		250		10	100	3	100	150	500
Lista Holenderska ⁵⁾ Holland List													
Wartość poziomu kontrolnego do podjęcia badań Limit value for undertaking of survey		30	400	5	50	250			100	2	100	150	500
Lista Berlińska ⁵⁾ Berlin Liste													
Wartości zanieczyszczeń w terenach ochrony wód Limit values in areas of water protection		10		2	200	150		25	200			100	500
Eikmann, Kloke, 1991													
Place i miejsca zabaw dzieci Children's playgrounds	A	20		2		50			50	0,5	40	200	300
	B	50		10		250			250	10	200	1000	2000
Ogródki przydomowe i działkowe Domestic gardens & allotments	A	40		2		100			50	2	80	300	300
	B	80		5		350			200	20	200	1000	600
Boiska sportowe i pola gier Sports and playing fields	A	35		2		150			100	0,5	100	200	300
	B	90		5		350			300	10	250	1000	2000
Parki i tereny rekreacyjne Park and recreational areas	A	40		4		150			200	5	100	500	1000
	B	80		15		600			600	15	250	2000	3000
Tereny przemysłowe Industrial areas	A	50		10		200			300	10	200	1000	1000
	B	150		20		800			1000	20	500	2000	3000

A – zawartości tolerowane; tolerated value

B – zawartości toksyczne; toxic value

¹⁾ SEPA, 2001 – <http://www.internat.environ.se/documents/legal/>²⁾ Norm values, 2001 – <http://www.ngu.no/prosjekter/>³⁾ Canadian Soil Quality Guidelines, 1999 – <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/sol.html>⁴⁾ Ukazovatele a normatívy pre zeminu, 1994 – Rozhodnutie ministra životného prostredia Slovenskej republiky⁵⁾ Wskazówki metodyczne ..., 1994

Tabela 3
Table 3

Zestawienie współczynników wzbogacenia gleb miejskich w As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S i Zn
List of enrichment indicators of urban soils by As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, S and Zn

Miasto Town or city	$W_1 = m_1/m_r$ Warstwa 0,0–0,2 m Topsoil (0.0–0.2 m)	$W_2 = m_2/m_r$ Warstwa 0,4–0,6 m Subsoil 0.4–0.6 m
Biała Podlaska	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> 1,5 1,3 1,3	<u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> 1,3 1,3 1,2 1,2
Białystok	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,3 2,9 2,5 1,8 1,5	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 2,3 2,0 1,5 1,3 1,2
Bielawa	<u>Cd</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> 3,4 3,0 2,5 2,3 2,1 1,8	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 3,5 2,7 2,4 2,3 1,8 1,6 1,4
Bielsko-Biała	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,8 2,8 2,6 2,1 1,4 1,3	<u>Hg</u> <u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,2 3,0 2,4 2,2 1,8 1,5 1,5
Bochnia	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>Cd</u> 6,0 5,3 3,6 3,3 2,8 2,4	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>As</u> <u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> 15 8,3 7,3 2,4 2,4 1,7 1,6
Boguszów-Gorce	<u>As</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>S</u> <u>Ni</u> 10 7,2 4,0 3,7 3,6 3,4 2,0 1,5	<u>Hg</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>S</u> <u>Ni</u> 12 10 3,5 2,7 2,6 1,6 1,4
Bolesławiec	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 6,3 4,5 3,3 3,2 2,3 2,3	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 5,3 4,3 4,0 2,0 1,9 1,6
Brzeg	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 4,2 3,7 2,3 1,9 1,4 1,1	<u>Hg</u> <u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 6,3 2,4 2,0 1,8 1,8 1,3
Brzeg Dolny	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> 3,3 2,3 1,7 1,3	
Bydgoszcz	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,8 2,5 2,1 1,5 1,3	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,0 1,8 1,5 1,4 1,2 1,1
Bytom	<u>Zn</u> <u>As</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 10 6,4 6,3 5,9 4,8 2,4 2,5 1,8	<u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>As</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 11 5,2 4,8 3,6 2,1 2,0 1,8 1,6
Będzin	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 6,4 4,9 3,5 3,2 2,7 2,6 2,0 1,2	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>S</u> 8,8 4,0 2,1 1,8 1,4 1,1
Chełm Lubelski	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 2,3 2,3 1,3 1,2 1,5	<u>Ni</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> 2,3 2,2 2,1 2,0 1,8
Chorzów	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 12 8,0 8,5 7,3 6,0 3,9 3,8 2,4 2,1	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 42 19 8,5 7,6 7,6 7,0 6,0 4,0 1,8
Chrzanów	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> 14 11 7,2 6,8 4,8 2,7 1,6	<u>As</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 4,0 2,8 2,8 2,0 1,3
Czarna Białostocka	<u>Zn</u> 1,3	<u>Ni</u> 1,3
Czechowice-Dziedzice	<u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> 3,2 1,6 1,4 1,3	
Czerwionka-Leszczyny	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 2,2 2,2 1,5 1,2	<u>Cd</u> <u>Ni</u> <u>S</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> 3,6 2,8 2,6 2,4 2,3 1,8
Częstochowa	<u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,6 3,6 3,2 2,4 2,0 2,0 1,7	<u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>S</u> 1,8 1,7 1,5 1,3 1,3 1,2
Dąbrowa Górnicza	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> 3,6 3,0 2,4 2,3 2,0	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>S</u> 9,0 3,3 3,0 2,1 1,5 1,5 1,3
Dębica	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> 3,8 3,2 2,3 2,3 2,2 2,2	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>S</u> 3,2 2,2 2,0 1,6 1,3 1,1
Dęblin	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 13 11 8,0 7,3 3,6 2,3 2,0	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cd</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 6,3 5,0 2,7 2,4 2,3 2,2 1,9 1,7
Elbląg	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> 4,3 3,3 2,8 2,7 2,4 2,0	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 3,3 2,7 2,3 1,6 1,3 1,1
Elk	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> 5,0 3,6 2,0 2,0	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>S</u> 4,3 1,7 1,7 1,3 1,2

Gdańsk	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 5,6 4,3 3,6 3,1 2,1 2,0 2,0	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Ni</u> 3,3 3,0 2,8 1,8 1,5 1,3 1,2
Gdynia	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 5,0 4,0 3,1 2,0 1,8 1,7	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> 2,3 2,3 1,7 1,3
Gliwice	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 1,8 1,5 1,5 1,3	<u>Ni</u> <u>Cr</u> 1,5 1,4
Gorzów Wielkopolski	<u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 2,8 2,6 2,0 1,5 1,2	<u>Cu</u> 1,2
Grudziądz	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 5,5 4,0 3,2 2,4 1,8 1,7	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>S</u> 4,0 3,5 3,2 2,9 1,5 1,5 1,2
Głogów	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,2 5,9 2,8 2,3 2,3 2,0	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> 5,7 4,5 2,7 1,2
Hrubieszów	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 3,3 3,0 2,8 2,0 2,1 1,6	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>S</u> 4,7 4,7 4,5 4,0 4,0 1,6
Inowrocław	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 5,7 3,0 3,0 3,0 2,7	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Pb</u> 3,3 3,3 3,0 2,2 1,7 1,5
Jarosław	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 5,7 5,0 4,6 3,7 2,8 2,6 2,0	<u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>S</u> 4,3 4,0 3,5 3,0 1,7 1,2
Jastrzębie-Zdrój	<u>Cd</u> 2,4	<u>Cr</u> 1,1
Jasło	<u>Hg</u> <u>Cd</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> 3,3 3,2 2,5 2,0 1,4 1,3	<u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 3,0 2,3 1,7 1,6
Jaworzno	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> 2,5 1,8 1,5 1,3	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> 4,2 2,2 1,5 1,1
Jelenia Góra	<u>Hg</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> 4,0 3,6 2,6 2,1 1,7 1,3	<u>Hg</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> 5,7 3,6 2,0 1,9 1,6 1,5 1,3
Józefów	<u>Cu</u> 2,0	
Kalisz	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 6,0 4,8 2,3 2,0 1,7	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>S</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 6,1 4,2 3,5 3,0 2,4 2,3 2,3
Katowice	<u>Zn</u> <u>As</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 5,3 3,6 3,6 3,2 3,2 2,6 2,0 1,8	<u>Cd</u> <u>As</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 5,2 2,4 2,3 2,2 2,2 1,5 1,4
Kielce	<u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,8 2,8 2,7 2,6 1,7 1,7	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 3,7 3,0 3,0 2,7 2,5 1,4
Knurów	<u>Cu</u> <u>Zn</u> 1,5 1,3	<u>Cd</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 2,5 1,5 1,3
Konin	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Pb</u> 4,0 2,7 2,7 2,0 2,1 1,8	<u>Cr</u> 2,0
Koszalin	<u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 3,6 3,0 3,0 2,3 2,1 2,0	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,3 2,0 2,0 1,4 1,2
Kraków	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Cd</u> <u>Hg</u> 5,5 4,3 3,3 3,2 3,0 2,8 2,4	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 4,3 4,0 3,8 3,7 2,3 2,3 1,7
Krapkowice	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> 2,8 2,4 1,9 1,3 1,2	<u>Hg</u> <u>As</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 3,0 2,4 2,2 2,0 1,2 1,2
Krasnystaw	<u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,3 2,0 1,7 1,6 1,1	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> 2,0 2,0 1,7
Kutno	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,2 2,1 2,1 1,5 1,5	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 3,0 1,7 1,7 1,7 1,5 1,1
Kędzierzyn-Koźle	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,0 2,3 1,8	<u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 1,3 1,2 1,1

Legnica	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Cd</u> 30 10 7,4 5,8 5,3 4,2 3,7 2,2	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Hg</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>S</u> 17 7,2 5,8 4,7 4,4 4,2 2,5 1,7
Leszno	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 9,6 8,0 4,6 3,2 2,3 2,0	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>S</u> 3,7 3,3 2,9 2,7 2,0 2,0 1,7
Libiąż	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>As</u> <u>Cd</u> <u>S</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 5,0 2,7 2,5 2,4 2,4 2,1 2,0 1,2	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> 12 4,6 3,5 1,2
Lubin	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> 4,7 2,3 1,8 1,8 1,5	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 3,5 2,5 1,7 1,7 1,3 1,3
Lublin	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,3 2,3 2,0 1,8 1,3	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,0 2,7 2,3 1,4 1,2
Lubliniec	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 2,7 2,8 2,0 1,7 1,2	<u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 6,0 4,8 2,3 2,0 1,3 1,3
Łańcut	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 6,3 6,3 4,3 4,0 3,7 3,2 2,5 2,2	<u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 8,0 5,7 4,7 3,1 2,7 2,4 1,9
Łazy	<u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 3,0 2,5 2,4 2,2 1,8 1,6	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 6,6 4,5 4,0 2,8 2,6 2,4 2,1 1,4
Łomża	<u>Cu</u> <u>Pb</u> 1,3 1,2	<u>Cr</u> <u>Cu</u> 1,3 1,3
Łódź	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 4,3 3,6 3,1 2,1 1,7 1,7	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,3 2,3 2,0 2,0 2,0 1,8
Marki	<u>Cu</u> 1,3	
Miasteczko Śląskie	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>Cu</u> 5,9 5,9 3,7 3,6 2,2	<u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 6,0 2,5 2,4
Mielec	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 4,3 4,0 2,7 2,6 2,3 1,4	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 4,0 2,7 2,7 1,8 1,5
Mikołów	<u>As</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,2 2,0 1,8 1,6 1,6 1,3	<u>As</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 6,1 1,4 1,3
Myszków	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> 6,0 4,4 2,4 1,7 1,7	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Ba</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 2,7 2,0 2,1 1,9 1,7 1,6 1,2
Mysłowice	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 10 5,0 4,4 3,9 3,4 2,7 2,5 1,6	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>As</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>S</u> 11 4,8 2,8 2,8 1,9 1,7 1,6 1,1
Mława	<u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> 3,2 1,7 1,7 1,7 1,5 1,3	<u>Cr</u> <u>Ni</u> 1,7 1,3
Nowy Dwór Mazowiecki	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 2,2 2,2 1,4	<u>Cu</u> <u>Pb</u> 1,2 1,2
Nowy Sącz	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 4,0 1,9 1,7 1,4 1,3 1,1	<u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> 3,8 2,4 1,7 1,7 1,4
Nowy Targ	<u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 3,6 3,0 1,8 1,7 1,6 1,4 1,3	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> 1,7 1,7 1,2
Olkusz	<u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> 16 10 6,9 4,4 2,0 1,3	<u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>As</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> 39 36 19 9,6 5,3 3,5 1,8
Olsztyn	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 2,6 2,3 2,2 2,0 1,8 1,8	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,2 2,0 1,8 1,2 1,1
Opole	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 3,5 3,3 3,2 2,4 2,3 2,2	<u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 4,9 4,4 4,2 2,5 2,3 1,6
Orzesze	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 2,1 1,6 1,5 1,4 1,2	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> 1,4 1,1 1,1
Ostrowiec Świętokrzyski	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> 2,2 1,5 1,5 1,2	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 2,3 1,7 1,5 1,1 1,1 1,1

Ostrołęka	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,0 1,8 1,7	
Ostrów Wielkopolski	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 2,5 2,2 2,0 1,7 1,3	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 2,3 2,1 2,0 1,9 1,7 1,6
Otwock	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,3 1,6 1,4	
Ozorków	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,8 3,3 2,4 2,1 1,7 1,3	<u>Ni</u> <u>Pb</u> 1,7 1,3
Oświęcim	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> 3,4 3,4 2,0 1,7	<u>Hg</u> <u>Cd</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 5,0 3,7 3,1 1,7 1,6 1,3
Pabianice	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 4,3 3,6 3,1 2,8 2,6 2,0 2,0	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,0 1,7 1,7 1,4 1,3
Piaseczno	<u>Cu</u> <u>S</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,8 2,4 2,3 2,0 1,7 1,6	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>S</u> 2,3 1,5 1,4 1,2 1,2
Piekary Śląskie	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 21 15 12 6,0 4,0 2,3 1,4	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> 14 6,3 2,8 2,7 2,3 1,5 1,4
Piotrków Trybunalski	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,0 2,6 2,1 1,7 1,3	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 3,0 2,3 1,8 1,7 1,7 1,5
Piła	<u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 2,8 2,6 2,4 2,3 1,3 1,3	<u>Cr</u> <u>Pb</u> 1,3 1,1
Płock	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 2,7 2,0 1,8 1,7 1,4	<u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,3 2,3 2,0 1,2 1,1
Police	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 3,2 2,0 1,6 1,7 1,3 1,1	<u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 1,3 1,3 1,3 1,1
Polkowice	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 22 3,5 2,2 2,2 2,1 1,5 1,3	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 5,5 2,2 1,5 1,4 1,3 1,2
Poznań	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 2,2 2,0 1,6 1,3 1,3	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 1,7 1,7 1,5 1,2 1,2
Pruszków	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> 3,7 2,3 2,3 2,3 2,0 1,8	<u>Cr</u> 2,3
Przemyśl	<u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 6,0 3,0 2,2 1,7 1,6	<u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Cd</u> <u>As</u> <u>S</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,1 3,0 2,9 2,8 2,4 2,1 1,8 1,8 1,5
Pszczyzna	<u>Zn</u> 1,4	<u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> 2,7 1,4 1,2
Puławy	<u>Cu</u> <u>Pb</u> 1,7 1,3	
Pyskowice	<u>Cu</u> <u>As</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,4 2,4 1,8 1,6 1,1	
Rabka	<u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 2,8 2,7 1,5 1,4 1,4 1,2	<u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,3 2,3 1,5 1,2 1,1
Radom	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 3,0 1,7 1,7 1,7	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 3,0 2,8 2,0 1,7 1,5
Radomsko	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 9,9 8,0 6,4 3,3 2,0 1,7	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 8,5 6,7 4,0 3,0 3,3 2,2 1,4
Ruda Śląska	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>As</u> <u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>S</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 7,6 4,4 4,0 3,6 3,0 2,6 2,0 1,8 1,6	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 11 8,9 5,4 4,3 3,0 2,5 2,0 1,4 1,3
Rybnik	<u>Cu</u> <u>Ni</u> 2,0 1,5	<u>Ni</u> 1,5
Rzeszów	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 3,7 3,7 3,2 2,7 2,0 1,9	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>S</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> 4,7 3,0 2,7 1,6 1,3 1,3

Siedlce	<u>Cu</u> 4,5 <u>Zn</u> 3,7 <u>Hg</u> 3,2 <u>Pb</u> 2,2 <u>Ni</u> 2,0 <u>Cr</u> 1,7	<u>Hg</u> 3,3 <u>Cu</u> 2,8 <u>Ni</u> 2,8 <u>Cr</u> 2,5 <u>Zn</u> 2,0 <u>Pb</u> 1,7
Siemianowice Śląskie	<u>Zn</u> 15 <u>Cd</u> 8,6 <u>As</u> 8,4 <u>Pb</u> 7,4 <u>Cu</u> 6,0 <u>Hg</u> 3,4 <u>Ni</u> 3,0 <u>Cr</u> 2,0 <u>S</u> 2,0	<u>Cd</u> 15 <u>Zn</u> 5,3 <u>Hg</u> 3,7 <u>Pb</u> 2,4 <u>As</u> 2,3 <u>Cu</u> 1,6 <u>Ni</u> 1,6
Sieradz	<u>Zn</u> 1,6 <u>Cu</u> 1,5	
Skarżysko-Kamienna	<u>Cu</u> 1,7 <u>Zn</u> 1,7 <u>Pb</u> 1,6	<u>Zn</u> 1,2
Skierniewice	<u>Zn</u> 3,6 <u>Cu</u> 3,0 <u>Pb</u> 1,9 <u>Cr</u> 1,3 <u>Ni</u> 1,3	<u>Ni</u> 2,0 <u>Cr</u> 1,7
Słupsk	<u>Zn</u> 3,7 <u>Cu</u> 3,3 <u>Pb</u> 2,7 <u>Hg</u> 2,6 <u>Cr</u> 2,0 <u>Ni</u> 2,0	<u>Cr</u> 2,3 <u>Cu</u> 2,0 <u>Zn</u> 2,0 <u>Pb</u> 1,8 <u>Ni</u> 1,5 <u>S</u> 1,2
Sosnowiec	<u>Zn</u> 6,1 <u>Cu</u> 4,4 <u>As</u> 4,4 <u>Cd</u> 4,3 <u>Pb</u> 3,4 <u>Ni</u> 2,8 <u>Hg</u> 2,4 <u>Cr</u> 1,6	<u>Cd</u> 8,2 <u>Zn</u> 4,2 <u>As</u> 3,2 <u>Hg</u> 2,7 <u>Pb</u> 2,5 <u>Cu</u> 2,1 <u>Ni</u> 2,1
Stalowa Wola	<u>Hg</u> 2,8 <u>Cu</u> 1,3	<u>Ni</u> 1,3
Strzelce Opolskie	<u>Zn</u> 2,9 <u>Pb</u> 2,9 <u>Cu</u> 1,8 <u>Cr</u> 1,7 <u>Ni</u> 1,5	<u>Pb</u> 2,1 <u>Zn</u> 2,1 <u>S</u> 1,9 <u>Cr</u> 1,5 <u>Ni</u> 1,5 <u>Cu</u> 1,3
Szczawno-Zdrój	<u>Hg</u> 10 <u>As</u> 6,8 <u>Zn</u> 5,7 <u>Pb</u> 4,6 <u>Cu</u> 3,4 <u>Cd</u> 3,2 <u>Ni</u> 1,6 <u>Cr</u> 1,1	<u>Hg</u> 6,0 <u>Cu</u> 4,6 <u>As</u> 3,6 <u>Ni</u> 2,7 <u>Zn</u> 2,4 <u>Pb</u> 2,1 <u>Cr</u> 1,4 <u>S</u> 1,4
Szczecin	<u>Cu</u> 4,8 <u>Zn</u> 3,0 <u>Pb</u> 2,8 <u>Ni</u> 2,0 <u>Cr</u> 1,7	<u>Cu</u> 3,0 <u>Hg</u> 2,5 <u>Cr</u> 2,0 <u>Ni</u> 2,0 <u>Pb</u> 1,9 <u>Zn</u> 1,6
Świdnica	<u>Hg</u> 4,8 <u>Cd</u> 2,8 <u>Zn</u> 2,3 <u>Cu</u> 2,1 <u>Pb</u> 1,8 <u>Cr</u> 1,3 <u>Ni</u> 1,3	<u>Hg</u> 4,0 <u>Cu</u> 2,0 <u>Pb</u> 1,9 <u>Zn</u> 1,6 <u>Cr</u> 1,4 <u>Ni</u> 1,3
Świętochłowice	<u>Zn</u> 15 <u>Cu</u> 11 <u>Cd</u> 11 <u>Pb</u> 8,5 <u>As</u> 7,4 <u>Hg</u> 5,0 <u>Ni</u> 3,8 <u>Cr</u> 2,6 <u>S</u> 2,0	<u>Cd</u> 49 <u>Zn</u> 26 <u>Pb</u> 13 <u>As</u> 9,0 <u>Hg</u> 7,5 <u>Cu</u> 7,2 <u>Ni</u> 4,3 <u>Cr</u> 2,3 <u>S</u> 2,2
Świnoujście	<u>Hg</u> 2,0 <u>Zn</u> 1,4 <u>Pb</u> 1,1	
Tarnobrzeg	<u>Zn</u> 3,7 <u>Cu</u> 2,3 <u>Pb</u> 1,8	<u>Zn</u> 3,3 <u>Ni</u> 2,0 <u>Cr</u> 1,3
Tarnowskie Góry	<u>Pb</u> 10 <u>Zn</u> 8,4 <u>Cu</u> 4,2 <u>As</u> 3,6 <u>Cd</u> 3,2 <u>Ni</u> 1,3	<u>Pb</u> 8,4 <u>Cd</u> 7,6 <u>As</u> 3,2 <u>Zn</u> 3,1 <u>Ni</u> 1,8 <u>Cu</u> 1,6 <u>Cr</u> 1,2
Tarnów	<u>Ni</u> 6,2 <u>Cu</u> 5,3 <u>Hg</u> 5,0 <u>Cr</u> 3,7 <u>Zn</u> 2,9 <u>Pb</u> 2,5	<u>Ni</u> 7,3 <u>Cr</u> 4,7 <u>Cu</u> 4,5 <u>Hg</u> 3,2 <u>Zn</u> 3,1 <u>Pb</u> 2,7 <u>S</u> 1,8
Tłuszcz	<u>Cu</u> 2,3 <u>Pb</u> 1,5	
Tomaszów Mazowiecki	<u>Zn</u> 2,6 <u>S</u> 2,1 <u>Cu</u> 1,7 <u>Pb</u> 1,3	<u>Zn</u> 4,6 <u>Cu</u> 3,3 <u>Hg</u> 2,3 <u>Pb</u> 2,3 <u>S</u> 2,1 <u>Cr</u> 1,7 <u>Ni</u> 1,7
Toruń	<u>Cu</u> 1,7 <u>Zn</u> 1,7 <u>Pb</u> 1,3	
Trzebinia-Siersza	<u>Cu</u> 12 <u>Zn</u> 6,4 <u>Cd</u> 5,7 <u>Pb</u> 4,9 <u>As</u> 3,2 <u>Ni</u> 1,3	
Tychy	<u>As</u> 2,4 <u>Cu</u> 1,6 <u>Zn</u> 1,4 <u>Cr</u> 1,3 <u>Ni</u> 1,3	<u>Cr</u> 1,4
Warszawa	<u>Cu</u> 4,0 <u>Zn</u> 2,7 <u>Pb</u> 2,0 <u>Cr</u> 1,7 <u>Ni</u> 1,7	<u>Cu</u> 2,3 <u>Cr</u> 2,0 <u>Ni</u> 1,7 <u>Zn</u> 1,1
Wałbrzych	<u>As</u> 6,0 <u>Hg</u> 6,0 <u>Cu</u> 3,1 <u>Zn</u> 3,0 <u>Cd</u> 2,6 <u>Pb</u> 2,5 <u>Ni</u> 1,6 <u>Cr</u> 1,1	<u>Hg</u> 10 <u>As</u> 5,2 <u>Cu</u> 2,7 <u>Pb</u> 2,1 <u>Zn</u> 2,0 <u>Ni</u> 1,7 <u>Cr</u> 1,1
Wrocław	<u>Cu</u> 3,2 <u>Zn</u> 2,9 <u>Pb</u> 2,4 <u>Ni</u> 1,8 <u>Cr</u> 1,5	<u>Hg</u> 4,8 <u>Cu</u> 2,7 <u>Pb</u> 2,1 <u>Ni</u> 2,0 <u>Zn</u> 1,9 <u>Cr</u> 1,8

Wodzisław Śląski	<u>Cu</u> <u>As</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> 4,2 2,2 2,1 1,8 1,5 1,1	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>As</u> <u>Hg</u> <u>S</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 4,5 3,6 2,7 2,2 2,2 1,9 1,4 1,2
Wolbrom	<u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Cd</u> <u>Cu</u> 3,5 3,3 2,8 2,3	<u>Zn</u> <u>Cd</u> <u>Pb</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>S</u> 5,4 4,8 4,2 3,3 2,3 2,3 2,3
Wołomin	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 2,5 1,5 1,1	
Wrocław	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>S</u> 8,0 4,4 4,2 4,0 3,3 3,0 2,0	<u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>S</u> <u>Zn</u> 5,7 4,0 3,3 3,0 2,4 2,4 2,1 1,7
Września	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> 3,5 2,5 1,7 1,7 1,5	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> 2,7 2,0 1,9 1,6 1,4 1,3
Zabrze	<u>Zn</u> <u>Cu</u> <u>As</u> <u>Pb</u> <u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 4,6 3,4 2,8 2,6 2,4 2,1 1,8 1,2	<u>Cd</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> 5,2 1,9 1,8 1,7 1,6 1,2
Zakopane	<u>Cd</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Ni</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 4,4 3,4 3,2 3,2 2,5 1,9 1,9 1,3	<u>Ni</u> <u>As</u> <u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> 5,5 3,2 3,2 3,0 2,7 1,4
Zamość	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> 4,3 2,7 2,7 2,0 1,6	<u>Ni</u> <u>Cr</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> 3,3 3,0 2,3 1,3
Zawiercie	<u>Cu</u> <u>As</u> <u>Cr</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Pb</u> 6,2 2,4 2,2 2,2 2,2 1,9	<u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>As</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>S</u> 2,8 2,6 2,2 2,1 1,5 1,4 1,2 1,1
Zduńska Wola	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> 3,2 3,0 2,3 1,8 1,8 1,7	<u>Cu</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> <u>Zn</u> <u>S</u> <u>Pb</u> 2,3 2,0 1,8 1,6 1,6 1,5
Zgierz	<u>Cu</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,3 2,4 2,0 1,8 1,7 1,5	<u>Ni</u> 1,3
Zielona Góra	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Cr</u> <u>Ni</u> 3,8 2,7 2,4 1,6 1,3 1,2	<u>Cu</u> 1,5
Żagań	<u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 6,5 5,6 5,4 3,8 1,7 1,5	<u>Cu</u> <u>Pb</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 8,2 4,8 3,5 2,7 1,8 1,7
Żory	<u>Ni</u> <u>Cu</u> 1,5 1,4	<u>Cd</u> 2,8
Żywiec	<u>Cd</u> <u>Cu</u> <u>Zn</u> <u>Hg</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cr</u> 3,4 2,6 2,6 2,5 2,2 1,8 1,4	<u>Cd</u> <u>Hg</u> <u>Zn</u> <u>Pb</u> <u>Ni</u> <u>Cu</u> <u>Cr</u> 3,0 3,0 2,4 2,2 2,1 1,8 1,6

W_1, W_2 – współczynniki wzbogacenia; enrichment coefficients

m_1, m_2 – wartość mediany dla danego miasta; median for the town

m_r – mediana tła geochemicznego regionu; median of geochemical background of the region

Objaśnienia (Fig.1-14)

Explanations



- a - tło geochemiczne; geochemical background
- b - gleby miejskie (0,0-0,2 m); urban soils (0.0-0.2 m)
- c - gleby miejskie (0,4-0,6 m); urban soils (0.4-0.6m)

pH

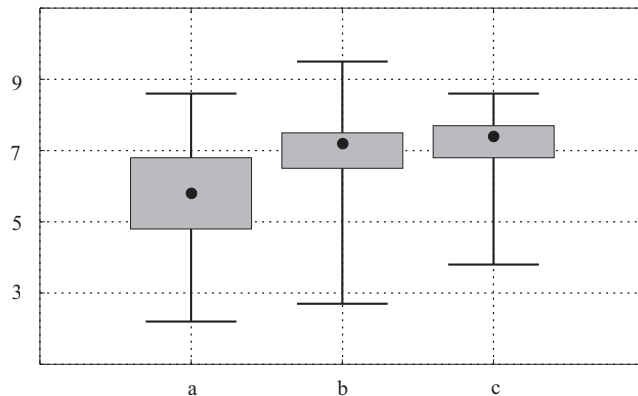


Fig. 1. Odczyn
Acidity

As
mg/kg

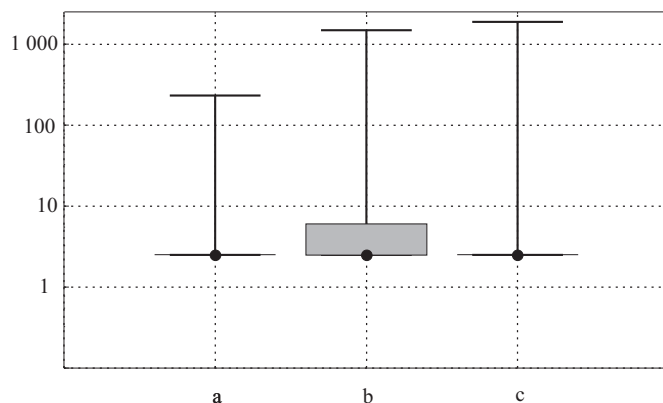


Fig. 2. Zawartość arsenu
Arsenic content

Ba
mg/kg

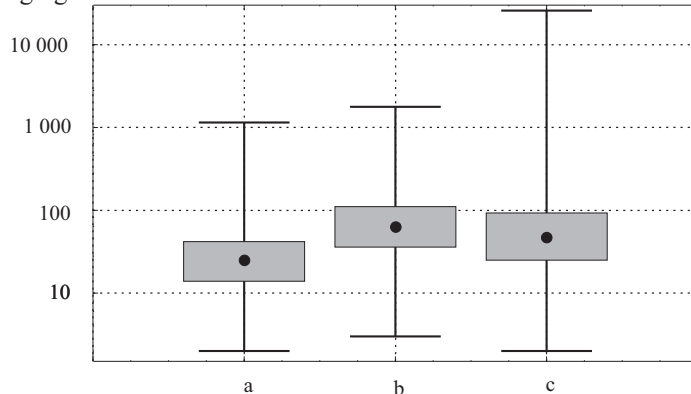


Fig. 3. Zawartość baru
Barium content

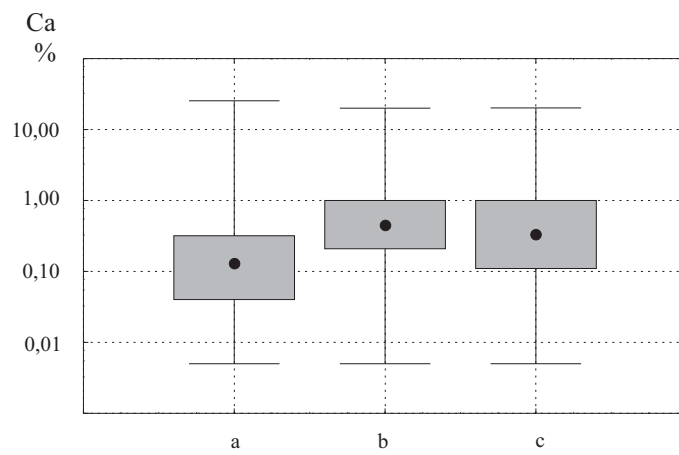


Fig. 4. Zawartość wapnia
Calcium content

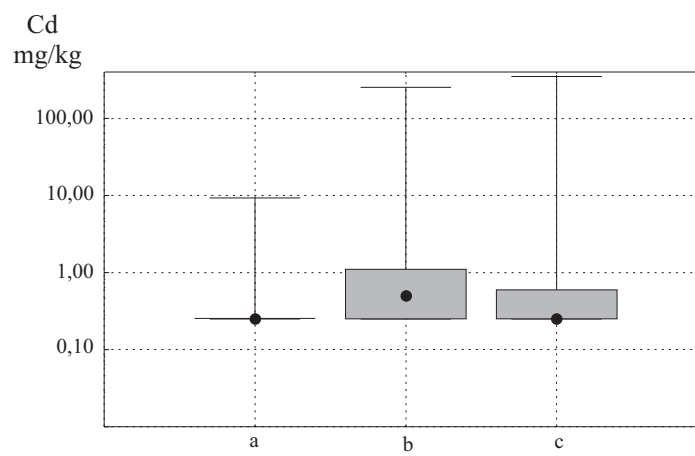


Fig. 5. Zawartość kadmu
Cadmium content

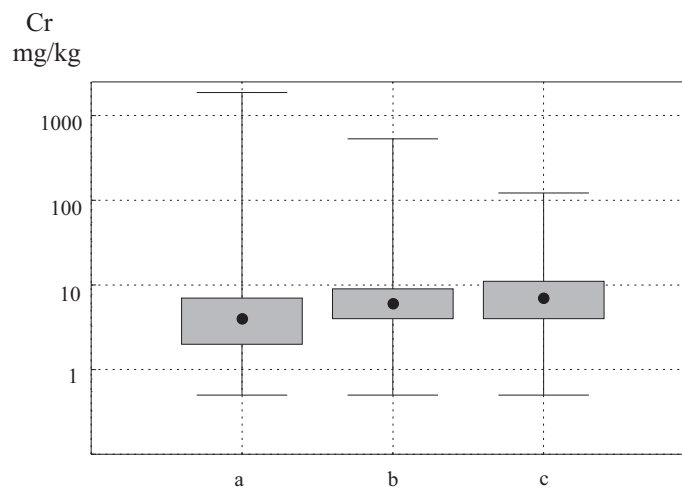


Fig. 6. Zawartość chromu
Chromium content

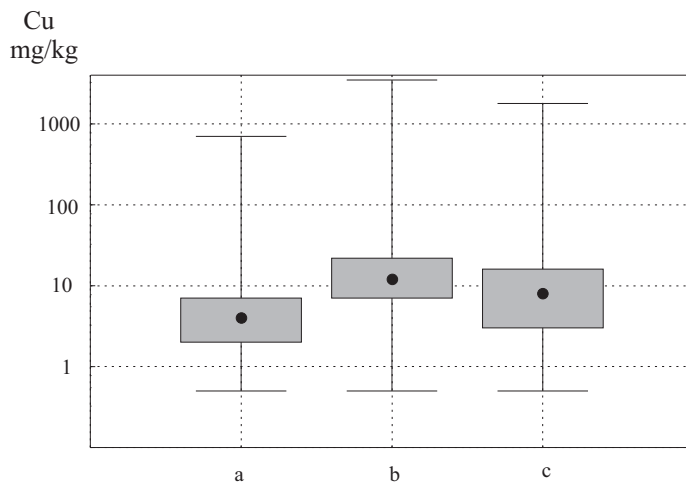


Fig. 7. Zawartość miedzi
Copper content

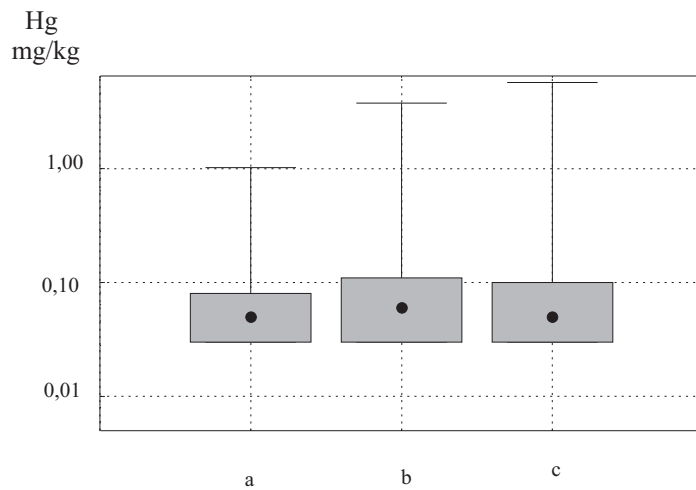


Fig. 8. Zawartość rtęci
Mercury content

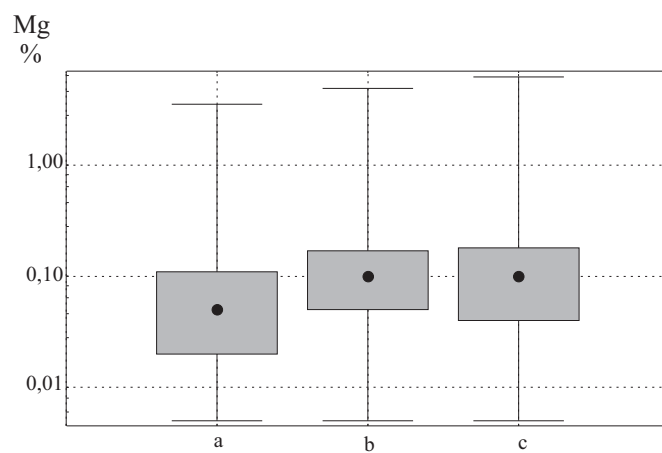


Fig. 9. Zawartość magnezu
Magnesium content

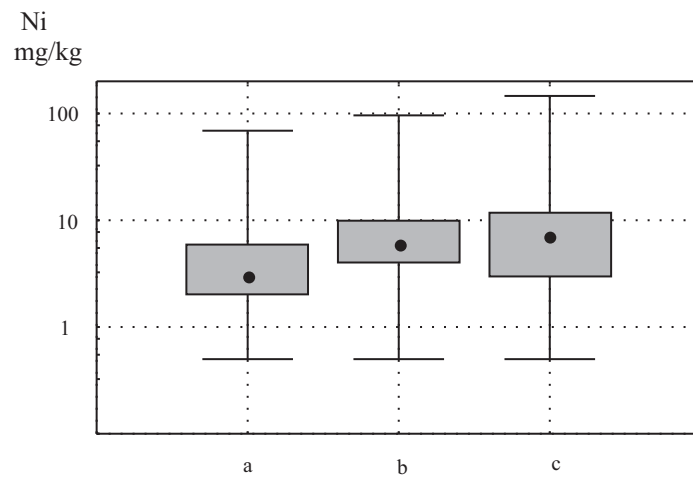


Fig. 10. Zawartość niklu
Nickel content

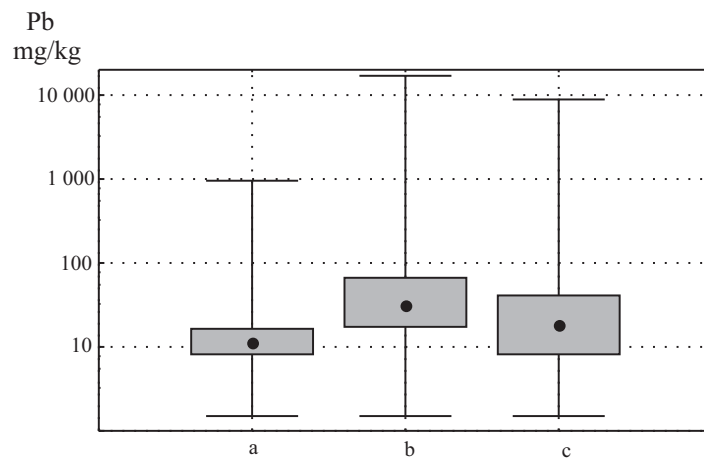


Fig. 11. Zawartość ołowiu
Lead content

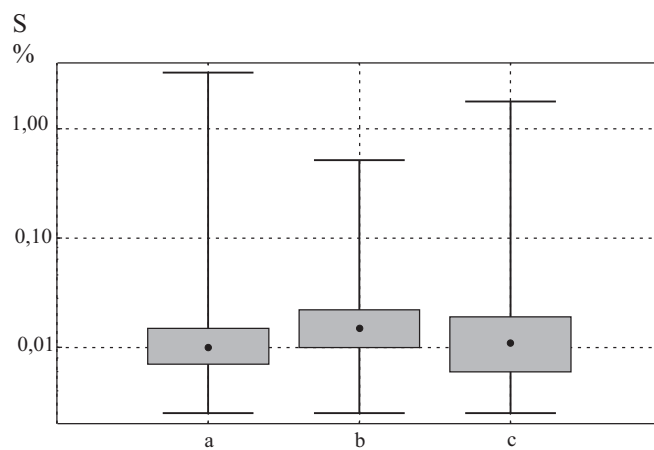


Fig. 12. Zawartości siarki
Sulphur content

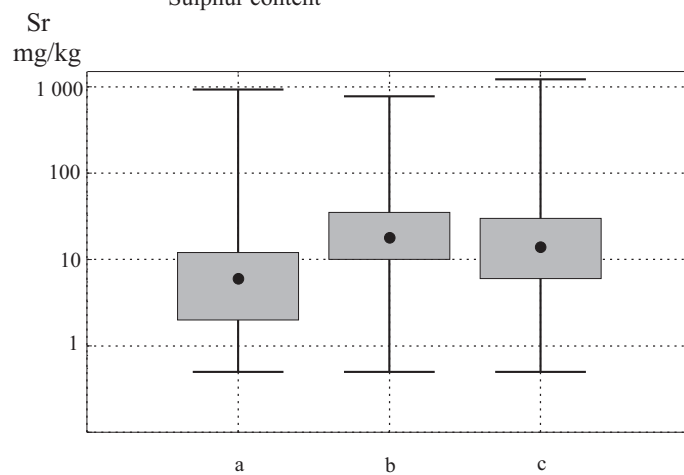


Fig. 13. Zawartość strontu
Strontium content

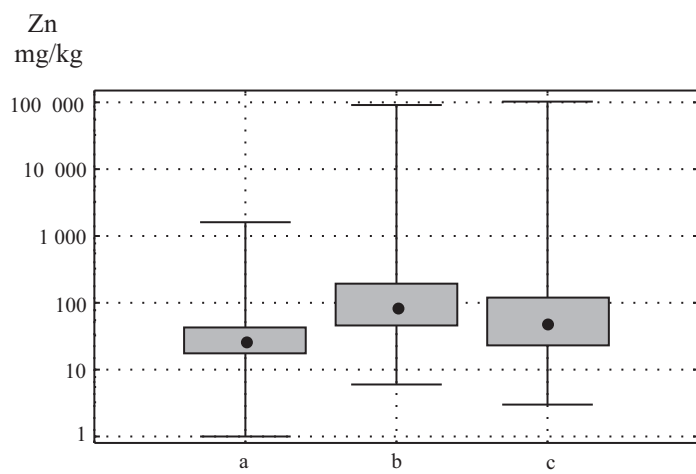


Fig. 14. Zawartość cynku
Zinc content

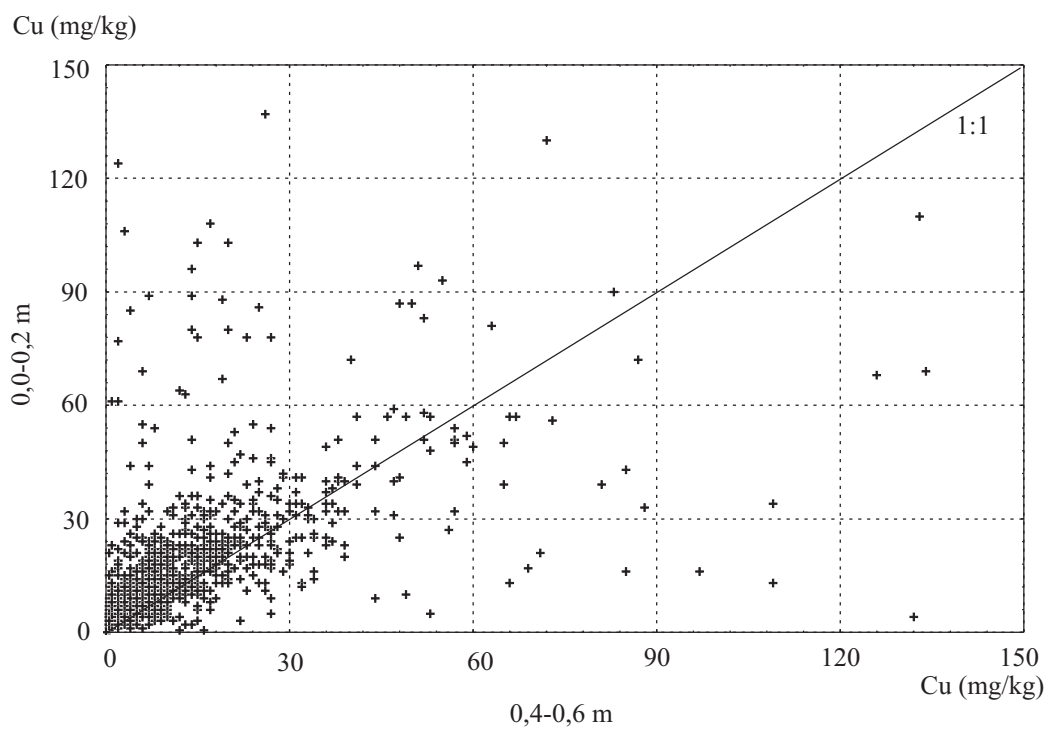


Fig.15. Porównanie zawartości miedzi w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of copper content in two horizons of urban soils

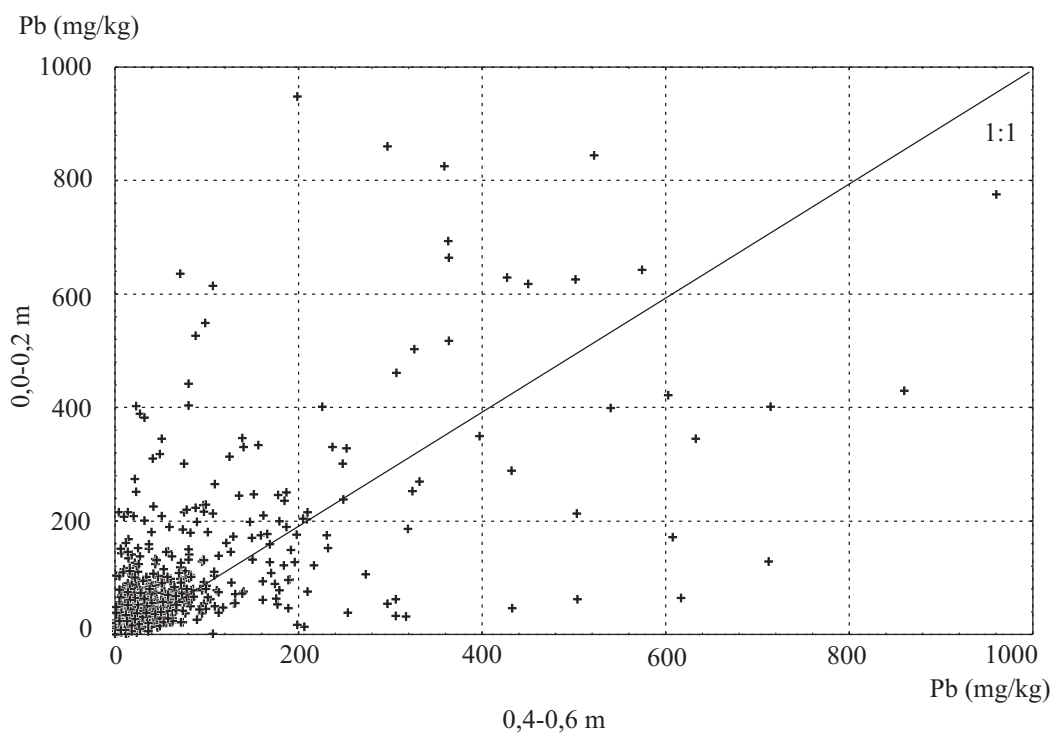


Fig.16. Porównanie zawartości ołowiu w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of lead content in two horizons of urban soils

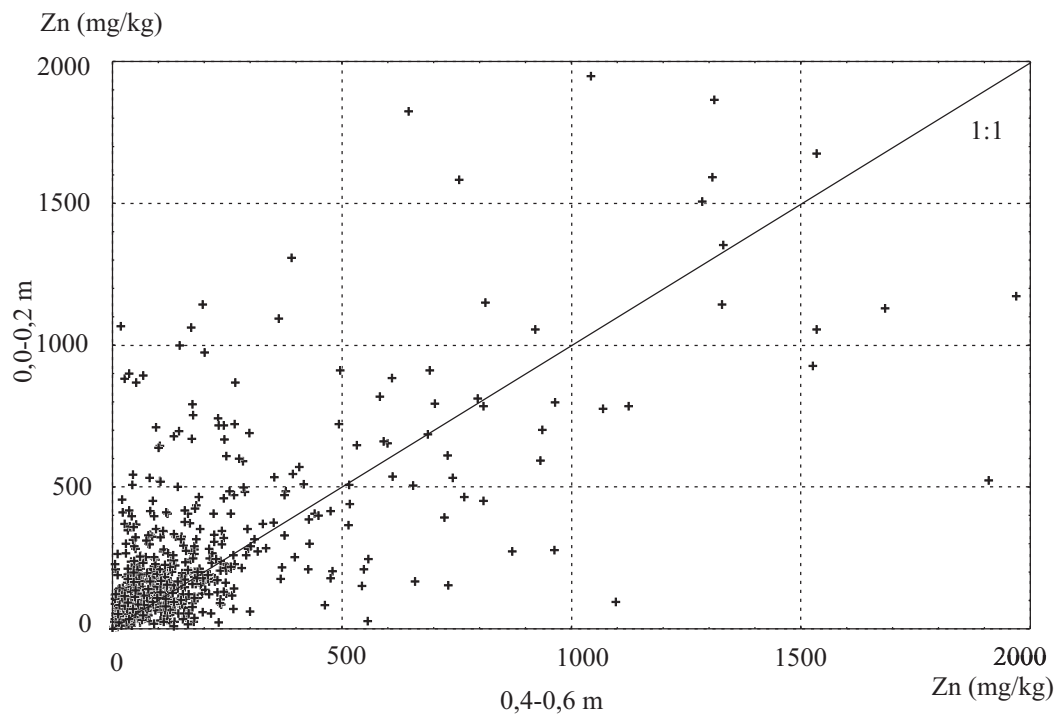


Fig.17. Porównanie zawartości cynku w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of zinc content in two horizons of urban soils

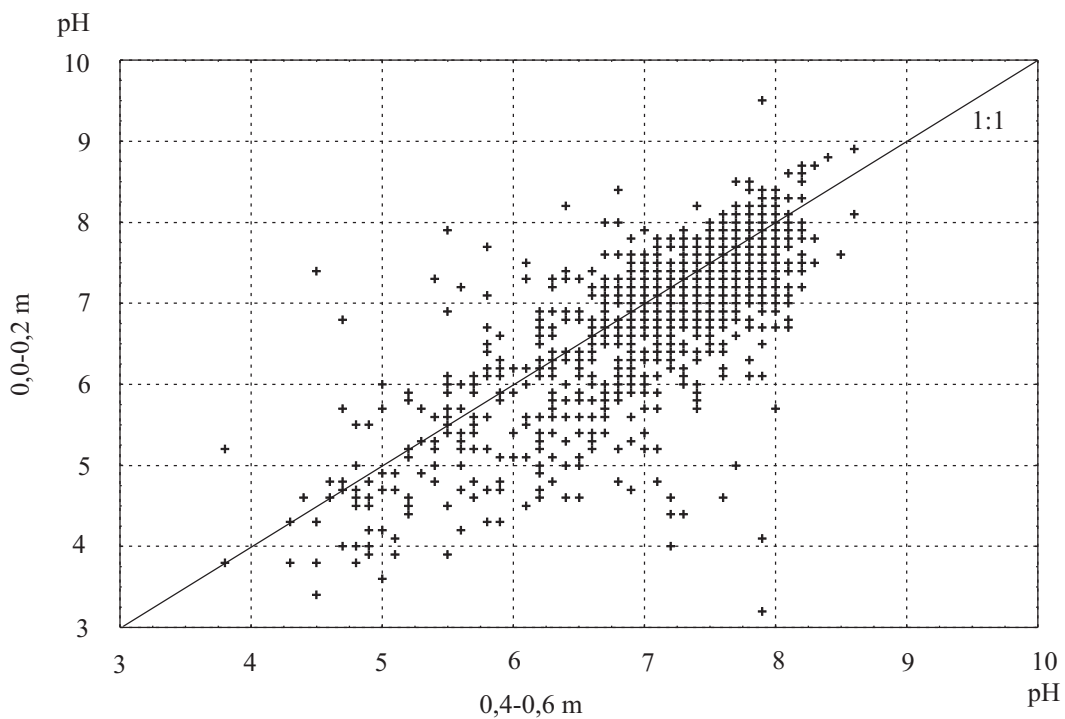


Fig.18. Porównanie odczynu w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of acidity in two horizons of urban soils

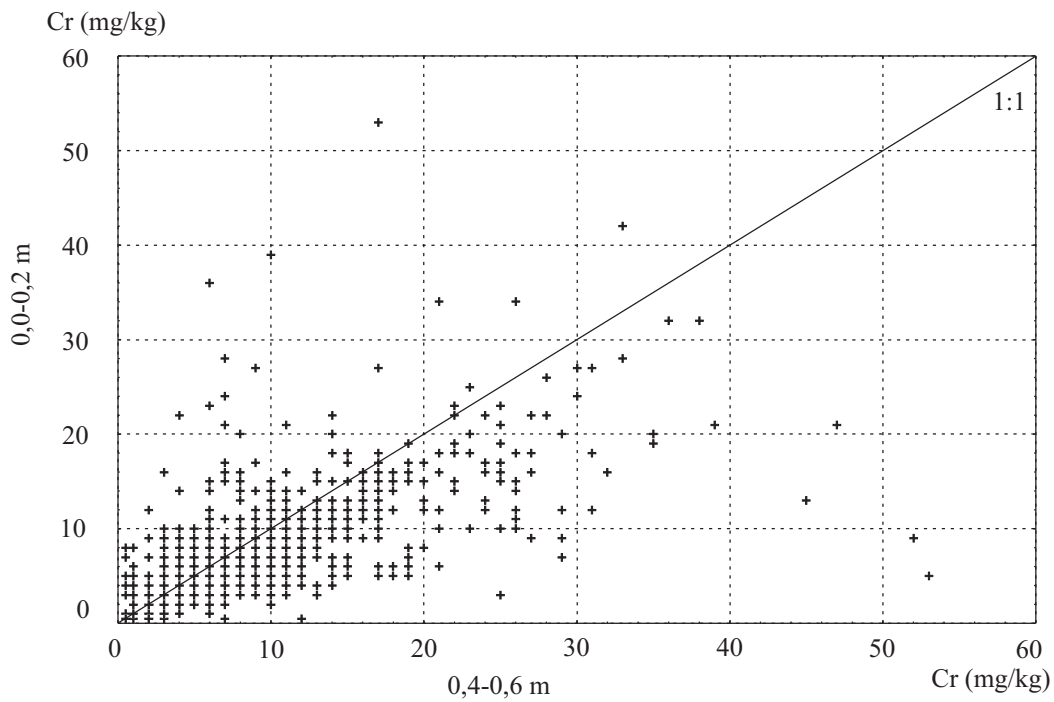


Fig.19. Porównanie zawartości chromu w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of chromium content in two horizons of urban soils

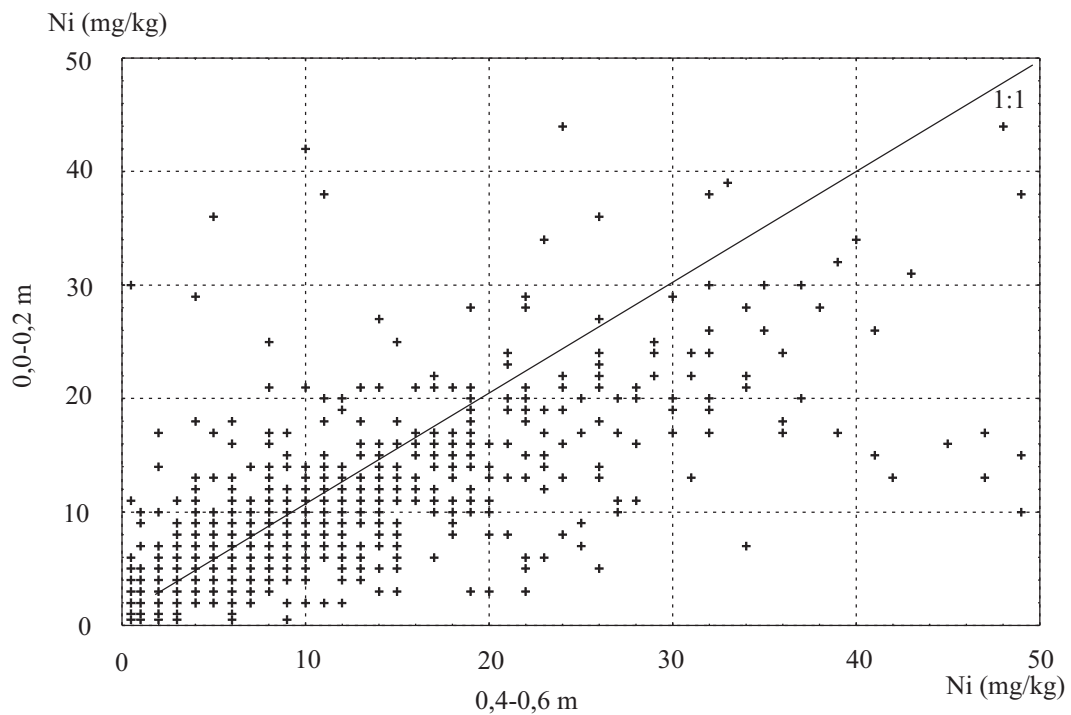


Fig 20. Porównanie zawartości niklu w dwóch zakresach głębokości gleb miejskich
Comparison of nickel content in two horizons of urban soils