

Monitoringowe badania stanu jakości wód oraz skażeń radiochemicznych gleb i roślinności Roztocza

Stanisław Chibowski*, Stanisław Chmiel**, Zdzisław Michalczyk**, Jan Solecki*, Jerzy Szczypa*

Na obszarze polskiego i ukraińskiego Roztocza przeprowadzono w letnich miesiącach 1995 i 1996 r. monitoringowe badania jakości wód podziemnych i powierzchniowych oraz poziomu aktywności radiochemicznej gleb i roślinności. Na tej podstawie określono parametry fizykochemiczne wody oraz wskazano na niewielki stopień ich antropogenicznego przekształcenia. Radioaktywność gleb i roślinności jest kształtowana głównie przez obecność potasu-40 i naturalnych izotopów promieniotwórczych. Skażenie gleb cezem 137, głównie pochodzenia czernobylskiego, stanowi ok. 10% wszystkich izotopów promieniotwórczych.

Słowa kluczowe: jakość wód, izotopy promieniotwórcze, gleba, roślinność, monitoring środowiska, współpraca międzynarodowa, Roztocze, Ukraina, Polska

Stanisław Chibowski, Stanisław Chmiel, Zdzisław Michalczyk, Jan Solecki & Jerzy Szczypa — **Monitoring of water quality and radioisotope contents in soils and plants of the Roztocze Region (SE Poland).** Prz. Geol., 46: 873–880.

S u m m a r y. This paper presents the quality of the ground and surface waters, and the level of the radiochemical activity of soils and plants in the Polish and Ukrainian parts of Roztocze region in the summer months of 1995 and 1996. On that base physical and chemical parameters of water were determined. They point to slight changes of water quality due to anthropogenic effects. Radioactivity of soils and plants is mainly caused by K-40 and natural radioactive isotopes. Soil contamination with Cs-137 (mainly of Chernobyl origin) constitutes about 10% of the total amount of radioactive isotopes.

Key words: water quality, radioactive isotopes, soils, vegetation, monitoring, impact statement, preventive measures, international cooperation, Roztocze, Poland, Ukraine

Materiały do opracowania zostały zebrane w czasie badań prowadzonych w ramach międzynarodowego tematu *Kompleksowe badania środowiska przyrodniczego Roztocza*. W jego realizacji uczestniczyli ze strony polskiej Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, z ukraińskiej zaś Uniwersytet Leśno-Techniczny we Lwowie — we współpracy z Uniwersytetem Iwana Franko (Michalczyk, 1997). Głównym zadaniem programu było określenie stanu środowiska przyrodniczego, stopnia jego przekształcenia, ewidencji zagrożeń oraz wypracowanie kierunków działań zmierzających do jego ochrony. Badania obejmowały trzy grupy tematyczne: inwentaryzacja obiektów przyrodniczych w celu utworzenia międzynarodowego rezerwatu biosfery, monitoringowe badania stanu przyrody oraz współczesne procesy przyrodnicze.

Materiały do analiz w ramach monitoringowych badań środowiska Roztocza pobierano w węzłach sieci kwadratów o boku 8 km. W przypadku wód powierzchniowych i podziemnych nie zawsze w wyznaczonych miejscach woda była dostępna. W takiej sytuacji próbki wody pobierano w miejscu jej najbliższego występowania. Badania terenowe, zarówno w części polskiej jak i ukraińskiej, prowadzono w okresach letnich 1995 i 1996 r. Kartograficzny obraz zmienności przestrzennej badanych parametrów przedstawiono metodą interpolacji krigingowej, z wykorzystaniem programu komputerowego Surfer. Program ten uśrednia uzyskane wyniki zarówno pod względem wielkości, jak i ich geometrycznego rozłożenia na mapie danego terenu.

Roztocze obejmuje wąskie pasmo wzniesień, wyraźnie wyodrębniających się w hipsometrii międzyrzecza Wisły i

Bugu, położone między Wyżyną Lubelską i Podbużem na północy a Kotliną Sandomierską na południu. Jego obszar, o łącznej powierzchni 3110 km² (Buraczyński, 1997), ciągnie się łagodnym łukiem o szerokości od 14 do 28 km w kierunku NW–SE, od okolic Kraśnika za Lwów na Ukrainie. Wzniesienia Roztocza, stanowią dział wodny II rzędu. Rozdziela on biorące początek z wydajnych źródeł strumienie, które uchodzą do Wieprza, Bugu i Tanwi. Natomiast przez południowy skrawek Roztocza Lwowskiego przebiega europejski dział wodny (I rzędu), między zlewiskami Morza Bałtyckiego — dorzecze Wisły i Morza Czarnego — dorzecze Dniestru. W podziałach fizjograficznych i geomorfologicznych wyróżnia się w obrębie Roztocza cztery subregiony: Roztocze Gorajskie, Roztocze Tomaszowskie, Roztocze Rawskie i Roztocze Lwowskie.

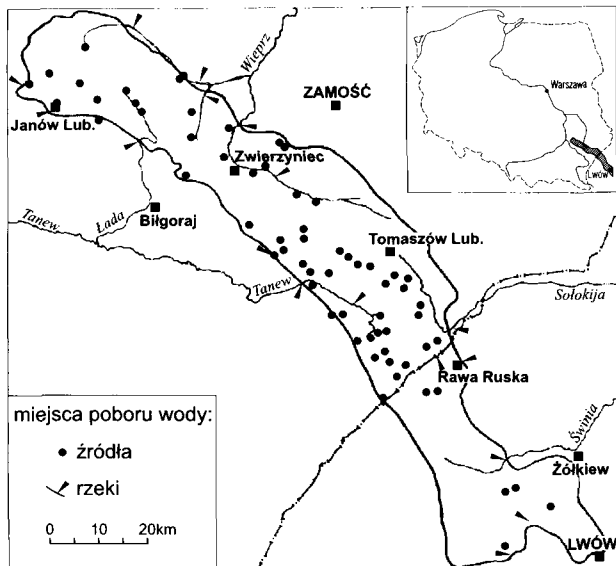
Istotne znaczenie dla przebiegu procesów kształtujących jakość wód, gleb i roślinności ma użytkowanie gruntów. Na Roztoczu Gorajskim grunty orne stanowią ponad 3/4 ogólnej powierzchni, a intensywne rolnicze wykorzystanie terenu jest związane z występowaniem urodzajnych gleb brunatnych i płowych wytworzonych z lessów. Na pozostałej części Roztocza przeważają na ogół tereny leśne zajmujące ponad 50% ogólnej powierzchni. Dominują tutaj gleby rdzawe, biellicowe i bielice wytworzone z piasków oraz rędziny. Obszar jest słabo uprzemysłowiony, a istniejące zakłady wykorzystują lokalne surowce.

Ocena jakości wód podziemnych i powierzchniowych

Metody badań. Ocenę jakości wód podziemnych wykonano na podstawie analiz fizykochemicznych wód pobranych z 64 źródeł, a wód powierzchniowych z 17 miejsc, zlokalizowanych na głównych rzekach Roztocza (ryc. 1). Mimo rzadkiej sieci wód powierzchniowych starano się zachować przyjętą metodykę w zakresie wyznaczania i gę-

*Zakład Radiochemii i Chemii Koloidów UMCS, Lublin [radchem2@hermes.umcs.lublin.pl]

**Zakład Hydrografii UMCS, Lublin [michaz@biotop.umcs.lublin.pl]



Ryc.1. Miejsca poboru wody do analiz cech fizyko-chemicznych
 Fig. 1. Water collection points for analysis of the physical and chemical features

stości punktów pomiarowych, a także pobierania próbek wody w zbliżonych warunkach hydrometeorologicznych (brak opadów, wysokie temperatury powietrza, zasilenie rzek wyłącznie z zasobów podziemnych).

W miejscu pobrania próbki mierzono temperaturę wody, jej odczyn, przewodność elektrolityczną właściwą, oznaczano: azot amonowy, azotynowy i azotanowy, fosforany, siarczany — miernikami firmy HACH. Chlorki określono fotometrycznie, metodyką proponowaną przez firmę Riedel-de Haen. Twardość ogólną wody oraz wapń oznaczano metodą wersenianową, zaś wodorowęglany — kwasem solnym.

Próbki do oznaczeń laboratoryjnych zakwaszono w terenie stężonym kwasem azotowym do odczynu pH 2. W Centralnym Laboratorium Aparatury Unikalnej UMCS w Lublinie oznaczono: sód, potas, stront, żelazo i cynk — metodą płomieniowej absorpcyjnej spektrometrii atomowej (FAAS). Koncentracje kadmu, miedzi, chromu, kobaltu, manganu, niklu i ołowiu oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej z zastosowaniem atomizacji elektrotermicznej (GFAAS).

Uzyskane wyniki umożliwiły scharakteryzowanie jakości wód podziemnych i powierzchniowych (tab. 1, ryc. 2–5). Przy opracowaniu map wykorzystano znajomość warunków

Tab. 1. Charakterystyczne parametry fizykochemiczne wód źródłanych i rzecznych Roztocza

Wskaźnik	Miano	Źródła			Rzeki		
		Min.	Max.	Średnia	Min.	Max.	Średnia
Odczyn	pH	7,00	7,49	7,24	7,59	8,32	7,84
Suma jonów	mg/l	283	570	407	248	539	390
Twardość ogólna	mval/l	3,46	6,99	5,02	2,9	6,2	4,68
Twardość niewęgl.	mval/l	0,06	2,38	0,50	0,19	1,27	0,58
HCO ₃	mg/l	173	414	264	145	363	252
Cl	mg/l	2	28	10	4	21	12
SO ₄	mg/l	3	78	24	6	46	26
PO ₄	mg/l	0,12	1,26	0,4	0,07	5,2	0,81
N-NO ₃	mg/l	0,1	9,6	1,6	0,2	2	0,75
N-NO ₂	mg/l	0	0,031	0,004	0,003	0,059	0,016
N-NH ₄	mg/l	0	0,36	0,04	0,02	0,9	0,2
Ca	mg/l	61	119	91	50	113	86
Mg	mg/l	2	14	6	2	13	6
Na	mg/l	1	11,6	3,5	2	8,5	5,1
K	mg/l	0,32	6,41	1,36	0,65	3,8	1,91
Sr	mg/l	0,11	0,62	0,32	0,18	0,5	0,34
Fe	mg/l	0,01	0,56	0,10	0,05	1,12	0,54
Mn	mg/l	0	0,094	0,009	0	0,127	0,039
Pb	μg/l	0	8	2,5	0	14	5,3
Ni	μg/l	1,2	8,9	2,9	2,1	10,5	5,4
Zn	μg/l	0,5	25	6,4	1	13	5,6
Co	μg/l	<0,05	0,9	0,34	0,3	1,1	0,57
Cu	μg/l	<0,3	4,6	1,51	0,2	4,6	2,42
Cr	μg/l	0,24	1,73	0,68	0,5	1,6	0,96
Cd	μg/l	<0,04	0,71	0,17	<0,04	0,6	0,13

geochemicznych strefy aeracji oraz kierunków przepływu wód podziemnych.

Jakość wód podziemnych wypływających w źródłach

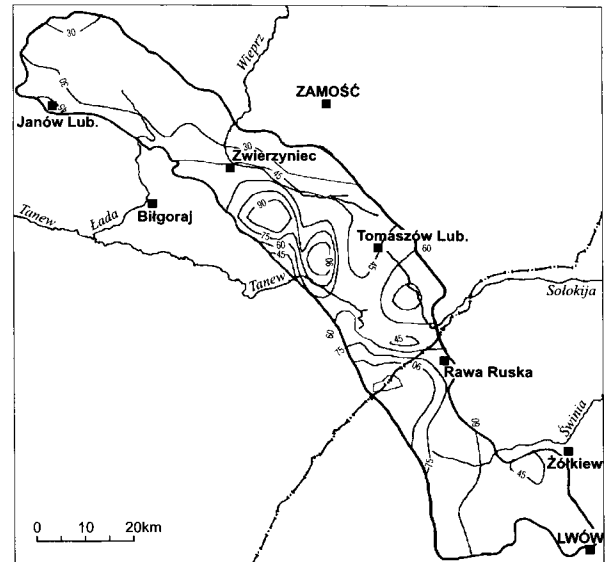
Kształtowanie cech jakościowych wód podziemnych jest konsekwencją naturalnych i antropogenicznych warunków obiegu wody. Główny poziom wodonośny występuje w spękanych opokach, marglach oraz gezach górnej kredy. Strefę aeracji na obszarze Roztocza Gorajskiego budują lessy i utwory lessowate oraz opoki i margle, a na pozostałym obszarze piaski, margle, gezy i wapienie. W obszarze południowej krawędzi Roztocza wody podziemne utrzymują się w wapieniach, piaskach i piaskowcach trzeciorzędowych. W dolinach rzecznych natomiast wody podziemne pierwszego poziomu występują w osadach plejstocenijskich i holocenijskich. Zwykle pozostają one w łączności hydraulicznej z wodami krążącymi w skałach węglanowych kredy i trzeciorzędu, tworząc jeden roztoczański poziom wodonośny (Michalczyk, 1986). Zwierciadło wody podziemnej w dnach dolin rzecznych jest stwierdzane tuż pod powierzchnią (0,2–1,0 m), a na wierzchołkach występuje na głębokości 40–80 m.

Wody podziemne Roztocza cechuje prosty skład chemiczny, określony parą jonów $\text{HCO}_3\text{-Ca}$, czasem $\text{HCO}_3\text{-Ca-Mg}$, sporadycznie zaś $\text{HCO}_3\text{-Ca-SO}_4$. W głównej mierze o ilości zdysocjowanych węglanów decyduje wykształcenie litologiczne utworów strefy aeracji. Najwięcej węglanów, z reguły powyżej 250 mg CaCO_3 , stwierdza się w wodach wypływających ze skał węglanowych przykrytych lesssem (ryc. 2). Węglany magnezu stanowią w nich 10–20%. Wysoką koncentrację węglanów (~225 mg CaCO_3/l) stwierdzano nie tylko w obszarach występowania lessów, ale także margli oraz niektórych marglistych gez i piaskowców (ryc. 2). Znacznie mniej minerałów węglanowych zawierają wody kontaktujące się z opokami (~200 mg CaCO_3/l), gezami (~180 mg CaCO_3/l) i wapieniami (~160 mg CaCO_3/l). MgCO_3 stanowi w obszarach bezlessowych poniżej 10% całkowitej zawartości węglanów. Udział wodorowęglanów

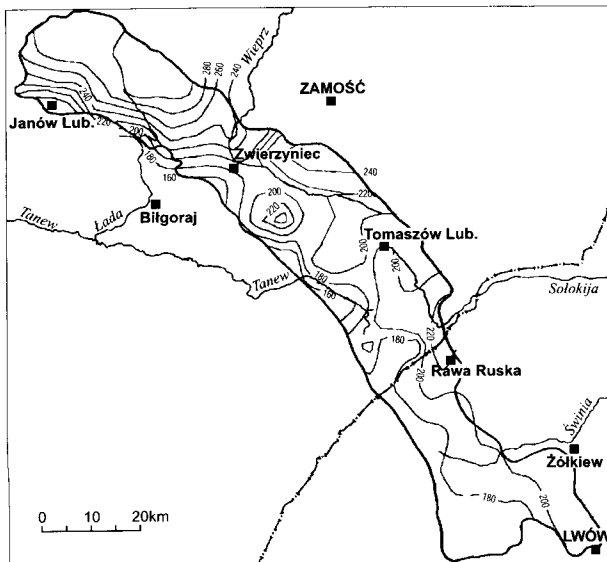
wapnia i magnezu w mineralizacji całkowitej, wyliczonej z sumy jonów wynosi zazwyczaj w obszarze lessowym 90–95%, kredowym 80–90%, trzeciorzędowym 75–85%.

Twardość ogólna wód wywołana obecnością wapnia i magnezu ma charakter przede wszystkim węglanowy (80–95%). Osiąga najwyższe wartości w wodach przykrytych lesssem, twardość niewęglanowa natomiast w obszarach bezlessowych. Twardość niewęglanową tworzą przede wszystkim wapń i siarczany, udział chlorków jest znacznie mniejszy, magnezu zaś nieistotny (Chmiel, 1997).

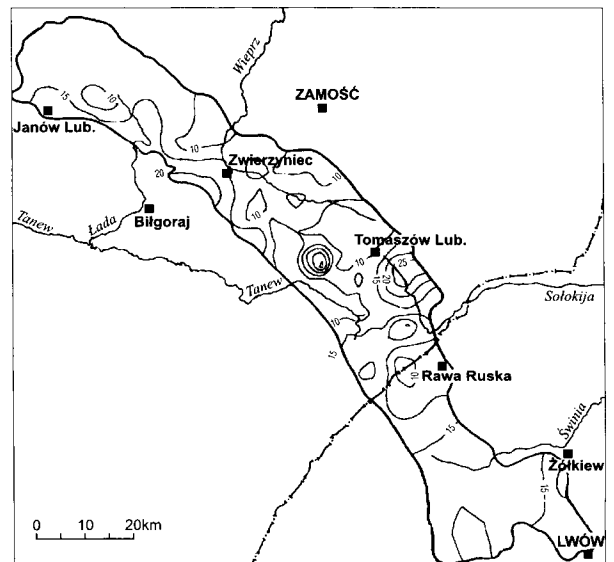
Strefa aeracji wpływa wyraźnie na obecność w wodach substancji określających zanieczyszczenia. Do głównych parametrów pochodzenia antropogenicznego należy zaliczyć: chlorki, siarczany, mineralne formy azotu oraz wapń



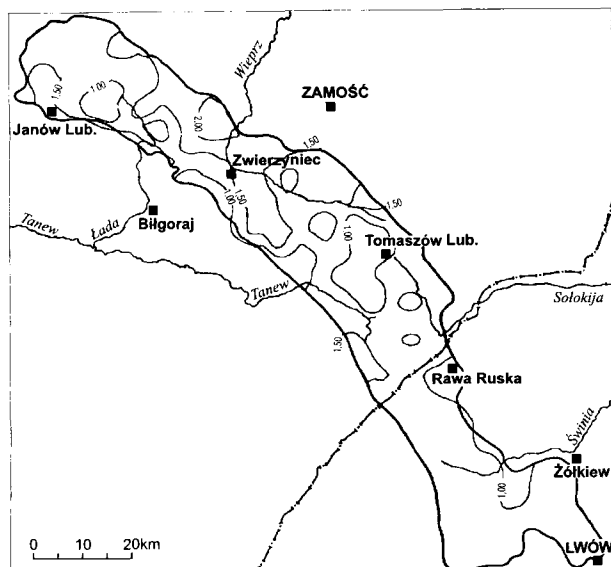
Ryc. 3. Zawartość antropogenów w wodach Roztocza [mg/l]
Fig. 3. Content of ions of anthropogenic origin in the Roztocze region waters



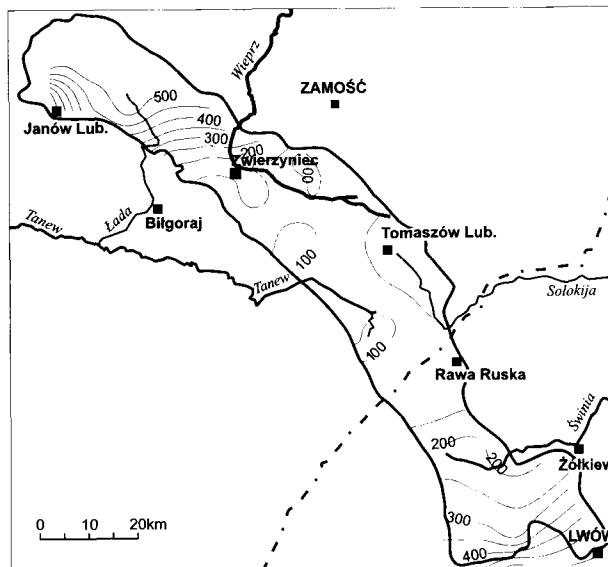
Ryc. 2. Zawartość węglanów w wodach Roztocza [mg/l]
Fig. 2. Carbonates contents in the Roztocze region waters



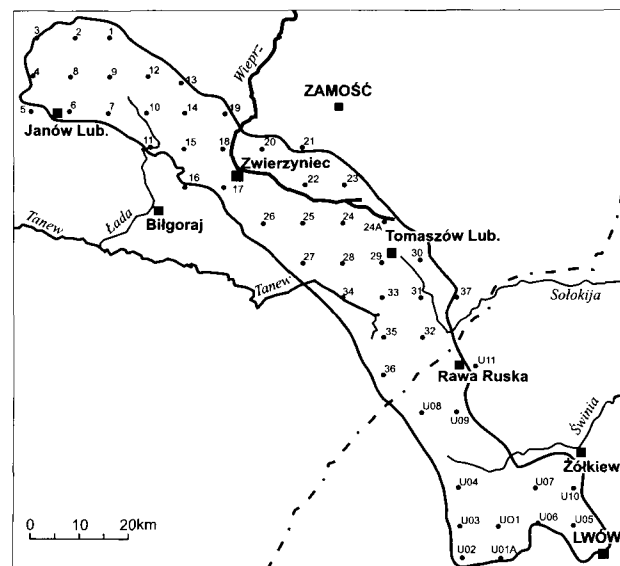
Ryc. 4. Łączna zawartość ołowiu, niklu, cynku i chromu w wodach Roztocza [g/l]
Fig. 4. Lead, nickel, zinc, and chromium contents (together) in the Roztocze region water



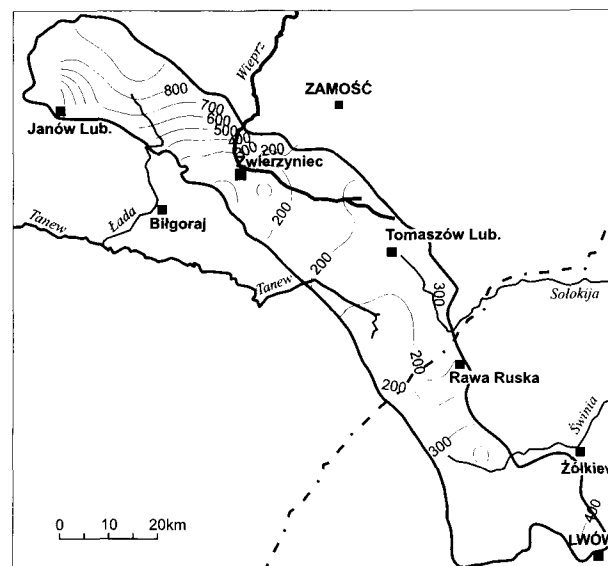
Ryc. 5. Łączna zawartość kobaltu, kadmu i chromu w wodach Roztocza [$\mu\text{g/l}$]
Fig. 5. Cobalt, cadmium and chromium contents (together) in the Roztocze region water



Ryc. 7. Aktywność K-40 w glebie [Bq/kg]
Fig. 7. Activity of K-40 in the soil [Bq/kg]



Ryc. 6. Rozmieszczenie punktów poboru próbek gleby i traw
Fig. 6. Location of the soil and grass collection points



Ryc. 8. Aktywność całkowita gleb [Bq/kg]
Fig. 8. Total activity of soils [Bq/kg]

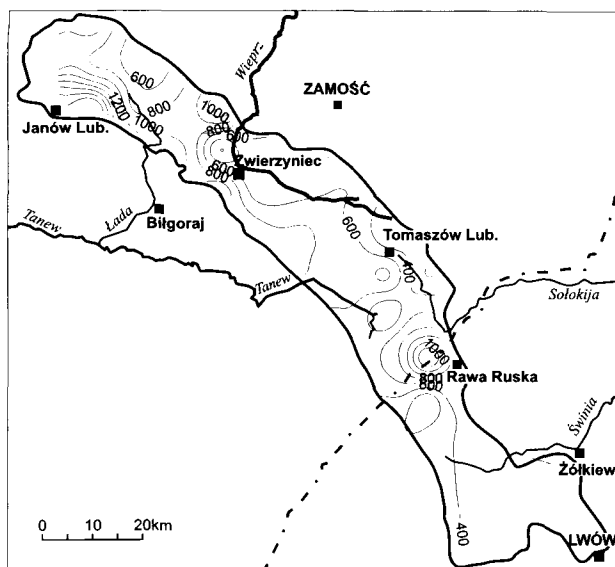
równoważny twardości niewęglanowej. Na lessowym obszarze Roztocza mają one najniższe stężenia, łącznie nie przekraczając 30 mg/l (ryc. 3). Niskie stężenia antropogennów wynikają z możliwości lessów do unieruchomienia zanieczyszczeń (Janiec, 1995, 1997). Nieco wyższe wartości są stwierdzane w obszarach występowania utworów lessopodonych. Tam gdzie strefę aeracji tworzą piaski i skały węglanowe na powierzchni ich ilość bywa dwu-, trzykrotnie wyższa.

Sód i potas, których obecność w wodach podziemnych ma złożoną genezę, zarówno naturalną, jak i antropogeniczną, występują zazwyczaj w stężeniach nie przekraczających odpowiednio 5 i 2 mg/l . Pochodzenie naturalne sodu i potasu jest związane głównie z procesem wietrzenia skałeni. Wskazuje na to wysoka koncentracja krzemionki, przekraczająca 20 mg/l .

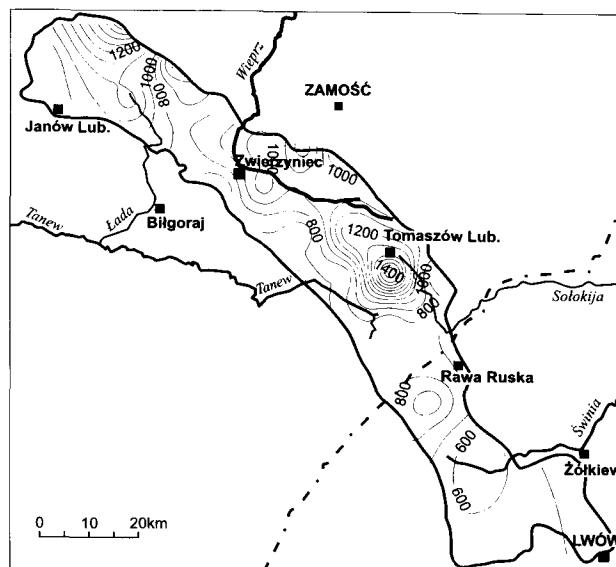
Produkty dysocjacji minerałów węglanowych wpływają także na poziom parametrów syntetycznych określonych przez przewodność właściwą i mineralizację. Przeciętna mineralizacja wód kształtuje się na poziomie 400 mg/l (tab. 1), co odpowiada przewodności $340 \mu\text{S/cm}$ w 10°C .

Z mikroelementów wysokie stężenie osiąga stront, żelazo i mangan. Obecność w wodach tych pierwiastków wynika w dużej mierze z charakteru geochemicznego obszaru. Przeciętne wartości żelaza i manganu wynoszą odpowiednio $0,1 \text{ mg/l}$ i $0,01 \text{ mg/l}$, strontu zaś $0,3 \text{ mg/l}$.

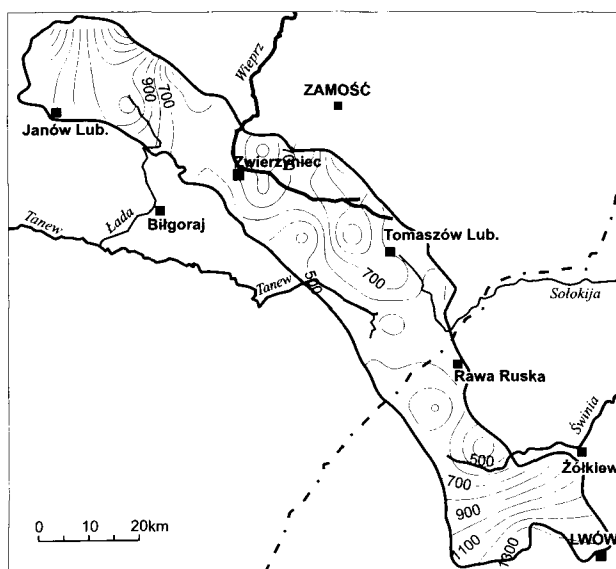
Azot mineralny w czystych wodach utrzymuje się poniżej 2 mg/l . Poszczególne formy mają przeciętnie następujące koncentracje N-NO_3 , $1,6 \text{ mg/l}$, N-NH_4 , $0,04 \text{ mg/l}$, N-NO_2 , $0,004 \text{ mg/l}$. Lokalnie rejestrowano podwyższoną zawartość azotanów nawet do 10 mg/l N-NO_3 . W wodach Roztocza lessowego stwierdza się prawie czterokrotnie niższą zawar-



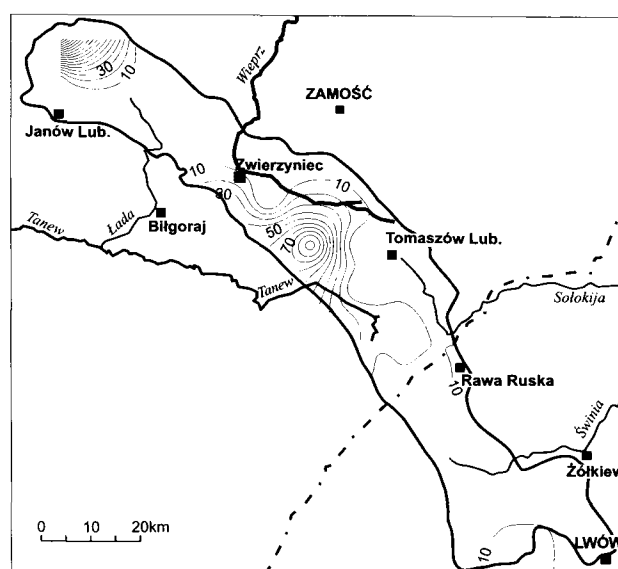
Ryc. 9. Aktywność Cs-137 w glebie [Bq/m^2]
Fig. 9. Activity of Cs-137 in the soil [Bq/m^2]



Ryc. 11. Aktywność całkowita traw [Bq/kg]
Fig. 11. Total activity of the grass [Bq/kg]



Ryc. 10. Aktywność K-40 w trawie [Bq/kg]
Fig. 10. Activity of K-40 in the grass [Bq/kg]



Ryc. 12. Aktywność Cs-137 w trawie [Bq/kg]
Fig. 12. Activity of Cs-137 in the grass [Bq/kg]

tość azotu. Fosforany występowały poniżej $0,5 \text{ mg/l}$, wyższą koncentrację identyfikowano w obszarach o nasilonej antropresji.

Występujące w wodach podziemnych metale ciężkie mogą mieć pochodzenie zarówno naturalne, jak i antropogeniczne. Ich stężenie w wodach źródłanych jest charakterystyczne dla wód niezanieczyszczonych (tab. 1). Koncentracje cynku osiągały przeważnie poziom ok. $5 \mu\text{g/l}$, ołowiu i niklu natomiast poniżej tej wartości. Pozostałe badane metale ciężkie miały stężenia najczęściej poniżej $1 \mu\text{g/l}$. Łączna zawartość cynku, ołowiu, niklu, miedzi nie przekraczała kilkunastu $\mu\text{g/l}$ (ryc. 4), chromu, kobaltu i kadmu natomiast osiąga ok. $1 \mu\text{g/l}$ (ryc. 5).

Jakość wód rzecznych

Wody podziemne wydobywają się na powierzchnię przez bezpośredni drenaż korytowy lub przez źródła. Najwydajniejsze z nich drenują roztoczański poziom wodonośny.

Wiele jest źródeł o wydajnościach kilkunastu i kilkudziesięciu l/s , a 9 z nich stale przekracza 100 l/s . Dają one początek rzekom roztoczańskim lub zasilają wodami podziemnymi przepływające strumienie. Udział wody źródlanej w odpływie całkowitym kształtuje się na poziomie $40\text{--}50\%$, a w małych zlewniach wzrasta nawet do $80\text{--}90\%$. Podziemny odpływ jednostkowy na obszarze Roztocza wynosi ok. $4,5 \text{ l/s km}^2$, a odpływ całkowity odpływ utrzymuje się w granicach $5\text{--}7 \text{ l/s km}^2$, przy średniej jego wartości $5,8 \text{ l/s km}^2$ (Michalczyk, 1996).

Wody rzeczne — podobnie jak źródlane — charakteryzują się prostym składem chemicznym, wynikającym z dominującej roli węglanów. Przeciętne stężenie węglanów wynosi ok. $200 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$, a ich ilość w ciągu roku wykazuje wyraźne wahania, wynikające ze sposobu zasilania rzeki. W okresach wyłącznego zasilania gruntowego ich poziom jest stabilny, zbliżony do parametrów rejestrowanych w wodach źródłanych. Podczas spływów powierzch-

niowych stężenie węglanów w rzekach obniża się, co wynika z niskiej ich zawartości w wodach, pochodzących ze spływu powierzchniowego.

Odczyn wód rzecznych jest lekko zasadowy. Na obszarach lessowych pH utrzymuje się na poziomie 8, w pozostałej części natomiast wynosi ok. 7,8. Twardość ogólna wód rzecznych, podobnie jak podziemnych, ma głównie charakter węglanowy. Twardość niewęglanowa tylko sporadycznie przekracza 20% twardości ogólnej. Poziom substancji o charakterze antropogenicznym nawiązuje do koncentracji w wodach podziemnych. W rzekach zbierających wodę z obszarów lessowych łączna zawartość chlorków, siarczanów, azotanów i wapnia (wyliczonego z twardości niewęglanowej) nie przekracza 50 mg/l. W zlewniach bezlessowych są to wartości nawet dwukrotnie wyższe. Wody rzeczne mają na ogół więcej antropogenów niż wody podziemne. Podobne relacje dotyczą koncentracji sodu i potasu.

Zawartość pierwiastków decydujących o eutrofizacji wód rzecznych określona przez azot azotanowy, azotynowy, amonowy oraz fosfor — występujący w formie ortofosforanów — wykazuje nieznacznie niższe wartości w obszarach lessowych niż w obszarach bezlessowych. Na zbliżonym poziomie stężeń występuje także azot mineralny. Zmieniają się natomiast relacje pomiędzy poszczególnymi jego formami — obniża się zawartość N-NO₃, wzrasta N-NH₄ i N-NO₂. W rzekach rejestrowano prawie dwukrotnie więcej, niż w wodach podziemnych, fosforanów. Zauważa się wyższą koncentrację związków azotu i fosforu w rzekach nad którymi istnieje zwarta zabudowa oraz są zlokalizowane zakłady przemysłowe

W okresie, gdy w ciekach płynie woda pochodząca wyłącznie z zasilania podziemnego, stwierdza się podobną zawartość strontu w wodach źródłanych i rzecznych. Natomiast kilkakrotnie wzrastają w rzece — w stosunku do wód podziemnych — ilości żelaza i manganu.

W poziomie koncentracji metali ciężkich występujących w wodach rzecznych zarysowują się podobne relacje jak w wodach podziemnych, tzn. zazwyczaj zawartość metali osiąga wyższe wartości na Roztoczu bezlessowym (oprócz ołowiu). Wody rzeczne mają nieco więcej metali ciężkich niż wody podziemne.

Monitoring radiochemiczny gleb i roślinności

Pochodzenie skażeń radiochemicznych wiąże się przede wszystkim z wykorzystywaniem pierwiastków i substancji promieniotwórczych w celach gospodarczo-przemysłowych i militarnych. Pewna ilość radionuklidów jest uwalniana także do środowiska naturalnego, w wyniku wydobywania kopaliny mineralnych różnego typu, a także spalania węgla kamiennego i brunatnego. Skażenie izotopami promieniotwórczymi środowiska człowieka może pochodzić więc zarówno od sztucznych radionuklidów, takich jak np.: cezu-137 i 134, strontu-90, rubidu-106, ceru-144, cyrkonu-95 itp., bądź naturalnych pierwiastków promieniotwórczych, szczególnie szeregu uranowego i torowego oraz potasu-40.

Metodyka poboru próbek i prowadzenia pomiarów

Miejsca poboru próbek gleby i traw na obszarze całego Roztocza wyznaczono w sieci kwadratów o boku 8 km. Łącznie na badanym terenie pobrano 47 próbek powierzchniowej warstwy gleby (0–10cm) oraz traw (ryc. 6). Poboru próbek dokonywano zgodnie z procedurą zalecaną przez Międzynarodową Agencję Energii Atomowej (IAEA) (*Me-*

asurement of ... 1989) uwzględniając również zalecenia Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej dla monitoringu gleb.

Próbki gleby, po wysuszeniu do stanu powietrznie-suchego, przesiewano na sicie 1 mm — w celu usunięcia części organicznych, kamieni i innych zanieczyszczeń mechanicznych. Trawę po wysuszeniu rozdrabniano przy użyciu pulweryzatora firmy Fritsch. Tak przygotowane próbki o objętości 0,5 dm³ ważono i umieszczano w standartowym naczyniu Marinelli zapewniającym stałość geometrii zliczeń. Pomiarów dokonywano za pomocą spektrometru gamma marki Silena wyposażonego w detektor germanowy IGC-13 Princeton Gamma-Tech, chłodzony ciekłym azotem i analizator impulsów o 4096 kanałach. Rozdzielczość detektora wynosiła 1.75 keV na pikę 1.33 MeV, a jego wydajność względna 15%. Analizę jakościową i ilościową uzyskanych danych prowadzono przy użyciu komputerowego programu SIMCAS II wersja 4.11.

Oznaczone emitery gamma dla gleb i traw rozdzielono na izotopy pochodzenia naturalnego oraz długożyciowe sztuczne radionuklidy pojawiające się np. w wyniku awarii elektrowni jądrowych i próbnych wybuchów jądrowych. Wyniki badań przedstawiono na mapkach (ryc. 7–12). Przy ich konstrukcji wykorzystano przyjętą sieć pomiarową punktów w kwadratach o boku 8 km. Łącząc punkty o przybliżonych aktywnościach radionuklidów otrzymano izolines, w obrębie których teren był zanieczyszczony lub skażony średnio na tym samym poziomie.

Odchylenie standardowe pomiarów aktywności gleb zawierało się w granicach od 0,1 do 13 Bq/kg gleby w zależności od aktywności danego izotopu w próbce. Błąd pomiaru nie przekraczał 5%. W przypadku traw odchylenie standardowe wynosiło od 0,5 do 46 Bq/kg, a błąd pomiaru nie przekraczał 10%.

Ocena stanu radiochemicznego gleb i roślinności

Całkowity poziom radioaktywności gleb danego terytorium jest kształtowany przez naturalne izotopy promieniotwórcze powstałe w wyniku rozpadu uranu-238, uranu-235 i toru-232 oraz potasu-40, jak również poprzez sztuczne izotopy, takie jak np. cez-137, cez-134, stront-90, pluton-239, 240 pojawiające się w środowisku, głównie w wyniku działalności gospodarczej i militarnej człowieka. Tak więc prowadząc pomiary skażeń promieniotwórczych gleb należy dokonać rozgraniczenia pomiędzy poszczególnymi radionuklidami tam obecnymi.

Poziom aktywności całkowitej gleb terytorium Roztocza, zarówno po stronie polskiej, jak i ukraińskiej kształtowany jest przede wszystkim przez obecność potasu-40 (ryc. 7, 8). Występowanie K-40 w badanych próbkach jest związane z jego naturalną zawartością w skorupie ziemskiej, wynoszącą ok. 0,0119%, co odpowiada średniej aktywności ok. 370 Bq/kg gleby (Jagiela i in., 1996, *United Nations ...* 1982). Stężenie potasu, jak również uranu i toru w glebie zależy w dużym stopniu od procesów geochemicznych prowadzących do powstania skał macierzystych gleb i zawartych w nich minerałów oraz procesów glebotwórczych związanych z odczynem gleb, ruchem wody w glebie, a także rozpuszczaniem i wymywaniem składników gleby przez roztwór glebowy. Ilość naturalnych radionuklidów ulega zmianie w powierzchniowej warstwie gleby także w skutek opadu ich z atmosfery i zachodzących w glebie procesów adsorpcyjnych. Przyczyną opadu tych radionuklidów jest przede wszystkim emisja zanieczyszczeń przemysłowych

słowych do atmosfery pochodząca głównie ze spalania węgla i prac odkrywkowych kopalni różnego typu minerałów. Dodatkowym czynnikiem powodującym wzrost poziomu promieniotwórczości gleb jest stosowanie w rolnictwie nawozów mineralnych, do produkcji których wykorzystuje się depozyty fosforytowe. Zawierają one bowiem U-238, Th-232, Ra-226 oraz K-40.

Średnia zawartość potasu-40 w glebach z terenu Roztocza wynosi ok. 57% aktywności całkowitej po stronie polskiej i ok. 54% po stronie ukraińskiej, przy czym minimalne i maksymalne wartości wynoszą odpowiednio od ok. 95 do ok. 580 Bq/kg oraz od ok. 120 do ok. 560 Bq/kg gleby.

Zawartość potasu-40 w powierzchniowej warstwie gleby może być dodatkowo różnicowana zawartością w niej części spawalnych i koloidalnych, a także zawartością potasu wymiennego w kompleksie sorpcyjnym i niektórych metali np.: Fe, Cr, Mn, Zn itp. Dlatego też przeciętna zawartość K-40 jest z reguły niższa w glebach o uziarnieniu piasków luźnych, a wyższa w glebach gliniastych. Do wzrostu zawartości potasu-40 w glebach może się przyczynić także opad pyłów i popiołów unoszonych do atmosfery po spalaniu węgla kamiennego. Zawartość radioaktywnego potasu w 1 kg węgla wynosić może do 50 Bq/kg, przy czym na skutek spalania jego stężenie w popiele wzrasta średnio 10-krotnie (Celiński, 1992).

Izotopem naturalnym wnoszącym znaczący udział do aktywności całkowitej jest rad-226. Średnią jego aktywność w badanych próbkach wynosi ok. 5% w stosunku do aktywności całkowitej. Obecność tego radionuklidu jest o tyle istotna, że w uranowym szeregu promieniotwórczym izotopem pochodnym radu-226 jest radon-222, ciężki gazowy emiter, który jest wchłaniany przez organizm ludzki w wyniku procesów oddychania. Radon-222 oraz radon-220, pochodzący od radu-224, w sposób znaczący przyczyniają się do wzrostu rocznych równoważników dawek promieniotwórczych otrzymywanych przez mieszkańca Polski. Procentowy udział dawek pochłoniętych pochodzących od tych gazów promieniotwórczych i produktów ich rozpadu wynosił w 1991 r. ok. 46% (*Radiologiczny...*1992).

Pozostałymi naturalnymi radionuklidami kształtującymi stan radioaktywności terenu Roztocza są Ac-228, Bi-212, Pb-212, Ra-224, Th-228, Tl-208, Bi-214, Pb-214, Th-234 i Pb-210. Stanowią one od ok. 20% do ok. 35% aktywności całkowitej. Stężenie tych radionuklidów związane jest przede wszystkim z ich naturalną zawartością w glebie pochodzącą od szeregu uranowego i torowego. Wpływ na ich bezwzględną zawartość ma niewątpliwie gatunek i rodzaj gleby. W warstwach powierzchniowych gleby pewne zróżnicowanie zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych może jednak wynikać też z całości kształtu działalności gospodarczo-przemysłowej na tym terenie. Dlatego też, w północno-zachodniej części Roztocza obserwuje się generalnie wyższą aktywność całkowitą gleb w porównaniu z innymi jego rejonami po stronie polskiej. Za stan taki muszą być odpowiedzialne położone w pobliżu takie ośrodki przemysłowe jak Tarnobrzeg, czy Stalowa Wola.

Ważnym elementem prowadzonych badań było ustalenie rozkładu skażeń promieniotwórczych radionuklidami sztucznymi, tzn. cez-134 i 137. Szczególnie cez-137, pojawiający się na powierzchni Ziemi w wyniku prób z bronią jądrową oraz zdarzających się awarii elektrowni jądrowych jest bardzo ważnym i niebezpiecznym izotopem, chociażby z powodu jego długiego okresu połowicznego zaniku wynoszącego 30 lat. Okres połowicznego zaniku

Cs-134 wynosi tylko 2,06 lat. Właściwości sorpcyjne gleby powodują, że przemieszczanie się cezu w profilu glebowym jest niewielkie. Decyduje to o utrzymywaniu się sztucznie podwyższonej radiacji powierzchniowej warstwy gleby. Szybkość migracji cezu w glebie zależy przede wszystkim od składu mineralnego gleby (Zygmunt i in., 1997, 1998).

Prostej zależności co do migracji cezu w glebie trudno się jednak doszukać, chociażby z tego powodu, że gleba jest zbyt złożonym, z chemicznego punktu widzenia, układem. Wiadomo jednak, że czynnik jakości gleb, poza wielkością samego opadu radioaktywnego, jest najistotniejszym spośród innych, jeśli chodzi o rozkład skażeń promieniotwórczych.

Skażenie gleb cez-134 zawiera się w granicach od 0,6 do 22% zawartości wszystkich izotopów promieniotwórczych po stronie polskiej i od 1,5 do 11% tych izotopów po stronie ukraińskiej. Maksymalne skażenie gleb tym izotopem wynosi odpowiednio 2264 i 1915 Bq/m² (ryc. 9). Wartości te w porównaniu z innymi regionami Polski, a także Ukrainy utrzymują się na niskim poziomie. Świadczyć to może o tym, że opad radioaktywnego cezu po awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 r. nie był na badanym terenie wysoki.

Udział cezu-134 w 1995 r. w skażeniu gleb badanego terenu był niewielki i zawierał się w granicach od 0,3 do 1,4 Bq/kg gleby, zarówno na terenie Roztocza polskiego, jak i ukraińskiego. Cez-134 w badanych próbkach może być wyłącznie pochodzenia czarnobylskiego. W związku z tym, że jego obecność zanotowano w większości badanych próbek (poza 6 punktami na terenie Roztocza polskiego) można było określić także źródła pochodzenia cezu-137, które jak już wyżej wspomniano, są związane przede wszystkim z próbami z bronią jądrową, bądź awariami elektrowni jądrowych.

Korzystając z prawa rozpadu promieniotwórczego, zależności pomiędzy stałą rozpadu, a okresem połowicznego zaniku oraz znając stosunek aktywności Cs-134 do Cs-137 w pierwszych dniach po awarii w Czarnobylu (0,528) (Kirchner i in., 1992) wyznaczono ilościowy i procentowy udział cezu-137 pochodzącego z katastrofy czarnobylskiej, jak i opadu światowego w całkowitej zawartości tego izotopu w próbkach gleb badanego regionu. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że aż w 21 na 33 punkty pomiarowe po stronie polskiej i w 9 na 11 punktów pomiarowych po stronie ukraińskiej cez-137 jest prawie w 100% pochodzenia czarnobylskiego. Oznacza to, że w tych miejscach cez-137 pochodzący z opadu światowego przemigrował w ciągu 25-30 lat, jakie upłynęły od ostatnich prób z bronią jądrową w atmosferze, na większą głębokość niż 10 cm. Do tej głębokości były bowiem pobierane próbki gleby. Gdyby nie nastąpiła awaria elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 r., to w warstwie powierzchniowej gleby w wielu miejscach Roztocza cez-137 nie byłby obecny.

W kompleksowych badaniach monitoringowych środowiska przyrodniczego Roztocza znalazły się także pomiary skażeń traw izotopami promieniotwórczymi (ryc. 10-12). Z uzyskanych wielkości pomiarowych wynika, że badane trawy pobierają z gleby i powietrza przede wszystkim izotopy: potas-40, cez-137, beryl-7, a także w niektórych punktach pomiarowych ołów-212 i 214 oraz rad-226. Ilości izotopów ołowiu i radu są jednak niewielkie i stanowią jedynie ułamek procenta w stosunku do aktywności całkowitej.

Izotopem decydującym o poziomie radioaktywności traw jest potas-40, którego średnia aktywności w badanych próbkach, w odniesieniu do całkowitej aktywności wynosi

ok. 80% po stronie polskiej i ok. 73% po stronie ukraińskiej. Minimalne i maksymalne wartości aktywności potasu-40 w 1 kg suchej trawy, dla próbek pobranych z terenu Roztocza polskiego wynoszą odpowiednio ok. 250 i 1715 Bq, a dla strony ukraińskiej ok. 350 i 1416 Bq.

Innym radionuklidem obecnym w większych ilościach w badanych próbkach traw jest beryl-7. Izotop ten jest pochodzenia kosmogenicznego, więc rośliny pobierają go poprzez liście, a nie poprzez system korzeniowy. Poza tym, Be-7 opadając w formie aerozoli może osiadać na powierzchni roślin podnosząc tym samym ich aktywność.

Aktywność traw z powodu obecności sztucznych izotopów promieniotwórczych, tzn. cezu-137 (gdyż praktycznie cezu-134 nie detekowano) zawierała się w granicach od 0 do 254 Bq/kg suchej masy na terenie Roztocza polskiego i od 0 do 20 Bq/kg po stronie ukraińskiej.

Wysoka aktywność Cs-137 w trawie z punktu pomiarowego nr 3 w miejscowości Brzozówka (254,1 Bq/kg suchej masy) jest dość zaskakująca, gdyż gleba w tym punkcie charakteryzuje się aktywnością pochodzącą od cezu tylko 20,3 Bq/kg, a aktywność potasu była dość wysoka i wynosiła 558,1 Bq/kg. Nie jest wykluczone, że forma jonowa cezu w postaci której występował on w badanej glebie była wyjątkowo przyswajana przez rosnącą tam trawę. Z porównania wyznaczonych aktywności cezu-137 w glebach i trawach rosnących na tych glebach, wynika, że nie ma wprost proporcjonalnej zależności pomiędzy zawartością cezu w glebie i w trawie.

Prawdopodobnie duże znaczenie dla transferu cezu-137 z gleby do traw ma gatunek gleby. Wpływ gatunku i rodzaju gleby może wynikać z różnej zawartości glebowych kompleksów sorpcyjnych, zarówno nieorganicznych, jak i organicznych, zawartości części koloidalnych, zawartości jonów metali, kwasowości gleby, czy ilości składników pokarmowych przyswajanych przez trawy.

Podsumowanie

Wody roztoczańskie kredowego i trzeciorzędowego piętra wodonośnego oraz wody powierzchniowe cechuje wysoka jakość analizowanych cech fizykochemicznych. Parametry hydrochemiczne mieszczą się w polskich i międzynarodowych normach wód przeznaczonych do konsumpcji, a ich wartości wskazują na początkowe stadium przekształcenia naturalnego składu wód. Ochrona wód Roztocza, wykazujących stosunkowo mało zmieniony charakter w stosunku do naturalnego składu, jest sprawą bardzo istotną, zwłaszcza w okresie transformacji gospodarczej. Zmiany jakości wód mogą wystąpić jako efekt istnienia stałych ognisk zanieczyszczeń o charakterze punktowym, lokalnym lub wielkoobszarowym (pochodzenia rolniczego i atmosferycznego). Do najważniejszych z nich zaliczyć należy ewentualne nawożenie ściekami, nadmierne stosowanie nawozów mineralnych i organicznych, zamiana studni kopanych na szamba, bądź ich złe wykonanie. Należy podkreślić, że dotychczasowy stan zanieczyszczenia atmosfery i rolniczego wykorzystania terenu nie powinien powodować istotnych zmian jakości wody. Natomiast zagrożenie dla ilości wody stanowią melioracje odwadniające i regulacje rzek.

Znacznie bardziej narażone na degradację jakościową są wody powierzchniowe z uwagi na ich odkryty charakter. Poprawę jakości wód rzecznych można uzyskać poprzez inwestycje z zakresu ochrony środowiska, tj. budowę oczyszczalni, likwidację zrzutów ścieków nieoczyszczonych oraz wysypisk śmieci w dolinach i korytach rzecznych.

W Roztoczu należy do mniej skażonych radiochemicznie obszarów Polski. Poziom radioaktywności gleb tego terytorium jest kształtowany przede wszystkim przez obecność potasu-40 oraz innych naturalnych izotopów promieniotwórczych szeregu uranowego i torowego. Skażenie gleb promieniotwórczymi izotopami cezu jest niewielkie i stanowi średnio ok. 10% zawartości wszystkich izotopów promieniotwórczych. Cez-137 oznaczony w glebach Roztocza jest głównie pochodzenia czarnobylskiego. Największa aktywność całkowita gleb oraz zawartego w nich potasu i cezu jest na lessowym Roztoczu Gorajskim, a najmniejsza na pokrytym lasem Roztoczu Tomaszowskim.

W próbkach roślinności stwierdzono obecność takich izotopów jak potas-40 i w mniejszych ilościach cezu-137, beryl-7, a także w kilku próbkach ołów-212 i 214 oraz rad-226. Ilości izotopów ołowiu i radu są jednak niewielkie i stanowią jedynie ułamek procenta w stosunku do aktywności całkowitej. Podobnie jak w przypadku gleb, izotopem decydującym o poziomie radioaktywności traw jest potas-40, którego średnia aktywność wynosi ok. 80% w odniesieniu do całkowitej aktywności. Radioaktywność traw jest bardzo zróżnicowana przestrzennie, a w kilku próbkach stwierdzono nieco podniesioną jej wielkość.

Zanieczyszczenia radiochemiczne Roztocza mają głównie charakter napływowy, a także są związane z transportem oraz działalnością rolniczą. Są one przenoszone również przez wiatry z rejonów przemysłowych (Stałowa Wola, Tarnobrzeg). Natomiast pochodzenie metali ciężkich (ołów) można wiązać z transportem samochodowym.

Literatura

- BURACZYŃSKI J. 1997 — Roztocze. Budowa — rzeźba — krajobraz. Wyd. Zakł. Geogr. Regionalnej UMCS Lublin: 198.
- CELIŃSKI Z. 1992 — Energetyka jądrowa, a społeczeństwo. PWN: 54.
- CHMIEL S. 1997 — Twardość niewęglanowa w wodach podziemnych Roztocza. [W:] Przyrodnicze i społeczne walory Mazowsza w dobie restrukturyzacji. Mat. 46 Zjazdu Pol. Tow. Geol., Rynia-Warszawa: 107–109.
- JAGIELAK J., BIERNACKA M., GRABOWSKI D. & HENSCHKE J. 1996 — Zmiana sytuacji radiologicznej środowiska Polski w okresie 10 lat po awarii w Czarnobylu, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 5.
- JANIEC B. 1995 — Zróżnicowanie warunków przenikania zanieczyszczeń do wód podziemnych na Roztoczu. Prz. Geol., 43: 393–398.
- JANIEC B. 1997 — Transformacje i translokacje jonowe w wodach naturalnych Roztocza Zachodniego. Rozprawy habil. Wyd. BiNoZ, 57: 214. Wyd. UMCS Lublin.
- KIRCHNER G. & BAUMGARTNER D. 1992 — Migration Rates of Accident in Various North German Soils. Analyst 117: 475.
- Measurement of Radionuclides in Food and the Environment Technical Reports, Series No. 295, IAEA, Wiena, 5–27, 1989.
- MICHALCZYK Z. 1986 — Warunki występowania i krążenia wód na obszarze Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Wyd. UMCS, Lublin: 195.
- MICHALCZYK Z. (red.) 1996 — Źródła Roztocza — monografia hydrograficzna. Wyd. UMCS Lublin: 199.
- MICHALCZYK Z. (red.) 1997 — Kompleksowe badania środowiska przyrodniczego Roztocza. Wyd. UMCS Lublin: 101.
- Radiologiczny Atlas Polski — CLOR, Państwowa Agencja Atomistyki, Warszawa 1992.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Ionizing Radiation Suoreces and Biological Effects, New York, 1982.
- ZYGMUNT J., CHIBOWSKI S. & KLIMOWICZ Z. 1997 — Studies of Radioceasium Migration in Soils with High Organic Matter Content. Pol. J. Environ. Stud., 6: 57.
- ZYGMUNT J., CHIBOWSKI S. & KLIMOWICZ Z. J. 1998 — The Effect of Sorption Properties of Soil Minerals on the Vertical Migration Rate of Cesium in Soil. Radioanalytical Nuclear Chem., 231: 57.