

Andrzej Pawuła

Zagrożenia i skutki promieniotwórczego skażenia wody

Mimo iż często mówi się o skażeniach promieniotwórczych, to na ogół mało znane są formy tych skażeń i skutki wywierane na środowisko człowieka oraz ich rola w etiologii tak zwanych chorób cywilizacyjnych. Eksplozja reaktora jądrowego w Czernobylu i sygnalizowane skażenie środowiska spowodowały chwilowy niepokój w społeczeństwie i alert wśród ekologów. Mało znane są natomiast informacje o skażeniach z lat 50. i 60., których ślady w dalszym ciągu są obecne na powierzchni ziemi. Nie istnieje również świadomość zagrożenia ze strony innych źródeł promieniowania. Zjawisko samouspokojenia i bagatelizowanie zagrożenia można wytłumaczyć samoobroną umysłu ludzkiego przed stresem. Samouspokojenie społeczeństwa powodują także fałszywe stereotypy, takie jak możliwość przystosowania się organizmów do istniejących skażeń, a także stosowanie subtelnych określeń semantycznych do klasyfikacji skażeń promieniotwórczych, jak np. skażenia deterministyczne i stochastyczne. Do braku świadomości zagrożenia przyczyniła się zapewne polityka informacyjna ubiegłych dziesięcioleci, czego wyrazem jest następująca klauzula na publikacjach z lat 60. i 70. o zagrożeniach promieniotwórczych: „do użytku służbowego, bez prawa przedruku w publikacjach jawnych” [1,2]. Powstał więc paradoks, że obok profesjonalnych i kompetentnych opracowań z dziedziny radiologii i radiobiologii istnieje dość rozpowszechniona ignorancja w odniesieniu do zagrożeń radiologicznych. Na ogół nie stosuje się kryterium radiologicznego ani w opracowaniach stref ochronnych ujęć wody ani w ocenie przydatności wody do picia [25]. W związku z powyższym nie są także rozważane w technologiach uzdatniania wody metody usuwania pierwiastków promieniotwórczych. Pozytywnym wyjątkiem są wytyczne Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska dla potrzeb monitoringu wód podziemnych, w których uwzględnia się wskaźniki radioaktywności [3].

Pochodzenie i właściwości radionuklidów

W środowisku naturalnym źródłem promieniowania są radionuklidy pochodzenia geologicznego i pochodzące z transmutacji izotopów stabilnych pod wpływem promieniowania kosmicznego oraz radionuklidy pochodzące ze źródeł sztucznych.

Pierwiastki promieniotwórcze pochodzenia geologicznego to przede wszystkim radionuklidy z trzech szeregów promieniotwórczych: uranowo-radowego, torowego i uranowo-aktynowego. Radionuklidami pierwotnymi w tych szeregach są uran-238, tor-232 oraz uran-235. Pochodnymi uranu-238 są m.in. uran-234, tor-230, rad-226, radon-222, polon-210, wszystkie emitujące promieniowanie typu alfa oraz wtórne promieniowanie gamma. Produktem rozpadu uranu-238 jest także promieniotwórczy ołów-210, emitujący promieniowanie beta. W szeregu torowym występuje m.in.

niebezpieczny dla środowiska tor-228 i rad-224, oba emitujące cząstki alfa. Natomiast w szeregu uranowo-aktynowym występują m.in. protaktyn Pa-231 i radioaktywny Th-227, emitujące promieniowanie alfa, oraz aktyn Ac-227, emitujący cząstki beta. Spoza wymienionych radionuklidów ciężkich istotną rolę w środowisku naturalnym odgrywa potas K-40, mający również pochodzenie geologiczne, emitujący promieniowanie beta. Określenie powyższych radionuklidów jako sybstancji pochodzenia naturalnego nie oznacza, że skutki emitowanego przez nie promieniowania należy uznawać za naturalne. Na obecność tych pierwiastków w środowisku człowieka ma istotny wpływ działalność gospodarcza. Eksploatacja i użytkowanie surowców mineralnych, węgla oraz ropy naftowej i gazu ziemnego, zawierających śladowe ilości pierwiastków promieniotwórczych, powoduje wzrost ich zawartości w środowisku [4].

Do grupy pierwiastków pochodzenia naturalnego, powstających w wyniku oddziaływania promieniowania kosmicznego, należą m.in. węgiel C-14 i tryt H-3. Znaczna ilość tych radionuklidów pojawiła się dodatkowo na powierzchni ziemi w wyniku eksplozji nuklearnych w atmosferze.

Skażenie środowiska izotopami radioaktywnymi pojawiło się już w latach 50., jako konsekwencja doświadczeń z bronią atomową w atmosferze. Spośród około 200 izotopów promieniotwórczych, które spowodowały wówczas skażenie powierzchni terenu, największe zagrożenie powodowały stront Sr-90, cez Cs-137 i jod I-131. Na początku lat 60. wystąpiło na obszarze Europy Środkowej maksimum skażenia promieniotwórczego. W roku 1963 stężenie trytu w wodach opadowych przekroczyło 3.000 jednostek trytowych (TU), co stanowiło 40-krotny wzrost w stosunku do 75 TU w roku 1961 [5]. Wpływ tego skażenia zaobserwowano w wodach podziemnych. W trakcie badań hydrogeochemicznych na obszarze Wielkopolski w roku 1974 stwierdzono w przypowierzchniowym poziomie wód podziemnych stężenie trytu do 170 TU, przy czym zasięg strefy podwyższonych ilości trytu sięgał do głębokości około 50 m [6].

Problem zagrożenia radiologicznego wód podziemnych odżył ponownie w roku 1986, po katastrofie elektrowni jądrowej w Czernobylu. Ocenia się, że w wyniku pożaru i eksplozji reaktora jądrowego do atmosfery przedostało się ponad 20 izotopów promieniotwórczych, w tym głównie jodu-131, strontu-89, -90, -91 oraz cezu-134 i -137. Zawartość radionuklidów o długoletnim oddziaływaniu na środowisko, w sumarycznym rocznym opadzie atmosferycznym, wynosiła: cezu-134 – 753 Bq/m², cezu-137 – 1.511 Bq/m² i strontu-90 – 22 Bq/m² [7]. Pomiary skażenia powierzchni terenu promieniotwórczymi izotopami cezu-134 i cezu-137 wykonane w latach 1992–1993, a więc 6 lat po katastrofie, wykazały, że średnia zawartość tych izotopów na obszarze kraju wynosi jeszcze 4.670 Bq/m². Do najbardziej skażonych terenów należy obszar województwa opolskiego (średnia 16.600 Bq/m²), a zwłaszcza rejon Nysy, gdzie stwierdzono skażenie cezem w wysokości 100.000 Bq/m². Poza Śląskiem Opolskim do najbardziej

dotkniętych promieniotwórczym cezem należą województwa ostrołęckie (8.300 Bq/m^2) i częstochowskie (7.600 Bq/m^2) [8].

Promieniowanie jonizujące jest praktycznie niewyczuwalne, nie ma smaku i zapachu. Działanie jonizacyjne, związane z przemianami jądrowymi pierwiastków promieniotwórczych, polega na wywołaniu zaburzeń elektrycznych w atomach ośrodka napromieniowanego. Zaburzenia te powodują przekształcenie obojętnego elektrycznie atomu do postaci jonu o ładunku elektrycznym, dodatnim bądź ujemnym. Promieniowanie jonizujące może być typu korpuskularnego (alfa, beta, neutrony i inne cząstki elementarne) lub typu elektromagnetycznego (gamma, promienie rentgena).

Promieniowanie alfa to naładowane dodatnio jądra atomu helu, powstałe w wyniku rozpadu jąder pierwiastka promieniotwórczego. Energia cząstek alfa, wyrzucanych z prędkością około 20 tys. km/s, zanika w odległości kilku centymetrów, jeśli jest to powietrze, lub w odległości ułamka milimetra, w przypadku tkanki ludzkiej. Cząstki alfa są szczególnie niebezpieczne dla człowieka, jeśli zostaną skonsumowane i wnikną w strukturę tkanek i komórek.

Promieniowanie beta (lub ściślej β^-) to elektrony pierwotne wyrzucane przez radionuklid z prędkością zbliżoną do prędkości światła. Cząstki beta o większej energii mają w powietrzu zasięg do kilku metrów. Naruszając strukturę napotkanego atomu nadają mu ładunek ujemny. Promieniowanie beta o niższej energii powodowane jest przez elektrony wtórne. Przemiana promieniotwórcza, polegająca na wychwytywaniu elektronu, nosi nazwę promieniowania K lub β^+ .

Promieniowanie neutronowe, mimo że neutrony nie mają ładunku elektrycznego, wywołuje zaburzenia materii ze względu na masę i prędkość cząstki (masa jądra wodoru). W przypadku kolizji z atomem materii, neutrony, mając dużą energię kinetyczną, przenikają do jądra napotkanego atomu, gdzie wywołują promieniowanie elektromagnetyczne. Neutron może także powodować jonizację napotkanego atomu, przez oderwanie elektronów z jego orbity.

Efekt działania promieniowania elektromagnetycznego (promienie rentgena, promienie gamma) polega na jonizacji przez elektrony wtórne, które zachowują się jak promieniowanie beta. Jonizacja materii może powstać wskutek trzech procesów: absorpcji fotoelektrycznej, zjawiska Comptona oraz produkcji par jonów. W przypadku działania promieniowania elektromagnetycznego na wodę, która wchodzi w skład struktur organicznych, powstają wolne rodniki. Posiadając nadmiar energii rodniki oraz jony łatwo wchodzą w reakcje chemiczne z cząsteczkami układu biologicznego.

Biologiczne skutki promieniowania jonizującego

Promieniowanie jonizujące i powstałe pod ich wpływem wolne rodniki powodują w organizmie zaburzenia procesów fizjologicznych. Jeśli wolne rodniki wnikną do wnętrza komórki to pewne enzymy komórkowe pod ich wpływem ulegają inaktywacji, co powoduje zahamowanie funkcji życiowych komórki [2,9]. W zależności od właściwości chemicznych radionuklidu i czasu jego działania na człowieka, oddziaływanie promieniowania jonizującego ujawnia się w postaci uszkodzeń somatycznych lub mutacji genetycznych. Do uszkodzeń somatycznych zalicza się białaczkę, uszkodzenia skóry, zmiany przedrakowe, nowotwory, zaćmę, skrócenie długości życia oraz opóźnienie wzrostu i opóźnienie rozwoju. Proces jonizacji w żywej komórce przebiega odmiennie

w cytoplazmie i jądrze komórkowym, dwóch zasadniczych składnikach komórki [9]. Poszczególne substancje wchodzące w skład cytoplazmy składają się z wielkiej liczby takich samych cząsteczek. Dopiero uszkodzenie większości tych cząsteczek wywołuje dostrzegalne zaburzenia w cytoplazmie, ponieważ funkcje uszkodzonych cząsteczek przejmują cząsteczki zdrowe. Natomiast w jądrze komórkowym, które składa się z substancji chromatynowej (kwasy nukleinowe) zawierającej kod genetyczny, znacznie mniejsza ilość energii promienistej może spowodować zmiany mutagenne. Promienioczułość jądra komórkowego jest więc znacznie wyższa niż cytoplazmy. Zaburzenia somatyczne prowadzą do zmian nowotworowych w organizmie. Proces kancerogenezy przebiega w kilku fazach [10]:

- faza indukcyjna, trwająca od 15 do 30 lat, w 3/4 zależna od oddziaływania czynników kancerogennych środowiska a w 1/4 od odziedziczonych predyspozycji genetycznych,

- faza *in situ*, objawiająca się pojawieniem guzów niezłośliwych, trwa od 5 do 10 lat,

- faza inwazyjna (od 1 roku do 5 lat) charakteryzuje się pojawieniem komórek złośliwych, wytwarzających substancje rozpuszczające okoliczne tkanki,

- faza rozsiewu (od 1 roku do 5 lat) objawia się wędrowką komórek złośliwych naczyiniami limfatycznymi i tworzeniem nowych ognisk przerzutu.

U ludzi obciążonych predyspozycją nowotworową pierwszy defekt genowy pojawia się już w zapłodnionej komórce jajowej i przekazywany jest wszystkim komórkom potomnym tworzącym tkanki i narządy rozwijającego się organizmu.

Do grupy pierwiastków promieniotwórczych o największej toksyczności należą przede wszystkim ciężkie radionuklidy szeregow: uranowo-radowego, torowego i aktywno-uranowego. Do grupy radionuklidów silnie toksycznych zaliczany jest również stront Sr-90, emitor cząstek beta o półokresie zaniku równym 28 lat, pochodzący ze skażeń atmosferycznych ostatnich dziesięcioleci. Po katastrofie czernobylskiej środowisko naturalne, w tym także wody powierzchniowe, zostały skażone m.in. promieniotwórczymi izotopami jodu-131 oraz cezu-134 i cezu-137, o radioaktywności gamma i beta.

Poszczególne radionuklidy wykazują w organizmie różną podatność do koncentracji. Rad-226 koncentruje się w kościach i praktycznie nie jest wydalany na zewnątrz, jego ilość w kościach wzrasta wraz z wiekiem. W związku z tą właściwością kumulacji, rad jest zaliczany do radionuklidów osteoporowych. Produktem rozpadu radu-226 jest radon-222, gaz szlachetny emitujący cząstki alfa. Szczególnie toksyczne są produkty rozpadu radonu: ołów-210, emitujący cząstki beta, i polon-210, emitor cząstek alfa, które mają dłuższy okres półzaniku. Badania przeprowadzone we Francji wskazują na korelację między podwyższonymi ilościami radonu a zachorowalnością na białaczkę. Statystyki wykazały, że radon jest odpowiedzialny za 27% zgonów spowodowanych białaczką szpiku kostnego [11]. Do radionuklidów osteoporowych zaliczany jest również stront-90, który kumulowany w kościach może prowokować martwicę aseptyczną. Radioaktywny cez koncentruje się natomiast w tkance mięśniowej, nerkach, płucach, wątrobie, sercu, gonadach, jak również w tkance kostnej u dzieci. Jedna dziesiąta część skonsumowanego cezu jest wydalana w ciągu 2 dni, natomiast pozostała jego część jest wydalana stopniowo w ciągu około 110 dni. Poważniejsze konsekwencje wynikają w przypadku inkorporowanych radionuklidów o działaniu kumulatywnym, które przemieszczając się z krwiobiegiem lokalizują się w tkance nerwowej i mogą powodować uszkodzenia ośrodkowego układu nerwowego. Niewyklu-

czony, że jedną z konsekwencji kumulatywnego działania niskich dawek promieniowania jest choroba o nierozpoznanej etiologii, ujawniająca się z wiekiem, tzw. choroba Alzheimera. Według przeprowadzonych badań statystycznych około 20 mln ludzi na świecie dotkniętych jest tą chorobą. Zapada na nią 10% osób w wieku ponad 65 lat i 20% w wieku ponad 80 lat [12]. Potwierdzenie powyższych obaw stanowi światowa statystyka zachorowań na nowotwory i zaobserwowany charakterystyczny zespół chorób nowotworowych u dzieci [10]. Corocznie notuje się na świecie około 6 mln nowych przypadków raka. Ryzyko powstania nowotworu złośliwego wrasta wraz z wiekiem, z wyjątkiem białaczek i nowotworów ośrodkowego układu nerwowego, które są częstsze u dzieci.

Stopień zagrożenia ze strony absorbowanego radionuklidu określa efektywny równoważnik dawki promieniowania, wyrażony w siwertach (Sv). Wielkość inkorporowanej dawki zależy od ilości rozpadów promieniotwórczych wyrażonej w bekerelach (Bq), energii rozpadu, rodzaju promieniowania i ogólnej masy ciała lub masy organu krytycznego. Jako krytyczny określa się organ szczególnie narażony na kumulację danego radionuklidu. W tabeli 1 przedstawiono współczynniki konwersji Sv/Bq oraz efektywne równoważniki dawki promieniowania, odpowiadające inkorporacji 100 Bq danego radionuklidu. Nuklidy zostały uszeregowane według wzrastającej radiotoksyczności.

Dawki promieniowania jonizującego w Polsce

Na początku lat 60. roczna dawka promieniowania jonizującego ze źródeł naturalnych, promieniowania działającego na gonady, określana była na 0,8+1,8 mSv [9]. Na powyższą dawkę składało się oddziaływanie promieniowania kosmicznego

Tabela 1. Dawki promieniowania jonizującego pochodzące z inkorporowanego radionuklidu

Radionuklid	Współczynnik konwersji dawki (osoba dorosła)*	Efektywny równoważnik dawki 100 Bq**
	Sv/Bq	mSv
Tryt-3	$1,8 \cdot 10^{-11}$	0,0000018
Węgiel-14	$5,6 \cdot 10^{-10}$	0,000056
Kobalt-60	$7,2 \cdot 10^{-9}$	0,00072
Potas-40	$5,0 \cdot 10^{-9}$	0,0005
Jod-131	$2,2 \cdot 10^{-8}$	0,0022
Cez-137	$1,3 \cdot 10^{-8}$	0,0013
Cez-134	$1,9 \cdot 10^{-8}$	0,0019
Stront-90	$2,8 \cdot 10^{-8}$	0,0028
Uran-238	$3,6 \cdot 10^{-8}$	0,0036
Uran-234	$3,9 \cdot 10^{-8}$	0,0039
Rad-224	$8,0 \cdot 10^{-8}$	0,008
Jod-129	$1,1 \cdot 10^{-7}$	0,011
Rad-226	$2,2 \cdot 10^{-7}$	0,022
Rad-228	$2,7 \cdot 10^{-7}$	0,027
Pluton-239	$5,6 \cdot 10^{-7}$	0,056
Polon-210	$6,2 \cdot 10^{-7}$	0,062
Ołów-210	$1,3 \cdot 10^{-6}$	0,13
Tor-232	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0,18

*Według danych WHO [13] – dla dzieci współczynnik konwersji jest 8-10-krotnie wyższy

**Efektywny równoważnik dawki promieniowania odpowiadający inkorporacji 100 Bq radionuklidu (osoba dorosła)

(0,23+0,73 mSv/a), promieniowanie podłoża (0,25+0,75 mSv/a) oraz inkorporacja poprzez produkty spożywcze i powietrze atmosferyczne promieniowania potasu K-40 (19 mSv/a), węgla C-14 (12,7 mSv/a) oraz radu Ra-226 (0,07 mSv/a). Według danych statystycznych [14] średnia wartość efektywnego równoważnika dawki promieniowania, otrzymanego przez mieszkańców Polski w roku 1992, wynosiła 3,6 mSv/a. Składowe dawki promieniowania przedstawia tabela 2. Uwagę zwraca wysoka dawka promieniowania wewnątrz budynków (1,58 mSv/a), powodowana głównie przez radon-222 i jego pochodne (Po-218, Po-214, Pb-210, Bi-210 i Po-210), których źródłem są materiały budowlane oraz gaz ziemny i woda.

Tabela 2. Średnie wartości efektywnego równoważnika dawek w roku 1992 [4]

Składowe promieniowania	mSv/a na osobę	Udział %
Promieniowanie kosmiczne	0,29	8,0
Promieniowanie gamma z podłoża	0,04	1,1
Promieniowanie radonu-200 i radonu-222 oraz ich pochodnych na wolnym powietrzu	0,08	2,2
Opad promieniotwórczy po wybuchach jądrowych i po katastrofie czernobylskiej	0,021	0,6
Promieniowanie gamma w budynkach	0,38	10,6
Promieniowanie radonu-220 i radonu-222 oraz ich pochodnych w powietrzu wewnątrz budynków	1,58	43,9
Radionuklidy inkorporowane (bez radonu)	0,409	11,4
Diagnostyka rentgenowska i badania <i>in vivo</i>	0,78	21,7
Zagrożenia zawodowe w górnictwie	0,016	0,4
Inne (przedmioty powszechnego użytku)	0,005	0,1
Razem	3,601	100,0

Dopuszczalne skażenie radiologiczne wody

Pojęcie równoważników dawek maksymalnie dopuszczalnych, wprowadzone przez Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej (CIPR), dotyczy granicznych wartości średnich stężeń radionuklidów w powietrzu, wodzie i w artykułach spożywczych, gwarantujących granice bezpieczeństwa dla tzw. statystycznego człowieka. Przy ustalaniu dopuszczalnych dawek brany jest pod uwagę aktualny stan wiedzy o wpływie promieniowania jonizującego na organizm człowieka (efekty somatyczne), jak również o skutkach pokoleniowych (efekty genetyczne). Wraz z postępem poznania tych skutków obniżano się dopuszczalna dawka promieniowania. Według CIPR najwyższa dopuszczalna dawka promieniowania na całe ciało, gonady i narządy krwiotwórcze wynosi 5 mSv/a lub jako dawka skumulowana – 50 mSv/30 lat [1]. Należy w tym miejscu zwrócić uwagę na interpretację powyższej normy. Z przeliczenia dopuszczalnej dawki napromieniowania organizmu w ciągu 30 lat wynika, że średnia roczna dawka nie powinna przekraczać 1,67 mSv. Przyjmowanie jako dopuszczalnej dawki 5 mSv/a jest więc uzasadnione tylko w przypadku krótkotrwałej ekspozycji organizmu na promieniowanie jonizujące.

Według współczesnych poglądów każda dawka promieniowania powoduje negatywne skutki, tak więc podwyższenie nawet niskich dawek promieniowania powoduje wzrost prawdopodobieństwa chorób somatycznych lub mutacji genetycznych. W przypadku silnych skażeń promieniotwórczych stosowane jest określenie „skażenia deterministyczne”. Odnosi się to do skażeń wywołujących natychmiast chorobę popromienną lub powodujących szybko chorobę somatyczną. W odniesieniu do niskich dawek promieniowania stosowane jest określenie „skażenia sto-

chastyczne”, ujawniających się nie poprzez objawy kliniczne lecz przez statystykę zachorowań. Problem w tym, że ogłaszanie alarmu na podstawie obliczeń statystycznych jest tylko stwierdzeniem sytuacji minionej i powstałe skutki napromieniowania są często nieodwracalne. Badania nad skutkami niskich dawek promieniowania wskazują natomiast na lawinowo narastające konsekwencje mutagenne i zagrożenie przyszłych pokoleń. W odniesieniu do skażeń radiologicznych wody Światowa Organizacja Zdrowia, w porozumieniu z Międzynarodową Komisją Ochrony Radiologicznej, zaleca dawkę maksymalnie dopuszczalną równą 0,1 mSv/a [13]. Stanowi to część ogólnej dawki promieniowania ze źródeł naturalnych, przyjmowanej dla tzw. statystycznego człowieka w wysokości 2,4 mSv/a. Przy ustalaniu dopuszczalnej rocznej dawki promieniowania przyjęto masę ciała dorosłego człowieka oraz konsumpcję wody w ilości 2 dm³/d. Przy ocenie jakości wody do picia WHO zaleca stosowanie procedury złożonej z następujących elementów:

- wstępny pomiar ogólnej aktywności alfa i beta,
- jeśli ogólna aktywność alfa oraz ogólna aktywność beta nie przekraczają 0,1 Bq/dm³, to woda może być przeznaczona do picia,
- jeśli powyższy warunek nie jest spełniony, to należy określić indywidualnie wszystkie radionuklidy występujące w wodzie i obliczyć dawkę promieniowania,
- jeśli obliczona dawka jest większa od 0,1 mSv/a to woda nie nadaje się do picia.

We Francji stosowane jest kryterium oceny radioaktywności wody uwzględniające, obok ogólnej aktywności alfa i beta, również promieniowanie gamma. W przypadku nieokreślonej mieszaniny pierwiastków promieniotwórczych w wodzie, suma ogólnej aktywności alfa, beta i gamma nie może przekraczać 10 pCi/dm³, czyli 0,37 Bq/dm³ [15]. Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych (USEPA) stosuje natomiast podwójne kryterium dopuszczalnego skażenia wody do picia [16]:

- zawartość radionuklidów pochodzenia naturalnego do 5 pCi/dm³ (tj. 0,185 Bq/dm³),
- dopuszczalna dawka promieniowania ze źródeł sztucznych do 0,04 mSv/a.

Zagrożenia ujęć wód

Wody powierzchniowe oraz infiltracyjne narażone są bezpośrednio na oddziaływanie zanieczyszczeń. W przypadku skażeń promieniotwórczych zanieczyszczenie powierzchniowe może występować w postaci opadu radioaktywnego pyłu, deszczu lub skażonej wody rzecznej. Zagrożenie stanowi więc zarówno bezpośredni opad radioaktywny na terenie ujęcia, jak też spływy pierwiastków promieniotwórczych z powierzchni zlewni. Pierwiastki promieniotwórcze wraz z innymi substancjami występującymi w wodzie migrują lub osadzają się w podłożu gruntowym a także na filtrach wodociągowych. Istnieje więc prawdopodobieństwo przenikania radionuklidów do wody wodociągowej. Pomiaru ogólnej aktywności beta, wykonane w maju 1986 roku, wykazały skażenie przekraczające 400 Bq/dm³ dla wody rzecznej oraz ponad 100 Bq/dm³ w wodzie wodociągowej [17]. W roku 1992 średni poziom radioaktywności beta wód powierzchniowych, powodowany głównie obecnością potasu K-40, wynosił około 0,3 Bq/dm³. Skażenie wód powierzchniowych cezem oceniano natomiast na 0,01 Bq/dm³ [18].

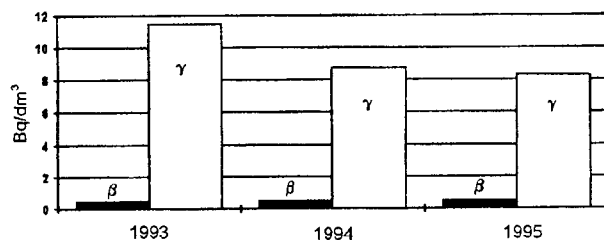
Pomiary radioaktywności gamma i beta wód Warty w Poznaniu, wykonywane od roku 1993 przez laboratorium radiologiczne

Tabela 3. Radioaktywność wody w Warcie (w Poznaniu), Bq/dm³

Wyszczególnienie*	1993		1994		1995	
	β	γ	β	γ	β	γ
Absolutne minimum	0,16	1,16	0,13	1,97	0,28	2,08
Absolutne maksimum	0,45	11,41	0,50	8,75	0,52	8,29

* – Pomiary wykonywane w laboratorium radiologicznym IMGW z częstotliwością tygodniową

Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Poznaniu, wykazują, że radioaktywność gamma jest wielokrotnie wyższa niż aktywność beta [19]. Aktywność beta oscyluje w granicach od 0,13 do 0,52 Bq/dm³ i uważa się, że jest to skutek obecności potasu K-40. Wartości ekstremalne aktywności gamma wody kształtują się w przedziale od 1,16 do 11,41 Bq/dm³. Maksymalne skażenia typu gamma występują w okresie roztopów zimowiosennych (tab.3). Można przypuszczać, że radioaktywność gamma wody rzecznej spowodowana jest zmywaniem cezu z powierzchni terenu na obszarze zlewni Warty. W okresie stanów niżówkowych, gdy rzeka zasilana jest wodami podziemnymi, stężenie cezu maleje i tym samym maleje radioaktywność gamma. Na stężenie cezu w wodzie rzecznej może mieć także wpływ zróżnicowanie zawartości cezu na obszarze zlewni. W porównaniu do wartości średniej skażenia okolic Poznania cezem na poziomie 2.500 Bq/m², w górnej części zlewni Warty, na obszarze województwa częstochowskiego średnie skażenie terenu wynosi 7.600 Bq/m² [8]. Stopniowy spadek wartości maksymalnej radioaktywności gamma (rys.1) można również tłumaczyć procesem wymywania cezu z powierzchni terenu.



Rys. 1. Maksymalne wartości radioaktywności wody w Warcie w Poznaniu (bez aktywności alfa)

Laboratorium wodociągów poznańskich wykonuje rutynowo tylko pomiary aktywności beta, uzyskując podobne wartości jak dla wody rzecznej, w granicach 0,3 do 0,4 Bq/dm³. Pomiary kontrolne, wykonane przez Oddział Ochrony Radiologicznej Wojewódzkiej Stacji Sanitarnej-Epidemiologicznej w Poznaniu [20], potwierdziły radioaktywność ogólną wody wodociągowej z ujęć infiltracyjnych w Dębinie i w Mosinie na poziomie od 0,2 do 0,4 Bq/dm³. Równocześnie pobrane zostały do badań radiologicznych próbki złoża piaskowego ze stacji filtrów oraz próbki wody do oznaczenia zawartości radonu. Wyniki pomiarów radioaktywności piasku filtracyjnego wykazały wysoki poziom skażenia, przekraczający nawet wartości dopuszczalne dla odpadów przemysłowych wykorzystywanych do niwelacji terenu. Zaobserwowano jednocześnie zjawisko kumulacji pierwiastków promieniotwórczych na złożu filtracyjnym, czego dowodem jest porównanie z zawartością tych pierwiastków w piasku z pryzmy rezerwowej (tab.4). Zjawisko kumulacji radionuklidów na złożu filtracyjnym ilustruje również średnia wartość skażenia cezem-137, odpowiednio powierzchni terenu na terenie zlewni Warty oraz piasku w stacji filtrów, tj. 2.500 Bq/m² oraz 52.800 Bq/m².

Tabela 4. Radioaktywność piasku ze złóż filtracyjnych wodociągów poznańskich, Bq/kg [20]

Oznaczenie	Piaskowe złoża filtracyjne	Rezerwowa pryzma piasku
Ogólna aktywność beta	4.492+5.419	194
Izotop potasu K-40	2.807+3.682	109
Izotop cezu Cs-137	285+374	7
Izotop radu Ra-226	274+343	61
Izotop toru Th-228	628+911	32

Wysoka wartość ogólnej radioaktywności beta związana jest przede wszystkim z kumulacją radioaktywnego potasu-40 oraz prawdopodobnie z obecnością strontu-90, emitorów cząstek beta. Wyraźnie podwyższona jest w stosunku do tła zawartość cezu-137, emitora cząstek beta i fotonów gamma. Wyjaśnienia tego zjawiska można szukać w wysokiej aktywności gamma wody rzecznej, która zasila stację filtrów. Pomiary aktywności gamma dla wody wodociągowej nie są wykonywane. Pomiar sondażowy, wykonany w kwietniu 1995 r. w laboratorium radiologicznym IMGW w Poznaniu (próbka wody pobrana z sieci wodociągowej na terenie Instytutu), wykazał aktywność gamma wody równą $8,43 \text{ Bq/dm}^3$ [19]. Jest to wynik alarmujący, nie tylko ze względu na wysoki stopień radioaktywności gamma, ale również z tego powodu, iż przekracza maksymalną wartość radioaktywności gamma wody Warty w roku 1995, to jest $8,29 \text{ Bq/dm}^3$.

Zaskakująco wysoka jest zawartość pierwiastków ciężkich – radu i toru, emitorów cząstek alfa – na złożu filtracyjnym. Jako hipotezę wyjaśniającą to zjawisko można przyjąć, obok ewentualnego wpływu zanieczyszczeń wody rzecznej, oddziaływanie pyłów z zakładów fosforowych. Brak jest jednak odpowiednich badań wyjaśniających. Również brak jest danych o obecności pierwiastków z szeregu uranowo-radowego i torowego w wodzie rzecznej i w wodzie wodociągowej. Zagrożenie dla konsumentów wody wodociągowej stanowią nie tylko rad-226 i tor-228, które teoretycznie mogą przedostawać się do wody, bądź to w wyniku przebiecia hydraulicznego złoża bądź też w czasie jego płukania. Istotniejsze zagrożenie stanowią radionuklidy – pochodne toru i radu, zwłaszcza radon-222, gaz dobrze rozpuszczalny w wodzie, a także polon-210, wszystkie emitujące cząstki alfa. Potwierdzeniem powyższych obaw są pomiary zawartości radonu w wodzie wodociągowej, wykonane przez PZH (tab.5). Na podstawie zebranych pomiarów można stwierdzić, że ogólna radioaktywność wody wodociągowej odpowiada w przybliżeniu skażeniu wody rzecznej. Na przykładzie aktywności gamma i stężenia radonu można nawet dopatrywać się zjawiska wtórnego wymywania radionuklidów zdeponowanych na złożu filtracyjnym. Ogólną radioaktywność wody wodociągowej, spowodowaną mieszaniną pierwiastków o aktywności alfa, beta i gamma, można oszacować na około 10 Bq/dm^3 . Takie skażenie wody przekracza znacznie poziom dopuszczalnej radioaktywności według wstępnego kryterium WHO, jak również omówionych wyżej innych kryteriów normatywnych dla wody do picia.

Tabela 5. Zawartość radonu w wodzie (Poznań 06–03–1994)

Lokalizacja	Rodzaj próbki	Zawartość radonu Bq/dm^3	Dokładność analizy %
Stacja filtrów Dębiec	woda surowa	1,491	$\pm 9,5$
	woda uzdatniona	1,206	$\pm 9,7$
Stacja filtrów Mosina	woda surowa	2,076	$\pm 9,2$
	woda uzdatniona	2,412	$\pm 9,5$

Dokładne określenie skażenia wody wodociągowej oraz obliczenie efektywnego równoważnika dawki promieniowania wymaga szczegółowych badań. Niniejszą ocenę należy traktować jako sygnalizację ogólniejszego problemu. Zasadniczy problem polega więc na poszukiwaniu źródeł wody o dobrych parametrach jakościowych i chronionej przed skażeniami promieniotwórczymi. Ujęcia wód powierzchniowych i ujęcia infiltracyjne w dolinach rzecznych, w świetle przedstawionych materiałów, nie spełniają powyższego warunku. Środkiem zaradczym w sytuacji realnego zagrożenia tych ujęć i braku wystarczających zasobów wody podziemnej jest radykalna zmiana koncepcji dystrybucji wody i oddzielenie systemu dystrybucji wody na potrzeby ogólnego gospodarstwa od systemu wody konsumpcyjnej [21,22]. Przykładem teoretycznego rozwiązania tego problemu są badania autora, wykonane w latach 70. w Instytucie Kształtowania Środowiska, zakończone opracowaniem koncepcji optymalnego zagospodarowania zasobów wód podziemnych na przykładzie województwa poznańskiego [23]. Koncepcja ta została poparta szczegółowym rozpoznaniem struktur wodonośnych w skali regionalnej oraz badaniami nad chemizmem wód podziemnych [6] i zweryfikowana na modelu symulacyjnym systemu hydrogeologicznego. Przy opracowaniu koncepcji przyjęto dwa podstawowe założenia, tj. integralne traktowanie zasobów wód podziemnych i powierzchniowych oraz rozdział zasobów wód podziemnych według ustalonego priorytetu. Przyjęty priorytet w korzystaniu z zasobów wodnych wynika z idei Prawa Wodnego i wyraża się zarezerwowaniem zasobów wód podziemnych na potrzeby komunalne, hodowli zwierząt i do produkcji żywności. W koncepcji tej sprecyzowano, oczywisty wydawałoby się postulat, że potrzeby wodne rolnictwa (nawodnienia) i przemysłu (woda technologiczna) winny być zaspokajane z zasobów wód powierzchniowych. Przedstawiona propozycja rozwiązania problemu zaopatrzenia w dobrą wodę mieszkańców województwa poznańskiego, pomimo przekonującej treści i pozytywnych opinii, nie doczekała się realizacji [24].

LITERATURA

1. Z. SZEPKKE: Problemy promieniotwórczych skażeń otoczenia i skażeń wewnętrznych. Postępy techniki jądrowej. Seria: Ochrona przed promieniowaniem, 1965, nr 33 (248).
2. Z. SZOT: Działanie promieniowania jonizującego na materię żywą. Postępy techniki jądrowej. Seria: Ochrona przed promieniowaniem, 1976, nr 81 (612).
3. Klasyfikacja jakości zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu środowiska. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 1993.
4. A. POLAŃSKI: Geochemia izotopów. Wyd. Geol., Warszawa 1961.
5. A.P. VINOGRADOW et al.: The current tritium contents of natural waters. Geochem. Intent., 1968, No. 5, pp. 952-966.
6. A. PAWUŁA: Chemizm wód podziemnych Środkowej Wielkopolski. Praca doktorska, Wydział Geologiczno-Poszukiwawczy AGH, Kraków 1976.
7. K.A. PACHOCKI, T. MAJLE: Następstwa awarii elektrowni jądrowej w Czernobylu, w odniesieniu do terytorium Polski. Post. Fiz. Med., 1992, 27, ss. 1-2.
8. R. STRZELECKI i in.: Koncentracje cezu w Polsce. Przegląd Geologiczny, 1994, vol. 42, nr 1, ss. 3-8.
9. Z. JAWOROWSKI: Radioaktywność a zdrowie ludzkie. PWN, Warszawa 1964.

10. J. NURKOWSKA: Geny i nowotwory. Wiedza i Życie, 1995, nr 2, s. 10-16.
11. J. DENIS-LEMPEREUR: Radon et leucémies, nouveaux soupçons. Science & Vie, 1993, XI, No. 914, pp. 28-35.
12. M.F. LANTIERI: Les clés de la démence sénile. Science Vie, 1993, No. 908, pp. 72-75.
13. Guidelines for Drinking Water Quality, WHO, Genève 1993.
14. Rocznik statystyczny 1994. GUS, Warszawa 1995.
15. R. BREMOND, R. VUICHARD: Paramètres de la qualité des eaux. Ministre de la protection de la nature et de l'environnement, Paris 1973.
16. Water and Wastes Engineering. EPA, 1977, VIII, 14, No. 8, p. 15.
17. Raport Komisji Rządowej ds. Oceny Promieniowania Jądrowego i Działłań Profilaktycznych. Warszawa 1986 (cyt. [7]).
18. D. GRABOWSKI i in.: Skażenie promieniotwórcze środowiska i żywności w Polsce w roku 1992. Raport CLOR, nr 124/D, Warszawa 1993.
19. A. PAWUŁA, M. LEKI: Aspekt radiologiczny w ocenie jakości wody Warty, jako źródła zasilania ujęć komunalnych Poznania. Mat. konf. hydrologicznej, UAM, Poznań 1995 (w druku).
20. R. MICHALAK: Orzeczenie z pomiarów skażeń radiologicznych wody i złóż filtrujących w Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji w Poznaniu. WSSE, Oddział Ochrony Radiologicznej, Poznań 1994 (praca nie publikowana).
21. A. PAWUŁA: O dobrą wodę dla miasta Poznania. PZITS, Poznań 1993 (praca nie publikowana).
22. A. PAWUŁA: Problemy eksploatacyjne ujęć wodociągowych. Zagrożenie radiologiczne wody na ujęciach infiltracyjnych. Przegląd Komunalny, Wyd. Abrys, Poznań 1994, nr 11-12, ss. 6-7.
23. Z. KĄŻMIERCZAK-WIJURA, A. PAWUŁA: Koncepcja optymalnego zagospodarowania zasobów wód podziemnych województwa poznańskiego, z zastosowaniem metody modelowania cyfrowego. Inst. Kształt. Środow., Poznań 1977 (praca nie publikowana).

24. Stan zaopatrzenia w wodę m. Poznania oraz program działań zmierzających do poprawy sytuacji w tym zakresie. Urząd Miejski w Poznaniu, Poznań 1990.
25. Jakość wody do picia: forum dyskusyjne. Ochrona Środowiska, 1994, nr 3-4(54-55), s. 5.

Jednostki promieniowania jonizującego

♦ Jednostki radioaktywności: bekerel (Bq), curie (Ci)

– 1 Bq oznacza jeden rozpad promieniotwórczy na sekundę

– 1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq

♦ Jednostka dawki ekspozycyjnej: rentgen (R)

– 1 R = 88 ergów/g powietrza (1 erg = 10^{-7} J)

– 1 R = $2,58 \cdot 10^{-4}$ C/kg (C/kg – kulomb na kg powietrza; 1 C = A·s)

♦ Jednostka mocy dawki ekspozycyjnej: rentgen na sekundę (R/s)

– 1 R/s = 19,9055 pA/kg (1 pA = 10^{-12} A)

– 1 R/h = 71,66 nA/kg (1 nA = 10^{-9} A)

♦ Jednostka dawki pochłoniętej: grej (Gy)

– 1 Gy oznacza energię promieniowania odpowiadającą jednemu dżulowi pochłoniętemu przez jeden kg napromienionowanej materii (1 Gy = 1 J/kg). W przypadku obliczania dawki pochłoniętej przez organizmy żywe przyjmuje się masę całego organizmu lub tylko masę organu krytycznego, stosownie do formy oddziaływania radionuklidu.

♦ Jednostka równoważnika dawki pochłoniętej: siwert (Sv)

– 1 Sv = 1 Gy·WSB (WSB – względna skuteczność biologiczna)

– WSB = 1 dla promieniowania β , γ , X

– WSB = 10 dla promieniowania α

– WSB = 10+20 dla promieniowania neutronowego

♦ Jednostki mocy dawki pochłoniętej

– 1 Gy/s

– 1 Sv/a

Environmental Hazards due to Radioactive Contamination of Water

The sources and biological effects of ionizing radiation are characterized. Apart from man-made radiation, human beings and their environment are exposed to geological and cosmic rays. Exposure to natural radionuclides is strictly associated with economic activity. The annual intake of ionizing radiation has increased twofold in the past 30 years, averaging 3.6 mSv/a. In terms of CIPR-ICPR standards, the maximum permissible dose for the timespan of 30 years must not exceed 50 mSv, its annual mean amounting to 1.67 mSv. If exposure is of a shorter duration, the permissible dose amounts

to 5 mSv/a. According to WHO guidelines, the annual radiation dose received via drinking water should not exceed 0.1 mSv. A preliminary radiological criterion for potable water involves total alpha-activity or total beta-activity of 0.1 Bq/dm³. In Poland, radiological hazard is concomitant with intakes fed by river water. Suggested are the following preventive measures – construction of groundwater intakes which provide potable water of a higher quality, and implementation of a more economic distribution of drinking water.