

Emanacje radonu do budynków mieszkalnych województwa białostockiego

Marek Zalewski*, Maria Karpińska*, Zenon Mnich*, Jacek Kapała*

Emanations of radon to habitable buildings of the Białystok province (NE Poland)

The measurements of indoor Rn-222 concentration were carried out in 139 houses in the Białystok region. A charcoal canister (Pico-Rad) were used in experiment. The concentration of radon ranged from 1 Bq/m³ to 1100 Bq/m³ with the arithmetic mean 36,3 Bq/m³, geometric mean 18,4 Bq/m³ and median 17 Bq/m³. The results had a lognormal distribution. In three houses the level of Rn-222 were above the top limit of 200 Bq/m³. The highest average concentration were present in a cellar (75,5 Bq/m³). A decrease of average activity were observed, 27,7 Bq/m³ (36,6%) — at the ground floor, 22 Bq/m³ (29%) at the first floor and 8,3 Bq/m³ (11%) at the higher floors. The average concentration of indoor radon, which reflects the real risk for inhabitants, is 20,5 Bq/m³.

Związek przyczynowy między ekspozycją na radon i jego krótko żyjące pochodne a rakiem płuc i oskrzeli został ustalony ok. 100 lat temu na podstawie obserwacji wzrostu zachorowalności górników kopalni uranowych. Pomiaru stężenia radonu w powietrzu mieszkań przeprowadzone w latach 70. dowiodły, że można się spodziewać podwyższonej ekspozycji na radon również w warunkach domowych (*United Nations Scientific*, 1977). W wielu budynkach o dużym stężeniu Rn-222 roczne dawki od radonu i jego pochodnych mogą być zbliżone lub nawet przekroczone w stosunku do dawek, które otrzymują górnicy w kopalniach (Nero & Lowder, 1983; Eaton & Scott, 1984). Prace lat 70. wiązały zwiększone koncentracje radonu w powietrzu wewnątrz mieszkalnym z zawartością naturalnych pierwiastków promieniotwórczych, obecnych w materiałach budowlanych. Wzrost narażenia na promieniowanie jonizujące obserwowano w przypadkach stosowania do produkcji materiałów budowlanych odpadów po przeróbce rud uranowych oraz produktów ubocznych przemysłu energetycznego, hutniczego i chemicznego w postaci popiołów lotnych, żużla paleniskowego czy fosfogipsów. Materiały te odznaczają się podwyższoną zawartością naturalnych pierwiastków promieniotwórczych stwarzających ryzyko radiologiczne (Żak & Biernacka, 1991; Parades i in., 1987; Niewiadomski i in., 1984). W celu ograniczenia dawek pochłanianych przez mieszkańców wewnątrz budynków wprowadzono w Polsce w 1980 r. (wzorem innych krajów) normy dotyczące maksymalnych stężeń naturalnych pierwiastków promieniotwórczych w surowcach i materiałach budowlanych odnoszące się do trzech izotopów K-40, Ra-226, Th-232 (Brunarski i in., 1980). W tej normie warunek ograniczający stężenia Ra-226 w materiale budowlanym, ze względu na emencje radonu (Rn-222) ze ścian budynku, miał następującą postać:

$$S_R < 185 \text{ Bq/kg}$$

gdzie: S_R jest stężeniem Ra-226 w materiale budowlanym

Z badań nad problematyką radonową, rozwiniętych w latach osiemdziesiątych, wynikało że problem narażenia ludności na emanacje radonowe ma związek z geologią podłoża. Radon był znany w geologii jako naprowadzający na złoża rudy uranowej. Badania przeprowadzone w USA wykazały, że materiały budowlane nie wyjaśniają najwyższych stężeń radonu w powietrzu wewnątrz mieszkalnym. Największy wkład daje emanacja radonu z ziemi. Udowodniono wysoką korelację wyników pomiarów radonu w glebie i we wnętrzu domów oraz określono dwa główne czynniki warunkujące wielkość emisji radonowych: rodzaj podłoża geologicznego oraz możliwość wędrówki radonu z powietrza glebowego do przestrzeni wewnątrz mieszkalnej (Engersoll, 1983; Reimer & Gundersen, 1989; Ennemoser i in., 1994).

Przemieszczanie radonu między litosferą i atmosferą jest powodowane mechanizmem molekularnej dyfuzji, wynikającej z różnicy stężeń oraz gradientem ciśnienia wymuszającym konwekcję radonu. Ten pierwszy mechanizm dominuje w przechodzeniu radonu z powierzchni ziemi bezpośrednio do atmosfery. Ograniczony zasięg dyfuzji radonu w materiałach budowlanych wskazuje, że warstwa betonowa pod podłogą może być barierą uniemożliwiającą dyfuzję Rn-222 z gleby do budynku. Stąd przejście radonu jest ułatwione w przypadku braku betonowej warstwy pod podłogą lub w przypadku jej pęknięć. Przejście radonu z ziemi do budynku może się odbywać poprzez szczeliny w fundamentach, otwory na instalację wodociągową czy elektryczną. Przemieszczanie radonu jest powodowane nieznacznie ujemnymi ciśnieniami, które istnieją między wewnątrzdomową przestrzenią a otaczającą atmosferą. Te ujemne ciśnienia są powodowane wiatrem, który w zależności od prędkości i kształtu budynku tworzy podciśnienie wewnątrz mieszkań oraz ogrzewaniem wnętrza domów powodującym tzw. efekt kominowy (*National Council* ..., 1989). Ocenia się, że skutkiem tych mechanizmów są różnice ciśnień ok. 5 Pa (Revzan & Gundersen, 1990). Innym parametrem determinującym wewnątrz mieszkalne stężenia radonu jest przepuszczalność ziemi na której stoi dom, zmieniająca się w dużym zakresie od niskiej dla gliny do wysokiej dla grubego żwiru. Wskazuje to na istotny wpływ izolacji budynku od ziemi na poziomy Rn-222 w mieszkaniach. Stwarza jednocześnie szansę na obniżanie koncentracji radonu poprzez stosowanie materiałów uszczelniających pęknięcia w stropach i ścianach piwnic mogące ułatwić przechodzenie gazu z gleby do piwnic i przestrzeni mieszkalnej (Fleischer, 1992).

Zgromadzone informacje na temat migracji radonu zmieniły częściowo sposób podejścia do zagrożeń radiologicznych wewnątrz budynków. Pojawiła się bowiem konieczność analizy zagrożenia od radonu nie tylko w kontekście użytych materiałów budowlanych, ale przede wszystkim w związku z zawartością radonu w podłożu glebowym i możliwością jego emencji do zamkniętych przestrzeni budynku. Zaowocowało to opracowaniem w Polsce nowych norm prawnych, ograniczających narażenia na radon i jego pochodne, wprowadzających roczne ekwiwalentne stężenia Rn-222 w budynkach oddanych do użytku

*Zakład Biofizyki, Akademia Medyczna, ul. Mickiewicza 2A, 15-230 Białystok

po 1.01.1995 r. na poziomie nie przekraczającym 100 Bq/m^3 (*Monitor Polski*, 14). Nowelizacja tego przepisu, dokonana w lipcu 1995 r. wprowadziła ograniczenia odnoszące się do średniego rocznego stężenia Rn-222 w pomieszczeniach przeznaczonych na stały pobyt ludzi. Wprowadzono graniczną wartość 400 Bq/m^3 w budynkach istniejących, oddanych do użytku przed 1 stycznia 1989 r. i 200 Bq/m^3 w budynkach oddanych po tej dacie (*Monitor Polski*, 35).

Tematyka radonowa zyskała w Polsce w ostatnich latach duże zainteresowanie. W licznych artykułach poglądowych zostały przedyskutowane metody pomiarowe, uwarunkowania geologiczne, skutki zdrowotne oraz przedstawiono projekty obniżenia zachorowalności w wyniku wdychania radonu (Czubek, 1993; Strzelecki & Wołkowicz, 1993; *Rad i radon ...*, 1993). Ciągle brakuje jednak dobrze udokumentowanych danych dotyczących poziomów Rn-222 wewnątrz budynków mieszkalnych, mogących służyć ocenie ryzyka związanego z radonem. Celem naszych badań było oszacowanie stężeń radonu w budynkach mieszkalnych woj. białostockiego, ewentualne wykrycie budynków z podwyższonym poziomem Rn-222, wymagającym interwencji oraz określenie średniego stężenia radonu na poszczególnych kondygnacjach metodą pomiarową wykorzystującą pasywne detektory z węglem aktywnym.

Metoda pomiarowa

Pomiary radonu za pomocą pojemników z węglem aktywnym były opisane przez George'a w 1984 r. (George, 1984). Detektory węglowe zostały przyjęte jako standardowa metoda pomiarowa stosowana w USA, rekomendowana przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska EPA (*Environmental Protection Agency*) do środowiskowych badań nad emanacjami radonowymi i jest stosowana obecnie przez czołowe laboratoria świata. W naszych badaniach zastosowaliśmy środowiskowe detektory pasywne typu PICO-RAD umożliwiające pomiar średniego stężenia radonu w powietrzu budynku w czasie ekspozycji. Te badania miały charakter krótkotrwałego screeningu w wielu domach jednocześnie, umożliwiającego bezpośredni pomiar radonu. Taki detektor składał się z plastikowej fiolki z porowatym pojemnikiem zawierającym złożę węgla pokrytego substancją pochłaniającą wodę. Zapoczątkowanie ekspozycji wymagało otwarcia fiolki w miejscu pomiaru, co umożliwiała dyfuzję powietrza wysyczonego radonem do

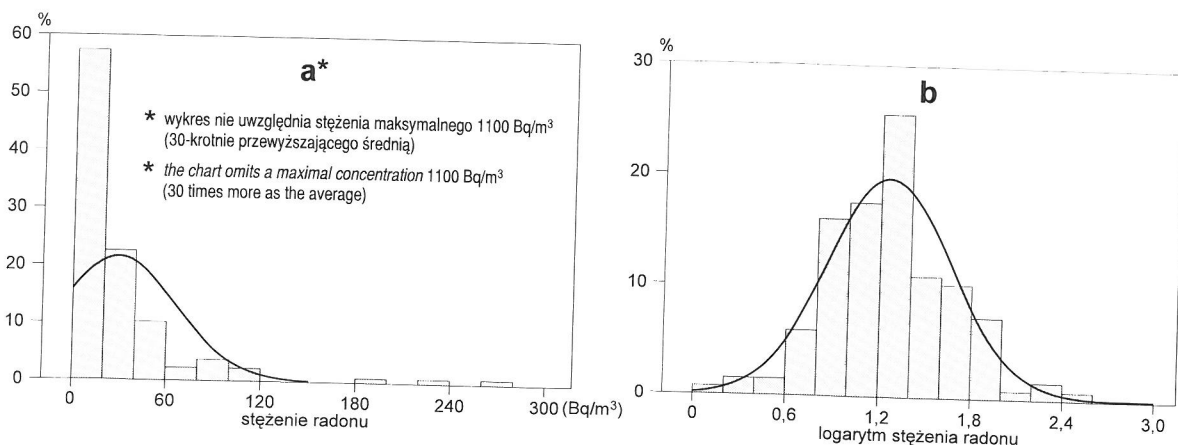
węgla zawartego w fiolce. Stosowaliśmy optymalny czas ekspozycji na radon zalecony w tej metodzie, wynoszący 48 godzin. W tym czasie następowało wysycenie węgla radonem w 95%. W prezentowanych badaniach czas transportu pojemników z punktów pomiarowych do laboratorium ograniczono do 2 dni. W laboratorium detektory zalewano scyntylatorem i po ośmiu godzinach, potrzebnych na przedyfundowanie radonu z węgla do scyntylatora, liczone cząstki naładowane pochodzące z rozpadu radonu i jego produktów za pomocą automatycznego licznika ciekło-scyntylacyjnego TRI-CARB. Błąd metody wykorzystującej detektory PICO-RAD, oszacowany w szerokim zakresie stężenia radonu, temperatury i wilgotności, jest mniejszy niż 10%.

Wyniki

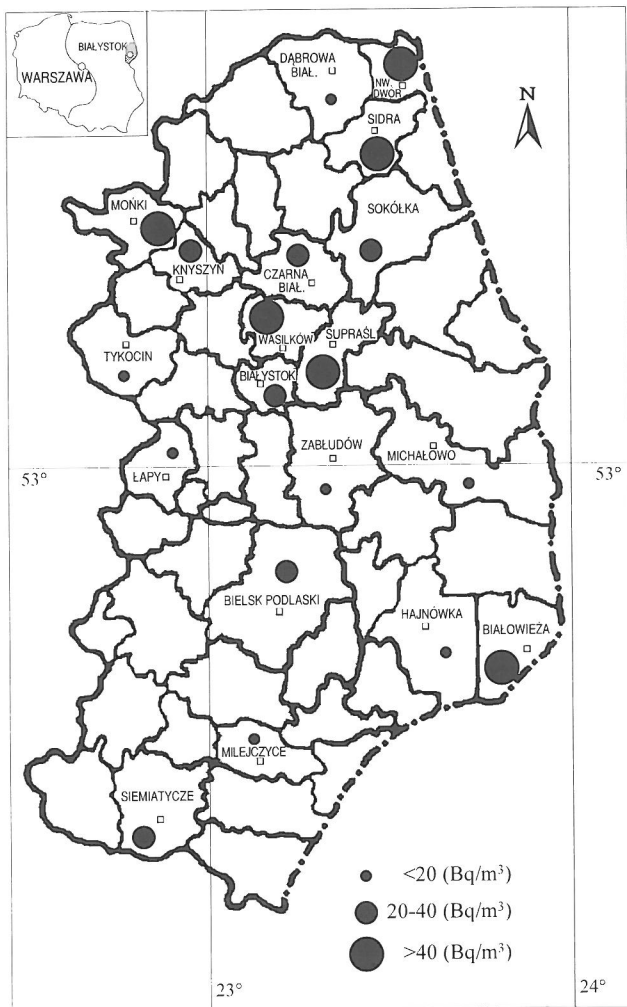
Przeprowadzono 139 pomiarów radonu wewnątrz budynków mieszkalnych województwa białostockiego. Badaniem objęto typowe budynki tego regionu, tj. bloki wielokondygnacyjne budowane w technologii OWT (25% pomiarów) budynki jednorodzinne budowane z betonów lekkich (70% pomiarów) oraz budynki z drewna (5% pomiarów). Budynki różniły się wiekiem, rodzajem materiałów budowlanych, bryłą budynku oraz sposobem wykończenia ścian. Większość z nich była podpiwniczona i ogrzewana centralnym ogrzewaniem (sporadycznie węglem lub elektrycznością).

Stężenie radonu zmieniało się w zakresie $1-1100 \text{ Bq/m}^3$, ze średnią arytmetyczną $36,6 \text{ Bq/m}^3$, średnią geometryczną $18,4 \text{ Bq/m}^3$ oraz medianą 17 Bq/m^3 . To, że mediana i średnia geometryczna są podobne wskazuje, że rozkład radonu w budynkach może być przybliżony przez rozkład logarytmiczno-normalny. Potwierdza to wykres przedstawiony na ryc. 1a, na którym widać, że istnieje duża liczba budynków o stężeniu wielokrotnie wyższym od średniej oraz na ryc. 1b, na której logarytmy stężenia radonu opisuje krzywa Gaussa. W naszych badaniach graniczny poziom radonu równy 200 Bq/m^3 został przekroczony w trzech przypadkach, co stanowi 2% pomiarów. Wartość wyższą od 400 Bq/m^3 stwierdzono w jednym pomieszczeniu.

Rozmieszczenie detektorów w terenie było możliwe dzięki pomocy studentów Akademii Medycznej w Białymstoku pochodzących z Białostoczczyzny. Zapewnili oni dystrybucję samych detektorów, poinformowali mieszkańców o właściwych warunkach pomiaru oraz zebrali ankiety za-



Ryc. 1. a — rozkład stężenia radonu w budynkach Białostoczczyzny, b — rozkład logarytmów stężenia radonu w budynkach Białostoczczyzny
 Fig. 1. a — the radon concentration distribution in the buildings of the Białostock region, b — the logarithm of the radon concentration in buildings of the Białostock region



Ryc. 2. Stężenia radonu w budynkach poszczególnych gmin
Fig. 2. The radon concentration in buildings at particular locations

wierające potrzebne dane. Pozwoliło to na przeanalizowanie otrzymanych rezultatów pod względem klimatycznym, geograficznym oraz w zależności od kondygnacji.

Detektory były eksponowane na radon w trzech seriach, w okresach przypadających na powrót studentów z ferii wiosennych 1994 r. oraz na powrót z przerwy noworocznej i wiosennej w 1995 r. Dzięki temu, że ekspozycja na radon odbywała się w ściśle określonych terminach możliwe było dokładne określenie warunków klimatycznych panujących w czasie pomiarów, takich jak temperatura, ciśnienie, siła wiatru, wilgotność, obecność pokrywy śnieżnej czy zlodowacenia. Warunki te mają istotny wpływ na poziomy radonu wewnątrz i na zewnątrz budynków. Zmiany tych warunków powodują fluktuacje stężenia Rn-222 (Porstendorfer i in.: Grasty, 1994; Steck, 1992). Przeprowadzono dwie serie pomiarów wiosennych i jedną serię zimową. Średnie stężenie Rn-222 w budynkach w kwietniu 1994 r. wynosiło $35,7 \text{ Bq/m}^3$, w styczniu 1995 r. 21 Bq/m^3 , a w kwietniu 1995 r. $32,6 \text{ Bq/m}^3$.

Pomimo różnych pór roku we wszystkich seriach panowały zbliżone warunki pogodowe. Niemniej jednak najniższe średnie stężenie radonu stwierdzono w styczniu, gdy wystąpiły najniższe średniodobowe temperatury oraz pokrywa śnieżna. Przeprowadzone przez nas pomiary nie pozwalają na dokładne prześledzenie sezonowych zmian stężenia radonu, jednak analiza sezonowych wartości kon-

centracji radonu wewnątrz budynków, przeprowadzona przez innych autorów w warunkach Polski pokazuje, że pomiary wiosenne i jesienne są najbliższe średniej rocznej koncentracji Rn-222 (Biernacka i in., 1991).

Zgodnie z założonym programem pomiary radonu były wykonywane w piwnicach budynków oraz w pomieszczeniach mieszkalnych na parterze i piętrach. Umożliwiło to przeanalizowanie zmian stężenia Rn-222 w zależności od wysokości kondygnacji. Najwyższe średnie stężenie Rn-222, równe $75,9 \text{ Bq/m}^3$, stwierdzono w piwnicach budynków. Zmieniało się ono w przedziale $1-1100 \text{ Bq/m}^3$. Stwierdzono wyraźny spadek średniego stężenia Rn-222 do 36% na parterze, do 29% na pierwszych piętrach i do 11% na wyższych piętrach budynków. Te wyniki potwierdzają, że głównym źródłem radonu w mieszkaniach jest jego emanacja z gleby do bryły budynku. Poziom radonu w piwnicach zależy głównie od warunków geologicznych i hydrogeologicznych podłoża. Na wyższych kondygnacjach stężenie radonu zależy od izolacji przestrzeni między mieszkaniem a piwnicą i ulega rozrzedzeniu na wyższych piętrach, głównie z powodu wietrzenia (okna, drzwi, wentylacja). Tak więc największe ryzyko radiacyjne związane z radonem występuje głównie na kondygnacjach przyziemnych. Możliwość przechodzenia Rn-222 z poziomu piwnic na wyższe kondygnacje charakteryzuje współczynnik przejścia zdefiniowany jako stosunek stężenia radonu na danej kondygnacji do stężenia w piwnicach. Ten współczynnik został wyznaczony dla budynków wschodniej Polski we wcześniejszych badaniach i wynosił 0,1 (Vaupotic i in., 1993). Nasze pomiary dowodzą, że średnia wartość tego współczynnika dla pomieszczeń na parterze jest wyższa i sięga 0,36. Współczynnik ten jest większy od wartości stwierdzonej w obszernych badaniach przeprowadzonych w USA, w których stosunek radonu w budynkach niepodpiwniczonych do radonu w piwnicach był równy 0,29 (White i in., 1992) oraz wyższy od wartości 0,32 uzyskanej w badaniach szwajcarskich (Cramer i in., 1989). Wysoki stopień przechodzenia radonu do przestrzeni mieszkalnej w budynkach Białostockich ma związek z potwierdzoną na podstawie ankiet informacją, że nigdzie nie stwierdzono świadomego uszczelniania stropów, a stopień izolacji piwnic od przestrzeni mieszkalnej był niezadawalający. Niektóre kraje podjęły świadomą politykę wprowadzania rozwiązań konstrukcyjnych zapewniających izolację przestrzeni mieszkalnej od piwnic w celu obniżenia szkodliwego wpływu radonu na zdrowie człowieka. W Polsce takie działania nie zostały jeszcze podjęte.

Przedstawione wyniki dostarczają informacji na temat stężeń Rn-222 w typowych budynkach Białostockich. Ewentualne wykorzystanie tych wyników do oceny narażenia radiologicznego mieszkańców wymaga uwzględnienia, że najwyższe średnie stężenie Rn-222 ($75,9 \text{ Bq/m}^3$) zostało stwierdzone w piwnicach, a więc w pomieszczeniach niemieszkalnych. Średnie stężenie w pomieszczeniach mieszkalnych (parter i piętra), stanowiących przestrzeń życiową, wynosiło $20,5 \text{ Bq/m}^3$ i zmieniało się w przedziale $1-100 \text{ Bq/m}^3$. Ta wartość najlepiej odzwierciedla faktyczne narażenie mieszkańców badanych budynków. Przebadane pomieszczenia mieszkalne były zlokalizowane w 41% na parterze (średnia $27,7 \text{ Bq/m}^3$), w 29% na pierwszym piętrze (średnia 22 Bq/m^3) i w 30% na wyższych piętrach (średnia $8,3 \text{ Bq/m}^3$). W żadnym przypadku nie stwierdzono przekroczenia poziomu 200 Bq/m^3 w pomieszczeniach przeznaczonych na stały pobyt ludzi.

Przeprowadzone badania były też próbą ewentualnego

Literatura

zlokalizowania obszarów w obrębie województwa mających podniesiony poziom radonu. W tym przeglądzie wybrano w sposób losowy grupę studentów pochodzących z woj. białostockiego i zaproponowano im współpracę w dystrybucji detektorów. Ta metoda wyboru punktów pomiarowych okazała się dość trafna ponieważ rozkład liczby pomiarów przeprowadzanych w poszczególnych miastach zgadzał się dobrze z gęstością zaludnienia Białostocczyzny. Badania obejmowały budynki mieszczące się na terenie 19 gmin woj. białostockiego. Najlepiej reprezentowane były budynki na terenie miasta Białegostoku, gdzie stwierdzono średnią arytmetyczną równą $21,6 \text{ Bq/m}^3$. Białostok liczy 273 000 mieszkańców, co stanowi 39% ludności całego województwa (*Rocznik Statystyczny*, 1992). Na powierzchni 90 km^2 , którą zajmuje Białystok, stwierdzono rozrzut wyników od 1 do 190 Bq/m^3 . Średnie stężenie radonu na terenie całego województwa, równe $36,6 \text{ Bq/m}^3$, było wyższe od wartości dla miasta Białegostoku ($21,6 \text{ Bq/m}^3$). Tę średnią zawyża jednak wynik 1100 Bq/m^3 uzyskany w kamiennej piwnicy starego, 100-letniego budynku z cegły, zlokalizowanego w miejscowości Sidra. Nie uwzględnienie tego wyniku, przekraczającego 30-krotnie przeciętny poziom radonu, obniża średnią dla województwa do 24 Bq/m^3 , która dobrze zgadza się ze średnią wartością Rn-222 w budynkach Białegostoku.

Położenie gmin objętych badaniami pokazuje ryc. 2. Ten przegląd nie pozwala na wykrycie obszarów anomalnych poziomów radonu. Pojedyncze przypadki przekroczenia poziomu 200 Bq/m^3 stwierdzono jedynie w trzech budynkach na terenie gmin Sidra, Białowieża i Supraśl. Możliwość występowania emanacji radonowych, z uwagi na pochodzenie radonu, może mieć związek z rozkładem uranu w warstwie powierzchniowej ziemi. Analiza map radiologicznych Polski (*Mapy radioekologiczne Polski*, 1994) wskazuje, że koncentracja uranu w powierzchniowej warstwie ziemi na terenie woj. białostockiego nie przekracza wartości 3 g/t , przy średniej dla Polski $1,36 \text{ g/t}$ i nie wykazuje wyraźnych anomalii. Uzyskane wyniki pozwalają jednak stwierdzić, że na terenie woj. białostockiego stężenia Rn-222 w budynkach mieszkalnych są znacznie niższe od obserwowanych na górzystych obszarach południowej Polski, gdzie 5% budynków może przekraczać 200 Bq/m^3 (Niewiadomski & Waligórski, 1995), a średnia dla Białostocczyzny była niższa od wartości 38 Bq/m^3 szacowanej dla Polski (Biernacka i in., 1991). Średnie stężenie Rn-222 obciążające mieszkańców

My sądzimy, że metoda pomiarowa którą wykorzystaliśmy w naszych badaniach, oparta o środowiskowe detektory z węglem aktywnym, może przyczynić się do rozwinięcia masowych pomiarów radonu w Polsce zgodnie z normą, która wejdzie w życie od 1 stycznia 1998 r. Metoda ta znacznie ogranicza problemy techniczne związane z zastosowaniem metod aktywnych, jest nieuciążliwa dla mieszkańców i względnie tania dla osób zlecających badania. Możliwa jest dystrybucja detektorów za pomocą przesyłek pocztowych. Istnieją przesłanki o możliwości wielokrotnego wykorzystania detektorów, co może powodować obniżenie kosztów (Kearney i in., 1991). Pomiaru te, oparte o 48 godzinną ekspozycję, jakkolwiek nie odzwierciedlają dobrze ryzyka związanego ze średnim rocznym stężeniem radonu, pozwalają jednak na szybkie wykrycie zagrożenia radonem. W przypadku jego stwierdzenia umożliwiają podjęcie dodatkowych, długookresowych badań, dobrze określających stopień narażenia zdrowia mieszkańców.

- BIERNACKA M., HENSCHKE J., KOCZYŃSKI A. & MAMONT-CIEŚLA K. 1991 — *Postępy Fizyki Medycznej*, 26: 55–66.
- BRUNARSKI L., BIERNACKA M., GWIAZDOWSKI B., KRAWCZYK M., MAMONT-CIEŚLA K. & ŻAK A. 1980 — Instrukcja Nr 234 ITB; Wytyczne badania promieniotwórczości naturalnej surowców i materiałów budowlanych, Warszawa.
- CRAMERI R., BRUNNER M.M., BUCHLI R., WERNICI C. & BURKART W. 1989 — *Health Physics*, 57: 29–38.
- CZUBEK J.A. 1993 — *Postępy Fizyki Jądrowej*, 36: 2–38.
- EATON R.S. & SCOTT A.G. 1984 — *Radion Protection Dosimetry*, 7: 251–253.
- ENGERSOLL J.G. 1983 — *Health Physics*, 45: 363–368.
- ENNEMOSER O., AMBACH W. & AUER T. 1994 — *Ibidem*, 67: 151–154.
- FLEISCHER R.L. 1992 — *Ibidem*, 62: 91–95.
- GEORGE A.C. 1984 — *Ibidem*, 46: 867–872.
- GRASTY R.L. 1994 — *Ibidem*, 66: 185–193.
- KEARNEY P.D., HUFF R.V. & GEORGE A.C. 1991 — *Ibidem*, 60: 695–696.
- Mapy** radioekologiczne Polski. Cz. II. Państwowy Instytut Geologiczny, 1994. Warszawa.
- Monitor** Polski, 1988, Nr 14.
- Monitor** Polski, 1995, Nr 35.
- National** Council on Radiation Protection and Measurements. Control of radon in houses. NCRP, Raport Nr 103, 1989.
- NERO A. & LOWDER W.M. 1983 — *Health Physics*, 45: 273–270.
- NIEWIADOMSKI T., JASIŃSKA M. & WASIOLEK P. 1984 — *J. Environmental Radioactivity*, 3: 273–292.
- NIEWIADOMSKI T. & WALIGÓRSKI M. 1995 — *Bezpieczeństwo Jądrowe i Ochrona Radiologiczna*, 23: 3–20.
- PAREDES C.M., KESSLER W.V., LANDOLTH R.R., ZIEMER P.L. & PANSTENBACH D.J. 1987 — *Health Physics*, 53: 23–29.
- PORSTENDORFER J., BUTTERWECK G. & REINEKING A. 1994 — *Ibidem*, 67: 283–287.
- Rad** i radon jako źródło zagrożenia radiologicznego. 1993 — *Mat. z seminarium z 25–26 lutego*, Warszawa.
- REIMER G.H. & GUNDERSEN L.C.S. 1989 — *Health Physics*, 57: 155–160.
- REVZAN K.L. & GUNDERSEN W.J. 1990 — *Modelling radon entry into houses and basements: the influence of structural factors*. LBL-28019.
- Rocznik** Statystyczny, 1992, GUS Rok LII, Warszawa.
- STECK D.J. 1992 — *Health Physics*, 62: 351–355.
- STRZELECKI R. & WOŁKOWICZ S. 1993 — *Prz. Geol.*, 41: 151–155.
- SZOT Z. 1993 — *Postępy Fizyki Jądrowej*, 36: 7–16.
- United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation**. Sources and effects of ionizing radiation. New York, United Nations, 1977.
- United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation**. Sources and effects of ionizing radiation. New York, United Nations, 1993.
- WHITE S.B., BERGSTEN W., ALEXANDER B.V., RODMAN N.F. & PHILIPS J.L. 1992 — *Health Physics*, 62: 41–50.
- VAUPOTIC J., SZYMUŁA M., SOLECKI J., CHIBOWSKI S. & KOBAL 1993 — *Ibidem*, 64: 420–422.
- ŻAK A. & BIERNACKA M. 1991 — *Bezpieczeństwo Jądrowe i Ochrona Radiologiczna*, 6: 8–29.