

## Stężenie radonu na wybranych obszarach Suwalszczyzny

**Maria Karpińska\*, Stanisław Wołkowicz\*\*, Zenon Mnich\*, Marek Zalewski\*,  
Kalina Mamont-Cieśla\*\*\*, Jacek Kapała\*, Krzysztof Antonowicz\*, Mieczysław Kaczmarek\***

**Concentration levels of radon in selected areas of the Suwałki Region (NE Poland).** Prz. Geol., 50: 521–525.

*Summary. Measurements of radon concentrations in indoor air were carried out in dwellings built on two types of soil, i.e. sandy-gravel soils and clay soils. An integrative method of a-track film was used. The radon measurements in soil air were performed for both types of soils. The arithmetic mean of radon concentration in cellar air within gravel-sandy soil was  $276 \text{ Bq m}^{-3}$ , whereas within*

---

\*Zakład Biofizyki, Akademia Medyczna w Białymstoku, ul. Mickiewicza 2a, 15-230 Białystok

\*\*Państwowy Instytut Geologiczny, ul. Rakowiecka 4, 00-957 Warszawa

\*\*\*Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, ul. Konwaliowa 7, 03-194 Warszawa

clay soil —  $587 \text{ Bq m}^{-3}$ . In turn, these value in soil air in sandy-gravel area reached  $39.77 \text{ kBq m}^{-3}$ , whereas in clay soil —  $26.66 \text{ Bq m}^{-3}$ . The concentration of radon in the household well water in the whole examined area was higher ( $8367 \text{ Bq m}^{-3}$ ) compared to that in water from supply system ( $2690 \text{ Bq m}^{-3}$ ).

**Key words:** indoor radon, soil air radon, radon in drinking water

Prowadzone przez Zakład Biofizyki Akademii Medycznej w Białymstoku w latach 1994–1998 badania stężenia radonu w powietrzu budynków mieszkalnych na obszarze północno-wschodniej Polski wskazywały na większe wartości stężenia radonu na obszarze Suwalszczyzny. Średnia wartość stężenia radonu w budynkach rejonu suwalskiego była prawie dwukrotnie wyższa od średnich wartości wyznaczonych dla całego makroregionu (Zalewski i in., 1998). Analiza danych uzyskanych na podstawie badań wskazywała, że oprócz lokalizacji geograficznej istnieje zależność między stężeniem radonu mierzonym w domu a typem budynku. Stwierdzono, że w budynkach wolnostojących wartości średnie stężenia radonu są większe niż w domach w zabudowie szeregowej i blokach (Karpińska i in., 1999a; Karpińska i in., 1999b). Typ konstrukcji domu, a zwłaszcza jego szczelność jest ważna. Brak szczelnej podłogi w piwnicy może prowadzić poprzez efekt kominowy do zasysania znacznych ilości radonu do wnętrza budynku (Revzan i in., 1993). Zasygnalizowane wyżej wyniki skłoniły do pełniejszej analizy sytuacji radonowej w kilku wybranych wsiach Suwalszczyzny w powiązaniu z budową geologiczną podłoża. Związek między budową geologiczną podłoża a stężeniem radonu w budynkach był zauważany i podkreślany przez wielu autorów (Reimet i in., 1995; Albering i in., 1996; Gunby i in., 1993). Wiadomym jest, że głównym źródłem radonu w budynkach jest podłoże glebowe (UNSCEAR, 1988; Lively i in., 1987). Do opisu zawartości radonu w gazie glebowym Akerlbrom wprowadził pojęcie potencjału radonowego. Przyjął on potencjał radonowy za niski gdy stężenie radonu w gazie glebowym nie przekraczało  $10 \text{ kBq m}^{-3}$ , stężenia radonu od  $10 \text{ kBq m}^{-3}$  do  $50 \text{ kBq m}^{-3}$  odpowiadają średniemu potencjałowi. Wysokim potencjałem radonowym określa się stężenia powyżej  $50 \text{ kBq m}^{-3}$ . Ponieważ główny strumień radonu wnika do budynku z podłoża glebowego to określenie potencjału radonowego stwarza ważną przesłankę do przewidywanych stężeń radonu we wnętrzu budynku.

Powierzchnie terenu Suwalszczyzny budują utwory polodowcowe najmłodszego zlodowacenia. Mamy tu do czynienia z młodą rzeźbą polodowcową przejawiającą się m.in. dużymi deniwelacjami terenu i dużą ilością mis jeziornych. Utwory najmłodszego zlodowacenia charakteryzują się znacznie wyższymi koncentracjami wielu pierwiastków w porównaniu z utworami starszych zlodowaceń (m.in. Ca, Mg, Mn, Cr, Cu, K, U) (Lis i in., 1995), ponieważ podlegają one procesom ługowania przez wody opadowe przez krótszy okres niż utwory starszych zlodowaceń. Z radioekologicznego punktu widzenia ma to bardzo duże znaczenie, gdyż uran jest pierwiastkiem dość łatwo migrującym w środowisku. Stąd też obszar północno-wschodni w obrazie kartograficznym Polski jawi się jako teren o podwyższonej promieniotwórczości naturalnej (Strzelecki i in., 1993; Strzelecki i in., 1994).

Do wstępnych badań potencjału radonowego, stężenia radonu w powietrzu wewnątrz domów i wodzie pitnej Suwalszczyzny wybrano dwa typy litologiczne utworów o dość odmiennej genezie i wykształceniu litologicznym:

piaski i żwiry wodnolodowcowe oraz gliny zwałowe. Te dwa wydzielenia mają tę cechę wspólną, że na tle bardzo dużej zmienności utworów powierzchniowych, występują w postaci dość dużych, zwartych obszarów. Lokalizacje miejscowości, w których przeprowadzono pomiary przedstawiono na ryc. 1.

Piaski i żwiry wodnolodowcowe stanowią osady wypełniające doliny odpływu wód lodowcowych z okresu deglacjacji arealnej. Zbudowane są z piasków różnoziarnistych z pojedynczymi wkładkami żwirów. W składzie petrograficznym dominuje kwarc, któremu towarzyszą skałenie i fragmenty skał północnych — granitów, gnejsów, łupków łuszczkowych. Miąższość tych utworów waha się zwykle w granicach od 5 do 10 metrów. Na obszarze piasków i żwirów wodnolodowcowych spośród badanych leżą wsie: Marianka, Makowszczyzna, Kamionka, Sidorówka część wsi Hańcza.

Na powierzchni terenu najczęściej występują gliny zwałowe. Na Suwalszczyźnie to gliny faz poznańsko-dobrzyńskiej i poznańskiej zlodowacenia północnopolskiego. Są to gliny przeważnie szare, czasami brązowo-szare, zwarte, często silnie ilaste. W partiach przypowierzchniowych bywają silnie zapiaszczone i zawierają wkładki i przewarstwienia piasków różnoziarnistych i źle obtoczonych żwirów, zbudowanych z otoczków skał północnych. Miąższość tych glin zwałowych na opisywanym fragmencie Suwalszczyzny jest dość zmienna i waha się od 5 do 76 metrów. Spośród badanych wsi na obszarze glin zwałowych leżą Pawłówka, Śmieciuchówka, Dziadówek, Użmauda, Przełomka, Okliny, Przelomka, Hańcza, Sidorówka, Kamionka, Okliny część wsi Hańcza.



Ryc. 1. Lokalizacje miejscowości, w których przeprowadzono pomiary

Fig. 1. Localization of Rn measured sites

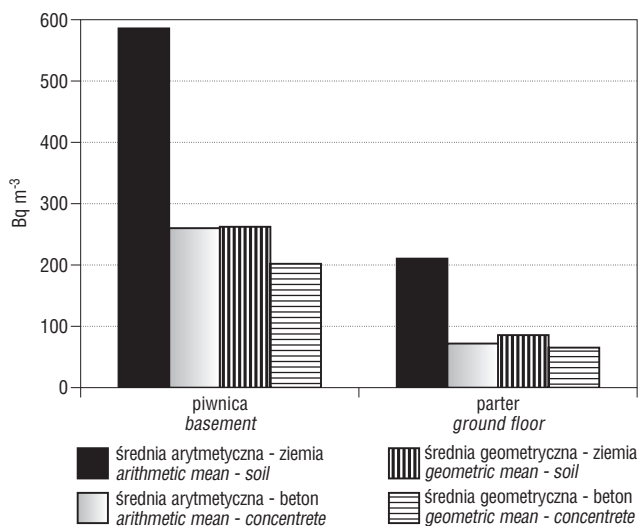
## Metody

1. Pomiar stężenia radonu w powietrzu wewnątrz budynków.

Do pomiaru stężenia radonu w powietrzu wewnątrz budynków zastosowano całkującą metodę detektorów śladowych stosując folie CR-39 (plastik o chemicznej nazwie poliwęglan allilo diglikolu). Folie były umieszczone w komorach dyfuzyjnych typu Karlsruhe z filtrem bibułowym odcinającym produkty rozpadu radonu i w znacznym stopniu toron. Czas ekspozycji wynosił 194 dni (marzec-wrzesień). Po ekspozycji komory transportowane były do Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR), gdzie detektory CR-39 poddawane były trawieniu w 7 N KOH w temperaturze 70°C przez siedem godzin. Gęstość śladów obliczano na podstawie zliczeń śladów automatycznym skomputeryzowanym czytnikiem w 100 polach widzenia, łącznie na powierzchni 39 mm<sup>2</sup>. Komory dyfuzyjne kalibrowano w Radonowym Stanowisku Wzorcowym w CLOR.

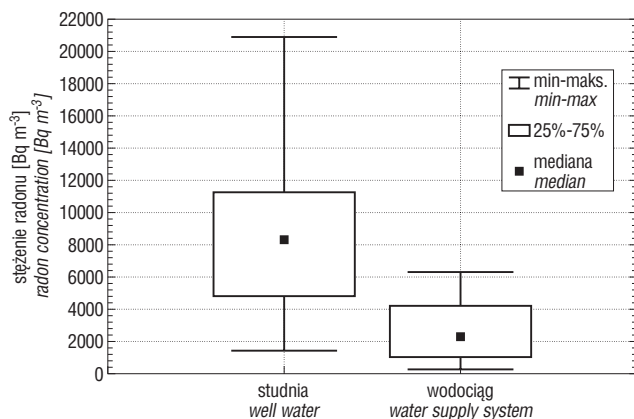
2. Pomiar stężenia radonu w wodzie.

W celu określenia stężenia radonu w wodzie zastosowano metodę opartą na pomiarach ciekło-scyntylicyjnych.



Ryc. 2. Rozkład stężeń radonu w Bq m<sup>-3</sup> w zależności od rodzaju podłogi w piwnicy

Fig. 2. Radon distribution (Bq m<sup>-3</sup>) versus different types of cellar floor



Ryc. 3. Rozkład stężeń radonu w wodzie pitnej pobranej z wodociągów wiejskich i studni przydomowych

Fig. 3. Radon distribution in drinking water from village water supplies and wells

Do 10 ml wody dodawano 10 ml scyntylatora (Opti-fluor), wstrząsano przez 30 sekund i po minimum 3 godzinach potrzebnych do ustalenia się równowagi promieniotwórczej dokonywano pomiarów licznikiem TRI-CARB 1900 TR zliczającym scyntylacje wywołane rozpadami radonu. Do przeliczania liczby impulsów (cpm — *count per minute*) na aktywność wyrażaną w Bq użyto programu Radon Analysis Program Niton Inc. Ver 5.9

3. Stężenie radonu w powietrzu glebowym.

Pomiary stężenia radonu prowadzono według metodyki powszechnie stosowanej. Głębokość poboru próbki powietrza glebowego ustalono na 80 centymetrów. Na dobór takiej właśnie głębokości wpłynęły następujące czynniki:

— minimalna głębokość fundamentów wynosi w Polsce co najmniej 80 cm,

— na tej głębokości wpływ dobowych wahań warunków atmosferycznych (ciśnienie, wilgotność powietrza, siła wiatru, dobowe zmiany temperatury w obrębie sezonu) są minimalne i można je zaniedbać,

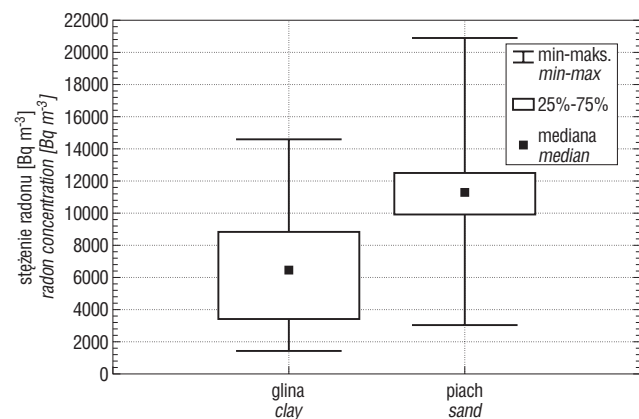
— głębokość ta gwarantuje odcięcie dopływu powietrza atmosferycznego do sondy, którą pobierane jest powietrze glebowe, daje więc pełną gwarancję, że badana jest emancja gazu pochodzącego z podłoża geologicznego.

Pobór powietrza odbywał się za pomocą firmowego próbnika producenta emanometru (kanadyjska firma Scintrex). Średnica sondy nie przekracza 15 mm. Daje to gwarancję nieprzenikania powietrza atmosferycznego do strefy poboru próbki wokół ścianek sondy.

Pomiary stężenia radonu wykonywane były na pomocą emanometru RDA 200 produkowanym przez firmę Scintrex. Pomiar tym aparatem prowadzony jest w oparciu o komorę Lucasa o pojemności 145 cm<sup>3</sup> w całości wypełnioną powietrzem glebowym. Trzy odczyty z licznika notowane są co jedną minutę. Każdorazowo licznik jest zerowany. Na podstawie uzyskanych pomiarów wyznaczane jest stężenie radonu w gazie glebowym.

## Wyniki i dyskusja

Przeprowadzono 42 pomiary stężenia radonu w powietrzu glebowym. Lokalizację punktów pomiarowych dobierano tak, aby znajdowały się one w miejscach typowych dla badanego wydzielenia litologicznego. Na obszarach zbudowanych z piasków i żwirów wodnolodowcowych wykonano 18 pomiarów stężenia radonu w powietrzu gle-



Ryc. 4. Różnice w stężeniach radonu w wodzie studziennej, w zależności od podłoża

Fig. 4. Differences in concentrations of radon in well water versus two subsoil types

bowym. Na glinach zwałowych wykonano 24 pomiary. Podstawowe parametry statystyczne zestawiono w tabeli 1.

Przyjmując klasyfikację Åkerbloma (1986) za podstawę możemy uznać, że obydwa badane wydzielienia litologiczne spełniają kryteria obszarów o średnim potencjale radonowym. Należy jednak zauważyć, że na utworach piaszczysto-żwirowych potencjał ten jest dość stabilny i ujednolicony. Odmianą charakterystykę ma potencjał radonowy glin zwałowych. Z jednej strony w bardzo licznych punktach pomiarowych wyniki nie przekraczały 10 kBq/m<sup>3</sup> (45,8% pomiarów), z drugiej zaś strony wartość maksymalna jest prawie dwukrotnie wyższa niż wartość zmierzona na utworach piaszczystych. Duża zmienność potencjału radonowego jest w tym przypadku odbiciem dużej zmienności litologicznej badanych glin zwałowych, gdzie obok miejsc o dużym zaileniu (a więc małej porowatości i przepuszczalności osrodka) występują przemazy piaszczysto-żwirowe o dużej porowatości i przepuszczalności, będące drogami skumulowanego odprowadzania radonu z gruntów o znacznej kubaturze. W przypadku jednorodnych utworów piaszczysto-żwirowych zjawisko kumulowania się gazów wzdłuż uprzywilejowanych dróg migracji nie następuje, gdyż emanacja gazów zachodzi w miarę jednolicie całą powierzchnią.

Obszar objęty pomiarami stężenia radonu w powietrzu budynków obejmował tereny o podłożu gliniastym i piaszczysto-żwirowym. Wykonano 105 pomiarów stężenia radonu w powietrzu budynków mieszkalnych. Dla całości przeprowadzonych pomiarów uzyskano wartości średniej arytmetycznej równą 294,9 Bq m<sup>-3</sup>, średniej geometrycznej równą 128 Bq m<sup>-3</sup>, mediany 110 Bq m<sup>-3</sup>. Spośród 60 pomiarów wykonanych na parterze otrzymano 8 (13,3%) wartości powyżej 200 Bq m<sup>-3</sup> uzyskano wartość średniej arytmetycznej równą 158,8 Bq m<sup>-3</sup> średniej geometrycznej równą 80,9 Bq m<sup>-3</sup>. W tabeli 2 przedstawiono parametry rozkładu stężeń radonu z uwzględnieniem podłoża geologicznego.

Większe wartości stężenia radonu na obszarze o podłożu gliniastym obserwujemy tylko na poziomie piwni-

**Tab. 1. Stężenia radonu w powietrzu glebowym**

Table 1. Concentrations of radon in soil air

Parametr statystyczny	Piaski wodnolodowcowe	Gliny zwałowe
Liczebność zbioru	18	24
Śred. arytmetyczna [kBq m <sup>-3</sup> ]	39,77	26,66
Mediana [kBq m <sup>-3</sup> ]	44,31	19,36
Śred. geometryczna [kBq m <sup>-3</sup> ]	32,09	3,64
Odchylenie stand. [kBq m <sup>-3</sup> ]	20,8	33,23

**Tab. 2. Stężenia radonu w budynkach z uwzględnieniem na podłoża glebowego pod budynkami**

Table 2. Concentrations of indoor radon with regard to subsoil type under the examined buildings

	Glina		Piaski i żwiry	
	Piwnica	Parter	Piwnica	Parter
Śred. arytmetyczna [Bq m <sup>-3</sup> ]	587	171,8	276	134,5
Śred. geometryczna [Bq m <sup>-3</sup> ]	266,5	81	189	80,7
Mediana [Bq m <sup>-3</sup> ]	239	63	165,5	63,1
Rozpiętość [Bq m <sup>-3</sup> ]	44–7815	24–2178	54–1225	27–1131

cy. Stężenia radonu obserwowane na parterach obu wydzieleni litologicznych są zbliżone. Na obszarze o podłożu gliniastym obserwujemy większą rozpiętość w mierzonych stężeniach radonu tak w piwnicy (44–7815 Bq m<sup>-3</sup>), jak i na parterze (24–2178 Bq m<sup>-3</sup>).

Przy opisie konstrukcji domów zwrócono uwagę na fakt, że znaczna część budynków (ok. 74,5%) nie miała szczelnej podłogi w piwnicy mogącej stanowić skuteczną barierę dla radonu. Tylko 14 spośród badanych budynków miały betonową podłogę w piwnicy. W pozostałych domach podłoga w piwnicy była w całości, bądź w części ziemia. Wartości stężenia radonu uzyskane w domach o ziemnej i betonowej podłodze w piwnicy przedstawiono w tabeli 3 i na rycinie 2. Szczególnie silnie efekt braku bariery przed wchodzącym razem z gazem glebowym radonem był obserwowany w piwnicach badanych budynków. Stężenia radonu w piwnicach budynków, w których podłoga w piwnicy była ziemia, były znacząco większe niż w domach, w których piwnice miały betonową podłogę. Przy bezpośrednim połączeniu przestrzeni mieszkalnej z piwnicą, duże stężenie radonu w piwnicy, stwarza możliwość podwyższenia stężenia radonu w części mieszkalnej domu. Szesnaście spośród badanych domów miało otwartą w stosunku do piwnicy przestrzeń mieszkalną. Znaczy to, że wejście do piwnicy było wprost z pokoju lub kuchni. We wszystkich tych przypadkach brakowało również szczelnej podłogi w piwnicy. Wyniki pomiarów przeprowadzonych w takich domach przedstawiono w tabeli 4.

Radon mogący dość łatwo wchodzić do piwnicy budynku (brak szczelnej podłogi w piwnicy) miał dalej ułatwioną drogę na parter poprzez otwór wejściowy do piwnicy. W takich właśnie warunkach odnotowano maksymalne stężenie radonu na parterze 2178 Bq m<sup>-3</sup>, a w trzech spośród 16 przypadków stwierdzono stężenie większe równe 200 Bq m<sup>-3</sup> (18,8%).

Z badanego obszaru pobrano 61 próbek wody pitnej w celu określenia stężenia radonu w wodzie. Spośród pobra-

**Tab. 3. Porównanie stężeń radonu uzyskanych w budynkach o betonowej podłodze w piwnicy z budynkami mającymi ziemię jako podłogę w piwnicy**

Table 3. Comparison of concentrations of indoor radon (Bq m<sup>-3</sup>) in buildings with concrete and earthen cellar floors. In brackets numbers of measurements for each floor type are given

	Śred. arytmetyczna Bq m <sup>-3</sup>		Śred. geometryczna Bq m <sup>-3</sup>	
	Ziemia podłoga w piwnicy	Betonowa podłoga w piwnicy	Ziemia podłoga w piwnicy	Betonowa podłoga w piwnicy
Cały budynek	380 (64)	158,2 (24)	142,1	109,5
Piwnica	585,9 (29)	260,1 (11)	262,5	201,9
Parter	210,5 (35)	71,9 (13)	85,5	65,2

**Tab. 4. Stężenia radonu w Bq m<sup>-3</sup> otrzymane w budynkach mających wejście do piwnicy z przestrzeni mieszkalnej**

Table 4. Concentrations of radon (Bq m<sup>-3</sup>) in buildings with cellar entrance from dwelling area

	Piwnica	Parter
Śred. arytmetyczna [Bq m <sup>-3</sup> ]	1141,3	251
Śred. geometryczna [Bq m <sup>-3</sup> ]	411,9	98,6
Mediana [Bq m <sup>-3</sup> ]	330	68
Min.-maks. [Bq m <sup>-3</sup> ]	93–7815	39–2178

nych próbek 26 pochodziło z wodociągów wiejskich, a 34 ze studni przydomowych. Uzyskano następujące wartości: średnia arytmetyczna  $5877,8 \text{ Bq m}^{-3}$ , średnia geometryczna  $3995,4 \text{ Bq m}^{-3}$  i mediana  $4687 \text{ Bq m}^{-3}$ . Rozkład stężeń radonu w wodzie pitnej pobranej z różnych źródeł przedstawiono na ryc. 3.

Wartości stężenia radonu w wodzie studziennej są wyższe (średnia arytmetyczna równa się  $8367,7 \text{ Bq m}^{-3}$ ) od wartości stężenia radonu w wodzie pochodzącej z wodociągów wiejskich (średnia arytmetyczna równa  $2690 \text{ Bq m}^{-3}$ ). Wynikać to może ze specyfiki studzien wiejskich na tym obszarze najczęściej nie głębokich (kilku metrowych). Różnice w stężeniach radonu w wodzie studziennej pochodzącej z obu podobszarów przedstawiono na rycinie 4.

W Polsce brak norm określających maksymalne dopuszczalne stężenie radonu w wodzie pitnej. Średnie stężenia radonu w wodzie pitnej na terenie objętym badaniami jest zbliżone od wartości wyznaczonych dla hydroregionu mazursko-podlaskiego, dla którego średnia arytmetyczna równa jest  $6188 \text{ Bq m}^{-3}$  (Zalewski i in., 1999)

Radon jest szlachetnym gazem promieniotwórczym mającym znaczący wkład do narażenia ludności przez promieniowanie jonizujące. Wskaźnikiem tego narażenia jest efektywny równoważnik dawki zwany także dawką efektywną wyrażony w Sv (siwert). Efektywny równoważnik dawki obrazuje całkowite narażenie organizmu uwzględnia rodzaj promieniowania i właściwości tkanek poddanych działaniu promieniowania jonizującego. Przy założeniu spożycia pół litra wody dziennie i użyciu współczynnika przeliczeniowego  $10^{-8} \text{ Sv na Bq}$  (UNSCEAR, 1988) wyznaczono wartość rocznego efektywnego równoważnika dawki od połączonych z wodą radonu. Wynosi on średnio  $10,7 \mu\text{Sv}$ , a dla pijących wodę studzienną z rejonu o podłożu żwirowym (maksymalne stężenia radonu w wodzie) wartość efektywnego równoważnika dawki jest równa  $20,4 \mu\text{Sv}$ . Na podstawie wyznaczonych dla parteru średnich stężeń radonu określono wartość efektywnego równoważnika dawki od inhalowanego radonu dla mieszkańców całego badanego obszaru wynosi  $3,97 \text{ mSv}$ . Przeanalizowano również wartość efektywnego równoważnika dawki od radonu zawartego w powietrzu domów w różnych warunkach mieszkaniowych. Największą wartość efektywnego równoważnika dawki od inhalowanego radonu, równą  $6,3 \text{ mSv}$ , otrzymują mieszkańcy domów z otwartą na piwnicę przestrzenią mieszkalną (średnia arytmetyczna stężenia radonu w takich warunkach  $251 \text{ Bq m}^{-3}$ ). Dla porównania wartości całkowitego efektywnego równoważnika dawki przypadającego na statystycznego mieszkańca Polski w 1996 r. wynosi  $2,9 \text{ mSv}$  (Jagiela i in., 1998).

### Konkluzja

Średnie stężenia radonu w domach na badanym obszarze wynosi  $158,8 \text{ Bq m}^{-3}$  i jest ponad trzykrotnie większe od średniej wyznaczonej dla kraju równej  $49,1 \text{ Bq m}^{-3}$ . Stąd

wartość efektywnego równoważnika dawki od radonu jest znacznie większa od wartości wyznaczonej dla statystycznego mieszkańca Polski wynoszącej  $1,1 \text{ mSv}$  (Jagiela i in., 1998).

Spośród 60 pomiarów stężenia radonu przeprowadzonych na parterze stwierdzono w 8 domach wartości powyżej  $200 \text{ Bq m}^{-3}$  oraz 3 budynkach wartości przekraczające  $400 \text{ Bq m}^{-3}$ , czyli maksymalne dopuszczalne stężenia radonu w pomieszczeniach przeznaczonych na stały pobyt ludzi (Monitor ..., 1995). Różnice w średnich stężeniach obszarów o podłożu gliniastym i piaszczysto żwirowym widoczne są w piwnicach. Średni potencjał radonowy obu badanych wydzielen znajduje odbicie w wyższych niż przeciętne wartościach stężenia radonu w powietrzu budynków mieszkalnych. Największe stężenia radonu odnotowano w budynkach mających klepisko jako podłogę w piwnicy i mających wejście do piwnicy z kuchni lub pokoju.

### Literatura

- ÅKERBLOM G. 1986 — Investigation and mapping of radon risk areas: Luleå, Sweden. Swed. Geol. Report IRAP 96036.
- ALBERING H.J., HOOGWERFF J.A. & KLEINJANS J.C.S. 1996 — Survey of  $\text{Rn}^{222}$  concentrations in dwellings and soils the Belgian border region. Health Physics, 70: 64–69.
- GUNBY J.A., DARBY S.C., MILES J.C.H., GREEN B.R. & COX D.R. 1993 — Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom. Health Physics, 64: 2–12.
- JAGIELAK J., BIERNACKA M., HENSCHKE J. & SOSIŃSKA A. 1998 — Radiologiczny Atlas Polski 1997. Warszawa CLOR (Central Laboratory of Radiological Protection). PAA.
- KARPIŃSKA M., ZALEWSKI M., MNICH Z. & KAPAŁA J. 1999a — Radon concentrations in dwellings in the Suwałki region. Polish Jour. Medic. Physics & Eng., 5: 57–62.
- KARPIŃSKA M., ZALEWSKI M., MNICH Z., KAPAŁA J. & KLESZCZEWSKA E. 1999b — Radiological hazard to the population from radon in air in various types of dwellings in the north-eastern region of Poland. Polish Jour. Environm. Stud., 8: 304–307.
- Monitor Polski 1995 — Nr 35 pozycja 419.
- LIS J. & PASIECZNA A. 1995 — Geochemical Atlas of Poland 1 : 2 500 000. Państw. Inst. Geol.
- LIVELY R.S. & NEY E.P. 1987 — Surface radioactivity resulting from the deposition of  $\text{Rn-222}$  daughter products. Health Physics, 52: 411–415.
- REIMER G.M. & GUNDERSEN L.C.S. 1989 — A direct correlation among indoor  $\text{Rn}$ , soil gas  $\text{Rn}$  and geology in the Reading Prong near Boyertown Pennsylvania. Health Physics, 57: 155–160.
- REVZAN K.L., FISK W.J. & SEXTRO R.G. 1993 — Modeling radon entry into Florida slab-on-grade houses. Health Physics, 65: 375–385.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J. & LEWANDOWSKI P. 1993 — Mapy radioekologiczne Polski. Część I: Mapa mocy dawki promieniowania gamma w Polsce: Mapa stężeń cezu w Polsce. Skala 1 : 750 000. Państw. Inst. Geol.
- STRZELECKI R., WOŁKOWICZ S., SZEWCZYK J. & LEWANDOWSKI P. 1994 — Mapy radioekologiczne Polski Część II: Mapy koncentracji uranu, toru i potasu w Polsce. Skala 1 : 750 000. Państw. Inst. Geol.
- UNSCEAR 1988 Sources, Effects and Risks of Ionising Radiation, United Nations, New York.
- ZALEWSKI M., KARPIŃSKA M., MNICH Z. & KAPAŁA J. 1998 — Radon concentrations in buildings in the north-eastern region of Poland. Jour. Environm. Radioactivity, 40: 147–154.
- ZALEWSKI M., MNICH Z., KARPIŃSKA M. & KAPAŁA J. 1999 — Radon concentrations in the water the Masuria-Podlasie Hydroregion. Polish Jour. Environm. Stud., 8: 300–303.