

Radon – promieniotwórczy gaz w środowisku człowieka

Kalina Mamont-Cieśla
Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej

Spis treści

- 1. Radon i jego pochodne w szeregach promieniotwórczych**
- 2. Własności fizyczne i chemiczne radonu**
- 3. Energia potencjalna krótkożyciowych pochodnych radonu i toronu**
- 4. Metody i przyrządy do pomiaru stężenia aktywności radonu i jego pochodnych**
 - 4.1. Detektory radonowe
 - 4.1.1. Komory Lucasa
 - 4.1.2. Detektory z węglem aktywowanym
 - 4.1.3. Detektory śladowe
 - 4.1.4. Jonizacyjne komory elektretowe (elektrety)
 - 4.2. Przyrządy radonowe
 - 4.3 Metody pomiaru stężenia radonu w powietrzu glebowym i w wodzie
 - 4.4 Metody pomiaru stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu
 - 4.6. Wyznaczanie standardowej niepewności wyników
- 5. Zawartość radonu w glebie, wodzie i powietrzu**
 - 5.1. Radon w glebie
 - 5.2. Radon w wodach
 - 5.3. Radon w powietrzu na otwartej przestrzeni
 - 5.4. Radon w domach
- 6. Metody obniżania stężenia radonu w domach**
- 7. Dawka od krótkożyciowych pochodnych radonu**
- 8. Ustawodawstwo związane z narażeniem na radon i jego produkty rozpadu**
 - 8.1. Akty prawne
- 9. Zakończenie**
- 10. Literatura**



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI



PROGRAM ROZWOJOWY
POLITECHNIKI WARSZAWSKIEJ

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



Projekt współfinansowany przez Unię Europejską w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego

1.Radon i jego pochodne w szeregach promieniotwórczych

Ziemia jest jedną z czterech planet skalistych w Układzie Słonecznym, który powstał ok. 4,6 mld lat temu, na skutek wybuchu gwiazdy Supernowej z obłoku materii gazowo-pyłowej. W pyle tym znajdowała się ogromna ilość ciężkich nuklidów promieniotwórczych, które w większości w wyniku przemian promieniotwórczych rozpadły się tworząc obecnie około 270 nuklidów trwałych stanowiących główny składnik Układu Planetarnego Słońca. W skorupie ziemskiej pozostały jednak z tego wybuchu trzy nuklidy promieniotwórcze, których czas połowicznego zaniku - miara ich szybkości zaniku – jest porównywalny z wiekiem Ziemi i które stały się protoplastami trzech naturalnych szeregów promieniotwórczych. Szeregi promieniotwórcze są to ciągi nuklidów promieniotwórczych powstających jeden z drugiego w wyniku naturalnych, spontanicznych przemian jądrowych alfa i beta, kończące się nuklidem stabilnym. Opisuje się je ogólnym wyrażeniem na liczbę masową (całkowitą liczbę protonów i neutronów) poszczególnych elementów każdego szeregu: $A=4n+m$, gdzie A jest liczbą masową, n – liczbą całkowitą, przez którą podzielona liczba masowa A daje 4 z resztą równą m , gdzie $m=0,1,2,3$.

Protoplastami naturalnych szeregów promieniotwórczych są: tor- ^{232}Th (szereg $A=4n$) o półokresie rozpadu 14 mld lat – szeregu torowego, uran ^{238}U ($A=4n+2$) o półokresie rozpadu 4,5 mld lat – szeregu uranowo-radowego i uran- ^{235}U ($A=4n+3$) o półokresie rozpadu 0,7 mld lat – szeregu uranowo-aktynowego. Wszystkie szeregi kończą trwałe izotopy ołowiu, kolejno: ^{208}Pb , ^{206}Pb i ^{207}Pb . Przypuszcza się, że był czwarty szereg $A=4n+1$, którego protoplastą był neptun ^{237}Np o półokresie rozpadu tylko 2,14 milionów lat i który całkowicie rozpadł się pozostawiając stabilny ^{209}Bi . Trzy szeregi występujące wciąż na ziemi składają się łącznie z 43 nuklidów promieniotwórczych odpowiadających 12 pierwiastkom chemicznym, z których 11 jest metalami ciężkimi: tal, ołów, bizmut, polon, astat, frans, protaktyn, rad, aktyn, tor i uran (Tl, Pb, Bi, Po, At, Fr, Pa, Ra, Ac, Th, i U) a jeden z nich – radon powstający w wyniku rozpadu radu - jest w normalnych warunkach gazem i dlatego może wydostawać się ze skorupy ziemskiej do atmosfery i jest stałym składnikiem powietrza atmosferycznego.

W każdym naturalnym szeregu promieniotwórczym występuje izotop radu i jego produkt rozpadu izotop radonu. Spośród trzech naturalnych izotopów radonu: ^{222}Rn , ^{220}Rn oraz ^{219}Rn dominuje w powietrzu ten pierwszy, powszechnie zwany radonem a praktycznie nie występuje trzeci, zwany aktynonem, ponieważ izotopy te różnią się bardzo istotnie okresem połowicznego rozpadu. Dla radonu jest on najdłuższy i wynosi 3,824 dni. Jest więc dostatecznie długi, żeby atomy powstałego gazu wydostały się ze skorupy ziemskiej do atmosfery zanim ulegną rozpadowi. Trwałość aktynonu, określona półokresem rozpadu równym 4sek., jest tak mała, że praktycznie nie ma on szans wydobyć się poza miejsce, w którym powstał. Izotop ^{220}Rn znany pod nazwą toronu ma również krótki półokres rozpadu wynoszący 56sek. i dlatego w znaczącej ilości występuje tylko w przyziemnej warstwie powietrza lub na terenach bogatych w tor takich jak złoża monazytu np. w stanie Kerali w Indiach. Dla porządku należy wspomnieć o czwartym naturalnie występującym izotopie radonu: ^{218}Rn , należącym do grupy siedmiu krótkożyciowych produktów rozpadu ^{222}Rn ale ze względu na bardzo niską ilość (powstaje w bocznej gałęzi rozpadu ^{218}Po stanowiącej 0,03% a następnie z astatu ^{218}At w 0,1%) mimo bardzo krótkiego półokresu rozpadu 0,035sek., przebiegającego z emisją cząstki α , nie odgrywa praktycznie żadnej roli w środowisku.

Znanych jest też ok. 30 sztucznych izotopów radonu. Rys.Radon-1a i b ilustruje szeregi uranowo-radowy i torowy.

		liczba atomowa, Z											
		Tl 81	Pb 82	Bi 83	Po 84	At 85	Rn 86	Fr 87	Ra 88	Ac 89	Th 90	Pa 91	U 92
liczba masowa, A	238												4,47 10 ⁹ lat
	234									24,1 dni	1,17 min.		2,44 10 ⁵ lat
	230									8 10 ⁴ lat			
	226								1622 lat				
	222								3,82 dni				
	218								3,05 min.	1,75 sek.	0,035 sek.		
	214								29,8 min.	19,7 min.	1,64 10 ⁻⁴ sek.		
	210	1,32 min.	22,3 lat	5,0 dni	138 dni								
206	4,19 min.	izotop trwały											

Rys. Radon-1a. Szereg uranowo-radowy, istotne pod względem ilości krótkożyciowe pochodne radonu opisano kolorem amarantowym, radon-222 - czerwonym, kursywą - izotopy występujące w znikomych ilościach.

		liczba atomowa, Z									
		Tl 81	Pb 82	Bi 83	Po 84	At 85	Rn 86	Fr 87	Ra 88	Ac 89	Th 90
liczba masowa, A	232										1,4 10 ¹⁰ lat
	228								5,75 lat	6,13 godz.	1,913 lat
	224								3,64 dni		
	220								55,6 sek		
	216								0,16 sek		
	212		10,64 godz.	60,6 min.	3 10 ⁻⁷ sek						

	208	3,0 min.	izotop trwały							
--	------------	-----------------	---------------	--	--	--	--	--	--	--

Rys.Radon-1b. Szereg torowy, toron (radon-220) opisano **czzerwonym**, pochodne – **amarantowym**.

W Tabeli Radon-1.1. zebrane są historyczne nazwy produktów rozpadu ^{222}Rn i ^{220}Rn oraz ich półokresy rozpadu i najważniejsze energie emitowanego przez nie promieniowania.

Tabela Radon-1.1. Charakterystyka produktów rozpadu radonu i toronu. Tłustym drukiem zaznaczono krótkożyciowe pochodne radonu i toronu.

Radio-nuklid	Nazwa historyczna	Półokres rozpadu $T_{1/2}$	Energia promieniowania [MeV]		
			alfa	beta	gamma
^{222}Rn	radon (Rn)	3,8235 dni	5,5		
^{218}Po	rad A	3,05 min.	6,0		
^{214}Pb	rad B	26,8 min.		0,67;0,73;1,02	0,295; 0,352
^{214}Bi	rad C	19,9 min.		1,0; 1,51; 3,26	0,609; 1,12; 1,764
^{214}Po	rad C'	165 μs	7,7		
^{210}Pb	rad D	22,3 lat		0,015;0,061	0,047
^{210}Bi	rad E	5,013 dni		1,161	
^{210}Po	rad F	138,4 dni	5,30		
^{206}Pb	rad G	stabilny			
^{220}Rn	toron (Tn)	55,6 s	6,3		
^{216}Po	tor A	0,15 s	6,8		
^{212}Pb	tor B	10,64 godz.		0,331; 0,569	0,239; 0,300
^{212}Bi	tor C	60,55 min.	6,1	1,55; 2,26	0,040; 0,727; 1,620
^{212}Po	tor C'	298 ns	8,8		
^{208}Tl	tor C''	3,053 min.		1,28; 1,52; 1,80	0,51;0,58; 0,86;2,61
^{208}Pb	tor D	stabilny			

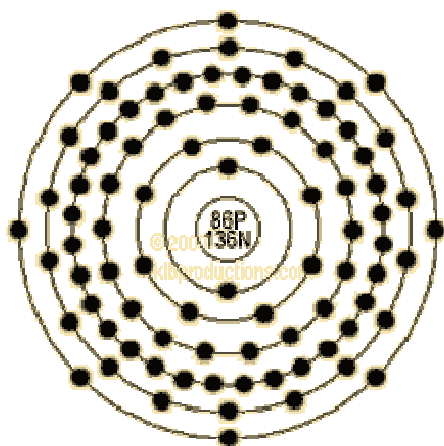
Uważa się, że izotop ^{222}Rn został odkryty w 1900r. przez niemieckiego chemika Fridricha Ernsta Dorna, który zauważył, że w wyniku rozpadu promieniotwórczego radu powstaje promieniotwórczy gaz. Rok wcześniej małżonkowie Curie podczas ogrzewania blendy uranowej w próżni zaobserwowali, że powstał izotop, który przez miesiąc był radioaktywny ale nie wiedzieli, że był to gaz. Za odkrywcę toronu (^{220}Rn) uważa się fizyka angielskiego Ernesta Rutherforda (1899-1900) a aktynon (^{219}Rn) został odkryty w 1904r. przez chemika francuskiego Andre-Louis Debierne. Ten odkryty przez Dorna promieniotwórczy gaz długo nazywano emanacją i dopiero w 1923 roku Międzynarodowy Kongres Nauki o Promieniotwórczości nadał mu nazwę radon.

2. Własności fizyczne i chemiczne radonu

Radon jest 86-tym spośród 92 pierwiastków naturalnie występujących na Ziemi. Jego liczba porządkowa Z czyli liczba protonów w jądrze równa się 86. Atom radonu ma sześć powłok elektronowych o następującym wypełnieniu: 2,8,18,32,18,8 ($\Sigma=86$). Znajduje się on w 18. (dawniej VIII) grupie i 6. okresie układu okresowego pierwiastków (helowce).

Strukturę atomu radonu z liczbą powłok elektronowych i konfiguracją elektronów przedstawia Rys.Radon-2.1.

Radon jest gazem szlachetnym (tworzy jedynie fluorki w określonych warunkach), a przez to mobilnym, jednoatomowym w naturalnych warunkach. W porównaniu do innych gazów szlachetnych jest najcięższy. W warunkach normalnych temperatury i ciśnienia gęstość radonu wynosi $9,96\text{g/dcm}^3$ czyli ok. 8 razy więcej niż gęstość powietrza na poziomie morza. Objętość radonu odpowiadająca aktywności 1Bq wynosi w normalnych warunkach temperatury i ciśnienia $1,6 \times 10^{-20}\text{ m}^3$. Aktywności 1Bq izotopu ^{222}Rn odpowiada $1,7 \cdot 10^{-16}\text{g}$ tego gazu.



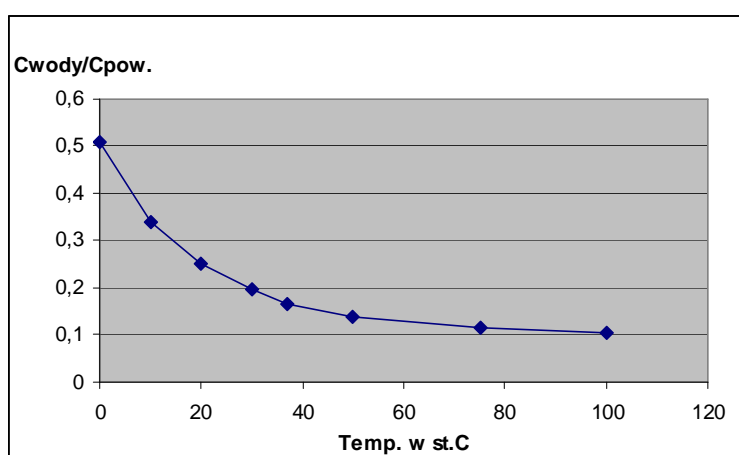
Nr poziomu energetycznego	Liczba elektronów
I	2
II	8
III	18
IV	32
V	18
VI	8

Konfiguracja elektronów:

$1s^2 2s^2 2p^6 3s^2 3p^6 3d^{10} 4s^2 4p^6 4d^{10} 4f^{14} 5s^2 5p^6 5d^{10} 6s^2 6p^6$

Rys..Radon-2.1. Struktura atomu ^{222}Rn .

Radon jest gazem bezbarwnym, bezwonnym, niepalnym, łatwo rozpuszczalnym w wodzie, jak również w rozpuszczalnikach organicznych i amoniaku. Rozpuszczalność w wodzie jest wprost proporcjonalna do ciśnienia parcjalego radonu nad powierzchnią wody, zależy też od temperatury wody: jest tym większa im niższa jest temperatura wody, oraz od odczynu pH wody i jej mineralizacji. Zależność rozpuszczalności od temperatury ilustruje Rys. Radon-2.2.



Rys.Radon-2.2. Rozpuszczalność radonu w wodzie przy normalnym ciśnieniu atmosferycznym (C_{wody} -stęż. Rn w wodzie, $C_{\text{pow.}}$ -stęż. Rn w powietrzu).

Radon ma najwyższą w porównaniu do innych gazów szlachetnych temperaturę topnienia -71°C , temperaturę wrzenia $-61,7^{\circ}\text{C}$, temperaturę krytyczną 104°C i najwyższe ciśnienie krytyczne 62 atm.

Radon jest jedynym gazowym pierwiastkiem promieniotwórczym występującym w przyrodzie. Jako gaz może się łatwo przemieszczać i stąd wynika jego potencjalne zagrożenie dla naszego zdrowia. Inne naturalne pierwiastki promieniotwórcze są uwięzione w skorupie ziemskiej i nie mogą samoistnie migrować. Radon dzięki permanentnej migracji do atmosfery jest stałym choć śladowym, obok innych gazów szlachetnych, składnikiem powietrza atmosferycznego. Tabela Radon-2.1. przedstawia zawartości procentowe gazów tworzących powietrze. Widać z niej, jak mało jest radonu w powietrzu w porównaniu do innych gazów.

Aktywności 1 Bq radonu odpowiada 476 600 atomów radonu a aktywności 1Bq toronu - 80 atomów toronu.

Tabela Radon-2.1. Udział radonu w powietrzu atmosferycznym w porównaniu do udziału azotu, tlenu, wodoru i innych gazów szlachetnych.

Gaz	Procentowy udział w powietrzu
Azot	78,8
Tlen	20,94
Argon	0,93
Neon	0,0018
Krypton	0,001
Wodór	0,00052
Ksenon	0,0000087
Radon	< 0,0000001

Typowemu stężeniu radonu w budynku ok. 50 Bq/m^3 odpowiada jeden atom radonu na ok. 10^{18} atomów powietrza, dlatego w odizolowanym zamkniętym pomieszczeniu, jakim np. jest komora radonowa nie występuje rozwarstwienie, mimo że radon jest znacznie cięższy od powietrza. Natomiast w naturalnym środowisku, zarówno na otwartej przestrzeni jak i w budynku, obserwuje się gradient stężenia radonu, ponieważ źródłem radonu jest skorupa ziemska.

3. Energia potencjalna krótkożyciowych pochodnych radonu i toronu

Przedmiotem zainteresowania ze względu na oddziaływanie promieniowania jonizującego na organizm człowieka są dwa radonowe izotopy: ^{222}Rn (radon) oraz ^{220}Rn (toron), z których dominującym ze względu na ilość jest ^{222}Rn . Potencjalna szkodliwość tych izotopów dla człowieka związana jest głównie z ich krótkożyciowymi produktami rozpadu będącymi radioaktywnymi izotopami metali ciężkich. Terminem krótkożyciowe produkty rozpadu radonu określa się grupę czterech izotopów: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po a odpowiednio toronu : ^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{212}Po . Izotopy te powstają w powietrzu a więc są z nim wdychane do płuc i jako krótkożyciowe i emitujące najbardziej niebezpieczne dla organizmu promieniowanie α mogą być bardzo szkodliwe, gdy wnikną do naszego organizmu. O ile wdychany z powietrzem radon jest następnie wydychany, to atomy jego metalicznych pochodnych pozostają w naszym układzie oddechowym, głównie w oskrzelach i płucach, gdzie rozpadając się z emisją cząstek α mogą być przyczyną zmian nowotworowych. Uważa się, że dawka promieniowania jonizującego, jaką otrzymuje człowiek w środowisku radonu/toronu, pochodzi od jego krótkożyciowych produktów rozpadu. Miarą ilości tych pochodnych jest wielkość fizyczna zwana stężeniem energii potencjalnej α (w skrócie PAEC)

krótkożyciowych pochodnych radonu/toronu, wyrażona w J/m^3 (lub przelicznikach dziesiętnych: $\mu J/m^3$ i nJ/m^3). Roczna dawkę efektywną od radonu oblicza się jako iloczyn rocznej ekspozycji na pochodne (PAEC·t) i współczynnika DCF konwertującego tę ekspozycję na dawkę efektywną E :

$$E = (PAEC \cdot t) \cdot DCF \quad (1)$$

gdzie E – roczna dawka efektywna w Sv/rok, PAEC - stężenie energii potencjalnej α w J/m^3 , t – czas ekspozycji w h/rok (godz./rok), DCF – współczynnik konwertujący ekspozycję na dawkę w Sv/(J·h/m³).

Energia potencjalna α (PAE) jest zdefiniowana jako całkowita energia α wyemitowana przez atom i jego kolejne produkty rozpadu w trakcie całego cyklu przemian promieniotwórczych i jest wyrażana w megaelektronowoltach (MeV) lub dżulach (J) na atom.

Termin „potencjalna” odnosi się do faktu, że dany atom ma „potencję” wyprodukować pewną ilość energii w trakcie kolejnych przemian jądrowych typu α aż do końca swojego łańcucha. Wyjątkowo dla łańcucha ²²²Rn ostatnim ogniwem jest radioaktywny izotop ²¹⁰Pb, który ma tak długi półokres rozpadu: 22,3 lata, że zanim się rozpadnie, zostanie usunięty z organizmu ze śluzem. Łańcuch torowy kończy się stabilnym izotopem ołowiu ²⁰⁸Pb. W definicji energii potencjalnej (PAE) bierze się pod uwagę jedynie przemiany α , ponieważ one mają decydujące znaczenie dla efektu zdrowotnego.

W Tabeli Radon-3.1 podano stałe rozpadu λ ($\lambda=0,693/T_{1/2}$), energię potencjalną α dla atomów Rn/Tn i ich krótkożyciowych produktów rozpadu oraz całkowitą energię potencjalną α odpowiadającą aktywności równej 1 Bq. Stała rozpadu λ jest aktywnością jednego atomu izotopu, ponieważ z prawa rozpadu promieniotwórczego ($dN/dt = -\lambda \cdot N$) i definicji aktywności ($A = -dN/dt$) wynika wzór na aktywność: $A = \lambda \cdot N$, gdzie N jest liczbą atomów. Z definicji $1eV = 1,6 \cdot 10^{-19} C(kulomb) \times 1V(volt) = 1,6 \cdot 10^{-19} J$ (dżul) wynika zależność: $1MeV = 1,6 \cdot 10^{-4} nJ$.

Tabela Radon-3.1. Stałe rozpadu λ , wartości PAE w MeV odpowiadające jednemu atomowi i PAE w nJ odpowiadające aktywności jednego Bq.

Izotop	Stała rozpadu λ [s^{-1}]	Energia potencjalna α PAE [MeV/atom]	Energia potencjalna α na jednostkę aktywności PAE/ λ [nJ/Bq]
²²² Rn	$2,10 \cdot 10^{-6}$	5,5+6+7,7=19,2	1463
²¹⁸ Po	$3,79 \cdot 10^{-3}$	6+7,7=13,7	0,58
²¹⁴ Pb	$4,31 \cdot 10^{-4}$	7,7	2,86
²¹⁴ Bi	$5,80 \cdot 10^{-4}$	7,7	2,12
²¹⁴ Po	4200	7,7	$0,293 \cdot 10^{-6}$
²²⁰ Rn	0,0125	6,3+6,8+7,8 ^{a)} =20,9	0,268
²¹⁶ Po	4,62	6,8+7,8 ^{a)} =14,6	$0,506 \cdot 10^{-3}$
²¹² Pb	$1,81 \cdot 10^{-5}$	7,8 ^{a)}	69
²¹² Bi	$1,91 \cdot 10^{-4}$	7,8 ^{a)}	6,54
²¹² Po	$2,33 \cdot 10^6$	8,8	$0,60 \cdot 10^{-9}$

^{a)} Średnia ważona: 36% * 6,1 + 64% * 8, 8 = 7,80

Ponieważ stała rozpadu radonu jest znacznie mniejsza od stałych rozpadu jego krótkożyciowych pochodnych, możliwa jest równowaga promieniotwórcza między radonem i jego pochodnymi. Jest ona osiągana dla ²²²Rn po ok. 3 godz. Przy założeniu pełnej

równowagi promieniotwórczej radonu (^{222}Rn) i jego pochodnych całkowita energia potencjalna α dla wszystkich czterech pochodnych odpowiadająca aktywności radonu równej 1 Bq jest sumą:

$$1\text{Bq} = (0,58 + 2,86 + 2,12 + 0,29 \cdot 10^{-6}) \text{ nJ} = \mathbf{5,56 \text{ nJ}}, \quad \text{stad} \quad \mathbf{1\text{nJ} = 0,18 \text{ Bq}}. \quad (2)$$

Odpowiednio dla toronu (Tn) suma ta wynosi:

$$1\text{Bq} = (0,506 \cdot 10^{-3} + 69 + 6,54 + 0,60 \cdot 10^{-9}) \text{ nJ} = \mathbf{75,52 \text{ nJ}}, \quad \text{stad} \quad \mathbf{1\text{nJ} = 0,013 \text{ Bq}}. \quad (3)$$

W metrologii i dozymetrii radonowej posługujemy się wielkościami zarówno aktywności radonu jak i energii potencjalnej α odniesionymi do jednostki objętości powietrza, najczęściej m^3 , czyli stężeniami: $\text{PAEC}[\text{nJ}/\text{m}^3] = \text{PAE}[\text{nJ}]/V[\text{m}^3]$, gdzie V jest objętością powietrza zawierającą mieszaninę produktów rozpadu radonu o energii potencjalnej PAE.

Stan równowagi promieniotwórczej między izotopem macierzystym i jego krótkożyciowymi pochodnymi opisuje współczynnik równowagi F. Współczynnik ten jest zdefiniowany jako stosunek rzeczywistego (zmierzonego) stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych w badanym powietrzu do stężenia (wirtualnego) energii potencjalnej α pochodnych odpowiadającego pełnej równowadze ze stężeniem (rzeczywistym) radonu: $F = \text{PAEC}_{\text{rzecz.}} / \text{PAEC}_{\text{wirt.}}$, gdzie z równania (2) obowiązującego dla $F=1$: $\text{PAEC}_{\text{wirt.}} = 5,56 \cdot C_{\text{Rn}}$, po podstawieniu:

$$F = \frac{\text{PAEC}_{\text{rzecz.}}}{5,56 \cdot C_{\text{Rn}}} \quad (4)$$

przy czym wielkość PAEC wyrażona jest w $\text{nJ} \cdot \text{m}^{-3}$ a C_{Rn} w $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$. Innymi słowami stężenie aktywności „gazowego” (jak się czasem mówi) radonu wyraża się, korzystając z równania (2), za pomocą (wirtualnego) stężenia energii potencjalnej α jego pochodnych (wyrażonego w nJ/m^3), z którymi radon byłby w równowadze. To samo odnosi się do toronu, dla którego należy skorzystać z równania (3) obowiązującego dla $F=1$.

Zamiennie współczynnik F można obliczyć za pomocą stosunku równoważnego stężenia radonu EC (czyli wirtualnego) odpowiadającego stanowi równowagi z pochodnymi o energii potencjalnej $\text{PAEC}_{\text{rzecz.}}$ (w $\text{nJ} \cdot \text{m}^{-3}$): $\text{EC} = 0,18 \cdot \text{PAEC}_{\text{rzecz.}}$, do rzeczywistego czyli zmierzonego stężenia radonu C_{Rn} :

$$F = \frac{\text{EC}}{C_{\text{Rn}}} = \frac{0,18 \cdot \text{PAEC}_{\text{rzecz.}}}{C_{\text{Rn}}} \quad (5)$$

Współczynnik F jest wielkością niemianowaną (czasami wyraża się go też w %) i przybiera wartości w przedziale od 0 do 1 (lub od 0% do 100%). W związku z bardzo dużą skłonnością pochodnych radonu do osadzania się na powierzchniach (tzw. zjawisko plate-out) stan pełnej równowagi między radonem i jego pochodnymi w powietrzu w naturalnych warunkach występuje bardzo rzadko. W budynkach obserwuje się zmienność tego współczynnika w granicach od 0,1 do 0,9 z typową wartością $F = 0,4$.

Dla przykładu, jeśli zmierzmy PAEC w pomieszczeniu i przyjmiemy średni współczynnik równowagi $F=0,4$, to możemy wyznaczyć ze wzoru (4) stężenie „gazowego” radonu:

$$C_{\text{Rn}}[\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}] = \frac{\text{PAEC}[\text{nJ} \cdot \text{m}^{-3}]}{0,4 \cdot 5,56} = 0,45 \cdot \text{PAEC}[\text{nJ} \cdot \text{m}^{-3}]$$

Często łatwiej jest wykonać pomiar stężenia radonu i wtedy, żeby oszacować dawkę musimy obliczyć odpowiadające mu PAEC dla przyjętego współczynnika F:

$$\text{PAEC} [\text{nJ} \cdot \text{m}^{-3}] = 5,56 \cdot C_{\text{Rn}} [\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}] \cdot F.$$

4. Metody i przyrządy do pomiaru stężenia aktywności radonu i jego pochodnych

Techniki pomiarowe stosowane do pomiaru stężeń aktywności radonu, toronu i ich pochodnych oparte są na rejestrowaniu emitowanego przez nie promieniowania α , β i γ . Stosuje się najczęściej następujące metody detekcji: jonizacyjna komora impulsowa, detektory scyntylicyjne z siarczkiem cynku aktywowanym srebrem ZnS(Ag), spektrometry α z półprzewodnikowymi detektorami krzemowymi i barierą powierzchniową, spektrometry γ z kryształami scyntylicyjnymi jodku sodu aktywowanego talem NaJ(Tl) lub germanowo-litowymi półprzewodnikami GeLi, detektory śladowe cząstek α w plastikach typu CR-39 i LR-115, detektory z węglem aktywowanym i detektory elektretowe.

Metody pomiarowe są kategoryzowane:

- ze względu na mierzoną wielkość fizyczną na metody do pomiaru stężenia aktywności radonu albo stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu
- ze względu na sposób pobierania próby powietrza: na metody pasywne niewymagające zasilania i aktywne wymagające zasilania prądem
- ze względu na okres pobierania próby powietrza na metody chwilowe i całkujące. Metody całkujące mogą być pasywne np. niektóre detektory i aktywne np. przyrządy mierzące i rejestrujące w trybie ciągłym.

Jeśli chcemy zbadać zmienność stężenia aktywności radonu w czasie, stosujemy monitory radonowe pozwalające zapisywać w sposób ciągły przebieg stężenia radonu w czasie. Monitory stosuje się też w komorze radonowej do wzorcowania wszelkich metod pomiarowych jako przyrządy referencyjne. Jeśli natomiast celem pomiaru jest oszacowanie zagrożenia dla zdrowia osób przebywających w jakimś środowisku używamy najczęściej detektorów: śladowych, węglowych lub elektretów, które uśredniają stężenie radonu w wymaganym dłuższym lub krótszym okresie ekspozycji. Są one małe, znacznie tańsze niż przyrządy i nie wymagają obsługi technika. Detektory węglowe w systemie z licznikiem ciekłoscyntylicyjnym oraz detektory śladowe są detektorami do jednorazowego użytku. Elektrety mogą być używane kilkakrotnie do spadku potencjału do dozwolonej wartości minimalnej. Detektory węglowe w systemie ze spektrometrem γ lub w połączeniu z detektorami termoluminescencyjnymi oraz komory Lucasa są detektorami wielokrotnego użytku.

4.1. Detektory radonowe

4.1.1. Komory Lucasa

Jedną z najstarszych metod pomiaru stężenia radonu w powietrzu jest system komór scyntylicyjnych, zwanych komorami Lucasa, z fotopowielaczem i licznikiem impulsów elektrycznych. Komora Lucasa jest to naczynie o kształcie najczęściej walca i objętości w zakresie od 0,09 do 3,0 dm³, najczęściej ok. 0,2dm³, którego wewnętrzne ściany pokryte są scyntylatorem: siarczkiem cynku aktywowanym srebrem ZnS(Ag) a dno jest przepuszczalne dla światła scyntytacji (Rys.Radon-4.1.1.1), padającego na połączony z komorą fotopowielacz w szczelnej dla światła obudowie. Komory Lucasa używane są zarówno do pomiarów chwilowych jak i ciągłych. Wykonane są z metalu, plastiku lub szkła i mają dwa zawory. Chwilowy pomiar stężenia radonu polega na odpompowaniu powietrza z komory, napełnieniu jej badanym powietrzem przez filtr odcinający pochodne, odczekaniu ok. 3 godz., żeby

wytworzyła się równowaga promieniotwórcza radonu z pochodnymi powstałymi w komorze i zliczeniu impulsów na jednostkę czasu. Cząstki α padając na ścianki pokryte scyntylatorem wywołują scyntylacje, które fotopowielacz przetwarza na impulsy elektryczne i które po wzmacnieniu zliczane są przez licznik impulsów.



Rys.Radon-4.1.1.1. Fotografia typowych komór Lucasa

4.1.2. Detektory z węglem aktywowanym.

Detektory z węglem aktywowanym wykorzystują zdolności adsorpcyjne węgla w stosunku do radonu. Detektory węglowe wymagają ekspozycji od 2 do 4 dni. Po okresie ekspozycji są one poddane analizie pomiarowej w laboratorium. Stosuje się różne techniki analizy laboratoryjnej detektorów węglowych:

- pomiar promieniowania γ emitowanego przez produkty rozpadu radonu powstałe w węglu aktywowanym w czasie i po ekspozycji. Węgiel po wygrzaniu w temp. ok. 200°C przez kilka godzin może być oczyszczony z radonu i nadaje się do ponownego użycia.
- zliczanie cząstek α i β emitowanych przez radon i jego pochodne w liczniku ciekłoscyntylacyjnym. W metodzie tej po zakończonej ekspozycji nalewa się do detektora ciekły scyntylator na bazie ksylenu (np. Insta-Fluor), którego pary powodują desorpcję radonu z węgla aktywowanego. Radon przechodzi do scyntylatora, gdzie rozpada się tworząc pochodne. Proces desorpcji i wytworzenie równowagi promieniotwórczej w scyntylatorze trwa ok. 8-10 godz. od zalania scyntylatorem. Cząstki α i β wywołują scyntylacje, które po przetworzeniu przez fotopowielacz na impulsy elektryczne są zliczane z wydajnością bliską 100% przez licznik impulsów. Częstość scyntylacji jest miarą liczby cząstek α i β wyemitowanych w jednostce czasu i zależy od aktywności zaadsorbowanego radonu w węglu i w konsekwencji od stężenia radonu w mierzonym powietrzu. Powszechnie używany jest amerykański system pomiarowy PicoRad (Rys.Radon-4.1.2.1), w którym wykorzystuje się komercyjnie dostępne detektory węglowe firmy Accustar w postaci małych cylindrów (Rys.Radon-4.1.2.2.), w których górnej części umieszczony jest transparentny dla gazu pojemniczek z węglem aktywowanym wymieszany z silikazalem (skutecznym sorbentem pary wodnej).

Do pomiaru częstości scyntylacji detektor umieszcza się w studzience fotopowielacza. Licznik ciekłoscyntylacyjny TRI CARB 1900 firmy Packard-Canberra wyposażony jest w program przeliczający zmierzoną częstość zliczeń na stężenie radonu dla wprowadzonych do programu: daty i godziny początku i końca ekspozycji, daty i godz. zalania scyntylatorem i godz. pomiaru w liczniku oraz temperatury podczas ekspozycji.

Węgla nie daje się oczyścić z par scyntylatora metodą wygrzewania i dlatego detektory te nie nadają się do ponownego użycia. Metody oparte na detektorach węglowych dają informację o stężeniu jedynie radonu, nawet gdy w badanym powietrzu występują oba izotopy: radon i toron. Toron bowiem choć zaadsorbowany w węglu, ze względu na swój bardzo krótki półokres rozpadu, rozpadnie się zanim zostanie wykonana analiza

laboratoryjna. Dolny próg detekcji systemu PicoRad wynosi ok. $11 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ dla dwudniowej ekspozycji.

Stosuje się również detektory węglowe w połączeniu z detektorami termoluminescencyjnymi (TL), które, umieszczone w węglu aktywowanym, magazynują energię promieniowania γ emitowanego przez produkty rozpadu radonu i toronu, który został zaadsorbowany w węglu w czasie ekspozycji. Detektory węglowe z detektorami TL mogą być ekspozycjonowane przez okres miesiąca i dają informację o scałkowanym po czasie stężeniu sumy obu izotopów radonu i toronu. Dzieląc wynik przez czas otrzymujemy wartość średnią stężenia sumy obu izotopów w okresie ekspozycji.

Wadą wszystkich metod opartych na węglu aktywowanym jest duży wpływ wilgotności względnej i temperatury badanego powietrza na zdolność adsorpcji węgla. Zdolność adsorpcji jest odwrotnie proporcjonalna do temperatury i można ją korygować. Zależność od wilgotności względnej można do pewnego stopnia niwelować skracając czas ekspozycji i mieszając węgiel z silikażelem, który wprawdzie adsorbuje chętnie parę wodną ale też częściowo radon.



Rys. Radon-4.1.2.1. Elementy systemu PicoRad: licznik ciekłoscyntylacyjny Tri Carb 1900 TR, detektory węglowe i ciekły scyntylator.



Rys.Radon-4.1.2.2. Detektory węglowe firmy Accustar - system PicoRad.

4.1.3. Detektory śladowe

Jeśli chcemy mieć wynik uśredniony z dłuższego czasu ekspozycji, od trzech miesięcy do roku, używamy detektorów śladowych. Radonowe detektory śladowe mają postać niewielkiego plastikowego pojemnika, zwanego komorą dyfuzyjną, (przykłady na Rys.Radon-4.1.3.1.), do którego dyfunduje powietrze z otoczenia przez filtr odcinający aerozole, w tym produkty rozpadu radonu. Na dnie pojemnika umieszczona jest folia o firmowej nazwie CR-39 (poliwęglan allilo diglikolowy –PADC), od 1947r. w USA stosowana do produkcji soczewek w okularach optycznych a wcześniej też w USA w czasie II wojny światowej do wzmacniania tanków paliwowych w bombowcach B-17 (nazwa pochodzi od programu “Columbia Resin #39”). Na początku lat 60-tych XX w. R.L. Fleisher, P.B. Price i R. M. Walker zauważyli, że folia ta ma taką właściwość, że silnie jonizujące cząstki np. cząstki α przenikając przez nią uszkadzają na swojej drodze wiązania chemiczne, tworząc niewidoczny tor utajony. W wyniku wytrawienia chemicznego czyli poddania działaniu stężonej (40%) zasady sodowej w podwyższonej temperaturze 70-80° C staje się on widoczny pod mikroskopem. Radon i powstałe w komorze dyfuzyjnej pochodne emitują cząstki α , które padając na folię tworzą ślady w kształcie kółek i stożków. Gęstość śladów, zliczana pod mikroskopem za pomocą skomputeryzowanego układu (Rys.Radon-4.1.3.2.), odpowiada liczbie cząstek α , które je wytworzyły i jest proporcjonalna do stężenia radonu w badanym powietrzu oraz czasu ekspozycji. Detektory z folią CR-39 muszą być uprzednio wykalibrowane w kalibracyjnej komorze radonowej w znanym stężeniu radonu. W wyniku kalibracji otrzymuje się współczynnik kalibracji w_k , który przyporządkowuje zmierzoną gęstość śladów N śl./mm² scałkowanemu po czasie stężeniu radonu Exp_{Rn} [Bq·h·m⁻³] (Exp_{Rn} - ekspozycja na radon, h – godz.) :

$$w_k = \frac{E_{Rn} [Bq \cdot h / m^3]}{N [\text{śl.} / mm^2]} \quad (6)$$

Znając gęstość śladów X [śl./mm²] po ekspozycji oraz gęstość śladów odpowiadającą folii nieekspozowanej na radon X_0 [śl./mm²] i czas ekspozycji t [h] obliczamy średnie stężenie radonu ze wzoru:

$$C_{Rn} [Bq/m^3] = (X - X_0) \cdot w_k / t \quad (7)$$



Rys.Radon-4.1.3.1. Przykłady komór dyfuzyjnych z detektorami śladowymi.

Folie CR-39 rejestrują cząstki α w bardzo szerokim zakresie energii od ok. 0,1 MeV do ponad 20 MeV, nie są czułe na promieniowanie β i γ i w warunkach środowiskowych nie wykazują zależności od temperatury i wilgotności względnej powietrza. Nie obserwuje się też

zjawiska zaniku śladów (tzw. fading) podczas przechowywania folii po ekspozycji. W dozymetrach radonowych stosuje się również folie LR-115 firmy Kodak. Rejestrują one cząstki α o energiach w znacznie mniejszym zakresie energii, poniżej 4 MeV. Detektory z ich użyciem wykazują większą zależność gęstości śladów od ciśnienia atmosferycznego: im mniejsze ciśnienie tym większa gęstość śladów.

Detektory śladowe mogą być ekspozowane w mieszkaniach i miejscach pracy wiele miesięcy a nawet rok i dostarczają wtedy średnią wartość stężenia radonu z uwzględnieniem zmian zarówno dobowych jak i sezonowych. Dają więc dobrą podstawę do oceny zagrożenia od radonu dla zdrowia mieszkańców lub pracowników.



Rys. Radon-4.1.3.2. Układ do zliczania gęstości śladów w detektorach CR-39.

Ocenia się, że do komory dyfuzyjnej z detektorem śladowym, w wyniku zastosowanego filtra, przenika ok. 10% toronu.

Komercyjnie dostępny jest kompleksowy system oparty na detektorach śladowych CR-39 węgierskiej firmy RadoSys Kft.

Warto wspomnieć, że niedawno zaobserwowano, że płyty CD i DVD również rejestrują cząstki α i po elektrochemicznej obróbce mogą służyć do retrospektywnej oceny stężenia radonu i toronu w domach, w których były przechowywane.

4.1.4. Jonizacyjne komory elektretowe (elektrety)

Trzecią grupę detektorów radonowych stosowanych do pomiaru radonu w domach, dającą możliwość odczytu uśrednionej wartości stężenia radonu w dłuższym okresie czasu, stanowią elektrety. Elektret jest teflonowym (polytetrafluoretylen) dyskiem o trwałym dodatnim potencjale (elektryczny odpowiednik magnezu trwałego). Umieszczony na dnie pojemnika tworzy komorę jonizacyjną. Pojemnik wykonany jest z przewodzącego plastiku, żeby zapobiec nierównomiernemu rozkładowi ładunków elektrostatycznych. W czasie ekspozycji badane powietrze dyfunduje do pojemnika poprzez filtr odcinający aerozole, w tym produkty rozpadu radonu. Pole elektrostatyczne istniejące w komorze powoduje przyciąganie do dodatnio naładowanego dysku ujemne jony wytworzone w wyniku jonizacji powietrza przez promieniowanie α emitowane przez radon i powstałe z niego w komorze pochodne. To powoduje spadek powierzchniowego potencjału na dysku proporcjonalny do stopnia jonizacji a więc stężenia radonu i czasu ekspozycji. Przed i po ekspozycji wykonuje

się specjalnym zbliżeniowym czytnikiem pomiar powierzchniowego potencjału dysku. Na Rys.Radon-4.1.4.1. pokazany jest czytnik i elektretowe komory jonizacyjne E-PERM system.

Ważne jest, żeby odczyty potencjałów były wykonane w tej samej temperaturze, ponieważ temperatura wpływa na kształt dysku (wybrzuszenie lub wklęsłość) a przez to na odległość dysku od czujnika w czytniku, co wpływa na wynik odczytu. Różnica potencjałów jest miarą ekspozycji na radon $E_{exp.Rn}$ [$Bq \cdot h / m^3$] w badanym powietrzu czyli iloczynu średniego stężenia radonu przez czas. Ponieważ zewnętrzne promieniowanie γ również powoduje niewielką jonizację w komorze zwiększając nieznacznie spadek potencjału, należy uwzględnić tło γ w badanym pomieszczeniu. Producentem systemu pomiarowego opartego na elektretach jest amerykańska firma Rad Elec E-PERM. Należy korzystać z podanego przez producenta zakresu potencjału od ok. 750V do 200V, w którym zachodzi liniowość między ekspozycją na radon a różnicą potencjału. Można więc używać elektret kilkakrotnie ale jedynie dopóki jego potencjał jest większy niż 200V.



Rys. Radon-4.1.4.1 E-PERM-system: zbliżeniowy czytnik potencjału i komory elektretowe.

Producent oferuje dwa rodzaje dysków. Cieńsze, mniej czułe do dłuższych ekspozycji, od 3 do 6 miesięcy, o czułości $0,0045V/(Bq \cdot m^{-3} \cdot d)$ oraz grubsze, bardziej czułe do krótszych ekspozycji, od 2 do 7 dni, mające czułość $0,054V/(Bq \cdot m^{-3} \cdot d)$, gdzie d oznacza dobę. Próg detekcji dla czulszych elektretów wynosi $7 Bq \cdot m^{-3}$ dla trzydniowej ekspozycji. Rys.Radon-4.1.4.1 przedstawia komory elektretowe i czytnik do pomiaru powierzchniowego potencjału. Elektrety nie są czułe na zmiany temperatury, wilgotności względnej oraz mechaniczne wstrząsy. Wadą tego systemu jest dość duże niebezpieczeństwo przypadkowego spadku potencjału podczas manipulacji związanej z pomiarem potencjału.

4.2. Przyrządy radonowe

Do pomiarów ciągłych stężenia radonu w powietrzu atmosferycznym, w pomieszczeniach i w radonowej komorze kalibracyjnej używa się przyrządów pracujących w trybie ciągłym i rejestrujących średnie wartości radonu w zadanym cyklu pomiarowym. Monitorami radonowymi pracującymi w trybie ciągłym można badać dobowe i sezonowe zmiany stężenia radonu w środowisku, ponieważ zapisują one uśrednione stężenia radonu w zadanych okresach pomiarowych. Najpopularniejszym tego typu przyrządem jest wysokiej

klasy przenośny monitor AlphaGuard niemieckiej firmy Genitron Instruments GmbH oparty na zasadzie komory jonizacyjnej o objętości czynnej $0,56 \text{ dm}^3$ i napięciu 750VDC (Rys.Radon-4.2.1.).

Badane powietrze wnika dyfuzyjnie przez filtr, odcinający aerosole oraz częściowo toron, do komory, w której zawarty w nim radon rozpada się tworząc pochodne. Promieniowanie α emitowane przez radon i pochodne jonizują powietrze generując w polu elektrycznym komory prąd, którego natężenie jest proporcjonalne do liczby cząstek α a przez to do stężenia radonu. Monitor ten może pracować w trybie dyfuzyjnym w cyklu 10-minutowym lub godzinnym oraz w trybie przepływowym, z użyciem pompki, w cyklu 1-minutowym lub 10-minutowym. Tryb przepływowy stosuje się głównie do pomiaru stężenia radonu w powietrzu glebowym. Monitor AlphaGuard ma również wmontowane czujniki temperatury, wilgotności względnej i ciśnienia i rejestruje te trzy parametry równolegle ze stężeniem radonu. Ponadto jest przystosowany do współpracy z monitorem stężenia energii potencjalnej α . Producent podaje, że liniowość jest zachowana w zakresie pomiarowym od 2 Bq/m^3 do 2MBq/m^3 a czułość przyrządu wynosi $5\text{cpm}/100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (cpm – zliczenia na min.).



Rys. Radon-4.2.1. Przenośny monitor radonowy AlphaGUARD firmy Genitron GmbH.

Przenośne monitory RTM2200 niemieckiej firmy SARAD GmbH oraz RAD7 amerykańskiej firmy DurrIDGE Company, Inc. (Rys. Radon-4.2.2.) działają na zasadzie elektrostatycznej kolekcji zjonizowanych atomów pierwszej pochodnej radonu/toronu $^{218}\text{Po}/^{216}\text{Po}$ na powierzchni półprzewodnikowego detektora krzemowego typu PIPS w komorze pomiarowej w wysokim napięciu (2200 V w RAD7).

Detektor półprzewodnikowy przetwarza energię cząstek α na impulsy elektryczne o amplitudzie proporcjonalnej do energii cząstki α . Liczba impulsów jest proporcjonalna do liczby cząstek α i w konsekwencji do stężenia $^{218}\text{Po}/^{216}\text{Po}$. Ponieważ izotopy te mają półokresy rozpadu krótsze ($3,05\text{min.}/0,15\text{s}$) w porównaniu z macierzystymi radonem/toronem ($3,82\text{dni}/55,6\text{s}$), są one z nimi praktycznie zawsze w pełnej równowadze promieniotwórczej.

W monitorze RAD7 zainstalowana jest pompka zapewniająca przepływ $1\text{dm}^3/\text{min}$. przez półkolistą komorę pomiarową o objętości $0,750\text{dm}^3$. Czułość tego przyrządu jest równa $0,014 \text{ cpm}/(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$ i próg detekcji dla jednogodzinnego pomiaru ok. $150\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ z 10% odchyleniem standardowym.

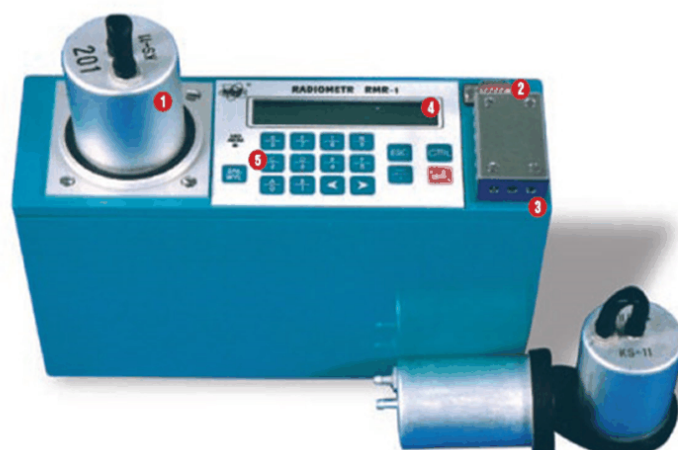
W przyrządach pracujących w trybie pracy ciągłej stosuje się również komory Lucasa jako detektory radonu. W monitorze AB-5 firmy kanadyjskiej Pylon pompka w sposób ciągły przepompowuje badane powietrze przez komorę Lucasa w zakresie regulowanym od 0 do $3,7\text{dm}^3/\text{min}$. Zależnie od zastosowanego przepływu i objętości komory Lucasa próg detekcji wynosi od 1 do 37 Bq/m^3 .

Podobny przenośny przyrząd, radiometr MR-1, skonstruowany został w Zakładzie Aparatury i Metod Izotopowych Instytutu Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie (Rys.Radon-4.2.3). Jest on przystosowany do pomiarów zarówno jednorazowego poboru próby jak i do trybu pracy ciągłej. Dla pracy w trybie ciągłym w cyklu godzinowym próg detekcji wynosi 11 Bq/m^3 .



Rys. Radon-4.2.2. Przenośne monitory radonowo/toronowe: RTM2200 niemieckiej firmy SARAD i RAD7 amerykańskiej firmy DurrIDGE Company.

Należy pamiętać, że pochodne radonu/toronu osadzają się trwale na ściankach komory Lucasa i nie jest możliwe ich całkowite usunięcie przez przepłukanie komory czystym, wolnym od radonu, powietrzem. Dlatego następny pomiar można wykonać dopiero po 3 godzinach od przepłukania komory, kiedy krótkożyciowe pochodne osadzone na ściankach rozpadną się. Długożyciowe pochodne radonu zostają na ściankach zwiększając tło komory w miarę starzenia się i podwyższając dolny próg detekcji. Dlatego zaletą tego radiometru jest łatwa wymienialność komór Lucasa w przyrządzie.



Rys. Radon-4.2.3.. Fotografia miernika MR-1. Oznaczenia: 1-wymienna komora Lucasa, 2-gniazdo portu szeregowego i ładowania akumulatora, 3-czujniki temperatury, 4-wyświetlacz, 5-klawiatura.

4.3 Metody pomiaru stężenia radonu w powietrzu glebowym i w wodzie

Pomiar radonu w powietrzu glebowym wykonuje się stosując na ogół te same przyrządy co do powietrza atmosferycznego np. monitor AlphaGUARD lub RAD7. Wymagają one jednak zawsze zastosowania pompki, która przez wbity do podłoża igłę przepompuje powietrze glebowe przez komorę pomiarową przyrządu. Trudność techniczna zwykle polega na tym, żeby tak pompować przez igłę powietrze, by uniemożliwić mieszanie się powietrza glebowego z powietrzem atmosferycznym. Trzeba również zdawać sobie sprawę z tego, że powietrze glebowe zawiera najczęściej dużo toronu. Jeśli więc chcemy zmierzyć stężenie samego radonu, musimy albo zastosować pomiar spektrometryczny, taki jak w monitorze RAD7, który różnicuje te dwa izotopy albo zastosować jakąś metodę odcięcia toronu. Jedną z możliwości jest użycie tak długiego węża, żeby toron zdążył się rozpaść zanim dotrze do komory pomiarowej np. monitora AlphaGUARD.

Niektórzy badacze stosują też detektory śladowe CR-39 w małych kapsułkach, które zakopują głęboko w podłożu i otrzymują wynik uśredniony dla czasu ekspozycji dla sumy obu izotopów: radonu i toronu.

Do pomiaru stężenia radonu w wodzie stosuje się metodę licznika ciekłoscyntylacyjnego np. system PicoRad. Polega on na zalaniu próbki badanej wody ciekłym scyntylatorem, odczekaniu 3 godzin, żeby wytworzyła się równowaga promieniotwórcza między radonem i jego pochodnymi i wykonaniu pomiaru częstości zliczeń scyntylacji przetworzonych przez fotopowielacz na impulsy elektryczne.

Inne metody pomiaru stężenia radonu w wodach wymagają wypłukania radonu z wody do powietrza w bardzo szczelnym zamkniętym układzie z pompką i barboterami a następnie zastosowania pomiaru stężenia radonu w tym powietrzu np. monitorem AlphaGUARD. Dodatkowe wyposażenie AquaKIT do pomiaru radonu w wodzie monitorem AlphaGUARD przedstawia fotografia na Rys. Radon-4.3.1.

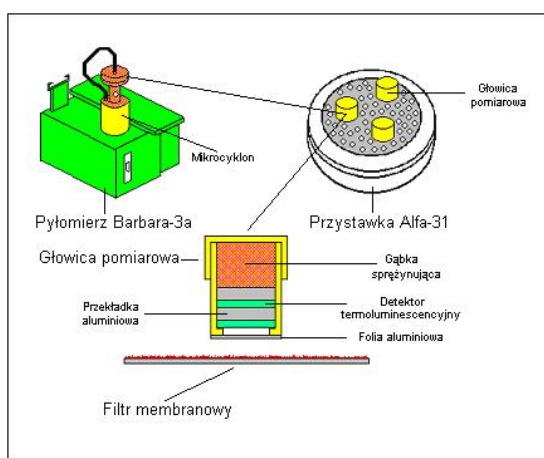


Rys.Radon-4.3.1. Zestaw AquaKIT do pomiaru stężenia radonu w próbce wody za pomocą monitora AlphaGUARD.

4.4 Metody pomiaru stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu w powietrzu

Długookresowe pomiary stężenia energii potencjalnej α wykonuje się niekiedy za pomocą otwartych detektorów śladowych. Np. umieszcza się je na kaskach górników.

Zdecydowana jednak większość metod pomiaru energii potencjalnej α pochodnych radonu oparta jest na technice gromadzenia pochodnych radonu na filtrze, o wysokim współczynniku wydajności filtracji, w wyniku przepompowania znanej objętości badanego powietrza i pomiarze aktywności α filtru w czasie lub po zakończonym pompowaniu. Stosowane są różne metody pomiaru α -aktywności filtru. W polskich kopalniach węgla kamiennego do regularnej kontroli poziomu stężenia pochodnych radonu stosuje się głównie dwie metody: metodę przystawki alfa-3 (Rys.Radon-4.4.1.) i radiometr górniczy RGR-40 (Rys.Radon-4.4.2.).



Rys. Radon-4.4.1.. Metoda przystawki Alfa-31.

W metodzie tzw. przystawki alfa-31, opracowanej w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach, współpracującej z pyłomierzem „Barbara 3A” jako pompką ($5 \text{ dm}^3/\text{min.}$) energia promieniowania α emitowanego przez produkty rozpadu radonu zgromadzone na membranowym filtrze jest magazynowana w detektorach termoluminescencyjnych (TL) $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ w sposób ciągły w czasie przepompowywania (ok.6godz.) oraz przez kilka godzin po jego zakończeniu. Próg detekcji wynosi $0,05 \mu\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ na poziomie ufności 0,95.



Rys. Radon-4.4.2.. Radiometr górniczy RGR-40.

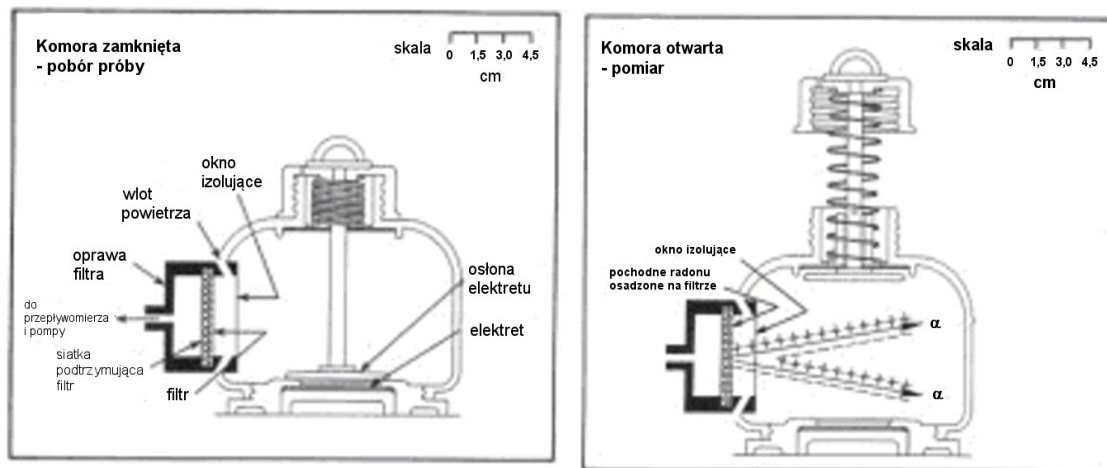
Radiometr górniczy RGR - 40, produkowany w Instytucie Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie, przystosowany jest do pracy w kopalniach zaliczanych do pierwszej kategorii zagrożenia metanowego. Pracuje w trybie krótkookresowego poboru próby powietrza. Cykl pomiarowy trwa 15 min. i jest zautomatyzowany. Odbywa się wg tzw. reżimu Markowa przedstawionego na Rys.Radon-4.4.3.: 5 minutowy pobór próby – jednonumutowa przerwa – 3 minutowy pierwszy pomiar zliczeń – 3 minutowa przerwa – 3 minutowy drugi pomiar.

Powietrze przepompowywane jest z wydajnością $2\text{dm}^3/\text{min}$. przez filtr z włókniny szklanej o średnicy 20mm umieszczony w bliskim kontakcie z detektorem krzemowym o powierzchni 300mm^2 . Przepływ kontrolowany jest wewnętrznym rotametrem. Na podstawie zliczeń impulsów w dwu okresach: N1 i N2 minikomputer oblicza stężenie energii potencjalnej α oraz stężenie aktywności poszczególnych pochodnych radonu używając współczynnika kalibracji w_k wprowadzonego uprzednio do pamięci. Wyniki są zapamiętane w pamięci operacyjnej i wyświetlane na wyświetlaczu. Dolny próg detekcji radiometru jest relatywnie dosyć wysoki, choć wystarczająco niski w stosunku do stężenia pochodnych radonu panującego w kopalniach, i wynosi $1\mu\text{J}/\text{m}^3$.



Rys. Radon-4.4.3. Schemat trybu pomiarowego Markowa

Rys. Radon-4.4.4. pokazuje schemat działania elektretów dostosowanych do pomiaru stężenia energii potencjalnej α . Pobór próby powietrza następuje w komorze zamkniętej, kiedy wieczko jest zakręcone i elektret zasłonięty osłoną, przez przeciągnięcie znanej objętości powietrza przez filtr. Do pomiaru aktywności filtru odkręca się wieczko jednocześnie odsłaniając elektret. Promieniowanie α pochodnych radonu zebranych na filtrze jonizuje powietrze w komorze powodując spadek potencjału elektretu.



Rys.Radon-4.4.4. Schemat działania systemu E-PERM jako detektorów PAEC.

Przykładem monitorów energii potencjalnej α pracujących w trybie ciągłym są dwa kanadyjskie monitory: bardzo prosty, mały i lekki (0,5kg) Radon WL Meter firmy Thomson&Nielsen (Rys. Radon-4.4.5) oraz znacznie bardziej złożony, wyposażony w analizator wielokanałowy monitor WLx (też przenośny:5,5kg) firmy Pylon (Rys.Radon-4.4.6) pracujący zarówno w trybie ciągłym jak i w trybie krótkiego poboru próby (tryb spektrometryczny), rozróżniający w obu trybach pochodne radonu i toronu. Oba monitory

używają membranowych filtrów ($0,8\mu\text{m}$) o średnicy 25mm. Nazwy tych monitorów pochodzą od historycznej jednostki stężenia energii potencjalnej α „working level” (WL), spoza systemu SI, wciąż jednak używanej na kontynencie amerykańskim. Jeden WL jest definiowany jako dowolna kombinacja pochodnych radonu w jednym litrze powietrza, w którym uwolniona zostanie całkowita energia α równa $1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV}$ ($20,8 \cdot 10^{-8} \text{ J}$) tak więc $1\text{mWL} = 20,8\text{nJ/m}^3$. Radon WL Meter współpracuje z monitorem radonowym AlphaGUARD firmy Genitron a monitor WLx z radonowym monitorem AB-5 tej samej firmy Pylon. Monitor WLx ma próg detekcji na poziomie $20\text{nJ}\cdot\text{m}^{-3}$.



Rys. Radon-4.4.5. Monitor WL kanadyjskiej firmy Thomson&Nielsen.



Rys. Radon-4.4.6. Monitor WLx kanadyjskiej firmy Pylon.

4.5. Kalibracja

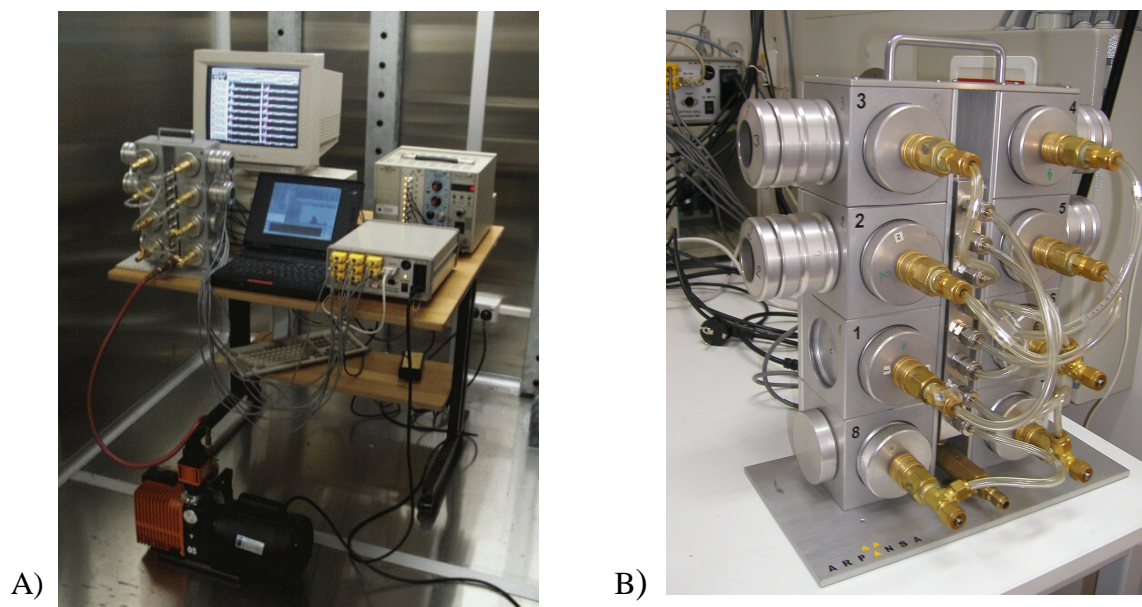
Wszystkie metody i przyrządy wymagają kalibracji czyli powinny mieć określony współczynnik kalibracji w_k , który należy okresowo sprawdzać. Kalibrację wykonuje się w radonowej komorze kalibracyjnej, w której wytwarza się referencyjną atmosferę radonu używając atestowanych źródeł radowych albo przyrządów referencyjnych, które uprzednio były sprawdzone w międzynarodowych porównaniach. Na podstawie pomiarów w znanym stężeniu radonu (C_{Rn}) lub znanym stężeniu energii potencjalnej α (PAEC) wyznacza się współczynnik kalibracji w_k , który przypisuje określoną wartość C_{Rn} lub PAEC wskazaniu przyrządu lub detektora. Rys.Radon-4.5.1 pokazuje fotografię radonowej komory aerozolowo-klimatycznej w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej, w Warszawie.



Rys. Radon-4.5.1. Radonowa komora kalibracyjna w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie.

Komora ta jest szczelnym klimatyzowanym pomieszczeniem o objętości $12,35\text{m}^3$, które ma ścianki wewnętrzne pokryte nierdzewną blachą, żeby nie gromadziły się na nich ładunki elektrostatyczne, które przyciągałyby naładowane atomy pochodnych radonu zwiększając tzw. efekt plate-out. Wchodzi się do niej przez słuźę, żeby nie destabilizować znacznie wytworzonej w niej atmosfery. Dostęp do komory jest również za pomocą rękawic manipulacyjnych oraz licznych przepustów umożliwiających pobór prób powietrza i podłączenie aparatury na zewnątrz komory. W komorze można wytwarzać stabilne dowolne warunki klimatyczne: temperaturę w zakresie od -30°C do $+60^\circ\text{C}$ i wilgotność względną od 5% do 98%, co umożliwia badanie wpływu temperatury i wilgotności względnej na wynik pomiaru dla różnych metod pomiarowych. Do wytwarzania pożądanego stężenia radonu używa się dwu atestowanych źródeł radowych kanadyjskiej firmy Pylon, które umożliwiają wytworzenie stężeń radonu w zakresie do 50kBq/m^3 . Są one umieszczone na zewnątrz komory i radon wprowadzany jest do niej za pomocą pompki w obiegu zamkniętym. Komora ta jest również komorą aerozolową, ponieważ umożliwia wytwarzanie różnych stężeń aerozoli i ich pomiar. Komora jest wyposażona w wodny generator aerozoli amerykańskiej firmy TSI, w oczyszczacz aerozoli, amerykański miernik stężenia aerozoli neutralnych RICH100 oraz w bardzo unikalny australijski przyrząd Spektrometr Średnic Cząstek-

Pochodnych Radonu (w skrócie z ang. RPPSS) przedstawiony na Rys.Radon-4.5.2. Przyrząd ten mierzy stężenie energii potencjalnej α oraz widmo średnic cząstek pochodnych. Może on pracować w trybie pracy ciągłej dając w wyniku całkowite PAEC oraz odpowiadające mu widmo średnic cząstek pochodnych albo w trybie krótkiego poboru próby powietrza dając w wyniku stężenie aktywności poszczególnych pochodnych oraz rozkład średnic tych pochodnych.



Rys. Radon-4.5.2. A) Spektrometr średnic pochodnych radonu (RPPSS). B) głowica pomiarowa spektrometru.

Głowica spektrometru RPPSS (Rys. Radon-4.5.2 B) zbudowana jest z równolegle pracujących ośmiu stopni pomiarowych, z których każdy jest monitorem stężenia energii potencjalnej α z detektorem krzemowym. Poszczególne stopnie różnią się między sobą jedynie tym, co jest na wejściu strumienia powietrza: w pierwszym stopniu pomiarowym powietrze ma wlot swobodny i ten stopień daje w wyniku całkowite PAEC, cztery stopnie tworzące baterię dyfuzyjną mają na wejściu różne siatki dyfuzyjne zatrzymujące małe aerozole o różnych średnicach i trzy pozostałe stopnie mają na wlocie strumienia powietrza impaktory, które różnicują pod względem wielkości większe aerozole. Wyniki zmierzonej energii potencjalnej α z poszczególnych stopni pomiarowych są danymi wejściowymi do algorytmu, który wykonuje dekonwolucję dając na wyjściu rozkład stężenia energii potencjalnej α w zależności od średnicy cząstki. Widmo krótkożyciowych pochodnych radonu składa się zasadniczo z dwu frakcji aerozoli: tzw. frakcji niezwiązanej zawierającej wolne atomy i tzw. klastry utworzone przez atomy pochodnych z molekułami pary wodnej i gazów o średnicach poniżej 10nm i frakcji związanej zawierającej duże aerozole o średnicach kilkaset nm najczęściej do 1000nm. Ponieważ okazało się, że frakcja niezwiązana ma znacznie większy wkład do dawki promieniowania niż związana, ważne jest móc zmierzyć te dwie frakcje, żeby bardziej wiarygodnie obliczyć skuteczną dawkę od pochodnych radonu.

4.6. Wyznaczanie standardowej niepewności wyników

Poniżej podana jest metoda obliczania niepewności standardowej stężenia radonu C_{Rn} i stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu C_{PAE} wg międzynarodowej normy ISO/IEC Guide 98.

Przyjmijmy oznaczenia:

C - stężenie radonu (C_{Rn}) lub stężenie całkowitej energii potencjalnej α (C_{PAE}) w badanym powietrzu

w_k - współczynnik kalibracji wyrażony w stężeniu $C_{Rn}[Bq/m^3]$ lub $C_{PAE}[nJ/m^3]$ odpowiadającemu jednostkowemu wskazaniu przyrządu (np. jednemu impulsowi, jednemu śladowi na cm^2 na godzinę itp.)

A - odczyt przyrządu (np. liczba impulsów, liczba śladów na cm^2 na godzinę itp.) odpowiadający badanemu powietrzu

A_0 - odczyt przyrządu odpowiadający tłu przyrządu (w sytuacji nieobecności radonu np. liczba impulsów dla czystego filtru-szumy elektryczne, liczba śladów na cm^2 na godzinę dla nieeksponowanego detektora, po jego wytrawieniu)

$u(C)$, $u(A)$, $u(A_0)$, $u(w_k)$ – niepewności wielkości fizycznych odpowiednio C, A, A_0 , w_k

$u_{rel}(w_k)$ – niepewność względna współczynnika kalibracji w_k : $u_{rel}(w_k) = u(w_k)/w_k$

k – współczynnik rozszerzenia (k=1 lub 2).

Średnią wartość stężenia radonu w okresie ekspozycji lub stężenie w momencie poboru próby (w przypadku krótkookresowego poboru próby) obliczamy ze wzoru :

$$C = (A - A_0) \cdot w_k \quad (9)$$

a niepewność standardową $u(C)$ ze wzoru:

$$u(C) = k \cdot \sqrt{((u^2(A) + u^2(A_0)) \cdot w_k^2 + C^2 \cdot u_{rel}^2(w_k))} \quad (10).$$

Przykład 1

Komora dyfuzyjna z detektorem śladowym była eksponowana przez $t=90dni=2160h$.

Zmierzono po wytrawieniu detektora: $a = (800 \pm \sqrt{800}) \text{ } \acute{s}l./cm^2$, $a = A \cdot t$.

a dla detektora nieeksponowanego w atmosferze radonu: $a_0 = (30 \pm \sqrt{30}) \text{ } \acute{s}l./cm^2$,

(najczęściej A_0 jest średnią dla wielu nieeksponowanych detektorów).

W wyniku kalibracji tej partii detektorów otrzymano współczynnik kalibracji w_k :

$$w_k = (1250 \pm 125) \frac{Bq/m^3}{\acute{s}l./m^2/h}; \quad u_{rel}(w_k) = 125/1250 = 0,1$$

Ze wzoru (9) obliczamy $C_{Rn} = \left(\frac{a - a_0}{t} \times w_k\right) Bq/m^3$

$$C_{Rn} = (0,37 - 0,014) \text{ } \acute{s}l./cm^2/h \times 1250 \frac{Bq/m^3}{\acute{s}l./m^2/h} = 445 Bq/m^3$$

Ze wzoru (2) obliczamy $u(C_{Rn})$ dla $k = 1$: $u(C_{Rn}) = \sqrt{\frac{a + a_0}{t^2} w_k^2 + C_{Rn}^2 \times u_{rel}^2(w_k)}$

$$u(C_{Rn}) = \sqrt{\frac{800 + 30}{2160^2} \times 1250^2 + 445^2 \times 0,01} = 48 Bq/m^3$$

Tak więc zmierzone stężenie radonu wynosi: $C_{Rn} = (445 \pm 48) Bq/m^3$.

Przykład 2

Wykonano pomiar stężenia całkowitej energii potencjalnej α w pokoju przepompowując powietrze przez filtr z wydajnością $10 \text{ } dm^3/min$. przez 20 min. Po 30 sekundach wykonano 100-sekundowy pomiar aktywności α filtru za pomocą licznika impulsów elektrycznych z detektorem krzemowym uzyskując wynik $A = (230 \pm \sqrt{230}) \text{ } imp./s$. Pomiar 100-sekundowy z czystym filtrem dał wynik $A_0 = (16 \pm 4) \text{ } imp./s$. Współczynnik kalibracji obliczony na podstawie pomiaru w komorze kalibracyjnej przy zachowaniu identycznego trybu pomiaru (tzn. 20min. pompowanie, 30 sekund przerwa, 100 sekund pomiar) i jego względna niepewność wynoszą odpowiednio:

$$w_k = (7,00 \pm 0,73) \frac{nJ / m^3}{imp. / s}; \quad u_{rel.}(w_k) = 0,73/7,00 = 0,1.$$

Stężenie PAEC obliczamy ze wzoru (1): $C_{PAE} = (A - A_0) \times w_k$

$$C_{PAE} = (230-16) \times 7,00 = 1,498 \mu J \cdot m^{-3}$$

Niepewność C_{PAE} dla $k=1$ obliczamy ze wzoru (2):

$$u(C_{PAE}) = \sqrt{(u^2(A) + u^2(A_0))w_k^2 + C_{PAEC}^2 \times u_{rel.}^2(w_k)}$$

$$u(C_{PAE}) = \sqrt{246 \times 49 + 22440} = 186 nJ \cdot m^{-3} = 0,19 \mu J \cdot m^{-3}$$

Tak więc zmierzone stężenie energii potencjalnej α wynosi:

$$C_{PAE} = (1,50 \pm 0,19) \mu J \cdot m^{-3}.$$

Na tej podstawie, przyjmując zgodnie z zaleceniem ICRP Publikacja 65 (1993), że współczynnik równowagi F w pomieszczeniach mieszkalnych i biurowych wynosi ok. 0,4, możemy oszacować stężenie radonu ze wzoru:

$$C_{Rn} = C_{PAE} \times 180 / F$$

gdzie C_{Rn} jest w Bq/m^3 , C_{PAEC} w $\mu J/m^3$ a F jest wielkością niemianowaną;

$$C_{Rn} = 1,50 \times 180 / 0,4 = 675 Bq \cdot m^{-3}.$$

Należy podkreślić, że niepewność stężenia radonu jest też związana z niepewnością współczynnika F , którą trudno oszacować, a więc większa niż obliczone 12,7%.

5. Zawartość radonu w glebie, wodzie i powietrzu

5.1. Radon w glebie

Radon, będąc w normalnych warunkach gazem, jest wszechobecny w naszym środowisku: w glebie, wodzie i powietrzu. Pierwotnym źródłem radonu jest rad zawarty w skorupie ziemskiej. Stężenie radonu zarówno w powietrzu glebowym jak i w przyziemnej warstwie atmosfery nie jest liniową funkcją stężenia radu w glebie. Proces bowiem uwalniania radonu do atmosfery z gleby i z wszelkich produktów pochodzenia mineralnego, np. materiałów budowlanych, zawierających rad odbywa się w wyniku trzech procesów: emanacji, transportu i ekshalacji.

Emanacja polega na „wyrzuceniu” atomu radonu, który powstał w wyniku przemiany α atomu radu w ziarnie, z tego ziarna. Odbywa się to dzięki energii odrzutu zgodnie z zasadą zachowania pędu, w przeciwnym kierunku niż cząstka α , przy czym powstały atom radonu może albo zostać uwolniony w przestrzeni porów między ziarnami albo uwięziony w sąsiednim ziarnie. Wielkość fizyczna zwana współczynnikiem emanacji określa, jaki procent powstałych atomów radonu został uwolniony w porach między ziarnami. Współczynnik ten zwiększy się, jeśli pory wypełnione będą wodą, ponieważ długość drogi, jaką na skutek odrzutu atom radonu może przebyć w wodzie, jest ok. sto razy krótszy niż w powietrzu. Współczynnik emanacji istotnie zależy od porowatości i ocenia się, że największy jest dla skał o porowatości 20%. Zaobserwowano też, że większy współczynnik emanacji charakteryzuje skały o drobnym ziarnie, tj. większej powierzchni do objętości ziarna. Dla skał krystalicznych Sudetów zmierzono współczynniki emanacji w zakresie od 7% do 41% (więcej w [Radon-XX]). Duńskie badania dla różnych rodzajów gleb: piaszczystych, ilów i glin wskazują na podobny zakres od 6% do 40%.

Radon uwolniony w przestrzeni międzyziarnowej podlega procesowi migracji (transport) w wyniku dyfuzji wywołanej gradientem stężenia, konwekcji spowodowanej gradientem temperatury i adwekcji zależnej od różnicy ciśnień. Dyfuzja szybko maleje ze wzrostem wilgotności gleby i znacznie wzrasta ze wzrostem jej przepuszczalności.

Ekshalacja jest procesem wydobywania się radonu z podłoża do troposfery lub z materiałów budowlanych do powietrza w pomieszczeniach. Miarą ekshalacji jest współczynnik ekshalacji (lub szybkość ekshalacji) i wyrażany jest w $\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Współczynnik ekshalacji wykazuje na ogół pozytywną korelację ze stężeniem radu w glebie (lub w materiałach budowlanych) i stężeniem radonu w powietrzu glebowym. Ale zależy też od struktury geologicznej podłoża (np. uskoki tektoniczne, żyły uranowe) i właściwości gleby wpływających na transport gazu w podłożu (przepuszczalność). Wpływ na współczynnik ekshalacji, choć bardzo złożony i niejednoznaczny mają również parametry klimatyczne takie jak ciśnienie atmosferyczne, temperatura, prędkość wiatru, opady, pokrywa śnieżna. Zaobserwowano, że pokrywa śnieżna ogranicza znacznie ekshalację radonu z podłoża i że zmienność współczynnika ekshalacji jest większa wiosną i jesienią niż zimą i latem. Z badań przeprowadzonych w południowej Polsce wynika, że współczynnik ekshalacji z podłoża ma wartości w zakresie od $0 \text{ Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ zimą do bardzo wysokich wartości ok. $300 \text{ kBq}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ w dolomitach w okolicy Piekar Śląskich i Jaworzna [Radon-2].

Tabela Radon-5.1.1 podaje wartości stężenia radu w różnych rodzajach gleby i odpowiadające im stężenia radonu w powietrzu glebowym w Szwecji. W gruboziarnistej żwirowej glebie z okresu polodowcowego stężeniom radu od 30 do $75 \text{ Bq}/\text{kg}$ odpowiada stężenie radonu glebowego od 10.000 do $200.000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ a w łupkach alunowych zdarza się stężenie radonu rzędu miliona Bq/m^3 . W glebach piaszczystych i żwirowych o wysokiej przepuszczalności migracja radonu w wyniku dyfuzji może odbywać się z głębokości ponad dwu metrów (więcej w [Radon-1]). Mała przepuszczalność radonu cechuje gleby gliniaste i iłowe. Ważną, wielokrotnie potwierdzoną obserwacją jest to, że stężenie radonu w powietrzu glebowym może być znacznie zróżnicowane na tak małym obszarze jak działka pod dom .

Tabela Radon-5.1.1. Stężenia radu-226 w glebach w Szwecji oraz odpowiadające im stężenia radonu-222 w powietrzu glebowym zmierzone na głębokości 1 m [Radon-1].

Typ gleby	Stężenie radu-226 [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]	Stężenie radonu-222 w powietrzu glebowym [$\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$]
Glina zwałowa stwardniała:		
1) normalna	15 - 62	5 - 30
2) z materiałem granitowym	30 - 125	10 - 60
3) z granitem bogatym w uran	125 - 360	10 - 200
4) z łupkami alunowymi	175 - 2500	100 - 1000
Żwir lodowcowy	30 - 75	10 - 200
Gleba piaszczysta	6 - 70	2 - 30
Gleba gliniasta i iłowa	25 - 100	10 - 80

Z punktu widzenia budowy nowych domów zalecane jest zbadanie terenu, na którym chce się budować, i ocena ryzyka radonowego w budynkach na podstawie stężenia radonu w powietrzu glebowym. W niektórych krajach np. Szwecji, Czechach, USA opracowano mapy ryzyka radonowego w budynkach służące do identyfikacji obszarów wymagających specjalnych rozwiązań konstrukcyjnych określonych w prawie budowlanym. W Szwecji wprowadzono trzy kategorie ryzyka ze względu na stężenie radonu w powietrzu glebowym i związanymi z nim wymaganiami budowlanymi [Radon-1]. Pierwsza kategoria - podłoże o wysokim ryzyku radonowym tzn. stężeniu radonu na głębokości 1 metra powyżej

$50000\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ - wymaga budownictwa radono-szczelnego. Druga kategoria – podłóże o normalnym ryzyku radonowym tzn. stężeniu radonu w granicach od $10\ 000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ do $50\ 000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ - wymaga budownictwa chroniącego przed radonem. Trzecia kategoria – podłóże o niskim ryzyku radonowym tzn. stężeniu radonu poniżej $10000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ – dopuszcza budownictwo tradycyjne. Budownictwo radono-szczelne oznacza, że przy standardowej wentylacji na poziomie 0,5 wymian/ godz. i dla domu o objętości wewnętrznej $350\ \text{m}^3$ dozwolona jest prędkość wnikania powietrza z podłóża do budynku poniżej $0,7\ \text{m}^3/\text{h}$, żeby stężenie radonu wewnątrz budynku nie przekraczało wartości $200\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

5.2. Radon w wodach

Wartości stężenia radonu w wodach powierzchniowych są bardzo niskie, co wynika z szybkiej dyfuzji tego gazu do stratosfery. Natomiast wody głębinowe – zależnie od tego z jakiego rodzaju macierzystej geologicznej formacji wodonośnej pochodzą – mogą być bardzo bogate w radon i jeśli są używane w gospodarstwie domowym, mogą stanowić znaczące źródło radonu w mieszkaniu.

Tabela Radon-5.2.1. podaje średnie stężenia radonu w wodach podziemnych w zależności od rodzaju formacji wodonośnej. Wyniki te pokazują ogromny zakres wartości: od 550 dla wapieni na Florydzie do $817700\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ w wodach z formacji granitowych w Maine, USA.

Tabela Radon-5.2.1. Średnie stężenia radonu w wodach głębinowych.

Formacja wodonośna	Rejon	Stężenie ^{222}Rn [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]
Granity [Radon-1]	Maine, USA	817 700
	Płn. Karolina, USA	39 080
	Płd. Karolina, USA	298 800
	Szwecja	92 000
Skały metamorficzne, gnejsy [Radon-1]	Płn. Karolina, USA	83 000
	Szwecja	26 000
Kamień wapienny [Radon-1]	Floryda, USA	550
	Płd. Karolina, USA	1 300
	Płn. Karolina, USA	3 440
	Szwecja	24 000
Piaskowe formacje wodonośne [Radon-1]	Płn. Karolina, USA	15 760
	Minnesota, USA	11 470
Skały metamorficzne i magmowe [Radon-2]	Jachymov, Góry Kruszcowe, Czechy	120 000
	Wojnów 1, rejon Wrocławia, Polska	1 210
	Grobla 2, rejon Wrocławia, Polska	57 700
	Sokołowsko, Pod Legnicą, Polska	3 630

W Polsce najwyższe stężenia radonu w wodach głębinowych stwierdzono dotychczas w Sudetach. Wody o stężeniu powyżej $74\text{Bq}/\text{m}^3$ są traktowane jako wody potencjalnie lecznicze i mogą być uznane za lecznicze odpowiednim Rozporządzeniem Rady Ministrów i

wykorzystywane w balneologii. Tadeusz A.Przylibski [Radon-2] wprowadził klasyfikację w sensie balneologicznym wód radonowych występujących w Sudetach na trzy kategorie przedstawione w Tabeli Radon-5.2.2.

Tabela Radon-5.2.2. Kategorie wód radonowych w Sudetach i ich występowanie [Radon-2]

Nazwa kategorii	Stężenie ^{222}Rn [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	Obszar występowania
Wody wysokoradonowe	1000 - 10 000	metamorfik izerski metamorfik Łądko –Śnieżnika granit karkonoski
Wody radonowe	100 – 1 000	metamorfik orlicko-bystrzycki niecka śródsudecka granit Strzegomia-Sobótki strefa Niemczycy
Wody niskoradonowe	10 - 100	całe Sudety

Obecnie w Polsce eksploatowane są radonowe wody lecznicze w: Długopolu Zdroju, Jedlinie Zdroju, Łądku Zdroju, Przerzeczynie Zdroju, Szczawinie, Szczawinie Zdroju i Świeradowie Zdroju.

Największe stężenia radonu w wodzie głębinowej, rzędu $2\ 000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, były zmierzone w niskozmineralizowanych wodach w rejonie Kamienicy, Świeradowie Zdroju i Szklarskiej Poręby.

Radonowe wody, po raz pierwszy w 1906r., były zastosowane jako wody lecznicze w Jachymovie w Czechach, skąd pochodziła ruda uranowa, w której Maria Skłodowska-Curie odkryła rad. Więcej o radonie w wodach głębinowych w [Radon-2].

W Sudetach, w okolicach Jeleniej Góry i Wałbrzycha, badano również zawartość radonu w wodach używanych w gospodarstwach domowych: w wodzie wodociągowej, studziennej i źródlanej. W wodzie wodociągowej stężenia radonu miały zakres wartości od 3 do $512\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, w wodzie studziennej – od 3 do $1378\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ i w wodzie źródlanej od 8 do $427\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

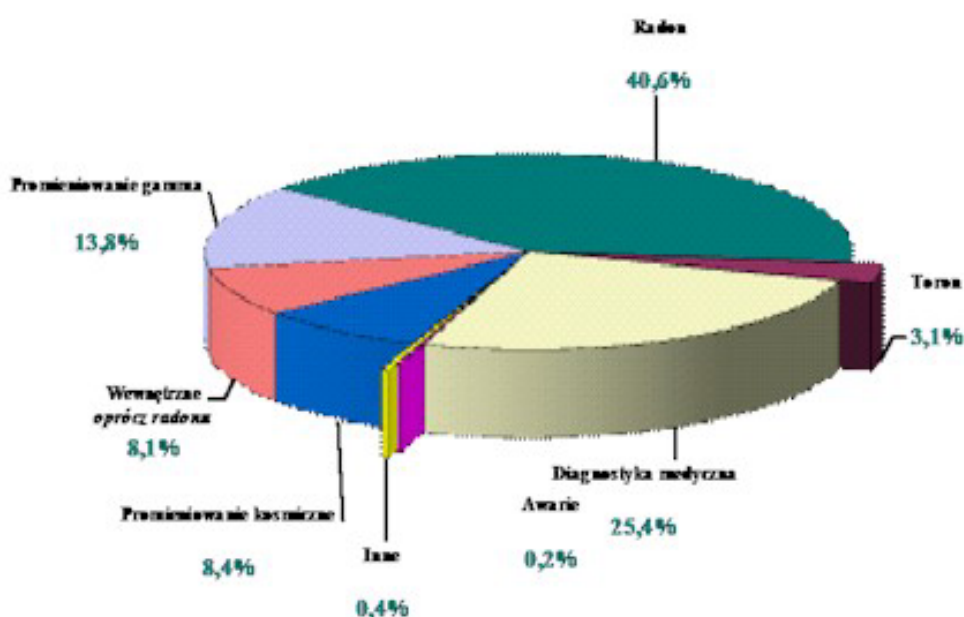
5.3. Radon w powietrzu na otwartej przestrzeni

Stężenie radonu w powietrzu na otwartej przestrzeni zależy od dwu czynników : od prędkości ekshalacji z powierzchni ziemi oraz od zjawisk występujących w atmosferze wywołujących efekt mieszania, takich jak wiatr i nasłonecznienie. Uważa się, że słoneczne grzanie w ciągu dnia prowadzi do pewnych turbulencji, które powodują, że radon jest chętniej transportowany do góry, dalej od podłoża. Natomiast w nocy i nad ranem jest odwrotnie, obserwuje się stabilne warunki w atmosferze, co powoduje, że radon pozostaje blisko ziemi. Tak tłumaczy się dobowe różnice stężenia radonu, które sięgają dziesięciu razy. Ponadto obserwuje się również sezonowe zmiany związane z opadami i wiatrami. Ocenia się, że zarówno średnie stężenie radonu jak i toronu w powietrzu na otwartej przestrzeni wynosi ok. $10\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Przy czym stężenie radonu w środowisku kontynentalnym jest bardzo zróżnicowane, od kilku do ponad $1000\ \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast nad oceanami wynosi ułamek Bq/m^3 . Na temat toronu jest bardzo niewiele danych. Badania współczynnika równowagi radonu i jego pochodnych w powietrzu na otwartej przestrzeni wskazują, że mieści się on w granicach od 0,2 do 1,0 zależnie od wielu środowiskowych parametrów ale przyjmuje się jako wartość typową 0,6.

5.4. Radon w domach

Radon w zamkniętych przestrzeniach takich jak domy, kopalnie, jaskinie może gromadzić się do bardzo wysokich stężeń. Międzynarodowe organizacje zajmujące się ochroną radiologiczną oceniają, że radon w budynkach i jego krótkożyciowe pochodne są głównym źródłem ekspozycji człowieka na naturalne promieniowanie jonizujące. UNSCEAR 2006 [Radon-9] podaje, że radon odpowiada za ok. 52% przeciętnej globalnej ekspozycji na promieniowanie naturalne, w tym 48% ma udział izotop ^{222}Rn i ok. 4% izotop ^{220}Rn , udział izotopu ^{219}Rn jest zaniedbywalny.

W Polsce (Rys.Radon-5.4.1) oszacowano, że udział obu izotopów radonu z ich krótkożyciowymi produktami rozpadu w całkowitej rocznej dawce od naturalnych źródeł promieniowania wynosi 59% a w całkowitym narażeniu Polaków, łącznie ze źródeł naturalnych i sztucznych 39% .



Rys.Radon-5.4.1. Udział różnych źródeł promieniowania w średniej rocznej dawce efektywnej (3,35 mSv), na jaką narażony był statystyczny mieszkaniec Polski w 2005r., [Radon-3].

Radon w powietrzu pomieszczeń pochodzi z kilku źródeł: z podłoża pod i wokół budynku, z materiałów budowlanych zawierających rad i tor, z powietrza atmosferycznego w sąsiedztwie budynku oraz, na ogół w znacznie mniejszym stopniu, z używanej w gospodarstwie domowym wody (szczególnie głębinowej) i gazu ziemnego.

W Tabeli Radon-5.4.1 podano ocenę udziału wyżej wymienionych źródeł radonu dla modelowego domu jednorodzinny przy wentylacji równej jednej wymianie na godz.

Tabela Radon-5.4.1. Udział różnych źródeł radonu w typowym domu jednorodzinny przy wentylacji równej jednej wymianie/godz. [Radon-7].

Źródło radonu	Udział w %
Podłoże, w wyniku dyfuzji	3
Podłoże, w wyniku tzw. efektu kominowego	75
Materiały budowlane	12

Powietrze atmosferyczne (z zewnątrz)	9
Woda	0,2
Gaz ziemny	0,6

Jak widać z Tabeli Radon-5.4.1 najmocniejszym źródłem radonu w budynku jest podłoga pod i wokół niego. Badania przeprowadzone na terenach, na których spotykano stężenia radonu bardzo wysokie, wykazały, że prędkość wnikania tego gazu do wnętrza domu z podłoga jest głównym czynnikiem odpowiedzialnym za te stężenia.

Wnikanie radonu do powietrza mieszkań odbywa się zarówno na drodze molekularnej dyfuzji atomów radonu z gleby, jak i efektu ssania wynikającego z niewielkiej różnicy ciśnień rzędu 2-3 Pa (tzw. efekt kominowy) między ciśnieniem panującym wewnątrz i na zewnątrz domu, spowodowanej różnicą temperatur i wiatr. Radon przedostaje się do wnętrza budynku poprzez pęknięcia, spoiny, otwory na instalacje i różnego rodzaju nieszczelności w fundamentach i podłogach budynku. Prędkość wnikania radonu do mieszkań z podłoga zależy od szczelności budynku oraz od wydajności transportu radonu z powietrza glebowego do powietrza atmosferycznego. Wydajność ta zależy z kolei od stężenia radonu w powietrzu glebowym oraz porowatości i przepuszczalności gleby, np. czysta glina ma zdolność uwalniania gazu do atmosfery milion razy mniejszą niż gleba żwirowa. Na wydajność migracji radonu do atmosfery ma wpływ też ciśnienie barometryczne, wiatr, wilgotność, grubość warstwy gleby nad podłożem skalnym i do pewnego stopnia temperatura.

Powietrze glebowe zawiera przeciętnie tak duże stężenie radonu, że wystarczy, żeby wniknęło do budynku 0,1 % tego stężenia, aby wytworzył się w nim typowy obserwowany poziom 40-50 Bq·m⁻³. Bardzo wysokie stężenia radonu w budynkach stwierdzano niekiedy tam, gdzie stężenie radu w glebie było bardzo duże, ale przede wszystkim tam, gdzie procent powietrza wnikającego do budynku z podłoga był wysoki (1 – 10 %).

Niektóre materiały budowlane – produkowane bądź na bazie naturalnych, lokalnych surowców jak np. łupki ałunowe w Szwecji i bogate w uran granity w Szkocji lub przy użyciu odpadów przemysłowych (chemicznego, hutniczego, z elektrociepłowni) - zawierają znacznie podwyższone stężenia radu i toru i wskutek tego mogą stanowić znaczące źródło radonu i toronu w budynkach, szczególnie jeśli struktura fizyczna produktu finalnego umożliwia łatwe wydobywanie się gazu na zewnątrz w drodze dyfuzji.

O wkładzie materiałów budowlanych do stężenia radonu w budynku decyduje współczynnik ekshalacji będący miarą szybkości uwalniania radonu ze ścian wyrażany w Bq·cm⁻²·h⁻¹. Zależy on od stężenia radu i toru w materiale ścian, od struktury fizycznej materiału ścian i rodzaju pokrycia tzn. typu tynku, farby lub tapety. Wyniki badań tego współczynnika są podane w Tabeli Radon-5.4.2.

Stężenie radonu pochodzącego z materiałów budowlanych i uwalnianego z nich do powietrza pomieszczenia o parametrach S (pole powierzchni) i V (objętość) oblicza się z zależności:

$$C = \frac{\varepsilon}{v} \cdot \frac{S}{V} \quad (11)$$

- gdzie: C - stężenie radonu [Bq m⁻³],
 ε - współczynnik ekshalacji Bq h⁻¹ m⁻²
 V - objętość pokoju [m³],
 S - pole powierzchni ścian, sufitu i podłogi [m²],
 v - prędkość wymiany powietrza [h⁻¹].

Materiały budowlane mogą być znaczącym źródłem nie tylko radonu ale również toronu, ponieważ droga dyfuzji ze ścian jest relatywnie krótka. Atomy toronu powstające w

ścianie, mimo krótkiego półokresu rozpadu, mają szansę wnikać do powietrza pomieszczenia zanim ulegną rozpadowi w materiale ścian. Dopiero w powietrzu nastąpi ich rozpad, w wyniku którego powstaną atomy radioaktywnych produktów rozpadu – metali ciężkich, które wdychane z powietrzem mogą istotnie zwiększać radonowo/toronowe zagrożenie dla zdrowia w budynkach.

Tabela Radon-5.4.2. Współczynnik ekshalacji radonu ze ścian lub bloków wykonanych z różnych materiałów budowlanych. Bloki wykonano wg typowych technologii stosowanych w budownictwie.

Materiał	Współczynnik ekshalacji radonu [Bq·m ⁻² ·h ⁻¹]	
	Kraje Skandynawskie [Radon-4]	Polska
Betony	2 - 30	0,3 - 1,1
Fosfogips	5 - 40	
Beton na bazie łupków ałunowych	50 - 200	
Beton lekki	1 - 3	0,6 - 1,7
Cegła	2 - 5	0,5

Tabela Radon-5.4.3 podaje wartości stężeń radonu pochodzącego z materiałów budowlanych obliczone dla różnych wartości współczynnika ekshalacji przy założeniu, że parametry:

$$\frac{S}{V} = 1 \text{ m}^{-1} \quad \text{oraz} \quad v = 0,5 \text{ h}^{-1} .$$

Tabela Radon-5.4.3. Stężenia radonu odpowiadające różnym wartościom współczynników ekshalacji, [Radon-4] .

Materiał	Współczynnik ekshalacji [Bq·m ⁻² ·h ⁻¹]	Stężenie radonu [Bq·m ⁻³]
Beton	10	20
Beton lekki	2	4
Beton na bazie łupków ałunowych	200	400
Cegła czerwona	4	8
Fosfogips	20	40

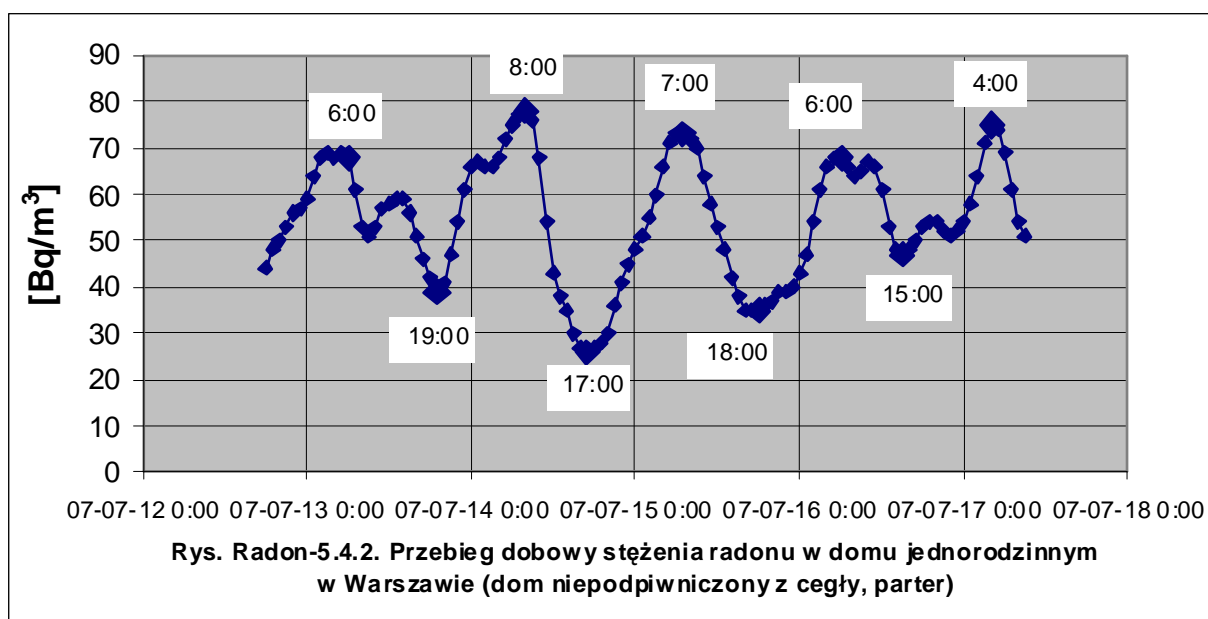
Powietrze atmosferyczne z otoczenia budynku jest źródłem zarówno radonu jak i toronu na drodze wymiany powietrza przez otwierane drzwi i okna oraz infiltracji przez wszelkie powierzchnie i przypadkowe nieszczelności. Typowa prędkość wnikania radonu i toronu z zewnątrz do budynku wynosi ok. 10 Bq·m⁻³·h⁻¹, przy założeniu naturalnej wentylacji równej jednej wymianie na godz. i stężeniu radonu na zewnątrz 10 Bq·m⁻³.

Od 1904 roku wiadomo, że gaz ziemny zawiera radon. Stężenia radonu w gazie ziemnym zawierają się w bardzo szerokim zakresie od 150 do 53 700 Bq·m⁻³. Według polskich danych stężenie to mieści się w zakresie 150 – 520 Bq/m³ z wartością średnią około 300 Bq·m⁻³. Spalanie naturalnego gazu w gospodarstwie domowym powoduje uwalnianie radonu. Ocenia się, że udział radonu z tego źródła stanowi średnio ok. 0,6 %, jest więc zanedbywalny.

Tysiące pomiarów wykonanych w bardzo wielu krajach świata, w tym ponad cztery tysiące w Polsce, pozwalają sformułować następujące ogólne obserwacje na temat stężenia radonu w pomieszczeniu:

1. Najwyższe stężenie radonu jest zawsze w piwnicy i maleje ze wzrostem numeru kondygnacji
2. Wyższe stężenie radonu jest w domach jednorodzinnych z drewna i z cegły niż w domach wielorodzinnych a szczególnie wysokich blokach z prefabrykatów o solidnych fundamentach
3. Wyższe średnie stężenie radonu jest w domach starych niż w nowych
4. Wyższe średnie stężenie jest w domach niepodpiwniczonych niż podpiwniczonych
5. Większe jest prawdopodobieństwo znalezienia domu o wysokim poziomie radonu na terenach, na których stężenie radu w podłożu jest wyższe niż typowe dla gleby albo na których podłoże ma strukturę sprzyjającą swobodnej dyfuzji gazu. Ale trzeba pamiętać, że na każdym terenie dwa sąsiednie domy mogą się różnić bardzo istotnie wartościami stężenia radonu wewnątrz a nawet w tym samym domu różne pomieszczenia mogą wykazywać duże różnice. Np. jeśli dom jest częściowo podpiwniczony, w pokoju nad piwnicą stężenie radonu będzie na ogół niższe niż w części niepodpiwniczonej.

Stężenie radonu w budynkach podlega zmianom zarówno dobowym jak i sezonowym. Zmiany w ciągu doby w znacznym stopniu, choć nie zawsze, dają się wytłumaczyć trybem życia mieszkańców. Najwyższe stężenia obserwuje się najczęściej nad ranem, kiedy śpimy i naturalne wietrzenie związane z otwieraniem drzwi i okien przez kilka godzin nocnych jest słabe (Rys.Radon-5.4.2). Następnie wraz ze wzrostem naszej aktywności, szczególnie otwarciem okien lub drzwi, stężenie radonu maleje. Kiedy zamykamy okna i drzwi idąc do pracy, powodujemy kumulację radonu itd. Na Rys.Radon-5.4.2 maksymalna wartość o godz.8 rano jest ok. 3 razy większa niż minimalna tego samego dnia o godz. 17. Jak wspomniano wcześniej badania zmienności stężenia radonu na otwartym terenie również wykazują najwyższe wartości o brzasku. Zmienność poziomu radonu w ciągu doby nie daje się wytłumaczyć jedynie trybem życia mieszkańców. Badania przeprowadzone w zamkniętych nieużywanych pomieszczeniach też wykazują zmienność stężenia radonu w ciągu doby.



Zmiany sezonowe stężenia radonu w domach zależą w dużej mierze od strefy klimatycznej. W naszej umiarkowanej strefie klimatycznej zwykle, choć nie zawsze, najwyższe średnie wartości stężenia radonu obserwuje się w zimie a najniższe - w lecie. Badania wykonane w Austrii w Tyrolu na obszarze o ekstremalnie wysokim stężeniu radonu w domach (Tabela Radon-5.4.4) pokazują, jak bardzo duże różnice sezonowe występują w niektórych rejonach.

Tabela Radon-5.4.4. Średnie stężenia radonu w miesiącach zimowych i letnich w 4 domach w piwnicy i na parterze w wiosce Umhausen, w dolinie Ötztal w Tyrolu .

Nr domu	Piwnica [Bq/m ³]		Parter [Bq/m ³]	
	Zima	Lato	Zima	Lato
1	200 000	20 000	50 000	5 000
2	100 000	3 000	80 000	300
3	60 000	300	25 000	150
4	20 000	600	4 000	300

Jak pokazują dane w Tabeli Radon-5.4.4. średnie „zimowe” stężenie radonu w tych domach jest od ok. 10 do ok. 270 razy wyższe niż „letnie” ale najczęściej spotyka się kilkakrotny wzrost poziomu radonu w zimie w stosunku do poziomu w lecie. Na „zimowe” stężenia radonu dominujący wpływ ma tzw. efekt kominowy, wynikający z ogrzewania domu, powodujący, że ciśnienie wewnątrz domu jest niższe niż na zewnątrz, w wyniku czego wsysane jest z podłoża bogate w radon i toron powietrze glebowe.

6. Metody obniżania stężenia radonu w domach

Najprostszą i najtańszą metodą obniżenia stężenia radonu w domu są stale otwarte okna, co powoduje, że zarówno ciśnienie powietrza jak i stężenie radonu wewnątrz pomieszczenia zrównuje się z ciśnieniem atmosferycznym i stężeniem radonu na zewnątrz. Niestety w naszej strefie klimatycznej można tę metodę stosować jedynie przez krótki okres w roku – w lecie. Krótkookresowe wietrzenie mieszkania obniży stężenie radonu tylko na bardzo krótko, co nie rozwiązuje problemu zagrożenia zdrowia mieszkańców.

Nagromadzony w budynku radon jest wypadkową dwu procesów: dopływu z podłoża, ścian i stropów oraz usuwania go w drodze naturalnej lub sztucznej wentylacji.

Zasadniczą sprawą, którą należy wyjaśnić, żeby móc zastosować odpowiednie środki zaradcze w domach o znacznie podwyższonym stężeniu radonu, jest ustalenie skąd i którędy radon wnika do wnętrza domu i dlaczego osiąga wysokie stężenie. Na podstawie pomiaru mocy dawki gamma w budynku można ocenić, czy głównym źródłem radonu jest podłoże, czy materiały budowlane użyte do budowy ścian i stropów. Jeśli moc dawki gamma jest podwyższona, można oczekiwać, że materiały budowlane są główną przyczyną podwyższonej wartości stężenia radonu. W takim przypadku można obniżyć je albo zwiększając częstość wymian powietrza za pomocą mechanicznego systemu wentylacyjnego albo stosując odpowiednie rodzaje pokrycia ścian, które obniżą współczynnik ekshalacji.

Badania wpływu rodzaju pokrycia ścian na wartość ekshalacji radonu przeprowadzone w Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej wskazują, że przy zastosowaniu tynku cementowo-wapiennego podwójna warstwa farby olejnej zmniejsza współczynnik ekshalacji radonu o ok. 75%, farba emulsyjna o ok. 35% a farba klejowa o ok. 20%. W przypadku toronu zastosowanie podwójnej farby olejnej obniża współczynnik ekshalacji aż 150-krotnie, farby emulsyjnej siedmiokrotnie a farby klejowej o ok. 25% .

Zdecydowanie najczęściej wysokie stężenia radonu w pomieszczeniach są wynikiem dużej prędkości wnikania do budynku radonu z podłoża. W tym przypadku dodatkowa wewnętrzna mechaniczna wentylacja pomieszczeń może okazać się przeciwnie skuteczna, ponieważ zmniejszając ciśnienie powietrza wewnątrz pomieszczenia wzmocni tzw. efekt kominowy czyli ssanie powietrza glebowego z podłoża. Wtedy trzeba zastosować bardziej kłopotliwe i kosztowne metody. Bardzo skuteczną metodą jest radykalne zmniejszenie prędkości wnikania radonu z podłoża poprzez uszczelnienie pęknięć w fundamentach, otworów w okolicach rur i wszelkich innych nieszczelności, przez które może przedostawać się gaz z podłoża do wnętrza budynku. Często jednak nie jest możliwe znalezienie i wypełnienie szczelne wszystkich miejsc przecieku powietrza glebowego i wtedy stosuje się dodatkowe instalacje zewnętrzne. Polegają one na obniżeniu ciśnienia pod budynkiem a przez to zniwelowaniu efektu kominowego. Zależnie od rodzaju podłoża stosuje się wysysanie powietrza glebowego spod budynku za pomocą wentylatorów o dużej mocy umieszczonych pod fundamentami lub instaluje się obok budynku (w podłożu o dużej przepuszczalności gazu) tzw. studnie radonowe, w których zainstalowane wentylatory wyciągają powietrze glebowe z podłoża i wyrzucają je do atmosfery na wysokości ok. 2m obniżając ciśnienie powietrza w podłożu w promieniu kilkudziesięciu metrów.

Stosuje się również system poduszki powietrznej działający na zasadzie przeciwnej do opisanych powyżej. Polega on na wypompowywaniu powietrza z wnętrza budynku pod jego fundamenty. Chociaż zwiększa się w ten sposób ciśnienie w podłożu pod budynkiem a więc i prędkość wnikania powietrza z podłoża do budynku, to ponieważ powietrze glebowe jest wypychane spod fundamentów przez powietrze z wewnątrz budynku czyli znacznie uboższe w radon, stężenie radonu w podłożu ulega znacznemu obniżeniu. Uzyskujemy więc efekt spadku radonu również wewnątrz budynku.

Trzeba zdawać sobie sprawę z tego, że instalacje te są dość kosztowne i energochłonne, ponieważ muszą pracować w sposób ciągły. Wymagają też okresowej konserwacji. Na Rys.Radon-6.1 pokazana jest metoda najczęściej stosowana w USA i uważana tam za najskuteczniejszą. Polega na wysysaniu powietrza glebowego spod budynku do atmosfery za pomocą zewnętrznego wentylatora i systemu rur.

Więcej o metodach obniżania stężenia radonu w budynkach w [Radon-5].



Rys. Radon-6.1. Metoda wysysania powietrza glebowego spod budynku do atmosfery (active subslab suction) przez wentylator umieszczony na budynku.

7. Dawka od krótkożyciowych pochodnych radonu

Jak wspomniano w rozdz. 3, o radonowym zagrożeniu dla naszego zdrowia decydują wdychane z powietrzem krótkożyciowe produkty rozpadu radonu, które są ciężkimi metalami

emitującymi promieniowanie α . Ich ilość wyrażamy za pomocą stężenia energii potencjalnej α (PAEC). Całkowite narażenie organizmu człowieka na promieniowanie jonizujące opisywane jest w ochronie radiologicznej za pomocą wielkości zwanej roczną dawką efektywną (skuteczną) E wyrażaną w Sv, która jest proporcjonalna do średniego stężenia energii potencjalnej α (lub stężenie radonu) i czasu narażenia t na to stężenie w ciągu roku i wyraża się następującymi wzorami:

$$E = DCF \cdot PAEC \cdot t$$

$$\text{albo } E = DCF \cdot \frac{C_{Rn} \cdot F}{180 \cdot 10^6} \cdot t$$

gdzie: E - roczna dawka efektywna (skuteczna) w mSv
 $PAEC$ - średnie stężenie energii potencjalnej α w $J \cdot m^{-3}$
 t - czas ekspozycji w godz. (h)
 C_{Rn} - średnie stężenie radonu
 F - współczynnik równowagi
 $180 \cdot 10^6$ - współczynnik konwersji Bq na J w $(J \cdot m^{-3}) / (Bq \cdot m^{-3})$
 DCF - współczynnik konwersji ekspozycji ($PAEC \cdot t$) na dawkę w $Sv / (J \cdot h \cdot m^{-3})$.

W obu wzorach występuje współczynnik proporcjonalności DCF (Dose Conversion Factor), który jest współczynnikiem konwersji ekspozycji na dawkę czyli stanowi dawkę odpowiadającą jednogodzinnej ekspozycji na jednostkowe stężenie energii potencjalnej α : $1 J \cdot h \cdot m^{-3}$. Są dwie „filozofie” wyznaczenia wartości tego współczynnika. Jedną z nich, zwaną epidemiologiczną, wykorzystuje wyniki badań epidemiologicznych wykonanych na grupach górników pracujących w podziemnych kopalniach, głównie uranowych, w USA, Kanadzie, Czechach, Francji i Szwecji. Badania te wykazują, obserwowaną od XIX stulecia, znacząco podwyższoną śmiertelność wśród górników na nowotwory płuc i krtani w stosunku do ogólnej populacji. Międzynarodowa Komisja Ochrony Radiologicznej (ICRP) na podstawie wyników tych badań przyjęła, że ryzyko zachorowania na nowotwory układu oddechowego odpowiadające ekspozycji na pochodne radonu równej $1 J \cdot h \cdot m^{-3}$ wynosi $R_1 = 14,0 \cdot 10^{-2}$. Przyjęte w Publikacji Nr 103 Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej (ICRP) współczynniki ryzyka zachorowania od promieniowania jonizującego odpowiadające efektywnej dawce równej 1 Sv wynoszą: $R_{2zaw} = 4,2 \cdot 10^{-2}$ dla zawodowo narażonych i $R_{2pop} = 5,7 \cdot 10^{-2}$ dla ogółu populacji. Z podzielenia tych dwu współczynników przez siebie: R_1 / R_{2zaw} i R_1 / R_{2pop} otrzymujemy współczynniki konwersji DCF równe 3,32 i 2,46 $Sv / (J \cdot h \cdot m^{-3})$ kolejno dla zawodowo narażonych i dla populacji, określające relację pomiędzy ekspozycją na pochodne radonu i odpowiadającą jej dawkę efektywną. Międzynarodowa Komisja Ochrony Radiologicznej w Publikacji 103 (ICRP Publication 103) z 2007r. rekomenduje więc dwa współczynniki konwersji, jeden dla pracujących fizycznie równy:

$$DCF_{zaw} = 3,32 \text{ Sv} / (J \cdot h \cdot m^{-3}) \quad (12)$$

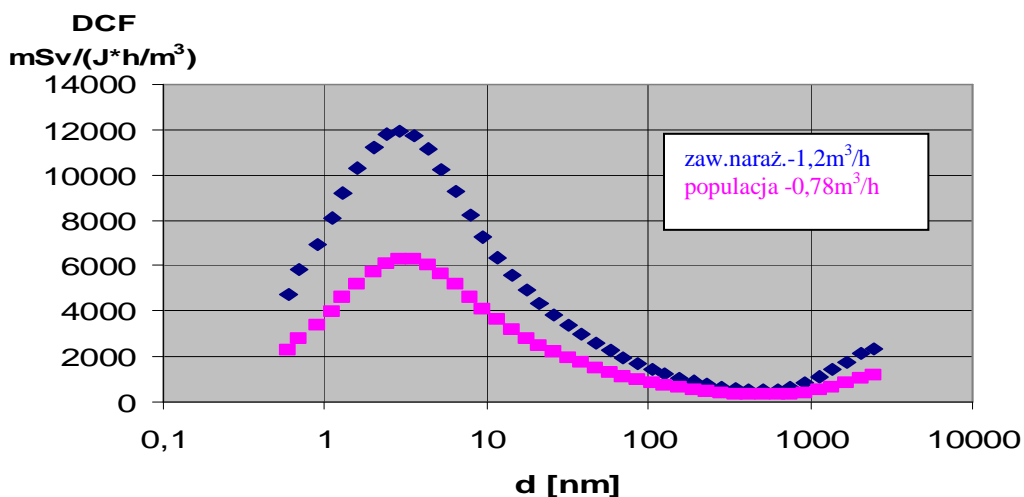
i drugi dla ogólnej populacji:

$$DCF_{pop} = 2,46 \text{ Sv} / (J \cdot h \cdot m^{-3}) \quad (13)$$

Należy wspomnieć, że do 2007r. obowiązywały nieco inne współczynniki: $R_1 = 8 \cdot 10^{-2}$, $R_{2zaw} = 5,6 \cdot 10^{-2}$, $R_{2pop} = 7,3 \cdot 10^{-2}$, z których wynikały inne DCF 'y: 1,4 oraz 1,1 $Sv / (J \cdot h \cdot m^{-3})$ rekomendowane w Publikacji 65 ICRP z 1993r.

Drugie podejście do wyznaczenia współczynników konwersji DCF , rekomendowana w Publikacji 66 ICRP z 1994 r., pt. „Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection”, oparta jest na zastosowaniu modeli dozymetrycznych. W wyniku rozpadu atomu radonu powstają dodatnio zjonizowane atomy pochodnych, z których większość bardzo szybko łączy się albo z molekułami pary wodnej i gazów tworząc małe cząsteczki tzw. klastry albo z większymi aerozolami, zależnie od stopnia zanieczyszczenia powietrza. Jeśli

powietrze jest czyste, dominują małe cząsteczki: wolne atomy i klastry o średnicach poniżej 10nm. Jest to frakcja niezwiązana składająca się głównie z pierwszej pochodnej radonu ^{218}Po .. W powietrzu bogatym w aerozole przeważa frakcja związana składająca się z radioaktywnych aerozoli o średnicach rzędu kilkuset do 1000nm. Modele dozymetryczne uwzględniają mechanizmy fizyczne osadzania się aerozoli w drogach oddechowych człowieka i biorą pod uwagę takie wielkości fizyczne jak stężenie aerozoli, rozkład średnic radioaktywnych aerozoli, skład chemiczny aerozoli mający wpływ na zachowanie aerozoli w warunkach wysokiej wilgotności, szybkość oddychania, sposób oddychania (oddychanie przez nos lub przez usta), parametry geometryczne dróg oddechowych, płęć. Modele dozymetryczne uwzględniają również zależność dawki od miejsca depozycji w układzie oddechowym, co z kolei jest silnie związane ze średnicami cząstek będących nośnikami radioaktywności. Ponieważ dominującym mechanizmem depozycji aerozoli w płucach jest dyfuzja, największe zagrożenie dla zdrowia stanowi frakcja niezwiązana. Jej wkład do dawki ocenia się na ok. 20 razy większy od wkładu pochodnych radonu związanych ze środowiskowymi aerozolami o średnicach w zakresie od 100 do 500nm (frakcja związana). Na Rys.Radon-7.1 przedstawione są zależności współczynnika konwersji DCF od średnic cząstek - nośników radioaktywności dla dwu prędkości oddychania: 1,2 m³/h dla dorosłego mężczyzny pracującego fizycznie oraz 0,78m³/h dla ogólnej populacji.



Rys. Radon-7.1. Współczynnik konwersji $DCF = F1(d)$ dla cząstek monodispersyjnych, przy założeniu, że stosunek aktywności $^{218}\text{Po} : ^{214}\text{Pb} : ^{214}\text{Bi}$ dla cząstek o średnicy $d < 20\text{nm}$ wynosi 0,8:0,08:0,0 a dla cząstek o średnicy $d \geq 20\text{nm}$ odpowiednio 0,8:0,6:0,4. Prędkość oddychania dla zawodowo narażonych przyjęto równą 1,2m³/h a dla ogólnej populacji - 0,78m³/h. Wg modelu dozymetrycznego ICRP 66.

W metodzie dozymetrycznej oszacowanie efektywnej dawki otrzymanej przez organizm wymaga znajomości nie tylko stężenia energii potencjalnej α ale również rozkładu średnic radioaktywnych aerozoli w badanym powietrzu ($F2$). Oblicza się na tej podstawie współczynnik konwersji DCF_{F2} ważony ze względu na zmierzony rozkład średnic $F2$ ze wzoru:

$$DCF_{F2} = \int_{d1}^{d2} (F1 \cdot F2) dd \quad (14)$$

gdzie d – średnica cząstek w zakresie od $d1$ do $d2$

F1 = DCF(d) – zależność współczynnika konwersji DCF od średnicy cząstki dla odpowiedniej prędkości oddychania wg modelu dozymetrycznego ICRP 66
 F2 – zmierzony rozkład średnic w badanej próbce powietrza.

W praktyce stosuje się zwykle metodę epidemiologiczną szacowania dawki, ponieważ pomiar widma średnic pochodnych radonu wymaga specjalistycznej i kosztownej aparatury i dlatego nie jest powszechnie stosowany. Komora radonowa w CLOR wyposażona jest w taką aparaturę - Spektrometr Średnic Cząstek Pochodnych Radonu (RPPSS), który mierzy zarówno stężenie energii potencjalnej α jak i rozkład średnic pochodnych radonu i oblicza dla zmierzonego rozkładu ważony współczynnik konwersji DCF.

8. Ustawodawstwo związane z narażeniem na radon i jego produkty rozpadu

W Tabeli Radon-8.1. podane są średnie i maksymalne wartości stężeń radonu obliczone (i zmierzone) na podstawie badań przesiewowych oraz zalecane wartości graniczne w kilku krajach europejskich i w USA dla domów mieszkalnych.

Tabela Radon-8.1. Średnie i maksymalne stężenia radonu w budynkach mieszkalnych w wybranych krajach oraz wartości graniczne średnich rocznych stężeń radonu zalecane lub wymagane przez obowiązujące ustawodawstwo dla domów mieszkalnych, [Radon-8].

Kraj	Średnie stężenie radonu [Bq·m ⁻³]	Maksymalne stężenie radonu [Bq·m ⁻³]	Zalecane graniczne wartości stężeń radonu (gwiazdką zaznaczono wymagane wartości graniczne) [Bq·m ⁻³]	
			Istniejące budynki	Nowe budynki
Polska	49	3 770	400	200
Finlandia	120	20 000	400	200
Niemcy	40	>10 000	1 000	250
Szwecja	108	85 000	400*)	200*)
Wlk. Brytania	28	10 000	200	200*)
Czechy	140	20 000	500	250
Słowacja	87	3 750	500	250
Szwajcaria	60	10 000	1 000*)	1 000*)
Kanada	34	1 720	800	800
USA	65	100 000	150	150
Dyrektywa Rady UE z 30.05.2012			300	200

W Polsce, jak i w wielu innych krajach Unii Europejskiej, obowiązuje dotychczasowa rekomendacja UE Nr90/143/Euratom z 21.02.1990r. określająca dwa poziomy: 200Bq/m³ dla nowych budynków i 400 Bq/m³ dla istniejących. Dn. 30.05.2012r. wydana została nowa Dyrektywa Rady UE „ustanawiająca podstawowe normy bezpieczeństwa w celu ochrony przed zagrożeniami wynikającymi z narażenia na działanie promieniowania jonizującego” (COM (2012)242 final). W art.74 pt. „Radon w mieszkaniach” dyrektywa ta ogranicza

średnie roczne stężenie radonu w nowych mieszkaniach i budynkach użyteczności publicznej do 200 Bq/m³, w istniejących mieszkaniach do 300 Bq/m³ i w budynkach użyteczności publicznej też do 300Bq/m³ za wyjątkiem szczególnych przypadków, kiedy czas przebywania w budynku jest krótki, dopuszcza stężenie do 1 000 Bq/m³.

W wielu krajach wprowadzono też wartości graniczne zalecane lub wymagane w miejscach pracy. Część krajów Unii Europejskiej zastosowała do wszystkich miejsc pracy te same wartości co do budynków mieszkalnych, też często z podziałem na już istniejące i nowe. Irlandia wyodrębniła szkoły, dla których przyjęła niższą graniczną wartość: 150Bq/m³.

Spośród państw europejskich wyróżnia się znacznie Szwajcaria z wartością graniczną dla miejsc pracy równą 3000 Bq/m³, Estonia - z wartością 1500 Bq/m³ oraz Czechy i Słowacja - z wartością równą 1000 Bq/m³. Ustanowienie wartości „wymaganych” przez ustawodawstwo danego kraju oznacza nakaz podjęcia kroków interwencyjnych w celu obniżenia poziomu radonu do wymaganego lub poniżej tego poziomu. W niektórych krajach np. w Szwecji, w których wartości graniczne są wymagane, władze lokalne są zobligowane do partycypowania w kosztach takiej interwencji w budynkach mieszkalnych. Tam, gdzie wartości graniczne są zalecane np. w Polsce, mają one charakter jedynie informacyjny.

Jak wiadomo podstawowym zbiorem przepisów prawnych obowiązujących w Polsce, dotyczących ochrony radiologicznej i bezpieczeństwa jądowego czyli narażenia ludzi na promieniowanie jonizujące, jest ustawa Prawo atomowe z dnia 29 listopada 2000r. (Dz.U. z 2001r. Nr 3 poz.18 z późniejszymi zmianami). Ustawa ta stanowi zbiór przepisów ogólnych, z których zostaną omówione poniżej te jej artykuły, które odnoszą się do narażenia osób na naturalne promieniowanie jonizujące, szczególnie związane z radonem. Art. 1 ustawy mówi o tym, że stosuje się jej przepisy do narażenia od sztucznych źródeł promieniowania jonizującego oraz naturalnych ale jedynie w przypadku, kiedy jest ono zwiększone działalnością człowieka. W art. 3 ust. 3 podana jest definicja, w rozumieniu ustawy, dawki granicznej jako narażenia od kontrolowanej działalności zawodowej, którego nie wolno przekroczyć. Ustęp 2 w art.13 mówi jednoznacznie, że „dawki graniczne nie obejmują narażenia na promieniowanie naturalne, jeżeli nie zostało ono zwiększone przez człowieka, w szczególności nie obejmują narażenia od radonu w budynkach mieszkalnych”.

Systemem kontroli, wynikającej z Prawa atomowego, objęte są surowce i materiały budowlane oraz odpady przemysłowe stosowane w budownictwie na podstawie aktu wykonawczego w postaci rozporządzenia Rady Ministrów z dn. 11.01.2007r. poz. 29. Rozporządzenie to określa dopuszczalne zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych potasu ⁴⁰K, radu ²²⁶Ra i toru ²²⁸Th w surowcach, materiałach finalnych i odpadach przemysłowych stosowanych w budownictwie zależnie od rodzaju obiektów budowlanych lub do niwelacji terenów zależnie od ich przeznaczenia. Sumaryczna zawartość radioaktywnych izotopów potasu, radu i toru określana jest za pomocą wskaźników aktywności f1 i f2 zdefiniowanych następującymi dwoma wzorami:

$$f1 = \frac{S_K}{3000Bq/kg} + \frac{S_{Ra}}{300Bq/kg} + \frac{S_{Th}}{200Bq/kg} \quad (15)$$

$$f2 = S_{Ra} \quad (16)$$

gdzie S_K, S_{Ra} i S_{Th} są stężeniami kolejno ⁴⁰K, ²²⁶Ra i ²²⁸Th w Bq/kg.

Rozporządzenie to wyróżnia cztery grupy obiektów budowlanych ze względu na dopuszczalne w nich wartości tych współczynników. Podział na te grupy i odpowiadające im wartości graniczne współczynników f_1 i f_2 podane są w Tabeli Radon-8.2.

Rozporządzenie to określa również dokładne wymagania dotyczące organizacji badań i wyposażenia laboratoriów, które mogą sprawować kontrolę oraz częstotliwość uczestnictwa w pomiarach porównawczych organizowanych przez Państwową Agencję Atomistyki.

Tabela Radon-8.2. Cztery grupy obiektów budowlanych ze względu na dopuszczalne wartości wskaźników aktywności

Przeznaczenie surowców, materiałów finalnych i odpadów przemysłowych do:	f_1	f_2 Bq/m ³
budownictwa na pobyt ludzi lub inwentarza żywego	1	200
obiektów naziemnych na terenach zabudowanych i do zabudowy oraz niwelacji terenów pod zabudowę	2	400
obiektów naziemnych innych niż powyżej wymienione oraz niwelacji pozostałych terenów	3,5	1000
obiektów podziemnych z wyjątkiem wyrobisk górniczych	7	2000

Ustawa Prawo atomowe w art. 23 obejmuje ochroną radiologiczną działalność zawodową związaną z występowaniem promieniowania naturalnego, w tym radonu, w miejscach pracy. W szczególności dotyczy to zakładów górniczych, jaskiń, wszelkich miejsc pod powierzchnią ziemi oraz uzdrowisk. Generalna zasada ochrony radiologicznej pracowników dotycząca kontrolowanej działalności zawodowej podana jest w Rozporządzeniu Rady Ministrów z dn. 18.01.2005 w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego, wdrażającym dyrektywę UE 96/29/Euroatom z dn. 13.05.1996r. Mówi ona, że dla pracowników dawka graniczna wyrażona jako całkowita dawka efektywna wynosi 20mSv/rok ale może wynosić 50mSv pod warunkiem, że w ciągu kolejnych pięciu lat kalendarzowych jej sumaryczna wartość nie przekroczy 100mSv. Należy pamiętać, że narażenie pracowników na pochodne radonu odnosi się tylko do jednej z dwu składowych dawki granicznej a mianowicie związanej z ich narażeniem wewnętrznym. Druga składowa odpowiada narażeniu zewnętrznemu.

Największą grupą zawodową w Polsce narażoną na podwyższoną ekspozycję radonową są górnicy w kopalniach węglowych i w kopalniach metali kolorowych. Szczegółowe zasady ochrony radiologicznej górników, obowiązujące obecnie, określone są w załączniku nr 9 (p.8. Zagrożenie radiacyjne naturalnymi substancjami promieniotwórczymi) do rozporządzenia ministra gospodarki z dn. 9.06.2006r zmieniającego rozporządzenie w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy... wydanego na podstawie dwu ustaw: Prawo atomowe z dn.29.11.2000r i Prawo geologiczne i górnicze z dn. 4.02.1994. Przepisy te mówią, że nadzór nad ochroną przed zagrożeniem radiacyjnym w kopalni może spełniać osoba mająca uprawnienia inspektora ochrony radiologicznej IOR-1 nadane zgodnie z Prawem atomowym i wymagają, żeby stosowane przyrządy dozymetryczne miały świadectwo wzorcowania wydane przez akredytowane laboratorium wzorcujące (dawniej zwane pomiarowym) zgodnie z art. 27 Prawa atomowego oraz określają częstotliwość kontroli środowiskowych, w tym stężenia energii potencjalnej α krótkożyciowych pochodnych radonu PAEC. Omawiane rozporządzenie przewiduje pomiar PAEC raz na

kwartał, jeśli PAEC jest mniejsze lub równe $0,5\mu\text{J}/\text{m}^3$ oraz raz na miesiąc, jeśli PAEC jest większe niż $0,5\mu\text{J}/\text{m}^3$. W drugim przypadku wykonuje się dodatkowo pomiar stężenia energii potencjalnej α w miejscach znajdujących się na dalszej drodze przepływu powietrza. Dodatkowy pomiar PAEC należy wykonać również wtedy, jeśli dawka od promieniowania γ przekroczyła granicę $0,5\mu\text{G}/\text{h}$. Zwiększenie częstotliwości wymagane jest już po jednokrotnym otrzymaniu wyniku większego niż $0,5\mu\text{J}/\text{m}^3$. Dopuszczalne jest zmniejszenie częstotliwości, jeśli wyniki trzech kolejnych okresowych pomiarów są mniejsze niż $0,5\mu\text{J}/\text{m}^3$. Częstotliwość pomiaru pochodnych radonu nie może być jednak mniejsza niż raz na kwartał. W rozporządzeniu tym podany jest również wzór na obliczanie rocznej dawki skutecznej od promieniowania α :

$$E_{\text{PAEC}} = 1,4 \cdot (\text{PAEC} - 0,1) \cdot t \cdot 10^{-3} \quad (17)$$

gdzie: E_{PAEC} - roczna dawka skuteczna od krótkożyciowych pochodnych radonu w mSv
 PAEC - średnie stężenie energii potencjalnej α pochodnych radonu w $\mu\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$
 t - rzeczywisty roczny czas pracy w godz. (można przyjąć 1800 godz.)
 $0,1\mu\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ - tło naturalne, na jakie narażone są osoby z ogólnej populacji (odpowiada stężeniu radonu ok. $45\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).

Pochodne radonu w kopalniach stanowią jedną z trzech składników całkowitego narażenia radiacyjnego górników. Dwie pozostałe to narażenie od promieniowania γ oraz od izotopów radu w wodach i osadach kopalnianych. Prawo atomowe w art. 17 wprowadza dwie kategorie pracowników ze względu na dopuszczalną dla nich całkowitą dawkę efektywną: w kategorii A dopuszcza się narażenie na dawkę skuteczną większą niż 6 mSv/rok i wymaga się systematycznej kontroli indywidualnej i, jeśli potrzeba, pomiarów skażeń wewnętrznych. W kategorii B dopuszcza się narażenie na dawkę skuteczną większą niż 1 mSv ale mniejszą niż w kategorii A i wymaga się dozymetrycznej kontroli środowiskowej.

Kontrola dawek radonowych w kopalniach służy do weryfikacji systemu przewietrzania oraz organizacji pracy w zakresie regulacji czasu pracy górników w miejscach o podwyższonym zagrożeniu radonowym, ograniczania obszarów czynnych wyrobisk i innych metod obniżania dawek radonowych.

W Polsce nie obowiązują obecnie żadne przepisy ograniczające stężenie radonu w wodzie pitnej. Unia Europejska w Dyrektywie Rady UE COM/2012/0147 final wprowadza ograniczenie na poziomie 100 Bq/l.

Międzynarodowa Organizacja Normalizacyjna (ISO) opracowała dokument ISO 11665 pt. Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 składający się z 8 części, w których określa normy dotyczące poszczególnych metod pomiaru stężenia aktywności radonu i energii potencjalnej α . Również Międzynarodowa Komisja Elektrotechniczna w trzyczęściowej normie IEC 61577 pt. Radiation Protection instrumentation – Radon and radon decay product measuring instruments przedstawia specyficzne wymagania dla przyrządów do pomiaru radonu i pochodnych radonu.

8.1. Akty prawne

1. Prawo atomowe z dn. 29 listopada 2000r. (Dz.U. 04.161.1689 i 04.173.1808)
2. Rekomendacja Komisji Unii Europejskiej nr 90/143/Euratom z dn. 21 lutego 1990r.
3. Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 2 stycznia 2007r. poz.29 w sprawie wymagań dotyczących zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych potasu K-40, radu Ra-226 i toru-228 w surowcach i materiałach stosowanych w budynkach przeznaczonych na pobyt

ludzi i inwentarza żywego, a także w odpadach przemysłowych stosowanych w budownictwie, oraz kontroli zawartości tych izotopów (Dz.U.07.4.29).

4. Rozporządzenie Rady Ministrów z dn. 18 stycznia 2005r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego (Dz. U. 05.20.168).

5. Rozporządzenie ministra gospodarki z dn.9 czerwca 2006r. zmieniającego rozporządzenie w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy, prowadzenia ruchu oraz specjalistycznego zabezpieczenia przeciwpożarowego w podziemnych zakładach górniczych (Dz.U.06.124.863)

6. Prawo geologiczne i górnicze z dn.4 lutego 1994 (Dz.U.05.228.1947)

7. International Commission on Radiological Protection (1993) Protection against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65 Ann ICRP 23(2)

8. International Commission on Radiological Protection (1994) Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection ICRP Publication 66; Ann ICRP 24(1-3)

9. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).

10. ISO Guide for the Expression of Uncertainty in Measurement wyd. poprawione Genewa 1995.

11. ISO 11665. Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 (w przygotowaniu)

Część 1. Radon-222 and its short-lived decay products in the atmospheric environment: their origin and measurement methods

Część 2: Radon-222: Integrated measurement method for the determination of the average potential alpha energy concentration of short-lived radon decay products in the atmospheric environment.

Część 3: Radon-222: Spot measurement methods of the potential alpha concentration of short-lived radon decay products in the atmospheric environment.

Część 4: Radon-222: Integrated measurement methods for the determination of the average radon activity concentration in the atmospheric environment using passive sampling and delayed analysis.

Część 5: Radon-222: Continuous measurement methods of the activity concentration in the atmospheric environment.

Część 6. Radon-222: Methods for estimation of the surface exhalation rate by accumulation method in the environment

Część 7: Radon-222: Spot measurement methods of the radon activity concentration in the atmospheric environment.

Część 8. Radon-222 in buildings: Methodologies for initial and additional investigation

12. IEC 61577 Radiation Protection Instrumentation – Radon and radon decay product measuring instruments

Część 1: General principles

Część 2: Specific requirements for radon measuring instruments

Część 3: Specific requirements for radon decay product measuring instruments

13. Dyrektywa Rady Unii Europejskiej ustanawiająca podstawowe normy bezpieczeństwa w celu ochrony przed zagrożeniami wynikającymi z narażenia na działanie promieniowania jonizującego z dn. 30.05.2012r. COM (2012)242final Art. 53 i 74. Finalna wersja czeka na zatwierdzenie.

14. Dyrektywa Rady Unii Europejskiej określająca wymogi dotyczące ochrony zdrowia ludności w odniesieniu do substancji promieniotwórczych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi COM/2012/0147 final-2012/0074 (NLE). Finalna wersja czeka na zatwierdzenie.

9. Zakończenie

W wielu krajach prowadzi się badania epidemiologiczne, żeby określić stopień szkodliwości radonu, na który jesteśmy narażeni w budynku, dla naszego zdrowia. Wyniki tych badań nie są na razie rozstrzygające, co wynika z ogromnych trudności przeprowadzenia takich badań z uwzględnieniem wszystkich parametrów, które mogą odgrywać tu rolę. Międzynarodowe instytucje, w tym Światowa Organizacja Zdrowia [WHO Handbook on indoor radon 2009r.], uznają radon jako drugi pod względem ważności, po dymie papierosowym, czynnik powodujący zachorowania na nowotwory płuc i krtani. Te dwa czynniki występujące jednocześnie działają synergicznie, czyli dają efekt znacznie większy niż wynikałoby to z prostego sumowania. Ryzyko zachorowania dla człowieka palącego tytoń jest dziesięciokrotnie wyższe niż niepalącego przy narażeniu na tę samą ekspozycję radonową.

Dyrektywa Rady Unii Europejskiej z 30.05.2012r. mówi, że z najnowszych danych epidemiologicznych z badań przeprowadzonych w budynkach mieszkalnych wynika, że istnieje ryzyko zachorowania na nowotwór płuc przy stężeniu radonu już na poziomie 100 Bq/m³.

Naczelny Lekarz Stanów Zjednoczonych w Narodowej Poradzie Zdrowotnej na Temat Radonu (National Health Advisory on Radon) wydanej dn. 13 stycznia 2005 r. ostrzegł Amerykanów przed ryzykiem wynikającym z narażenia na radon w czasie przebywania w domach. Podkreślił on w tym komunikacie konieczność kontrolowania radonu w domach i podjęcia środków zaradczych, jeśli jego stężenie przekracza 150 Bq/m³ i poinformował, że ok. 20 000 Amerykanów rocznie umiera na raka spowodowanego przez radon w domach.

Z drugiej jednak strony w wielu krajach, w tym też w Polsce, stosuje się terapię radonową w balneologii i innych działach medycyny uzdrowiskowej. Ok. 75 000 pacjentów rocznie w Niemczech i Austrii poddaje leczeniu bóle stawów, kręgosłup, astmę i wiele innych schorzeń zażywając kąpiele lub inhalacji radonowych.

Oficjalnie międzynarodowe instytucje zajmujące się ochroną radiologiczną wciąż podtrzymują hipotezę liniowej bezprogowej zależności biologicznego skutku od dawki promieniowania, w której ekstrapoluje się liniowo dane dla ekstremalnie dużych dawek do rejonu bardzo małych. Hipoteza ta zakłada, że nie ma tak małych dawek, które nie były szkodliwe. Coraz więcej jednak badaczy przychyliła się do hipotezy hormetycznej uznając, że zjawisko hormezy, często obserwowane w przyrodzie w innych dziedzinach, odnosi się również do promieniowania jonizującego. Zjawisko hormezy polega na tym, że mała ilość czynnika występującego w przyrodzie, który w większych dawkach jest szkodliwy, nie tylko nie szkodzi ale jest korzystny albo nawet niezbędny dla naszego organizmu. Obserwuje się, że osoby napromieniowane małymi dawkami lepiej znoszą zaaplikowane później duże dawki promieniowania. Przypuszcza się, że osoby te mają dodatkowy system obronny, który zmniejsza prawdopodobieństwo zachorowania na nowotwory złośliwe. Stymulowane przez promieniowanie usuwanie uszkodzeń DNA może również zmniejszać prawdopodobieństwo chorób genetycznych [Radon-6].

Tak więc potrzebne są dalsze badania, żeby rozstrzygnąć, powyżej jakiego poziomu działanie radonu na nasz układ oddechowy jest szkodliwe a w jakich warunkach ma działanie dobroczynne. Na razie otwieramy w naszych domach i miejscach pracy często okna, zwłaszcza jeśli okaże się, że stężenie radonu przekracza zalecane granice i pamiętajmy o używaniu funkcji rozszczelnienia w nowoczesnych oknach.

10. Literatura

- [Radon-1] C.R. Cothorn, J.E. Smith, Environmental Radon, Plenum Press, New York, 1987.
- [Radon-2] T.A. Przylibski, Radon składnik swoisty wód leczniczych Sudetów, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław. 2005.
- [Radon-3] M.Biernacka K.Isajenko, P.Lipiński, Z. Pietrzak-Flis Radiologiczny Atlas Polski, CLOR, 2006.
- [Radon-4] W.Nazaroff, A.V. Nero Jr., Radon and its Decay Products in Indoor Air, John Wiley & Sons, 1988.
- [Radon-5] B.Clavensjö, G.Åkerblom, The Radon Book. Measures against radon, Sztokholm, 1994.
- [Radon-6] Pod redakcją Andrzeja Z. Hryniewiczza, Człowiek i promieniowanie jonizujące, Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa 2001.
- [Radon-7] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation): Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, 1988r.
- [Radon-8] UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation 2000r.
- [Radon-9] UNSCEAR: Effects of ionizing radiation vol.1, 2006. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, New York: United Nations Publication 2008.