

Sposób interpretacji wyników pomiarów stężenia radonu, pozwalających na wyliczenie dawki efektywnej dla ogółu pracowników (w tym pracowników takich jak przewodnicy czy pracownicy techniczni, wykonujący pracę zarówno w miejscach pracy pod ziemią w jaskiniach czy w podziemnych trasach turystycznych, a także w pomieszczeniach biurowych zlokalizowanych na parterze budynku - np. przed wejściem do jaskini lub podziemnej trasy turystycznej)

OPRACOWANIE

SPIS TREŚCI

CELE I ZAKRES OPRACOWANIA

WSTĘP - FIZYCZNE WŁASNOŚCI RADONU I JEGO KRÓTKO-ŻYCIOWYCH POCHODNYCH

Dr hab. Jerzy Olszewski, prof. IMP

SPECYFICZNE WIELKOŚCI I JEDNOSTKI CHARAKTERYZUJĄCE STĘŻENIE RADONU W POWIETRZU

Stężenie energii potencjalnej krótkożyciowych pochodnych radonu

Współczynnik równowagi, F

Ekspozycja

Frakcja niezwiązana, f_p

Dr hab. Joanna Domienik-Andrzejewska, prof. IMP

ODDZIAŁYWANIE RADONU NA ORGANIZM CZŁOWIEKA (BADANIA EPIDEMIOLOGICZNE I BIOKINETYCZNE JAKO PODSTAWA WYZNACZENIA WSPÓŁCZYNNIKÓW PRZELICZENIOWYCH DLA POTRZEB SZACOWANIA DAWKI I ICH WYJĄTKOWA ZGODNOŚĆ)

Dr hab. Joanna Domienik-Andrzejewska, prof. IMP

WSPÓŁCZYNNIKI PRZELICZENIOWE DLA RÓŻNYCH MIEJSC PRACY WG OBOWIĄZUJĄCEGO PRAWA ORAZ WG MIĘDZYNARODOWYCH REKOMENDACJI

Wg Ustawy Prawo atomowe

Wg Najnowszych wyników badań (rekomendacje ICRP137 Part)

Wewnątrz budynków

Pod ziemią:

Kopalnie i trasy turystyczne w kopalniach

Naturalne trasy turystyczne np. w jaskiniach

Miejsca pracy związane z uzdatnianiem wody i uzdrowiska/SPA

Dr hab. Joanna Domienik-Andrzejewska, prof. IMP

Dr hab. Jerzy Olszewski, prof. IMP

Konsultant dr inż. Katarzyna Wołoszczuk, CLOR

ZALECENIA, PODSUMOWANIE

Dr hab. Joanna Domienik-Andrzejewska, prof. IMP

Dr hab. Jerzy Olszewski, prof. IMP

Konsultant dr inż. Katarzyna Wołoszczuk, CLOR

ANEKS

CELE I ZAKRES OPRACOWANIA

Celem niniejszego opracowania jest zaprezentowanie wytycznych dotyczących sposobu interpretacji wyników pomiarów stężenia radonu, które pozwolą na wyliczenie dawki efektywnej dla ogółu pracowników (w tym pracowników takich jak przewodnicy czy pracownicy techniczni, wykonujący pracę zarówno w miejscach pracy pod ziemią w jaskiniach czy w podziemnych trasach turystycznych, a także w pomieszczeniach biurowych zlokalizowanych na parterze budynku - np. przed wejściem do jaskini lub podziemnej trasy turystycznej) w oparciu o obowiązujące prawo ale również w zgodzie z aktualną wiedzą naukową. Z uwagi na fakt, iż prace w obu tych obszarach zazwyczaj nie toczą się równolegle, gdyż działania legislacyjne są zawsze realizowane w oparciu o dostępną wiedzę naukową (a więc z naturalnym opóźnieniem), mamy sytuację pewnej rozbieżności na styku obu obszarów.

W szczególności, w kontekście zadeklarowanego celu niniejszego opracowania, problematyczne wydaje się wskazanie metody obliczania dawek efektywnych w oparciu o pomiary stężenia radonu dla różnych miejsc pracy (w tym jaskiń, tras turystycznych), która pozostawałaby w zgodzie z obecnymi przepisami prawa polskiego oraz nauką. Wynika to z faktu, że obowiązująca ustawa Prawo atomowe nie zawiera uaktualnionych współczynników przeliczeniowych dla różnych rodzajów miejsc pracy. Z drugiej jednak strony, takie współczynniki zostały opracowane przez Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej i są dostępne w Publikacji 137 (ICRP, 2017), która wraz z Publikacją ICRP 126 (ICRP, 2014) i Publikacją ICRP 115 (ICRP, 2010), podsumowuje obecny stan wiedzy na temat radonu, w tym: modeli biokinetycznych i dozymetrycznych opisujących transport promieniowania emitowanego przez radionuklidy, aktualnych współczynników ryzyka, dawkowych współczynników przeliczeniowych dla różnych miejsc pracy oraz rekomendacji dotyczących ich stosowania a także skutków zdrowotnych zgodnych z ostatnimi wynikami badań epidemiologicznych, metod kontroli radonu i strategii optymalizacji narażenia na radon.

Wobec powyższego, autorzy niniejszego opracowania zdecydowali się opisać, w jego poszczególnych rozdziałach, obecny stan wiedzy dotyczący problematyki radonu w oparciu o powyższe Publikacje ICRP, zawężony tylko do zagadnień niezbędnych dla zrozumienia zaprezentowanych tu metod obliczania dawki efektywnej na podstawie stężenia radonu i stężenia energii potencjalnej krótko-życiowych pochodnych. Powyższe informacje zostały zaprezentowane na tle wcześniejszego stanu wiedzy i ustaleń zawartych w Publikacji 65 (ICRP, 1993) oraz Publikacji 68 (ICRP, 1994), które stanowiły źródło przyjętych, w obowiązujących przepisach prawa, współczynników przeliczeniowych na dawkę efektywną.

W rozdziale 'Współczynniki przeliczeniowe dla różnych miejsc pracy wg obowiązującego prawa oraz wg międzynarodowych rekomendacji' zamieszczono, w osobnych podrozdziałach, współczynniki przeliczeniowe na dawkę w ujęciu zgodnym z aktualnymi zapisami ustawy Prawo atomowe i związanymi aktami wykonawczymi jak również w ujęciu zgodnym z aktualnym stanem wiedzy (Publikacja 137, (ICRP 2017)).

Aneks stanowi tabela oraz plik elektroniczny w formacie Excel z formułami umożliwiającymi przeliczanie stężeń radonu czy stężeń energii potencjalnej alfa krótko-życiowych produktów rozpadu na dawkę efektywną dla różnych miejsc pracy oraz załącznik 2 z regulacjami prawnymi obowiązującymi w Polsce dotyczącymi narażenia na radon.

WSTĘP - FIZYCZNE WŁASNOŚCI RADONU I JEGO KRÓTKO-ŻYCIOWYCH POCHODNYCH

Pierwiastki promieniotwórcze, które obecnie występują na Ziemi powstały ok. 4,6 mld lat temu podczas formowania się układu słonecznego. Ze wszystkich powstałych wtedy pierwiastków promieniotwórczych do dnia dzisiejszego pozostały w postaci szeregów promieniotwórczych jedynie trzy. Jedną z cech pierwiastków promieniotwórczych jest okres połowicznego rozpadu. Okres połowicznego rozpadu to czas, po którym połowa jąder danego pierwiastka, przekształca się w wyniku naturalnych, spontanicznych przemian jądrowych alfa i beta, w inny pierwiastek, zazwyczaj też promieniotwórczy. Szeregi promieniotwórcze są to ciągi nuklidów promieniotwórczych powstających jeden z drugiego i kończące się nuklidem stabilnym.

Szereg uranowy rozpoczyna się rozpadem alfa uranu U-238, a kończy na stabilnym ołowiu Pb-206. Ma łącznie 18 nuklidów, najważniejsze to: U-238, U-234, Ra-226, Rn-222, Po-210, Pb-210.

Szereg torowy rozpoczyna się rozpadem alfa toru Th-232, a kończy na stabilnym ołowiu Pb-208. Ma łącznie 12 nuklidów, najważniejsze to: Th-232, Th-228, Ra-228, Rn-220.

Natomiast szereg aktynowy rozpoczyna się rozpadem alfa uranu U-235, a kończy na stabilnym ołowiu Pb-207. Ma łącznie 15 nuklidów, najważniejsze to: U-235, Pa-231, Ra-223.

W przyrodzie występuje ponad to 19 pierwiastków nie związanych w szeregi promieniotwórcze z których najstławniejszy jest potas K-40 o okresie połowicznego zaniku $1,3 \times 10^9$ lat.

Wymienione powyżej trzy szeregi promieniotwórcze 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.

Najkrótszy półokres rozpadu ma aktynon (Rn-219), 4 sekundy. Czas ten jest na tyle krótki, że aktynon w praktyce nie ma szans wydobyć się do atmosfery ze skorupy ziemskiej. Następny z radonów, radon Rn-220, zwany toronem ma okres połowicznego rozpadu wynoszący 56 sekund i dlatego w znaczącej ilości występuje tylko w przyziemnej warstwie powietrza lub na terenach bogatych w tor takich jak złoża monazytu np. w stanie Kerala w Indiach.

I wreszcie radon Rn-222, zwany radonem o okresie połowicznego rozpadu wynoszącym 3,8 dnia, który jest dostatecznie długi, żeby atomy powstałego gazu wydostały się ze skorupy ziemskiej do atmosfery zanim ulegną rozpadowi.

Uważa się, że izotop Rn-222 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 (Rn-220) uważa się fizyka angielskiego Ernesta Rutherforda (1899-1900) a aktynon (Rn-219) został odkryty w 1904 r. 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. 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 $9,96 \text{ g/dm}^3$ 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 Rn-222 odpowiada $1,7 \times 10^{-16} \text{ g}$ tego gazu. Radon ma właściwości umożliwiające mu wędrówkę w środowisku od miejsca powstania do powietrza atmosferycznego, lub przestrzeni zamkniętych takich jak jaskinie, tunele, mieszkania itp. Tak, więc radon uczestniczy w procesie oddychania człowieka i ze względu na swoje właściwości promieniotwórcze może mieć wpływ na jego zdrowie.

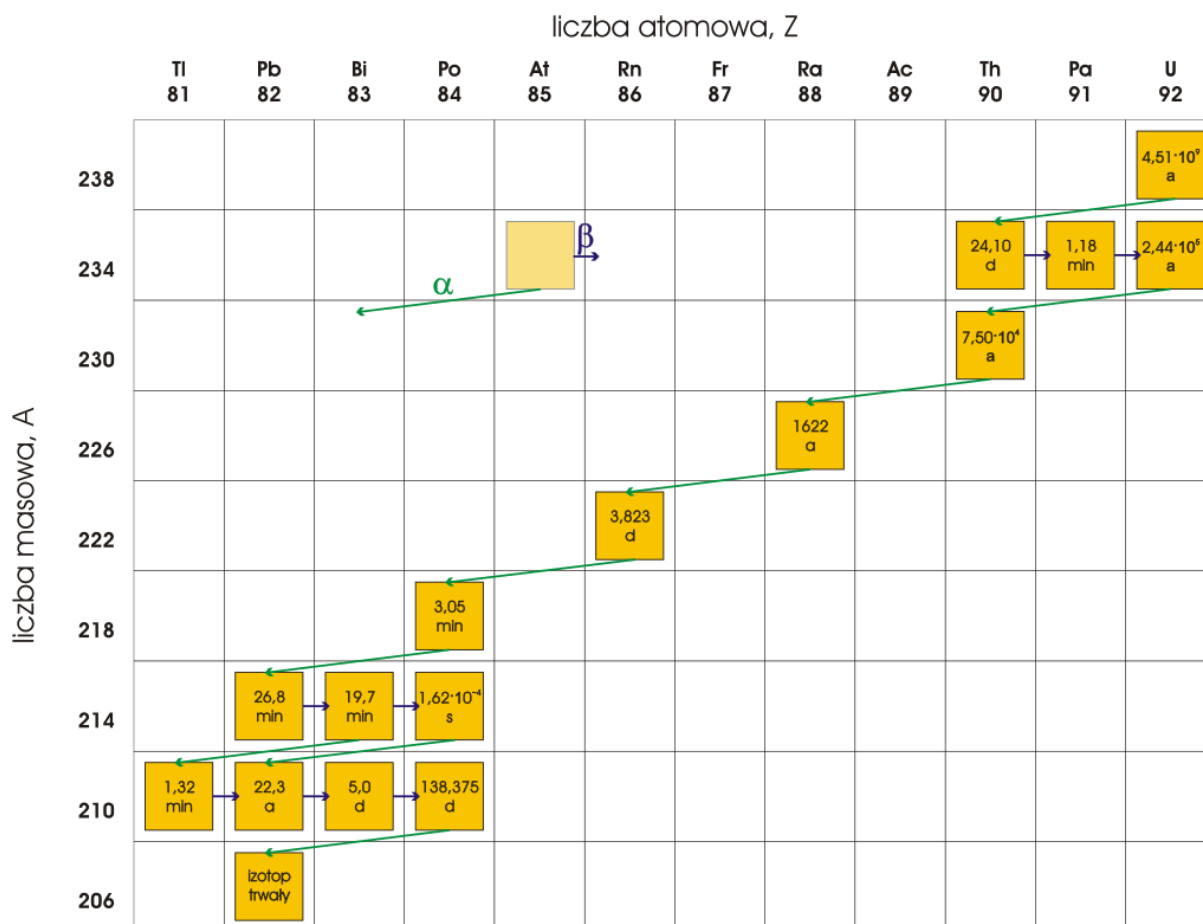
Należy jeszcze zaznaczyć, że radon Rn-220, zwany toronem, występuje tylko w przyziemnej warstwie powietrza więc jego uczestnictwo w procesie oddychania jest niewielkie. Według Państwowej Agencji Atomistyki (raport PAA za rok 2023) ewentualny wpływ toronu na zdrowie jest dwunastokrotnie mniejszy niż od radonu (dawka skuteczna od radonu 1,2 mSv a od toronu 0,1 mSv). Wobec tego w dalszym opracowaniu, wpływ toronu na ryzyko wystąpienia skutków zdrowotnych w polskim społeczeństwie został pominięty.

SPECYFICZNE WIELKOŚCI I JEDNOSTKI CHARAKTERYZUJĄCE STĘŻENIE RADONU W POWIETRZU

W celu scharakteryzowania ekspozycji wynikającej z wdychania do płuc radonu i jego krótko-życiowych produktów rozpadu znajdujących się w powietrzu stosuje się w dozymetrii radonowej określone wielkości i jednostki.

Stężenie energii potencjalnej krótko życiowych pochodnych radonu *Rn-222*

Główny wkład do dawki otrzymywanej przez płuca w wyniku wdychania radonu pochodzi nie od samego radonu (który jest szybko wydychany z płuc), lecz od jego krótko-życiowych pochodnych, które będąc metalami ciężkimi osadzają się na powierzchni płuc. Pochodne długożyciowe, nawet jeżeli pozostają w organizmie, nie dają istotnego wkładu do dawki ze względu na małą intensywność rozpadu. Wobec tego, przy ocenie wpływu procesów rozpadu pochodnych radonu na otrzymaną dawkę, do oszacowania istotnych skutków zdrowotnych wystarczy ograniczyć się do kilku bezpośrednich pochodnych aż do momentu, gdy natrafimy na pierwszy długożyciowy pierwiastek w łańcuchu rozpadu (czasy rozpadu następnych pochodnych nie mają już znaczenia nawet, jeśli są względnie krótkie); w przypadku radonu $Rn-222$ wszystkie pochodne, które należy uwzględnić w analizie mają czas połowicznego rozpadu krótszy niż 30 min. Drugim ważnym czynnikiem, poza czasem rozpadu, jest fakt, że istotne szkody zdrowotne (wewnątrz organizmu) wywoływane są przez cząstki alfa (w tym kontekście wpływ cząstek beta i promieniowania gamma jest pomijalny). Wystarczy więc rozpatrywać wpływ rozpadów alfa w łańcuchu rozpadu promieniotwórczego (patrz Rys. 1).



Rys. 1 Szereg uranowo-radowy wg https://pl.wikipedia.org/wiki/Szereg_promieniotworczy

Energia potencjalna alfa, z definicji, to suma energii cząstek alfa wyemitowanych przez jądro pierwotne (radon w tym przypadku pomijamy z powodu wymienionego powyżej) i kolejne produkty jego rozpadu w trakcie całego cyklu przemian promieniotwórczych danego pierwiastka (ten cykl kończy się na pierwiastku, który nadal może być nietrwały ale ma bardzo długi czas połowicznego rozpadu).

Aby obliczyć energię potencjalną należy rozpatrzyć łańcuch promieniotwórczy, do którego należy dany pierwiastek (w naszym przypadku dla Rn-222 będzie to łańcuch uranowo-radowy) i wybrać najbardziej prawdopodobną ścieżkę rozpadu do pierwiastka względnie stabilnego (w naszym przypadku będzie to Pb-210, który ze względu na okres rozpadu wynoszący około 22 lata zostaje usunięty z organizmu zanim jego rozpad będzie miał istotny wkład do dawki). Dla wybranej ścieżki, zgodnie z uwagą zrobioną powyżej, sumujemy tylko energie rozpadów alfa (pomijając rozpady beta i emitowane promieniowanie gamma).

W stanie równowagi, ilość jąder każdego izotopu w łańcuchu promieniotwórczym jest stała. Oznacza to, że ilość rozpadów w jednostce czasu 'poprzednika' danego izotopu w łańcuchu jest

równa ilości rozpadów tego izotopu. Osiągnięcie równowagi możliwe jest wtedy, kiedy pierwszy izotop w łańcuchu dostarcza względnie stałego strumienia jąder pochodnych. Praktycznie, oznacza to, że albo czas jego rozpadu jest długi w porównaniu z czasami rozpadów pochodnych albo istnieje stałe źródło tego izotopu (w przypadku budynków wydzielają się z ziemi poprzez szczeliny). Warunek stałości ilości każdego izotopu pochodnego oznacza:

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 = \lambda_3 N_3 = \dots = \lambda_n N_n \quad (1),$$

gdzie N_i to liczba jąder i-tego izotopu promieniotwórczego, a λ_i to stała rozpadu promieniotwórczego i-tego izotopu.

Stąd można wyliczyć koncentrację i-tego izotopu pochodnego w funkcji koncentracji N_1 izotopu macierzystego (w tym przypadku radonu) $N_i = \lambda_1 N_1 / \lambda_i$

Jeśli ϵ_i to energia cząstki alfa emitowanej w wyniku rozpadu i-tego izotopu to energia potencjalna wyzwolona przez rozpad jąder izotopów i-tego rodzaju wynosi $\epsilon_i N_i$, a więc całkowita energia potencjalna alfa krótkożytych produktów rozpadu (PAE z ang. Potential Alpha Energy)

$$PAE = \sum \epsilon_i N_i = \sum \lambda_1 N_1 \epsilon_i / \lambda_i \quad (2)$$

W tym wzorze $\lambda_1 N_1$ jest aktywnością wyjściowego izotopu (w tym przypadku Rn-222).

$$\lambda_1 N_1 = PAE / \sum \epsilon_i / \lambda_i \quad (3)$$

W przypadku, gdy nie ma stanu równowagi, wspólną aktywność $\lambda_1 N_1$ trzeba zastąpić aktywnościami i-tego izotopu pochodnych, które rozpatrujemy i wzór na PAE przyjmuje postać

$$PAE = \sum C_i \epsilon_i / \lambda_i, \text{ gdzie } C_i \text{ to są aktywności poszczególnych pochodnych} \quad (4)$$

W przypadku stanu nierównowagowego możemy zdefiniować równowagowy ekwiwalent aktywności EEA (skrót z ang. Equilibrium equivalent activity) jako aktywność początkowego izotopu, która dałaby tę samą energię co rozpatrywany rozkład nierównowagowy.

$$EEA = \sum C_i (\epsilon_i / \lambda_i) / \sum (\epsilon_i / \lambda_i) \quad (5)$$

W szczególności, 1 Bq, w przypadku radonu Rn-222, **odpowiada** całkowitej energii uwolnionej przez wszystkie produkty rozpadu jednego jądra atomu radonu. Ze wzoru (2) i Tabeli 1 łatwo policzyć, że w stanie równowagi, aktywności radonu wynoszącej 1 Bq ($\lambda_1 N_1 = 1$) odpowiada energia potencjalna alfa krótkożytych produktów rozpadu wynosząca

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

W praktyce aktywność odnosimy do jednostki objętości co oznacza operowanie koncentracją aktywności raczej niż samą aktywnością. Dlatego często mówimy o stężeniu radonu C_{Rn} wyrażonym w układzie SI w jednostkach $[Bq\ m^{-3}]$ lub o stężeniu energii potencjalnej alfa krótkożyciowych pochodnych radonu (PAEC, z ang. Potential Alpha Energy Concentration) wyrażonej w $[J/m^3]$.

Tabela 1. Energia potencjalna alfa krótkożyciowych pochodnych radonu Rn-222 na atom i na aktywność 1 Bq

Jądra izotopów	Czas połowicznego rozpadu	Energia potencjalna alfa			
		na atom		na jednostkę aktywności	
		MeV	$10^{-12}\ J$	MeV/Bq	$10^{-9}\ J/Bq$
Pochodne Radonu (Rn-222)					
Po-218	3,05 min	13,69	2,19	$3,615 \times 10^3$	0,579
Pb-214	26,8 min	7,69	1,23	$1,784 \times 10^4$	2,86
Bi-214	19,9 min	7,69	1,23	$1,325 \times 10^4$	2,12
Po-214	164 μs	7,69	1,23	2×10^{-3}	3×10^{-7}
Całkowita energia na Bq w stanie równowagi				$3,471 \times 10^4$	5,56

Komentarz.

Historycznie stosowaną jednostką stężenia energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu w kopalniach był poziom roboczy (WL z ang. Working Level). Stężeniu 1 WL odpowiada (zgodnie z def. Z Publikacji ICRP 65) dowolna kombinacja alfa promieniotwórczych pochodnych, które w $1m^3$ emitują cząstki alfa o łącznej energii $1,3 \times 10^8 MeV$ (tj. $1\ WL = 1,3 \times 10^8 MeV\ m^{-3}$).

Współczynnik równowagi, F

Z uwagi na fakt, że istnieje wiele czynników utrudniających dojście do stanu równowagi, jak np. efekt osadzania się na powierzchniach stałych produktów rozpadu radonu czy wentylacja, wprowadza się pojęcie współczynnika równowagi F.

F jest to stosunek rzeczywistego stężenia energii potencjalnej alfa mieszaniny pochodnych radonu do stężenia tej energii odpowiadającego stanowi pełnej równowagi. Oznacza to, że wykonując pomiar stężenia radonu możemy obliczyć (znając łańcuch rozpadu, poszczególne stałe i energie rozpadu) jaka energia potencjalna zostałaby uwolniona przy założeniu równowagi promieniotwórczej a następnie, wykorzystując wiedzę na temat wartości współczynnika równowagi F dla danego miejsca pracy/przebywania, możemy obliczyć rzeczywiste stężenie energii potencjalnej. Parafrazując, współczynnik F, jest stosunkiem rzeczywiście zmierzonej energii potencjalnej (która zazwyczaj jest mniejsza z powodu osadzania się stałych produktów rozpadu) do wyliczonej, na podstawie zmierzonego stężenia radonu, energii potencjalnej odpowiadającej stanowi równowagi. Wobec powyższego wzór na F przyjmuje postać poniższego pół empirycznego wzoru:

$$F = \frac{PAEC}{C_{Rn} * 5,56 \times 10^{-9}} \quad (7),$$

gdzie PAEC to stężenie energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu wyrażone w [J m⁻³] a C_{Rn} stężenie radonu wyrażone w [Bq m⁻³]. Wartość F zmienia się więc od 0 do 1.

Powyższe rozważania mają sens tylko wówczas, gdy stężenie radonu (a więc również stężenie energii potencjalnej alfa krótkożyciowych pochodnych) nie zmienia się w znaczący sposób w okresach porównywalnych z czasem rozpadu radonu (tj. 3,8 dnia), czyli wówczas, gdy istnieje jego stałe źródło (w naszym przypadku warunek ten jest spełniony: dla budynku stałym źródłem radonu jest gleba, na której jest posadowiony a dla jaskiń, tras turystycznych i kopalń – otaczające je skały).

Ekspozycja

Ekspozycja zdefiniowana jest jako całka po czasie ze stężenia energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu (PAEC). W przypadku założenia stałego stężenia radonu (jak wspomniano powyżej), całka po czasie będzie sprowadzała się do zwykłego iloczynu: PAEC*t, a jednostką w układzie SI będzie [J h m⁻³].

Ekspozycja na pochodne radonu wynosząca 1 J h m⁻³ równa się 1,8x10⁸ Bq h m⁻³ ekspozycji na radon znajdujący się w stanie równowagi promieniotwórczej ze swoimi pochodnymi.

W przypadku braku równowagi w danej objętości pomiędzy jądrami izotopu radonu, a jego krótkożyłowymi alfa promieniotwórczymi pochodnymi, obie jednostki związane są poprzez współczynnik równowagi, F w nast. sposób:

$$1 \text{ J h m}^{-3} = (1,8 \times 10^8 / F) \text{ Bq h m}^{-3} \quad (8)$$

$$1 \text{ Bq h m}^{-3} = F / (1,8 \times 10^8) \text{ J h m}^{-3} \quad (9)$$

Komentarz.

W przypadku kopalni uranowych, jednostką ekspozycji stosowaną w przeszłości był WLM, który zdefiniowany jest jako ekspozycja skumulowana w wyniku wdychania stężenia 1 WL w czasie jednego miesiąca pracy wynoszącego 170 h.

Związek pomiędzy tą historyczną jednostką (WLM) a jednostką w układzie SI jest następujący:

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \text{ mJ h m}^{-3}$$

$$\text{i odwrotnie } 1 \text{ mJ h m}^{-3} = 0,282 \text{ WLM}$$

1 WLM równa się około $6,37 \times 10^5 \text{ Bq h m}^{-3}$ dla radonu w stanie równowagi z jego pochodnymi a w przypadku braku równowagi

$$1 \text{ WLM} = (6,37 \times 10^5 / F) \text{ Bq h m}^{-3} \quad (10)$$

Wzór (9) stanowi więc 'instrukcję' przeliczania ekspozycji wyrażonej w Bq h m^{-3} na ekspozycję wyrażoną w jednostkach J h m^{-3} ; obie powyższe wielkości, w sytuacji braku równowagi promieniotwórczej określonej równaniem (1), związane są dodatkowo poprzez współczynnik równowagi F, który jest zależny od efektywności wentylacji – gdy jest słaba z reguły F jest bliskie wartości 1, ale także od parametrów charakteryzujących aerozol występujący w środowisku pracy w danym miejscu pracy.

Wartości współczynników równowagi F wyznaczone są na drodze empirycznej poprzez jednoczesny pomiar PAEC i stężenia radonu C_{Rn} (tj. w oparciu o formułę (7)). Dla różnych miejsc pracy znajdujących się np. w: pomieszczeniach, kopalniach, trasach turystycznych (jaskiniach) rekomenduje się stałe współczynniki F; dla typowych, charakterystycznych warunków w miejscach pracy znajdujących się w pomieszczeniach (takich jak biura, galerie) ICRP rekomenduje wartość $F = 0,4$, dla kopalń, w których wykorzystuje się wentylację wymuszoną, $F=0,2$ podczas gdy, dla tras turystycznych $F=0,4$.

Zgodnie z wynikami badań wartość współczynnika F może być znacząco różna nawet dla tego samego miejsca pracy; dla tras turystycznych w nieczynnych kopalniach zakres zmienności F wynosi od 0,2 do 0,8 ze średnią $0,4 \pm 0,2$ a dla dostępnych publicznie jaskiń 0,2 (K. Skubacz i K. Wołoszczuk). Co więcej, wg tych autorów dla tej samej podziemnej trasy turystycznej, w różnych jej miejscach wzdłuż trasy, współczynniki równowagi mogą być różne tj. od 0,1 do 0,4 ze średnią $F=0,3$ oraz od 0,2 do 0,7 ze średnią $F=0,5$ w zależności od trasy turystycznej.

Frakcja niezwiązana, f_p

W wyniku rozpadu radonu w powietrzu tworzą się aerozole promieniotwórcze. 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 10 nm oraz frakcji związanej zawierającej duże aerozole o średnicach kilkaset nm najczęściej do 1000 nm. Z uwagi na fakt, że frakcja niezwiązana ma znacznie większy wkład do dawki promieniowania niż związana, ważne jest móc zmierzyć te dwie frakcje, aby bardziej wiarygodnie obliczyć skuteczną dawkę od pochodnych radonu. Znajomość rozkładu rozmiarów cząstek aerozoli w środowisku pracy pozwala wyliczyć, na podstawie danych z Publikacji 137 (ICRP, 2017), dawkę efektywną.

ODDZIAŁYWANIE RADONU NA ORGANIZM CZŁOWIEKA (BADANIA EPIDEMIOLOGICZNE I BIOKINETYCZNE JAKO PODSTAWA WYZNACZENIA WSPÓŁCZYNNIKÓW PRZELICZENIOWYCH DLA POTRZEB SZACOWANIA DAWKI I ICH WYJĄTKOWA ZGODNOŚĆ)

Wchłanianie, retencja i wydalanie oraz skutki zdrowotne

Radionuklidy promieniotwórcze obecne w środowisku mogą być dla człowieka źródłem ekspozycji zewnętrznej lub/i wewnętrznej, w zależności od tego czy znajdują się poza organizmem człowieka czy zostały wchłonięte do jego wnętrza drogą oddechową, pokarmową lub przez skórę. W przypadku radonu, który jest gazem alfa promieniotwórczym, a więc emitującym promieniowanie, o krótkim zasięgu (cząstki alfa są w znacznej mierze osłabiane przez powietrze przebywając w nim odległości mierzone zaledwie w dziesiątkach milimetrów, w zależności od ich energii), potencjalne zagrożenie zdrowotne stanowi jedynie ekspozycja wewnętrzna. Zainhalowany do płuc radon przedostaje się z krwią tętniczą do tkanek a następnie z tkanek do krwi żyłnej by wraz z nią wracać do płuc, gdzie jego część jest wydychana a reszta powraca do krwi tętniczej by rozpocząć kolejny cykl. Szybkość transferu gazu z krwi do tkanek będzie funkcją szybkości przepływu krwi, objętości tkanek i krwi oraz względnej jego rozpuszczalności w każdym z tych elementów (tj. tkanek i krwi).

Wraz z radonem wdychane do płuc są również produkty jego rozpadu (stałe pierwiastki polon, ołów i bizmut) obecne w powietrzu w postaci aerozoli (tzw. pyłów zawieszonych) lub tzw. frakcji niezwiązanej, które osadzają się na nabłonku dróg oddechowych powodując jego ekspozycję cząstkami alfa i beta (przy czym istotne znaczenie w kontekście skutku zdrowotnego mają cząstki alfa, dlatego cząstki beta są pomijane). To właśnie one, a nie radon, który w znacznej mierze jest wydychany z dróg oddechowych, są głównym źródłem dawki dla płuc oraz dawki efektywnej; wkład do dawki efektywnej od radonu obecnego w miejscach pracy wewnątrz budynków lub kopalni wynosi odpowiednio 2% i 5% (Publikacja 137, (ICRP, 2017)) a od Rn-220 jest całkowicie pomijalny.

Dane o skutkach zdrowotnych wdychanego radonu oraz jego pochodnych pochodzą z badań epidemiologicznych górników zawodowo narażonych na radon oraz osób z ogółu ludności tj. mieszkańców z terenów o naturalnie wysokich stężeniach tego gazu narażonych na radon w miejscu zamieszkania lub w pracy. Ich podsumowanie i wynikające z nich wnioski zawarte zostały w Publikacji 115 (ICRP, 2010). Wszystkie badania wskazują na silny związek ekspozycji na radon i jego pochodne z ryzykiem indukcji nowotworów płuc. W przypadku guzów litych, innych niż rak płuc (rak żołądka, pęcherzyka żółciowego lub przewodu zewnętrzny wątrobowego, nowotworu skóry lub raka wieku dziecięcego), czy białaczek nie ma dotychczas rozstrzygających badań

epidemiologicznych potwierdzających zwiększoną częstość ich występowania wynikającą z narażenia na radon i jego pochodne; wyniki badań wskazują na minimalne ryzyko albo żadne (Publikacja 126, (ICRP 2014)).

Komentarz

W poniższym opracowaniu, dla potrzeb wskazania źródeł wiedzy na temat wartości współczynników przeliczeniowych z ekspozycji PAEC na dawkę efektywną, będziemy się posługiwać stosowanymi w badaniach epidemiologicznych pojęciami ryzyka względnego RR (z ang. Relative Risk) oraz nadmiarowego względnego ryzyka ERR (z ang. Excess Relative Risk).

RR zdefiniowany jest jako stosunek prawdopodobieństwa wystąpienia badanego skutku zdrowotnego w grupie narażonej do prawdopodobieństwa wystąpienia tego samego skutku w grupie nienarażonej.

Z definicji **ERR** = $RR - 1$, wobec powyższego ERR pokazuje, o ile zwiększyło się ryzyko dla grupy narażonej względem grupy nienarażonej z powodu działania rozważanego czynnika ryzyka.

W przypadku dużych kohort górników do wyznaczenia zależności dawka-skutek wykorzystano dane o rocznych dawkach efektywnych z całego okresu zatrudnienia, co umożliwiło uwzględnienie w analizie zależnych od czasu czynników modyfikujących narażenie takich jak: wiek w czasie ekspozycji oraz czas, który upłynął od ekspozycji. Z kolei ryzyko nowotworu płuc u osób zamieszkujących tereny o naturalnie podwyższonym stężeniu radonu określone zostało w oparciu o dużą liczbę badań typu przypadek – kontrola (case – control study, badania retrospektywne) wymagających określenia dawki od ekspozycji na radon w miejscu zamieszkania w okresie około 30 lat poprzedzających wystąpienie raka płuc. Wadą tych badań było przyjęcie założenia, że pomiary stężenia radonu w okresie trwania badania obowiązują dla całego okresu ekspozycji. Z kolei ich zaletą jest to, że pozwoliły one zebrać dokładny wywiad, w ramach badania kwestionariuszowego, dotyczący innych czynników ryzyka dla raka płuc istniejących w miejscu zamieszkania czy pracy, a w szczególności pozwoliły uwzględnić w analizie statystycznej palenie tytoniu.

Dla obecnych potrzeb ochrony radiologicznej, szczególnie istotne są badania w zakresie niskich stężeń radonu i jego pochodnych, które charakteryzują się długimi czasami śledzenia kohort oraz dobrymi danymi jakościowymi dotyczącymi wielkości indywidualnych ekspozycji.

W szczególności najnowsze analizy tego typu, w obszarze narażenia zawodowego, dotyczą kohort górników z kopalni uranu znajdujących się we Francji i Kanadzie (Vacquier 2008, Kusiak 1993, Howe 2006) lub połączonych kohort (jak w przypadku np. kohorty z Czech i Francji (Tomasek et al. (2008))), dla których oszacowana wartość średnia ERR na 100 WLM wynosiła, w zależności od badania, od 0.89 do 2.7. Z kolei w raporcie BEIR VI (NRC, 1999), uwzględniającym łączną analizę 11 kohort (z USA, Kanady, Czech, Szwecji, Chin i Australii), w celu przeanalizowania wpływu niskich ekspozycji na indukcję nowotworów płuc, ocenę ryzyka ekspozycji na radon przeprowadzono dla zawężonych, do niskich wartości, przedziałów ekspozycji tj. <50 WLM i <100 WLM. Oszacowane ryzyko ERR na 100 WLM wynosiło odpowiednio 1,18 i 0,81. Ogólnie rzecz biorąc ryzyko indukcji nowotworu płuc w badaniach dotyczących relatywnie niskiej ekspozycji na radon i jego pochodne jest wyższe w porównaniu z badaniami, dla których wartość skumulowanej ekspozycji jest wyższa, niemniej przedziały ufności są szersze co świadczy o wyższych niepewnościach wyników badań przy niższych dawkach. Dla przykładu, w przypadku wspomnianego wyżej Raportu BEIR VI (NRC, 1999) uwzględniającego analizę 11 kohort górników z kopalni uranu, bez jej ograniczania tylko do danych o określonych przedziałach ekspozycji (a więc uwzględniających również wysokie ekspozycje), nadmiarowe ryzyko względne ERR na 100 WLM wynosiło mniej tj. 0,59. Tą samą średnią wartość ERR na 100 WLM podano w raporcie UNSCEAR 2006 (UNSCEAR, 2009), gdzie przedstawiono w sposób kompleksowy wyniki 9 badań epidemiologicznych uwzględniających w sumie ponad 126 000 górników.

Odnosnie badań epidemiologicznych realizowanych z udziałem mieszkańców chronicznie narażonych na radon w miejscach zamieszkania charakteryzujących się jego podwyższonym stężeniem, najbardziej wiarygodnych wyników dotyczących ryzyka zachorowania na raka płuc dostarczyły badania na łączonych kohortach z Europy (Darby et al. 2005), Ameryki Północnej (Krewski et al. 2005, 2006) oraz z Chin (Lubin et al. 2004). Każde z powyższych badań potwierdziło wzrost zachorowania na raka płuc wraz ze zwiększającą się ekspozycją na radon. W szczególności, uzyskano zgodne wyniki średniego RR na 100 Bq m⁻³ wynoszące odpowiednio 1,08, 1,10 i 1,13 dla kohorty europejskiej, północno amerykańskiej i chińskiej. Łączna ocena RR na Bq m⁻³ dla tych trzech kohort wyniosła 1,09 (UNSCEAR, 2009). Wartości ryzyka względnego RR były wyższe, gdy uwzględniono w analizie niepewności pomiaru stężenia radonu; w przypadku kohorty europejskiej współczynnik RR na 100 Bq m⁻³ zwiększył się z 1,08 do 1,16 na 100 Bq m⁻³. Ta ostatnia wartość może być uznawana za rozsądny wskaźnik ryzyka dla relatywnie niskiej i przedłużonej ekspozycji na radon w domach przy założeniu ekspozycji przez okres 25-30 lat.

Wpływ palenia tytoniu i ekspozycji na radon

Należy podkreślić, że obserwowany, na podstawie badań wśród mieszkańców z terenów o podwyższonym stężeniu radonu, wzrost ryzyka rozwoju nowotworu płuc dotyczył zarówno badanych z grupy palących jak i niepalących. Zgodnie z wynikami analizy danych dla połączonej kohorty europejskiej, skumulowane ryzyko indukcji nowotworu płuc do 75 roku życia zostało oszacowane dla osób nigdy niepalących na 0,4%, 0,5% i 0,7% dla koncentracji radonu wynoszących odpowiednio 0, 100 i 400 Bq m⁻³. Podobna analiza przeprowadzona dla osób przewlekle palących przez całe życie dała nst. ocenę skumulowanego ryzyka 10%, 12% i 16% odpowiednio dla 0, 100 i 400 Bq m⁻³. Łatwo zauważyć, że ryzyko bazowe (a więc przy teoretycznym braku ekspozycji na radon tj. 0 Bq m⁻³) dla osób palących przez całe życie jest 25 razy wyższe (10%/0,4% = 25) niż dla osób niepalących. Wyniki te pokazują jak bardzo znaczący jest wkład palenia na ryzyko rozwoju nowotworu płuc zarówno w sytuacji narażenia na radon jak i przy jego braku.

Z kolei w większości badań zrealizowanych na grupach górników z kopalni uranu narażonych w miejscach pracy na wdychanie radonu i jego pochodnych nie można było uwzględnić dodatkowego wpływu palenia na indukcję nowotworu płuc ze względu na brak danych o nawykach związanych z paleniem. Niemniej, w badaniach, w których zostały one uwzględnione nie wykazano znacząco istotnych różnic pomiędzy palaczami lub osobami palącymi kiedykolwiek w ERR na 100 WLM (kohorta górników fluorytu z Nowej Funlandii, Villeneuve et al., 2007) albo bardzo marginalne (kohorta Francuska, Leuraud et al., 2007).

Stwierdzono jednakże, że obecnie dostępne modele pochodzące z badań kohortowych górników pracujących pod ziemią, które pomijają rolę palenia papierosów, wydają się być akceptowalne do oszacowania ryzyka raka płuc związanego z radonem w populacji obejmującej zarówno palaczy, jak i osoby niepalące.

Porównanie wyników badań na kohortach górników i mieszkańców z terenów o naturalnie podwyższonym stężeniu radonu

Nie można bezpośrednio i w prosty sposób porównać wyników badań na kohortach górników i mieszkańców z terenów o naturalnie podwyższonym stężeniu radonu z uwagi na wspomniane już różnice w zakresie zastosowanych metodologii badawczych, a także zastosowanych różnych miar ekspozycji (w przypadku górników miarą ekspozycji był 1 WLM a w przypadku mieszkańców stężenie gazu radonu 1 Bq m⁻³). Jak już wcześniej podkreślono, zaletą badań z udziałem górników jest uwzględnienie rozkładów indywidualnych ekspozycji w czasie, co pozwala rozważyć modyfikujący narażenie czynnik wieku oraz czasu jaki upłynął od ekspozycji. Z kolei ich wadą jest brak danych dotyczących innych czynników ryzyka dla nowotworu płuc, w tym najważniejszego, czyli palenia tytoniu. W przypadku, kohorty mieszkańców, dzięki przeprowadzeniu drobiazgowego wywiadu

kwestionariuszowego możliwe było uwzględnienie wielu potencjalnych czynników ryzyka, a z drugiej strony brak jest szczegółowej informacji o wielkości ekspozycji dla całego okresu narażenia, do którego oszacowania założono średnią wartość stężenia radonu zmierzoną w pomiarach w trakcie trwania konkretnego badania co spowodowało, że nie można było przeanalizować potencjalnych czynników zależnych od czasu modyfikujących zależność ekspozycja – ryzyko.

Aby powiązać wyniki uzyskane dla kohorty górników i kohorty mieszkańców można przeliczyć wartość ryzyka wyrażonego w ERR na 100 Bq m⁻³ na ERR na 100 WLM wyliczając ekspozycję na podstawie jej czasu trwania (a więc przy założeniu 30 lat bo taki okres ekspozycji do diagnozy założono w większości badań kohorty mieszkańców, gdzie 1 rok to 7000 h) oraz wzoru (10) umożliwiającego przeliczenie tak uzyskanej wartości ekspozycji (wyrażonej w Bq h m⁻³) na WLM i wartości $F=0,4$ przyjętej dla pomieszczeń wewnątrz budynków. Wobec powyższego, wartość ekspozycji dla stężenia 100 Bq m⁻³ i czasu jej trwania 30 lat (przy założeniu 7000 h przebywania w pomieszczeniu w ciągu roku (zgodnie z Publikacją 65, (ICRP, 1993)) wynosi $2,1 \times 10^7$ Bq h m⁻³ co (zgodnie ze wzorem (10) i założonym współczynnikiem równowagi $F=0,4$) stanowi około 13 WLM. Przyjmując uzyskany w badaniach kohorty mieszkańców współczynnik ERR na 100 Bq m⁻³ wynoszący 0,16 (de facto ryzyko to odpowiada wartości ekspozycji na $2,1 \times 10^7$ Bq h m⁻³, a więc ekspozycji na 13 WLM) możemy dalej wyliczyć, że w przeliczeniu na 100 WLM (jak zwyczajowo podaje się w przypadku kohort górniczych) daje on wartość ERR równą 1,2 (czyli ERR na 100 WLM wynosi 1,2). Jest to wartość zbliżona do tej uzyskanej w badaniach 11 kohort górniczych omówionych w raporcie BEIR VI (NRC, 1999) w sytuacji, gdy analizę danych zawężono do niskich wartości ekspozycji (<50 WLM), dla której ERR na 100 WLM wynosił 1,18.

Podsumowując, istnieje duża zgodność pomiędzy badaniami dla obu typów ekspozycji (tj. zawodowej - górników narażonych na radon i jego pochodne w miejscu pracy oraz osób z ogółu ludności, czyli mieszkańców z terenów o podwyższonym stężeniu radonu).

Dalsze porównania, uwzględniające występujące w obu typach badań różnice, w tym fakt, że w kohortach górniczych grupa badana to mężczyźni oraz różne wartości ryzyka podstawowego w kohortach mieszkańców w zależności od miejsca ich pochodzenia, wykazały, że dla niskich poziomów ekspozycji skumulowane nadmiarowe ryzyka absolutne indukcji nowotworu płuc w wyniku ekspozycji na radon i jego pochodne są ze sobą spójne.

Wyznaczanie współczynników przeliczeniowych z energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu radonu i jego pochodnych na dawkę efektywną

Dane dotyczące wzrostu ryzyka zachorowania na raka płuc w funkcji ekspozycji, która jest wielkością wyrażoną w jednostkach fizycznych, pozwalają na powiązanie wielkości tej ekspozycji z mierzoną

w siwertach dawką określającą skutki biologiczne. Jest to możliwe dlatego, że zgodnie z danymi epidemiologicznymi rak płuc jest dominującym skutkiem ekspozycji na radon w wyniku wchłonięcia jego pochodnych. Wobec tego, dane dotyczące zwiększenia zachorowalności na raka płuc można uznać za miarodajnie określające wzrost ryzyka na jakiegokolwiek nowotworowe skutki biologiczne. Ryzyko zachorowania w wyniku ekspozycji na radon na 1 mJ h m^{-3} wynosi, zgodnie z najnowszymi danymi, 1,4 zachorowań na 10 000 osób. Zgodnie z powyższym możemy to uznać za ryzyko zachorowania na dowolną chorobę nowotworową będącą skutkiem ekspozycji. Z drugiej strony, przy dawce 1 mSv ryzyko zachorowania na jakąkolwiek chorobę nowotworową związaną z ekspozycją na promieniowanie jonizujące wynosi 0,41 zachorowania na 10 000 osób dorosłych. Porównując te dwie dane otrzymujemy przelicznik $1 \text{ mJ h m}^{-3} / 1 \text{ mSv} = 1,4 / 0,41 = 3,4$.

Bardziej szczegółowo, uwzględniając zarówno osoby dorosłe jak i w każdym wieku oraz wcześniejsze ustalenia, mamy następującą sytuację.

Zaproponowany w Publikacji 115 (ICRP, 2010), w oparciu o analizy i meta-analizy dostępnych, najbardziej aktualnych badań epidemiologicznych, nominalny współczynnik ryzyka dla ekspozycji na radon i jego pochodne wynosi $1,4 \times 10^{-4}$ na mJ h m^{-3} (5×10^{-4} na WLM) dla mieszanej populacji dorosłych (obu płci) zarówno palących jak i niepalących. Dla porównania, w Publikacji 65 (ICRP, 1993) stanowiącej podstawę dla obecnie obowiązujących w polskich przepisach prawa przeliczników z energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu radonu na dawkę efektywną (Dz.U. z 2021 r., poz. 1657), nominalny współczynnik ryzyka, wyznaczony dla wówczas dostępnych danych epidemiologicznych z badań wśród górników, wynosił 8×10^{-5} na mJ h m^{-3} ($2,8 \times 10^{-4}$ na WLM), czyli prawie dwa razy mniej. Obecnie funkcjonujący współczynnik przeliczeniowy z energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu radonu na dawkę efektywną (DCF) uzyskano na podstawie powyższego nominalnego współczynnika ryzyka, 8×10^{-5} na mJ h m^{-3} oraz współczynników ryzyka zachorowania na nowotwory i choroby dziedziczne w wyniku ekspozycji na dawkę promieniowania jonizującego wynoszącą 1 mSv zawartych w Publikacji 60 ICRP (ICRP, 1991), uzyskanych głównie na podstawie wyników badań epidemiologicznych kohorty LSS (Life Span Study) osób, które przeżyły wybuch bomby atomowej w Hiroszimie i Nagasaki. Otrzymane wówczas wartości DCF wynosiły 1,4 mSv na mJ h m^{-3} (5 mSv na WLM) dla dorosłych i 1,1 mSv na mJ h m^{-3} (4 mSv na WLM) dla każdego wieku (uśredniona wartość uwzględniająca również dzieci).

Podobnie, uaktualnione w Publikacji 103 (ICRP, 2007) nominalne współczynniki ryzyka zachorowania (na nowotwory) w wyniku ekspozycji na dawkę od promieniowania jonizującego wynoszącą 1 mSv (dla dorosłych wynosi on: $R_{\text{exp1}} = 4,1 \times 10^{-5}$ na mSv a dla populacji osób w każdym wieku: $R_{\text{exp2}} = 5,6 \times 10^{-5}$

na mSv) wraz ze zrewidowanym na podstawie ostatniego przeglądu badań epidemiologicznych w Publikacji 115 (ICRP, 2010) współczynnikiem ryzyka dla indukcji nowotworu płuc $R_r = 1,4 \times 10^{-4}$ na mJ h m^{-3} (5×10^{-4} na WLM) w przypadku ekspozycji na radon i jego pochodne, użyte zostały do wyznaczenia najbardziej aktualnych współczynników przeliczeniowych z energii potencjalnej alfa krótkożyciowych produktów rozpadu radonu na dawkę efektywną DCF dla dwóch grup: dorosłych i osób w każdym wieku. W praktyce współczynnik przeliczeniowy z energii potencjalnej alfa na dawkę efektywną (DCF) dla dorosłych uzyskuje się przez podzielenie $R_r = 1,4 \times 10^{-4} / \text{mJ h m}^{-3}$ na $R_{\text{exp1}} = 4,2 \times 10^{-5} / \text{mSv}$ a dla osób w każdym wieku, w tym dzieci, przez podzielenie $R_r = 1,4 \times 10^{-4} / \text{mJ h m}^{-3}$ na $R_{\text{exp1}} = 5,7 \times 10^{-5} / \text{mSv}$

Odpowiednie DCF wynoszą:

$$\text{DCF}_{\text{dorośli}} = \mathbf{3,4 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}} \text{ dla osób dorosłych} \quad (10)$$

$$\text{DCF}_{\text{w każdym wieku}} = \mathbf{2,6 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}} \text{ dla osób w każdym wieku} \quad (11)$$

Przy tym należy zaznaczyć, że wartość $\text{DCF}_{\text{w każdym wieku}}$ wyznaczono, w sytuacji braku istotnych danych naukowych o ryzyku w przypadku narażenia na radon i jego pochodne w dzieciństwie. Co więcej, współczynniki te, choć są wynikiem podsumowania najbardziej aktualnych epidemiologicznych danych naukowych, nie zostały jeszcze zaimplementowane do prawa polskiego.

Innym sposobem wyznaczenia współczynników DCF jest metoda oparta na modelach biokinetycznych i dozymetrycznych opisujących transport promieniowania jonizującego, w szczególności z wykorzystaniem tzw. The Human Respiratory Tract Model (HRTM; ICRP 1994), który został uaktualniony w Publikacji 130 (ICRP, 2015). HRTM opisuje osadzanie, usuwanie z organizmu materiału wdychanego do płuc przy uwzględnieniu parametrów fizjologicznych (częstość oddechu w różnych stanach fizycznej aktywności (spanie, siedzenie, niska i wysoka aktywność fizyczna), sposobu oddychania (przez nos lub usta)) oraz właściwości aerozoli (rozkład średnic cząstek radioaktywnych, skład chemiczny, mechanizmy osadzania). Model HRTM jest wynikiem kompromisu między realiami fizjologii a możliwościami praktycznego zastosowania.

Wyznaczone przy pomocy tej metody DCF, przy założeniu typowej dla danego miejsca pracy charakterystyki aerozoli oraz częstości oddychania na poziomie $1,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ dla referencyjnego pracownika (1/3 czasu spędzona na siedząco i 2/3 czasu przy lekkim obciążeniu pracą fizyczną), wynoszą odpowiednio $3,1 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ (11 mSv/WLM) dla kopalni, $5,6 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ (20 mSv/WLM) dla miejsc pracy wewnątrz pomieszczeń i $6,6 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ dla tras turystycznych w jaskiniach (Publikacja 137, ICRP 2017). Dla bardziej siedzących miejsc pracy wewnątrz pomieszczeń, np. w biurach, współczynniki te mogą być zawyżone. Przyjmując niższą

średnią częstotliwość oddychania dla referencyjnego pracownika tj. $0,86 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ (odpowiadającą 2/3 czasu spędzonego w pozycji siedzącej a 1/3 przy niewielkim obciążeniu pracą fizyczną) zamiast $5,6 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ otrzymujemy zredukowaną wartość $3,9 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ (20 mSv/WLM zostaje zredukowane do 14 mSv/WLM) (Harrison i Marsh, 2012). Dla osób przebywających w mieszkaniach współczynnik ten został oszacowany na $3,6 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$ (13 mSv/WLM) (Marsh and Bailey, 2013). Należy przypomnieć, że każdy z wymienionych wyżej współczynników uwzględnia jedynie wkład od wchłoniętych pochodnych radonu natomiast nie uwzględnia wkładu od wdychanego gazu radonu, który jest mały (<5%).

Literatura

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223–227
- Harrison, J.D., Marsh, J.W., 2012. Effective dose from inhaled radon and its progeny. In: *Proceedings of the First ICRP Symposium on International System of Radiological Protection*. *Ann. ICRP* 41(3/4), 378–386
- Howe, G.R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort: Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1-3)
- ICRP, 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2)
- ICRP, 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1-3)
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37 (2-4)
- ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, *Ann. ICRP* 40(1)
- ICRP, 2014. Radiological Protection against Radon Exposure. ICRP Publication 126. *Ann. ICRP* 43(3)
- ICRP, 2015. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 130. *Ann. ICRP* 44(2)
- ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. *Ann. ICRP* 46(3/4)

- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137–145
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533–597
- Kusiak, R.A., Ritchie, A.C., Muller, J., Springer, J., 1993. Mortality from lung cancer in Ontario uranium miners. *Br. J. Ind. Med.* 50, 920–928
- Leuraud, K., Billon, S., Bergot, D., et al., 2007. Lung cancer risk associated to exposure to radon and smoking in a case-control study of French uranium miners. *Health Phys.* 92, 371–378
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132–137
- Marsh, J.W., Bailey, M.R., 2013. A review of lung-to-blood absorption rates for radon pro-geny. *Radiat. Prot. Dosim.* 157, 499–514
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 11 sierpnia 2021 r. w sprawie wskaźników pozwalających na wyznaczenie dawek promieniowania jonizującego stosowanych przy ocenie narażenia na promieniowanie jonizujące (tj. Dz.U. z 2021 r., poz. 1657)
- Tomasek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125–137
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York
- Vacquier B., Caer S., Rogel A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners: extended follow-up 1946–1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597–604
- Villeneuve, P.J., Morrison, H.I., Lane, R., 2007. Radon and lung cancer risk: an extension of the mortality follow-up of the Newfoundland fluorspar cohort. *Health Phys.* 92, 157–169

WSPÓŁCZYNNIKI PRZELICZENIOWE DLA RÓŻNYCH MIEJSC PRACY WG OBOWIĄZUJĄCEGO PRAWA ORAZ WG MIĘDZYNARODOWYCH REKOMENDACJI

Wg Ustawy Prawo atomowe

Zgodnie z art. 25 pkt 1 ustawy *Prawo atomowe* (Dz.U. z 2024 r., poz. 1277) Rada Ministrów określi, w drodze rozporządzenia „wskaźniki pozwalające na wyznaczenie dawek promieniowania jonizującego stosowane przy ocenie narażenia oraz sposób i częstotliwość dokonywania oceny narażenia pracowników i osób z ogółu ludności, uwzględniając wartości i zależności zalecane w rozdziałach 4 i 5 publikacji Międzynarodowej Komisji Ochrony Radiologicznej (ICRP) nr 116 w celu oszacowania dawek pochodzących z narażenia zewnętrznego oraz w rozdziale 1 publikacji ICRP nr 119 w celu oszacowania dawek pochodzących z narażenia wewnętrznego i ich aktualizacjach oraz kierując się koniecznością zapewnienia ochrony radiologicznej pracownikom i osobom z ogółu ludności”. Istotne, dla tematyki narażenia i oceny ryzyka na radon, wskaźniki (wyżej, w niniejszym opracowaniu, zwane współczynnikami przeliczeniowymi) opublikowane zostały w Publikacji 119 ICRP, która stanowi rodzaj kompendium współczynników zawartych w Publikacjach nr 68 ICRP uzyskanych w oparciu o podstawowe wytyczne w zakresie ochrony radiologicznej z Publikacji 60 ICRP.

Opublikowane na podstawie art. 25 pkt 1 Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 11 sierpnia 2021r. *w sprawie wskaźników pozwalających na wyznaczenie dawek promieniowania jonizującego stosowanych przy ocenie narażenia na promieniowanie jonizujące* w pkt. 4 Załącznika do rozporządzenia zawiera współczynniki konwersji na dawkę dla:

a) radonu w domu mieszkalnym $1,1 \text{ Sv/J h m}^{-3}$

b) radonu na stanowisku pracy $1,4 \text{ Sv/J h m}^{-3}$

niezależnie od rodzaju miejsca pracy (kopalnia, trasa turystyczna w jaskiniach, praca biurowa w pomieszczeniach w budynkach etc.).

Co więcej, w tym samym pkt. 4 Załącznika do rozporządzenia sprecyzowano, że „Jeżeli źródłem narażenia wewnętrznego jest obecny w powietrzu radon i jego pochodne, obciążającą dawkę skuteczną (efektywną) wyznacza się przez pomiar lub obliczenie potencjalnej energii alfa jako całkowitej energii cząstek alfa emitowanych podczas rozpadu pochodnych radonu Rn-222 w szeregu promieniotwórczym aż do ołowiu Pb-210 (z wyłączeniem tego izotopu) oraz rozpadu pochodnych toronu Rn-220 w szeregu promieniotwórczym aż do ołowiu Pb-208...” co implikuje, że dla pełnej oceny dawki skutecznej niezbędna jest również ocena potencjalnej energii alfa od toronu (Rn-220), dla którego współczynnik konwersji podano w powyższym Załączniku tylko dla stanowiska pracy – wynosi on $0,5 \text{ Sv/J h m}^{-3}$. Niemniej, w praktyce wkład od tej składowej izotopowej jest, w ocenie

narażenia na radon, pomijany ze względu na niskie stężenia toronu oraz relatywnie niski współczynnik konwersji.

Wg Najnowszych wyników badań (rekomendacje ICRP 137 Part 3, rozdział 12.7 Recommendations, literatura naukowa)

Międzynarodowa Komisja Ochrony Radiologicznej biorąc pod uwagę wyniki wyznaczonych współczynników przeliczeniowych uzyskanych w ramach obu metod, tj. badań epidemiologicznych oraz modeli biokinetycznych, przeanalizowała również niepewności związane z każdą z nich. W jej wyniku ICRP rekomenduje obecnie nast. wartości współczynników DCF:

3 mSv/ mJ h m⁻³ – dla miejsc pracy w kopalniach podziemnych oraz wewnątrz pomieszczeń

6 mSv/ mJ h m⁻³ – dla miejsc pracy wewnątrz pomieszczeń związanych z relatywnie wysokim wysiłkiem fizycznym oraz pracowników tras turystycznych w jaskiniach

Zgodnie z rekomendacjami ICRP powyższe stałe wartości współczynników mogą być użyte do wyznaczenia dawki efektywnej przy znanej ekspozycji na stężenie energii potencjalnej cząstek alfa. W przypadku, gdy ekspozycja wyrażona jest w jednostkach Bq h m⁻³ wymagana jest dodatkowo znajomość współczynnika równowagi F, który również, dla uproszczenia, dla danego typu miejsca pracy, ustalony został jako wartość stała. Komisja zaleca stosowanie powyższych współczynników przeliczeniowych w sytuacjach występowania typowych dla danego środowiska pracy charakterystyk aerozoli (ich wartości podane zostały w Aneksie). Zalecane do stosowania komory dyfuzyjne z detektorem śladowym mierzą ekspozycję na radon w jednostkach Bq h m⁻³

W przeciwnym razie, można wyznaczyć indywidualne współczynniki przeliczeniowe (np. w ramach badań naukowych) na podstawie pomiarów średnic cząstek aerozoli oraz szczegółowych danych zawartych w Publikacji 137 (ICRP, 2017), które pozwalają wyliczyć dawkę efektywną.

Z kolei zakres rzeczywistych wartości F może być różny nawet dla tego samego miejsca pracy. Wobec powyższego założenie stałości wartości F dla danego rodzaju miejsca pracy, może prowadzić do błędu w oszacowanej dawce efektywnej. Poniżej przedstawiono, zgodny z wynikami badań naukowych, zakres zmienności współczynników F dla różnych miejsc pracy oraz sugerowaną przez ICRP wartość F:

Wewnątrz budynków

Wartość współczynnika równowagi F zależy głównie od wentylacji wewnętrznej tj. od częstości otwierania i zamykania okien w pomieszczeniu, stosowania elektrycznych wentylatorów, klimatyzacji czy osuszaczy powietrza. Zgodnie z analizą przeprowadzoną w Publikacji 137 ICRP (ICRP, 2017) w oparciu o dostępną literaturę, typowe wartości współczynnika F wynoszą od 0,3 do 0,6 w: szkołach,

przedszkolach, biurach, elektrowniach atomowych, fabrykach i kawiarniach (Hattori i Ishida, 1994; Hattori et al., 1995; Yu et al., 1998, 2000; Iyogi et al., 2003; Misdaq i Flata, 2003; Tokonami et al., 1996b, 2003; Misdaq i Amghar, 2005; Maged, 2006; Vaupotic, 2008b; Labidi et al., 2010). W raporcie UNSCEAR 2000, na podstawie głównie pomiarów realizowanych w USA (Hopke et al., 1995) oraz w Indiach (Ramachandran i Subba Ramu, 1994) założono wartość $F=0,4$; taką samą wartość przyjęto również w Publikacji 65 ICRP (ICRP,1993). Aktualnie w Publikacji 137 (ICRP,2017) dalej przyjmuje się stałą wartość F dla pomieszczeń wewnątrz budynków równą $0,4$.

W latach 2022 i 2023 Instytut Medycyny Pracy im. prof. dr hab. J. Nofera wykonał na zlecenie w ramach usług komercyjnych około 1900 pomiarów stężeń radonu w różnych budynkach na terenie kraju. W ich wyniku stwierdzono 125 przypadków przekroczenia wartości stężenia wynoszącego 300 Bqm^{-3} a jego zakres zmieniał się od 10 do 2700 Bqm^{-3} w zależności od miejsca pomiaru.

Pod ziemią:

Kopalnie i trasy turystyczne w kopalniach

Trudno jest scharakteryzować typowe parametry aerozoli występujące w kopalniach, gdyż zależą one od wielu czynników w tym od: rodzaju zasilania (spalinowego lub elektrycznego) zastosowanego w maszynach i sprzęcie używanym w danej kopalni, różnej wydajności stosowanej wentylacji oraz rodzaju ogrzewania stosowanego w miesiącach zimowych. Z tego powodu w kopalniach, w których wykorzystuje się wentylację wymuszoną, kontrolę ekspozycji na pochodne radonu realizuje się głównie w oparciu o pomiar PAEC, co nie wymaga do wyznaczenia dawki efektywnej znajomości wartości współczynnika równowagi F (Rozporządzenie Ministra Energii). W przypadku, gdy pomiary dla potrzeb oceny narażenia na radon realizowane są jednak w oparciu o pomiar stężenia radonu, sugerowana przez ICRP, wartość F wynosi $0,2$ w przypadku dobrej wentylacji mechanicznej. W pracy Grygier i Skubacz 2024 autorzy, na podstawie bezpośrednich pomiarów współczynnika równowagi F przeprowadzonych w Polsce, w Zabytkowej Kopalni Srebra w Tarnowskich Górach, zasugerowali by z uwagi na słabą wentylację w nieczynnych kopalniach (wymiana powietrza zachodzi głównie grawitacyjnie a w przypadku, gdy jest mechaniczna to ze słabą wydajnością) przyjąć wartość $F=0,5$.

Prowadzone w latach ubiegłych przez Instytut Medycyny Pracy im. prof. dr hab. J. Nofera na zlecenie kopalń metali kolorowych pomiary stężeń radonu, wykazały, iż średnie roczne ich wartości przekraczają poziom 300 Bqm^{-3} (Olszewski J., Raporty dla kopalń kończące dany rok pomiarowy).

Naturalne trasy turystyczne np. w jaskiniach

W naturalnych trasach turystycznych (np. w jaskiniach) zwykle nie stosuje się dodatkowej, wymuszonej wentylacji, która mogłaby zmienić wilgotność wewnątrz jaskini i uszkodzić cenne formacje geologiczne przyciągające turystów. Z tego powodu stężenia radonu w jaskiniach są relatywnie wysokie.

Mierzone wartości współczynnika równowagi F , zgodnie z literaturą, mogą być różne tj. od 0,2 w jaskini w Polsce do 0,3 i 0,6 w jaskini Postojna na Słowenii (Vaupotic, 2008a) w zależności od pory roku (przy czym niższa wartość zmierzona została w okresie lata a wyższa zimy) oraz 0,7 w jaskini Bozkov w Czechach (Rosvenska et al., 2008). Zgodnie z Publikacją 137 (ICRP, 2017) sugerowana wartość F dla tras turystycznych w jaskiniach wynosi 0,4.

W Polsce funkcjonuje około 200 podziemnych tras turystycznych. Są to jaskinie, kopalnie oraz podziemne budowle. Przeprowadzone przez Instytut Medycyny Pracy im. prof. dr hab. J. Nofera pomiary stężenia radonu w 66 trasach podziemnych wykazały, iż jego średnia wartość wynosi 1610 Bqm^{-3} a maksymalna to ponad 20 tysięcy Bqm^{-3} . Na podstawie pomiarów zrealizowanych w 21 jaskiniach i 4 grotach ustalono, że średnie stężenie radonu w jaskiniach wyniosło 1390 Bqm^{-3} . W grotach średnie stężenie radonu wyniosło 740 Bqm^{-3} .

Związanych z uzdatnianiem wody i uzdrowiska termalne/SPA

Wysokie stężenia radonu w powietrzu mierzone są w pomieszczeniach stanowiących miejsca uzdatniania wody gruntowej bogatej w radon lub w uzdrowiskach termalnych i SPA wykorzystujących wodę bogatą w radon do celów terapii medycznej, rehabilitacji lub rekreacji. Tego typu miejsca znajdują się zazwyczaj na terenach o podwyższonym stężeniu radonu w powietrzu, gdzie radon rozpuszczony w wodzie jest dodatkowym źródłem narażenia dla pracowników a także, w przypadku uzdrowisk i spa, dla osób z nich korzystających. Pomiary stężeń radonu w powietrzu w uzdrowiskach termalnych pokazują, że radon uwalnia się z wody do powietrza głównie w trakcie procesu napełniania wanien zabiegowych a w mniejszym stopniu w wyniku mieszania wody w trakcie kąpieli kuracjuszy. W uzdrowiskach w Grecji zmierzone wartości współczynnika równowagi F w pomieszczeniach zabiegowych (z wannami), wypoczynkowych oraz na recepcji mieściły się w zakresie od 0,2 do 0,4 (Vogiannis et al., 2004b,c) a w przypadku uzdrowisk na Słowenii i w Austrii od 0,14 do 0,45 (Lettner et al., 1996; Vaupotic and Kobal, 2001), podczas gdy w Hiszpani 0,6 (Soto and Gomez, 1999). ICRP nie rekomenduje wprost współczynników równowagi F dla uzdrowisk termalnych – niemniej wydaje się rozsądnym założenie, na podstawie powyższych współczynników, średniej wartości wynoszącej 0,4.

Pomiary wykonane w 76 Polskich uzdrowiskach (w roku 2007) i w 9 ośrodkach SPA (w roku 2013) wykazały, że w 21 uzdrowiskach oraz w jednym SPA średnie stężenie radonu przekroczyło 300 Bq m⁻³. Wartości stężeń radonu mieściły się w granicach od 30 do 5970 Bq m⁻³.

Literatura

Grygier, A.; Skubacz, K. 2024 Radon Equilibrium Factor and the Assessment of the Annual Effective Dose at Underground Workplaces. *Atmosphere* 15, 1131. <https://doi.org/10.3390/atmos15091131>

Hattori T., Ishida, K., 1994. Equilibrium factor and unattached fraction of radon in nuclear power plants. *Radiat. Prot. Dosim.* 55, 191–197.

Hattori T., Ichiji, T., Ishida, K., 1995. Behaviour of radon and its progeny in a Japanese office. *Radiat. Prot. Dosim.* 62, 151–155

Hopke P., Jenson, B., Li, C.S., et al., 1995. Assessment of the exposure to and dose from radon decay products in normally occupied homes. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1359–1364

ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1-3)

ICRP, 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2)

ICRP, 1994. Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP Publication 68. *Ann. ICRP* 24 (4)

ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. *Ann. ICRP* 41(Suppl.)

ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. *Ann. ICRP* 46(3/4)

Iyogi T., Ueda, S., Hisamatsu, S., Kondo, K., Sakurai, N., Inaba, J., 2003. Radon concentrations in indoor occupational environments in Aomori Prefecture, Japan. *J. Environ. Radioact.* 67, 91–108

Labidi S., Al-Azmi, D., Mahjoubi, H., Ben, Salah, R., 2010. Radon in elementary schools in Tunisia. *Radioprotection* 45, 209–217

Lettner H., Hubmer, A.K., Rolle, R., Steinhäusler, F., 1996. Occupational exposure to radon in treatment facilities of the radon-spa Badgastein, Austria. *Environ. Int.* 22, S399–S407

Maged A.F., 2006. Radon concentrations in elementary schools in Kuwait. *Health Phys.* 90, 258–262

- Misdaq M.A., Flata, K., 2003. The influence of the cigarette smoke pollution and ventilation rate on alpha activities per unit volume due to radon and its progeny. *J. Environ. Radioact.* 67, 207–218
- Misdaq M.A., Amghar, A., 2005. Radon and thoron emanation from various marble materials: impact on the workers. *Radiat. Measur.* 39, 421–430
- Ramachandran T.V., Subba, Ramu, M.C., 1994. Variation of equilibrium factor F between radon and its short-lived decay products in an indoor atmosphere. *Nucl. Geophys* 8, 499–503
- Rosvenska K., Thinova, L., Zdimal, V., 2008. Assessment of the dose from radon and its decay products in the Bozkov dolomite cave. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 34–37
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 11 sierpnia 2021r. w sprawie wskaźników pozwalających na wyznaczenie dawek promieniowania jonizującego stosowanych przy ocenie narażenia na promieniowanie jonizujące (tj. Dz.U. z 2021 r., poz. 1657)
- Soto, J., Go´mez, J., 1999. Occupational doses from radon in Spanish spas. *Health Phys.* 76, 398–401
- Tokonami S., Matsumoto, M., Furukawa, M., Fujimoto, K., Fujitaka, K., Kurosawa, R., 1996b. Behavior of radon and its progeny at working place. In: *Proceedings of IRPA-9*, 14–19 April 1996, Vienna, Austria
- Ustawa Prawo atomowe (Dz.U. z 2024 r., poz. 1277)
- Vaupotic J., Kobal, I., 2006. Effective doses in schools based on nanosize radon progeny aerosols. *Atmos. Environ.* 40, 7494–7507
- Vaupotic J., 2008a. Nanosize radon short-lived decay products in air of the Postojna cave. *Sci. Total Environ.* 393, 27–38
- Vaupotic J., 2008b. Levels of nanosize radon decay products in indoor air: a comparison for different environments. *Coll. Antropol.* 32 (Suppl. 2), 99–104
- Vogiannis E., Nikolopoulos, D., Loouizi, A., Halvadakis, C.P., 2004b. Radon exposure in the thermal spas of Lesvos island – Greece. *Radiat. Prot. Dosim.* 111, 121–127
- Vogiannis E., Nikolopoulos, D., Loouizi, A., Halvadakis, C.P., 2004c. Radon variations during treatment in thermal spas of Lesvos Island (Greece). *J. Environ. Radioact.* 76, 283–294
- Yu K.N., Young, M.C.E., Stokes, M.J., Tang, K.K., 1998. Radon properties in offices. *Health Phys.* 75, 159–164

ZALECENIA, PODSUMOWANIE

Wydaje się, że dla potrzeb optymalizacji będącej procesem iteracyjnym, którego poszczególne etapy są rozciągnięte w czasie, oraz oceny narażenia pracowników na radon w miejscu pracy, wystarczy przyjęcie uproszczonej metodologii opartej na pomiarach stężenia radonu i szacowaniu dawki efektywnej na podstawie stałych wartości współczynników zarówno przeliczeniowych DCF jak i równowagowych F. W takim podejściu, strategia oceny narażenia będzie kompromisem między stopniem wiarygodności pomiarów a ich kosztami i możliwością realizacji na znaczną skalę.

Zgodnie z obowiązującym prawem, do oceny dawek efektywnych należy użyć aktualnych, obecnych w przepisach prawa polskiego współczynników przeliczeniowych oraz, w przypadku, gdy pomiar realizowany jest w wielkościach stężenia radonu, zalecaną przez ICRP uśrednioną wartość współczynnika równowagi $F=0,4$ zgodnie z tabelą 2 zawartą w Aneksie.

Z drugiej strony, wyliczenie dawek efektywnych w oparciu o nowe współczynniki (Aneks, tabela 2), rekomendowane w Publikacji 137 (ICRP, 2017), pozwoli uzyskać cenną wiedzę na temat realnego narażenia oraz ustalić poziomy stężenie radonu, do których należałoby dążyć, obniżając w ramach procesu optymalizacji (zgodnie z ustawą Prawo atomowe), zmierzone w danym miejscu pracy aktualne wartości. Z kolei, w przypadku, gdy obniżenie stężenia radonu nie jest możliwe, współczynniki te pozwalają wyliczyć maksymalny czas pracy zapobiegający przekroczeniu wartości dawki granicznej wynoszącej 20 mSv na rok.

Odpowiedni kalkulator umożliwiający wyliczenie zarówno dawki efektywnej (przy danym stężeniu radonu oraz założonej wartości czasu ekspozycji), stężenia radonu (przy danej wartości dawki efektywnej, np. odpowiadającej określonej kategorii narażenia lub dawce granicznej, oraz przy założonym czasie ekspozycji) jak i czasu ekspozycji (przy założonej wartości dawki efektywnej oraz stężenia radonu) znajduje się w załączniku elektronicznym do Aneksu.

Należy pamiętać, że niepewności pomiarowe związane z wartościami wymienionych wyżej współczynników (DCF i F) będą znacznie bardziej istotne przy wysokich wartościach zmierzonych stężeń radonu, zwłaszcza jeśli przyjęte wartości tych współczynników będą zaniżone względem rzeczywistych, tj. obliczonych na podstawie odpowiednich pomiarów zrealizowanych w danym środowisku pracy. Wyniki pomiarów zrealizowane w polskich trasach turystycznych w kopalniach (Skubacz et al., 2023) pokazują, że rzeczywista wartość F może być, w niektórych z nich, wyższa (może wynosić nawet 0,8, przy średniej wartości 0,4) niż rekomendowana w Publikacji 137 (ICRP, 2017) wartość 0,4, co może np. oznaczać, że jakość wentylacji w niektórych z nich jest znacznie gorsza niż w innych. W przypadku jedynej jaskini, w jakiej wykonano pomiary współczynnika F w publikacji Skubacz et al. 2023, jego oszacowana wartość była dwa razy niższa (i wynosiła 0,2)

niż rekomendowana przez ICRP. Z kolei, jak łatwo zauważyć, współczynnik przeliczeniowy (z energii potencjalnej alfa na dawkę efektywną) obowiązujący na gruncie przepisów prawa jest, w zależności od miejsca pracy, o około 2 do 4 razy mniejszy niż wartości aktualnie rekomendowane przez ICRP w Publikacji 137 (ICRP, 2017). W cytowanej powyżej pracy Skubacz et al. 2023 przeprowadzono również ocenę narażenia dla pracowników kopalni czynnej i porównano dawki efektywne, wyliczone na podstawie obowiązujących w polskim prawie współczynników przeliczeniowych, wartości PAEC i założonego czasu rocznej ekspozycji wynoszącego 1800 h, z dawkami otrzymanymi na podstawie wyznaczonych, w oparciu o zmierzone rozkłady wielkości aerozoli oraz oszacowaną frakcję niezwiązaną, współczynników przeliczeniowych. Wyniki powyższego porównania pokazują, że dawki efektywne wyliczone na podstawie charakterystyk aerozoli były około 3-krotnie wyższe niż wyliczone na podstawie obowiązujących w przepisach prawa współczynników przeliczeniowych. Z kolei, dawki efektywne obliczone na podstawie stężenia radonu oraz, rekomendowanego przez ICRP dla trasy turystycznej w kopalni, współczynnika równowagi $F=0,2$ są od 1 do 3,5 razy zaniżone (a średnio prawie 2 razy) względem dawek oszacowanych na podstawie jego realnej, wyliczonej, w oparciu o wyniki pomiarów, wartości (Skubacz et al. 2023).

Odnosnie miejsc pracy wykonywanych w kopalniach, jaskiniach ale na powierzchni, wewnątrz budynku na parterze np. przed wejściem do kopalni czy jaskini, sugerujemy, do czasu uzyskania wiarygodnych danych naukowych, skorzystać ze współczynników odpowiednich dla miejsc pracy 'wewnątrz pomieszczeń' (uwzględniając, czy jest to praca związana ze znacznym wysiłkiem fizycznym czy nie) oraz współczynnika równowagi $F=0,4$.

W sytuacji, gdy praca jest realizowana w części pod ziemią a w części wewnątrz budynku/ów należy zsumować osobno obliczone dawki efektywne dla czasu pracy spędzonego nad i pod ziemią korzystając z sugerowanych wyżej współczynników dla każdego z miejsc pracy (odpowiednio 'wewnątrz pomieszczeń' i pod ziemią tj. w kopalni lub w jaskini). Podobne rozwiązanie proponujemy przyjąć dla uzdrowisk i SPA do czasu uzyskania potwierdzonego w bezpośrednich pomiarach współczynnika przeliczeniowego.

Literatura

ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4)

Skubacz K., Wołoszczuk K., Grygier A., Samolej K., 2023. Influence of Dose Conversions, Equilibrium Factors, and Unattached Fractions on Radon Risk Assessment in Operating and Show Underground Mines. *Int J Environ Res Public Health* 20(8):5482.

ANEKS

Tabela 2. Stałe współczynniki równowagi F oraz współczynniki przeliczeniowe z ekspozycji wyrażonej w jednostkach koncentracji energii potencjalnej alfa na dawkę efektywną.

Opcje	Według jakiego źródła	Rodzaj miejsca pracy	Współczynnik równowagi F	Współczynnik przeliczeniowy [Sv/J h m ⁻³]
1	Aktualne rekomendacje ICRP	Kopalnia czynna lub trasa turystyczna w kopalni	0,2	3,0
		Naturalna trasa turystyczna np. w jaskiniach	0,4	6,0
		Wewnątrz pomieszczeń – biura, szkoły, przedszkola, kawiarnie itp.	0,4	3,0
		Wewnątrz pomieszczeń praca związana z dużym wysiłkiem fizycznym	0,4	6,0
2	Zgodnie z przepisami polskiego prawa	Ogólnie na stanowisku pracy	(-)*	1,4

* W polskim prawie wartość współczynnika równowagi F nie została określona, dlatego dla potrzeb wyliczenia dawki efektywnej na podstawie wartości stężenia radonu, zgodnie z zaleceniami zawartymi w Publikacji 137 (ICRP, 2017) proponujemy przyjąć **F=0,4** dla wszystkich miejsc pracy.

Tabela 3. Informacje na temat współczynników przeliczeniowych stosowanych w różnych krajach w Europie otrzymane w ramach EURADOS (dane uzyskane dzięki uprzejmości dr inż. Katarzyny Wołoszczuk).

Kraj	Współczynniki przeliczeniowe „DCF”
Austria	$6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ (F = 0,4)
Czechy	$6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ (dla F = 0,4) ogólnie miejsca pracy $6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ i F = 0,7 miejsca pracy związane z dużym zapyleniem $13 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ (F = 0,4) miejsca pracy jak np. jaskinie
Finlandia	$3 \text{ Sv J}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$ (F = 0.4 ogólny współczynnik dla wszystkich miejsc pracy)
Francja	radon (w mieszkaniach): $1,1 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$ radon (miejsca pracy): $1,4 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$ toron (miejsca pracy): $0,5 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$
Niemcy	radon (miejsca pracy): $1,4 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$ $1 \text{ mSv} \rightarrow 0,32 \text{ MBq h m}^{-3}$ (F = 0,4) $1 \text{ mSv} \rightarrow 0,71 \text{ mJ h m}^{-3}$
Węgry	$300 \text{ Bq/m}^3 \rightarrow 14 \text{ mSv}$ ($F_{eq}=0,4$; $t = 7000 \text{ h}$): $6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$
Włochy	$6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$
Polska	radon (mieszkania): $1,1 \text{ Sv/(J h m}^{-3})$ radon (miejsca pracy): $1,4 \text{ Sv/(J h m}^{-3})$ toron (miejsca pracy): $0,5 \text{ Sv/(J h m}^{-3})$
Serbia	radon (mieszkania): $1,1 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$ radon (miejsca pracy): $1,4 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$ toron (miejsca pracy): $0,5 \text{ Sv (J h m}^{-3})^{-1}$
Słowenia	$6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ (F = 0,4) W przypadku, gdy charakterystyka aerozolu znacząco różni się od typowych warunków, przeprowadza się dodatkowe pomiary w celu zebrania wiarygodnych danych dotyczących aerozolu i na tej podstawie oblicza się współczynniki dawki specyficzne dla danego miejsca (np. W jaskiniach turystycznych)
Szwecja	Radon (miejsca pracy): W prawie nie są podane specyficzne wartości DCF. Do ustalenia. Niemniej, w przepisach dotyczących miejsc pracy (SSMFS 2018:10) przyjęto, że roczna dawka efektywna wynosząca 6 mSv od radonu (dyrektywa UE) odpowiada w przybliżeniu szacunkowej rocznej ekspozycji na radon wynoszącej $0,72 \text{ MBq h m}^{-3}$ (limit powiadomienia o narażeniu na radon), przy założeniu wartości F=0,4. Radon (mieszkania): DCF nie stosowany.
Szwajcaria	radon (mieszkania): $14,1 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ radon (miejsca pracy): $18,8 \cdot 10^{-6} \text{ mSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ (F = 0,4)
Wielka Brytania	radon (mieszkania): $0,05 \text{ mSv/(Bq m}^{-3})$ radon (miejsca pracy): $1,4 \text{ mSv/(mJ h m}^{-3})$

Załącznik 1 – plik elektroniczny w formacie Excel.

Załącznik 2. Regulacje prawne dotyczące narażenia na radon

Ustawa z dnia 26 czerwca 1974 r. Kodeks pracy,

Dz. U. 1974 nr 24 poz. 141 (z późn. zm.)

Ustawa z dnia 29 listopada 2000 r. Prawo atomowe,

Dz. U. 2001 nr 3 poz. 18 (tekst jednolity Dz. U. 2024 poz. 1277)

Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 18 czerwca 2020 r. w sprawie terenów, na których średnioroczne stężenie promieniotwórcze radonu w powietrzu wewnątrz pomieszczeń w znacznej liczbie budynków może przekraczać poziom odniesienia

Dz. U. 2020 poz. 1139

Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 11 sierpnia 2021 r. w sprawie wskaźników pozwalających na wyznaczenie dawek promieniowania jonizującego stosowanych przy ocenie narażenia na promieniowanie jonizujące

Dz. U. 2021 poz. 1657

Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 marca 2021 r. w sprawie przypadków, w których działalność związana z narażeniem na promieniowanie jonizujące nie wymaga zezwolenia, zgłoszenia albo powiadomienia, oraz przypadków, w których może być wykonywana na podstawie zgłoszenia albo powiadomienia.

Dz. U. 2021, poz. 796.

Rozporządzenie Ministra Energii (RME). 2016. Rozporządzenie Ministra Energii z dnia 23 listopada 2016 r. w szczegółowych wymagań dotyczących prowadzenia ruchu podziemnych zakładów górniczych

Dz. U. 2017 nr 0, poz. 1118,

Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi

Dz. U. 2017 poz. 2294

Obwieszczenie Ministra Zdrowia z dnia 22 stycznia 2021 r. w sprawie ogłoszenia Krajowego planu działania w przypadku długoterminowych zagrożeń wynikających z narażenia na radon w budynkach przeznaczonych na pobyt ludzi oraz w miejscach pracy.

M. P. 2021 poz. 169