

## **Załącznik 3**

### **Autoreferat**

**przedstawiający opis osiągnięć i dorobku naukowego**

**dr Krystian Skubacz**

**Główny Instytut Górnictwa**

## Spis treści

1. Imię i nazwisko .....	3
2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe .....	3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych .....	3
4. Osiągnięcia wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki .....	4
4.1. Tytuł cyklu publikacji .....	4
4.2. Szczegółowa lista publikacji do przewodu habilitacyjnego.....	4
4.3. Omówienie osiągnięcia naukowego przedstawionego w monotematycznym cyklu publikacji.....	5
4.3.1. Materiały NORM w podziemnych zakładach górniczych.....	7
4.3.2. Krótkożyciowe produkty rozpadu radonu. Metody oceny dawek.....	10
4.3.3. Dozymetria termoluminescencyjna. Metody oceny dawek .....	18
4.3.4. Podsumowanie.....	26
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych .....	32

### 1. Imię i nazwisko

Krystian Skubacz

### 2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- **Stopień naukowy magistra fizyki w specjalności zastosowania fizyki** uzyskałem na Wydziale Matematyki, Fizyki i Chemii Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach w dniu 20 czerwca 1980 r. Promotorem mojej pracy magisterskiej pt. *Budowa spektrometru na ciekłych scyntylatorach*, mającej na celu zbudowanie i przetestowanie spektrometru ciekłoscyntylacyjnego, była dr Urszula Tomza.
- **Stopień naukowy doktora nauk technicznych** uzyskałem w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach w dniu 29 listopada 1999 r. Promotorem mojej rozprawy doktorskiej pt. *Metodyka i aparatura do pomiaru frakcji wolnej krótkożyciowych produktów rozpadu radonu w powietrzu kopalnianym* był doc. dr hab. Kazimierz Lebecki, a recenzentami pracy prof. dr hab. inż. Adam Lipowczan i prof. dr hab. Sławomir Sterliński.

### 3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

Od 1982 r. rozpocząłem pracę w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach: od 25.07.1985 zostałem zatrudniony na stanowisku starszego specjalisty badawczo-technicznego, a od 01.08.2002 r. do dzisiaj na stanowisku adiunkta. W Śląskim Centrum Radiometrii Środowiskowej Głównego Instytutu Górnictwa odpowiadam za funkcjonowanie pracowni dozymetrycznej oraz badania rozmiarów ziarnowych aerozoli w miejscach pracy i ich wpływu na ocenę stanu zagrożenia.

4. Osiągnięcia wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki

4.1. Tytuł cyklu publikacji

*Ocena zagrożeń stwarzanych przez naturalne i sztuczne źródła promieniowania jonizującego*

4.2. Szczegółowa lista publikacji do przewodu habilitacyjnego

L.p.	Publikacja	Punkty MNiSW	IF	Udział %
P01	Skubacz, K., Michalik, B., Wysocka, M., 2011. Occupational radiation risk caused by NORM in coal mining industry. <i>Radioprotection</i> , 46(6), 669-674. DOI 10.1051/radiopro/20116735s.	20	1.000	80
P02	Skubacz, K., 2009. Ocena systemu monitorowania zagrożeń radiacyjnych w podziemnych zakładach górniczych. <i>Bezpieczeństwo pracy i ochrona środowiska w górnictwie. Miesięcznik Wyższego Urzędu Górniczego</i> , 3 (175), 9-14.	6	-	100
P03	Chałupnik, S., Michalik, B., Wysocka, M., Skubacz, K., Mielnikow, A. 2001. Contamination of settling ponds and rivers as a result of discharge of radium - bearing waters from Polish coal mines. <i>Journal of Environmental Radioactivity</i> . 54, 85-98. DOI 10.1016/S0265-931X(00)00168-5.	11	0.726	30
P04	Skubacz, K., 2004. Monitorowanie zagrożeń radiacyjnych w podziemnych zakładach górniczych. Krótkożyciowe produkty rozpadu radonu. <i>Bezpieczeństwo pracy i ochrona środowiska w górnictwie. Miesięcznik Wyższego Urzędu Górniczego</i> , 4 (116), 11-17.	6	-	100
P05	Skubacz, K., Bywalec T., 2003. Monitoring of short-lived radon progeny in mines. <i>Radiation Protection Dosimetry</i> . 103(3), 241-246. DOI: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a006139.	12	0.617	80
P06	Skubacz K., Wojtecki Ł., Urban P. 2016. Aerosol concentration and particle size distributions in underground excavations of hard coal mine. <i>Journal of Occupational Safety and Ergonomics</i> . DOI 10.1080/10803548.2016.1198553.	15	0.381	70
P07	Skubacz, K., Wojtecki, Ł., Urban, P. 2016. The influence of particle size distribution on dose conversion factors for radon progeny in the underground excavations of hard coal mine. <i>Journal of Environmental Radioactivity</i> . 162-163, 68-79. DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.05.020.	25	2.047	70
P08	Skubacz, K., 2015. Measurements of low doses with Panasonic dosimeters. Algorithm and tests. <i>Radiation Measurements</i> . 75, 9-14.	30	1.071	100
P09	Skubacz K. 2015. Application of the Böhm chamber for reference beta dose measurements and the calibration of personal dosimeters. <i>Nukleonika</i> . 61(1), 61-67. DOI 10.1515/nuka-2016-0001.	15	0.546	100
P10	Skubacz K. 2016. Evaluation of the detection features of UD-807 dosimeters and their suitability for use in personal dosimetry, <i>Radiation Measurements</i> . 95, 16-24. DOI 10.1016/j.radmeas.2016.11.001.	30	1.071	100

Punktacja w tabeli jest zgodna z rankingiem Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego (MNiSW) w roku publikacji pracy. W podobny sposób określono współczynniki *Impact Factor* (IF). Pominąwszy jedną pozycję, mój wkład w powstanie tych publikacji jest równy lub większy niż 70%. W *Załączniku 6* zamieściłem oświadczenia współautorów dotyczące ich wkładu rzeczowego i ilościowego w powstanie wspólnych publikacji.

#### **4.3. Omówienie osiągnięcia naukowego przedstawionego w monotematycznym cyklu publikacji**

Przez wiele lat akty prawne regulujące ochronę radiologiczną odnosiły się przede wszystkim do sztucznej promieniotwórczości, pomijając w praktyce zagrożenia związane z występowaniem naturalnej promieniotwórczości w działalności przemysłowej niezwiązanej z energetyką jądrową. Tymczasem materiały o podwyższonym stężeniu naturalnych izotopów z szeregu uranowego, torowego oraz  $^{40}\text{K}$  występują stosunkowo powszechnie w przemyśle związanym z wydobyciem i przetwarzaniem surowców mineralnych i powstają w ilościach znacznie przekraczających objętość odpadów z elektrowni jądrowych. Tego rodzaju materiały zwane są NORM (*Naturally Occurring Radioactive Material*) i chociaż zwykle stężenia naturalnych izotopów promieniotwórczych w tych materiałach są mniejsze w porównaniu z odpadami zawierającymi sztuczne izotopy promieniotwórcze (Michalik i inni, 2010; Michalik i Sidhu, 2011), to jednak rozproszone na znacznych niekontrolowanych obszarach stają się łatwo dostępne dla osób postronnych. Zwiększa to liczbę osób narażonych na ich oddziaływanie. Znaczenie tych zagrożeń dostrzeżono już w Dyrektywie Unii Europejskiej z 1996 r. (Council Directive, 1996). Znacznie jednak bardziej rygorystycznie zasady ochrony radiologicznej w odniesieniu do NORM zostały sformułowane w Dyrektywie uchwalonej w 2013 r. (Council Directive, 2013). W nowej Dyrektywie bardzo dużo uwagi poświęcono problemom związanym z klasyfikowaniem materiałów NORM i postępowaniem z takimi materiałami oraz zagrożeniom radonowym w budynkach mieszkalnych i na stanowiskach pracy. W reakcji na opublikowanie ostatniej Dyrektywy, Prezes Państwowej Agencji Atomistyki powołał w 2015 r. zespoły ekspertów w celu adaptacji nowych przepisów do Prawa atomowego (Ustawa, 2000) i związanych z nim rozporządzeń wykonawczych odpowiednich ministerstw.

Materiały NORM występują w wielu krajowych zakładach przemysłowych. Wymienić tu należy przede wszystkim podziemne zakłady górnicze wydobywające węgiel kamienny, rudy miedzi oraz rudy cynku i ołowiu. Biorąc jednak pod uwagę publikowane informacje, można będzie je znaleźć również w przemyśle naftowym (Paranhos i inni, 2005; Landsberger, 2013; Hilal i inni, 2014) oraz w zakładach gdzie następuje przeróbka fosforytów (Jacomino i inni, 2011). W kraju, zjawiska związane z NORM zbadano jednak gruntownie wyłącznie w odniesieniu do podziemnych zakładów

górnictwa, uwzględniając również ich oddziaływanie na środowisko naturalne. W przypadku innych polskich zakładów przemysłowych, które mogą potencjalnie wytwarzać NORM brak jest miarodajnych danych.

Zagrożenia związane z stosowaniem sztucznych źródeł promieniowania jonizującego lub też instalacjami wytwarzającymi takie promieniowanie, podlegają znacznie bardziej rygorystycznej kontroli w porównaniu z materiałami NORM. Zgodnie bowiem z Prawem atomowym (Ustawa, 2000) i regulacjami wykonawczymi do tej ustawy, wyznaczone instytucje muszą wydać zgodę na zakup niebezpiecznych źródeł promieniowania jonizującego lub instalacji, które je wytwarzają, a podczas ich użytkowania dostęp do nich jest ograniczony do autoryzowanego personelu objętego kontrolą dozymetryczną. Można zatem w takich przypadkach mówić jedynie o narażeniu zawodowym, gdyż takie terminy jak dawki graniczne czy kategorie narażenia zdefiniowane w ustawie nie mają zastosowania do pacjentów poddawanych napromieniowaniu w celach diagnostycznych lub terapeutycznych. Oprócz energetyki jądrowej, sztuczne izotopy promieniotwórcze lub instalacje wytwarzające promieniowanie jonizujące są powszechnie stosowane w wielu innych dziedzinach przemysłu, w tym również w podziemnych zakładach górniczych, w defektoskopii, geologii, do sterylizacji żywności, w zbiornicach złomu, w punktach kontroli granicznej oraz w wyspecjalizowanych laboratoriach badawczych. Bardzo liczną grupę osób objętych obowiązkową kontrolą dozymetryczną są pracownicy placówek medycznych obsługujących zwykle aparaty rentgenowskie, bądź też urządzenia diagnostyczne wykorzystujące bardziej wyrafinowane techniki takie jak scyntygrafia, pozwalająca na uzyskanie dwuwymiarowego obrazu wybranego organu po wstrzyknięciu radiofarmaceutyku czy też nawet obrazów trójwymiarowych uzyskiwanych po zastosowaniu urządzeń SPECT (*Single-Photon Emission Computed Tomography*) oraz PET (*Positron Emission Tomography*). Na stosunkowo duże dawki są narażeni również lekarze prowadzący zabiegi angioplastyczne zwane PTCA (*Percutaneous Transluminal Coronary Angioplasty*), podczas których w układ krwionośny pacjentowi zostaje wbudowany stent, a jego położenie w organizmie można śledzić dzięki zastosowaniu promieniowania rentgenowskiego.

Wykonane przez mnie badania dotyczyły problemów związanych z oceną dawek na jakie są narażeni pracownicy zarówno w przypadku występowania na stanowiskach pracy materiałów NORM jak i w specyficznych zastosowaniach sztucznych źródeł promieniowania. Głównym celem było rozpoznanie czynników wpływających na poziom ekspozycji oraz opracowanie odpowiednich metod pomiarowych i sposobów oceny narażenia. Szczególną uwagę zwróciłem na zagrożenia ze strony krótkożyciowych produktów rozpadu radonu:  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  i  $^{214}\text{Po}$ , pomiar dawek w mieszanych

polach promieniowania jonizującego oraz na wpływ energii, rodzaju promieniowania i geometrii w jakiej następuje ekspozycja na odpowiedź dawkomierzy.

Realizacja tego celu wymagała:

- zbadania stężeń izotopów promieniotwórczych w materiałach NORM,
- opracowania charakterystyki stanowisk pracy oraz identyfikację głównych czynników narażenia,
- skonstruowania mierników pomiarowych oraz wykonanie testów laboratoryjnych i polowych,
- opracowania algorytmów obliczeniowych, dostosowanych do mierników przeznaczonych do monitorowania zagrożeń ze strony naturalnych i sztucznych źródeł promieniowania jonizującego,
- zaprojektowanie i wyposażenie pracowni w instalacje do wytwarzania promieniowania o różnych energiach i typach promieniowania,
- zaprojektowania i uruchomienia komory radonowej,
- przeprowadzenia pomiarów dozymetrycznych w środowisku pracy i w środowisku naturalnym,
- wskazania sposobów poprawy oceny dawek promieniowania jonizującego.

#### 4.3.1. Materiały NORM w podziemnych zakładach górniczych

Badania zjawisk odpowiadających za powstawanie zagrożeń związanych z NORM w polskich podziemnych zakładach górniczych rozpoczęto na początku lat siedemdziesiątych (Tomza i Lebecka, 1981). W wyniku zidentyfikowano podstawowe zagrożenia związane z NORM, miejsca gdzie występują w większych stężeniach oraz w wielu przypadkach genezę ich występowania. Podstawowe zagrożenia takie jak:

- wody radonośne zawierające izotopy radu  $^{226}\text{Ra}$  i  $^{228}\text{Ra}$ ,
- osady wytrącające się z radonośnych wód,
- krótkożyciowe produkty rozpadu radonu

są źródłem dawek wynikających z wniknięcia izotopów radu drogą oddechową i pokarmową (wody i osady), ekspozycji na zewnętrzne promieniowanie gamma (osady) oraz depozycji krótkożyciowych produktów rozpadu radonu w układzie oddechowym [P01]. Występowanie zagrożeń związanych z radonośnymi wodami czy osadami jest ograniczone do określonych stanowisk pracy, w przeciwieństwie do produktów rozpadu radonu, które z miejsc gdzie powstają ze szczególną intensywnością, mogą się łatwo przemieszczać z powietrzem wentylującym wyrobiska. Radonośne wody dołowe wypływające z górotworu, zwłaszcza silnie zmineralizowane, zawierają w znacznych stężeniach izotopy radu  $^{226}\text{Ra}$  i  $^{228}\text{Ra}$ . Niekiedy zawierają jony baru, co sprzyja wytrącaniu się radu w postaci osadu w chwili mieszania się z wodami, w których są siarczany. Jeśli w wodach nie

występują jony baru, to rad pozostaje w postaci rozpuszczonej. Osady, w przeciwieństwie do radonośnych wód, mogą być znaczącym źródłem promieniowania gamma oraz obciążających dawek skutecznych w wyniku ich wniknięcia do organizmu drogą oddechową czy pokarmową. Występowanie produktów rozpadu radonu jest związane z obecnością radu i zgodnie z tym podwyższone stężenia tych izotopów mierzono w miejscach gromadzenia się promieniotwórczych wód czy osadów. Jednak największe zagrożenie wynikające z obecności krótkożyciowych produktów rozpadu radonu zaobserwowano w rejonie prowadzenia eksploatacji bądź drążenia nowych wyrobisk, gdzie brak jest takich materiałów NORM jak wody i osady, a stężenie radu w skałach nie przekracza przeciętnego poziomu dla gleb. Przyczyną jest zwiększona ekshalacja radonu z rozdrobnionego materiału oraz słaba wentylacja lub sama organizacja systemu wentylacji, zwłaszcza jeżeli sprzyja przenikaniu powietrza przez rozdrobnioną skalę.

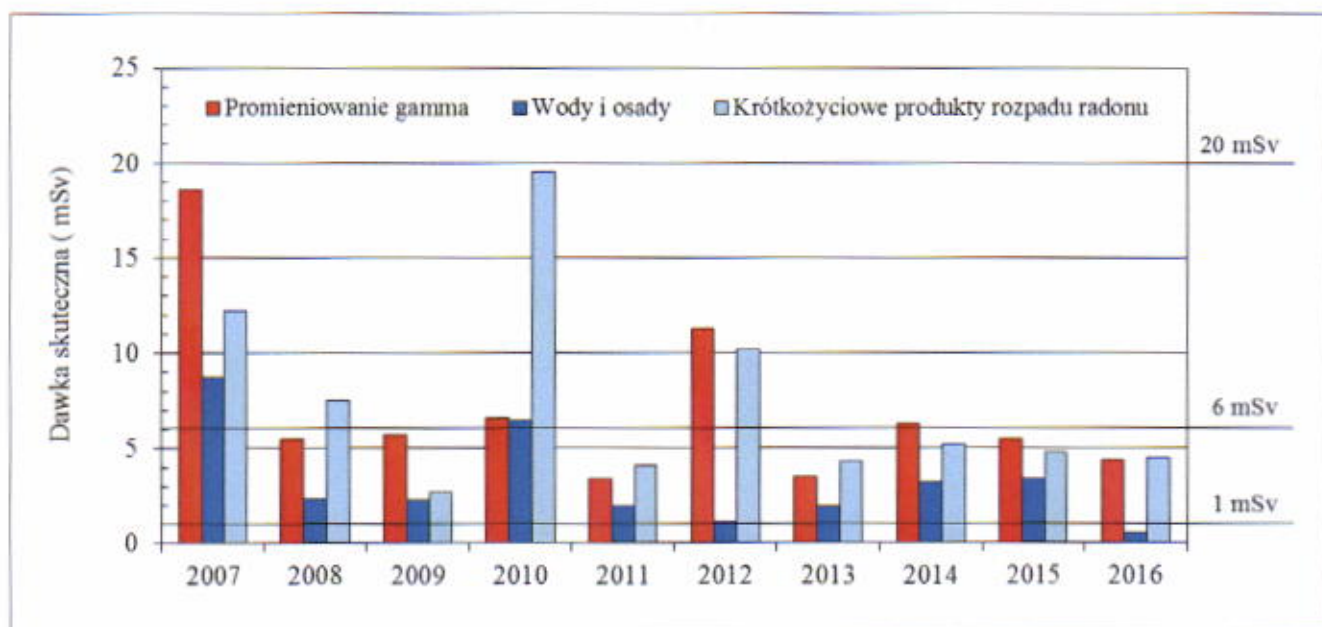
O stopniu zagrożenia związanego z materiałami NORM mogą świadczyć wyniki pomiarów wykonanych w podziemnych zakładach górniczych. Stężenie  $^{226}\text{Ra}$  w silnie zmineralizowanych wodach dołowych sięga około  $400 \text{ kBq/m}^3$  [P01], a w osadach  $400 \text{ kBq/kg}$  (Skubacz i Michalik, 2005). Są to wartości znacznie większe, niż spotyka się w wodach powierzchniowych, w których stężenie izotopów radu wynosi średnio  $0.004 \text{ kBq/m}^3$  i nie przekracza  $0.1 \text{ kBq/m}^3$  (Köster i inni, 1992; Chałupnik i Wysocka, 2009). W glebie na terenie Polski, średnie stężenie  $^{226}\text{Ra}$  wynosi  $0.025 \text{ kBq/kg}$  w zakresie  $0.004 - 0.143 \text{ kBq/kg}$ , a dla  $^{228}\text{Ra}$   $0.024 \text{ kBq/kg}$  w zakresie  $0.004 - 0.125 \text{ kBq/kg}$  (Isajenko i inni, 2012). Również stężenie energii potencjalnej alfa<sup>1</sup>, które jest miarą narażenia na krótkożyciowe produkty rozpadu radonu, przyjmuje duże wartości, znacznie przewyższające średnią wartość mierzoną w budynkach mieszkalnych, wynoszącą  $0.1 \mu\text{J/m}^3$ . Najwyższe stężenie,  $63 \mu\text{J/m}^3$ , zmierzono w pobliżu odsloniętej żyły uranowej w nieczynnej już kopalni na Dolnym Śląsku. Jest to jednak dość specyficzny i odosobniony przypadek. W zakładach górniczych, w których nie występuje mineralizacja uranowa, stężenie energii potencjalnej alfa sięga  $15 \mu\text{J/m}^3$ , a stężenie radonu  $15 \text{ kBq/m}^3$  [P01].

Uwzględnienie informacji o charakterze wyżej opisanych zjawisk pozwoliło na opracowanie zasad monitorowania narażenia i sposobu oceny dawek dla osób wykonujących pracę w pobliżu NORM, a w dalszej kolejności na opracowanie systemu prawnego regulującego prowadzenie ochrony radiologicznej w podziemnych zakładach górniczych [P01]. Obecnie jest to jedyny spójny system prawny opracowany dla przemysłu wytwarzającego materiały NORM w Polsce. Wskazuje precyzyjnie, gdzie i z jaką częstotliwością należy prowadzić monitorowanie źródeł zagrożenia oraz

<sup>1</sup> Stężenie energii potencjalnej alfa jest sumaryczną energią cząstek promieniowania alfa wyemitowanych przez krótkożyciowe produkty rozpadu radonu (rozpadu toronu) w następstwie ich całkowitego rozpadu promieniotwórczego w przeliczeniu na określoną objętość powietrza, w której te produkty występują.



określa reguły oceny dawek, prowadzenia dokumentacji i wskazuje osoby odpowiedzialne za realizację tych zadań. W publikacji [P02] wskazałem jednak na konieczność dokonania pewnych zmian w odniesieniu do narażenia skojarzonego z zewnętrznym promieniowaniem gamma oraz krótkożyciowymi produktami rozpadu radonu. Stosowany w przepisach prawnych współczynnik konwersji z kermy w powietrzu na dawkę skuteczną wynosi 1.4 Sv/Gy dla promieniowania gamma, co odpowiada energii 80 keV i geometrii AP (Anterior - posteriori geometry), kiedy promieniowanie dociera do narażonej osoby szeroką wiązką od przodu ciała, prostopadle do jego osi podłużnej (ICRP, 1991). Tymczasem średnie energie promieniowania gamma zmierzone bezpośrednio w pobliżu materiałów NORM zmieniały się w granicach 310 - 370 keV. Dla takich energii współczynnik konwersji ma wartość około 1.1 Sv/Gy. Zwróciłem również uwagę, że wskazane w regulacjach prawnych miejsca, w których jest wykonywana ocena narażenia na krótkożyciowe produkty rozpadu radonu są zbyt odległe od stanowisk pracy. Wykonane pomiary wykazały bowiem, że wartości stężenia energii potencjalnej alfa w pobliżu stanowisk pracy mogą być znacząco wyższe. W publikacji [P02] zaproponowałem odpowiednie modyfikacje przepisów regulujących kontrolę NORM, które zostały uwzględnione przez Wyższy Urząd Górniczy i znajdują się w nowym rozporządzeniu Ministra Ochrony Środowiska w 2017 r.



Rys. 1. Maksymalne wartości rocznych dawek skutecznych od poszczególnych naturalnych źródeł zagrożenia radiacyjnego w kopalniach węgla kamiennego.

Obowiązkowa kontrola zagrożeń związanych z NORM w podziemnych zakładach górniczych doprowadziła do powstania obszernego zasobu danych złożonego z wielu tysięcy wyników dla każdego z źródeł zagrożenia radiacyjnego w podziemnych wyrobiskach dołowych oraz na

powierzchni, w miejscach składowania odpadów lub osadnikach wodnych, a także rzekach, do których jest odprowadzana woda dołowa. Na rys. 1 przedstawiłem zbiorcze wyniki monitorowania zagrożeń radiacyjnych w przeciągu jednej dekady, w latach 2007 - 2016. W czasie tego okresu zawsze występowały w zakładach górniczych stanowiska pracy, które zgodnie z regulacjami prawnymi należało zakwalifikować do klasy B ( $1 \text{ mSv} < \text{Dawka roczna} \leq 6 \text{ mSv}$ ) lub nawet klasy A ( $\text{Dawka roczna} > 6 \text{ mSv}$ ) zagrożenia radiacyjnego.

Materiały NORM powstające podczas eksploatacji w zakładach górniczych przedostają się również do środowiska naturalnego. W publikacji [P03] przedstawiono charakter i zasięg tego zjawiska. Ocenia się, że 60% radu dopływającego w wodach z górotworu jest transportowana w postaci rozpuszczonej lub zawiesiny do osadników na powierzchni, a następnie do rzek. W wodach odprowadzanych na powierzchnię do osadników stężenie  $^{226}\text{Ra}$  sięga  $25 \text{ kBq/m}^3$ . Jednakże jeszcze wiele kilometrów od zrzutu wód dołowych do rzek stężenie tego izotopu wynosiło  $1.3 \text{ kBq/m}^3$ . Ocenia się, że w okresie, kiedy wykonano badania, na początku naszego wieku, łączny ładunek  $^{226}\text{Ra}$  zrzucanego przez podziemne zakłady górnicze wynosił  $75 \text{ GBq/rok}$ , a  $^{228}\text{Ra}$   $145 \text{ GBq/rok}$ . W przypadku, gdy zrzucane do środowiska wody zawierały jony baru, na powierzchni formowały się osady stężeniu  $^{226}\text{Ra}$  do  $55 \text{ kBq/kg}$ . W innym przypadku rad adsorbuje na materiale zalegającym na dnie zbiorników wodnych, a stężenie izotopów radu sięga około  $5 \text{ kBq/kg}$  dla  $^{226}\text{Ra}$  i około  $8 \text{ kBq/kg}$  dla  $^{228}\text{Ra}$ . Niekiedy osady dołowe były lokowane wprost na zwałowiskach odpadów górniczych. W rezultacie te łatwo dostępne wielohektarowe obiekty stają się źródłem zagrożeń ze strony NORM dla osób z ogółu ludności w rozumieniu Prawa atomowego (Ustawa, 2000).

#### 4.3.2. Krótkożyciowe produkty rozpadu radonu. Metody oceny dawek

Duży wkład do dawek otrzymywanych przez górników wnoszą krótkożyciowe produkty rozpadu radonu (rys. 1) i jak wskazują oceny epidemiologiczne ich obecność w atmosferze kopalni jest przyczyną zwiększonego zachorowania na nowotwory płuca i krtani w tej populacji (Skowronek i Zemła, 2003). Ze względu na ich obecność w powietrzu atmosferycznym, a w szczególności w powietrzu wewnątrz pomieszczeń o ograniczonej wentylacji, udział grupy tych izotopów jest jednak również znaczący w dawce, jaką przeciętny mieszkaniec Polski otrzymuje od naturalnych źródeł promieniowania jonizującego, gdzie według danych z roku 2011 sięgał 50% (Isajenko i inni, 2012). Właściwe monitorowanie tego zagrożenia zarówno przy narażeniu zawodowym jak i dla osób z ogółu ludności, odgrywa więc istotną rolę w ochronie radiologicznej.

Obciążająca dawka skuteczna, wynikająca z oddziaływania krótkożyciowych produktów rozpadu radonu jest proporcjonalna do stężenia energii potencjalnej alfa ( $C_\alpha$ ), współczynnika konwersji ( $k_F$ ) i czasu ekspozycji ( $t$ )

$$E = k_F C_\alpha t \quad (1)$$

Wartość współczynników konwersji przyjmuje się zgodnie z rozporządzeniem określającym dawki graniczne (Rozporządzenie, 2005), odrębnie dla produktów rozpadu radonu w budynkach mieszkalnych i w miejscu pracy. Ocenę dawek prowadzi się często na podstawie pomiaru stężenia radonu, co zgodnie z zależnością (1) wymaga jednak przyjęcia dodatkowego założenia o wartości współczynnika równowagi między radonem, a produktami jego rozpadu. Ten sposób postępowania wynika stąd, że metody pomiaru stężenia radonu są prostsze i tańsze. Zgodnie z powszechną praktyką przyjmuje się, że w budynkach współczynnik równowagi przyjmuje wartość 0.4. W wielu jednak sytuacjach wiąże się to z ryzykiem popełnienia grubych błędów. Na przykład na otwartym terenie współczynniki równowagi mogą silnie fluktuować, ponieważ na wzajemną relację pomiędzy stężeniem gazowego radonu i produktami jego rozpadu, które są metalami, wpływać będą takie zjawiska atmosferyczne jak wiatr, opady, gradient temperatury oraz koncentracja i rozkład środowiskowych aerozoli. Podobnie w podziemnych zakładach górniczych wartość ta podlega silnym wahaniom, zmieniając się w granicach od 0.05 do 0.95 [P01], w zależności od miejsca, systemu wentylacji i sposobu prowadzenia eksploatacji. Znaczące zmiany stężenia obserwuje się nawet podczas chwilowego otwarcia tam, czy otwarcia zamkniętego wyrobiska.

Z tego powodu opracowałem razem z współpracownikami metodę pozwalającą na bezpośredni pomiar stężenia energii potencjalnej alfa. Skonstruowany miernik został wyposażony w trzy głowice, zawierające po dwa detektory termoluminescencyjne zbudowane z luminoforu  $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ . Głowice znajdują się bezpośrednio nad filtrem, który podczas przepompowywania powietrza przechwytyuje aerozole ciekłe i stałe. Drugi detektor w głowicy pomiarowej, w przeciwieństwie do pierwszego położonego bezpośrednio nad filtrem, nie rejestruje promieniowania alfa, co pozwala ocenić sygnał netto związany z tym rodzajem promieniowania. Miernik nie jest autonomicznym urządzeniem i współpracuje z aspiratorami wyposażonymi w pompy i układy stabilizacji przepływu. Jeśli zaś aspirator jest dopuszczony do pracy w podziemnych zakładach górniczych to pomiary stężenia energii potencjalnej alfa można prowadzić również w miejscach, gdzie występują inne zagrożenia naturalne. Dodatkowym atutem takiego rozwiązania jest przystosowanie konstrukcji miernika do kształtu układu separującego aerozole, w który mogą być wyposażone aspiratory. Układ taki zapewnia, że do filtra będą docierać tylko te aerozole, które ze względu na rozmiar mogą stanowić zagrożenie dla dróg oddechowych. Przystosowanie miernika alfa do znajdujących się w użyciu aspiratorów podniosło

walory ekonomiczne rozwiązania, zwłaszcza, że jak się okazało, jego obecność w układzie separującym nie zakłóca pomiaru zapylenia [P04, P05]. Rozwiązanie to zostało opatentowane, a późniejsza modyfikacja miernika uzyskała ochronę jak dla wzoru użytkowego (Tomza i inni, 1987; Skubacz i inni, 2004). Zastosowanie trzech głowic pomiarowych obniża limit detekcji i uśrednia sygnał związany z detekcją promieniowania emitowanego przez produkty rozpadu radonu znajdujące się na filtrze, co ma znaczenie zwłaszcza w przypadku nierównomiernego rozkładu aerozoli na jego powierzchni.

W publikacjach [P04, P05] przedstawiłem w sposób szczegółowy możliwości miernika oraz algorytm, zgodnie z którym są wyliczane wartości stężenia energii potencjalnej alfa, poziomy krytyczne, limity detekcji i niepewności pomiarowe. Ocena limitu detekcji dla sygnału otrzymywanego z trzech par detektorów z uwzględnieniem niepewności w ocenie współczynnika kalibracji wiązała się z koniecznością rozwiązania równania 5-tego stopnia. W oprogramowaniu realizującym obliczenia zgodnie z tym algorytmem, wykorzystałem twierdzenie Sturma, które okazało się bardzo skuteczną metodą dla wyliczenia pierwiastków równania. W tabeli 1 przedstawiłem oszacowane limity detekcji dla dwóch mierników alfa: Alfa-31 współpracującego ze starszą wersją pyłomierza i Alfa-2000 do współczesnego aspiratora wyposażonego w mikroprocesor sterujący jego pracą.

Tabela 1. Dolny limit detekcji dla poziomu istotności 0.05

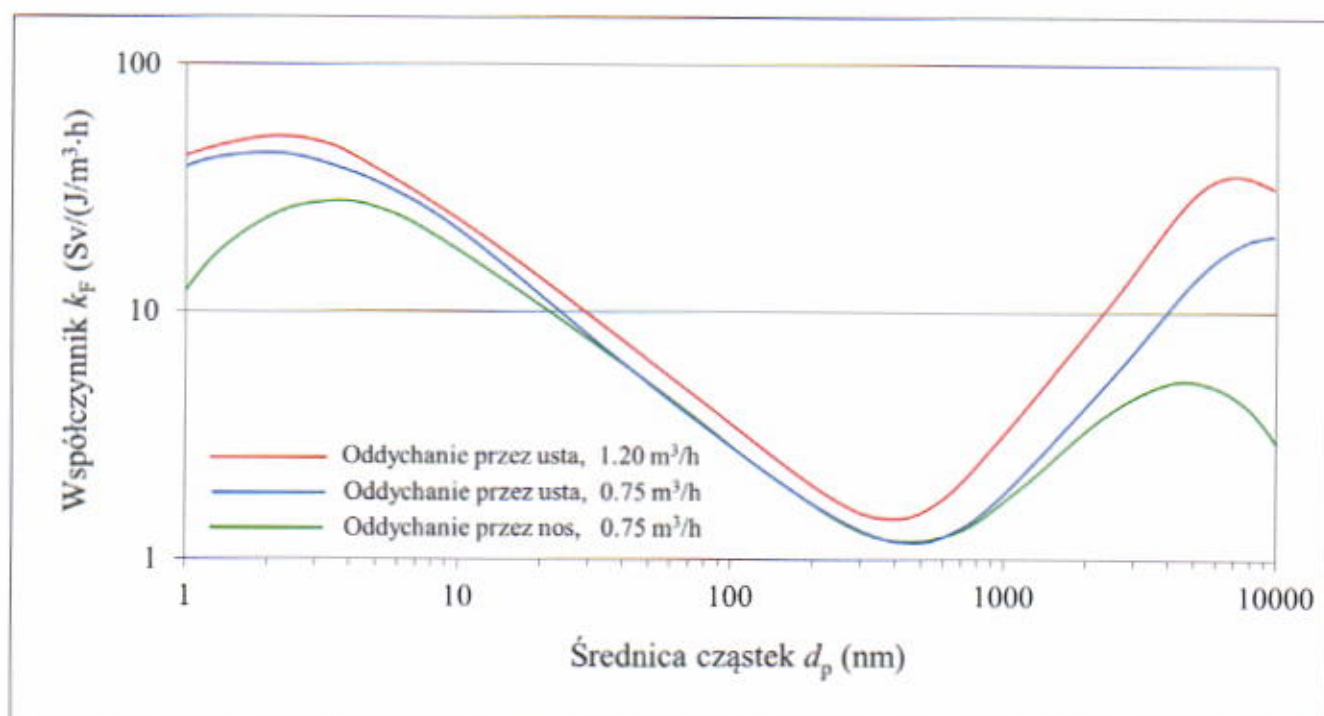
Typ miernika	Czas pomiaru (godzina)	Czas od przygotowania detektorów do ich odczytu (godzina)	Dolny limit detekcji ( $\mu\text{J}/\text{m}^3$ )
ALFA-2000	1	4	0.040
	1	672	0.060
	8	11	0.004
	8	672	0.007
ALFA-31	1	4	0.050
	1	672	0.070
	8	11	0.006
	8	672	0.009

Należy zaznaczyć, że poziom krytyczny, czyli najniższa wartość stężenia energii potencjalnej alfa, przy której uznaje się, że detekcja miała miejsce jest około dwukrotnie mniejszy od dolnego limitu detekcji. Możliwości pomiarowe urządzenia są więc wystarczające żeby dokonywać pomiary nawet na poziomie tła naturalnego w otwartym terenie. Dotychczas z pomocą tego rodzaju mierników wykonano około 120 tys. pomiarów w podziemnych zakładach górniczych, w miejscach dotkniętych działalnością górniczą na powierzchni oraz w budynkach mieszkalnych.

Zgodnie z zależnością (1) ważnym czynnikiem wpływającym na ocenę obciążającej dawki skutecznej jest współczynnik konwersji  $k_F$ . Zależy on od sposobu oddychania (usta lub nos), szybkości oddychania i wielkości aerozoli. Wszystkie te czynniki wpływają bowiem na efektywność i sposób depozycji aerozoli w układzie oddechowym. Wartości współczynnika konwersji, określone w wymienionych dyrektywach europejskich i krajowym rozporządzeniu dotyczącym dawek granicznych (Rozporządzenie, 2005) wynoszą:

- produkty rozpadu radonu w domu mieszkalnym:  $1.1 \text{ Sv}/(\text{J}/\text{m}^3 \cdot \text{h})$
- produkty rozpadu radonu w miejscu pracy:  $1.4 \text{ Sv}/(\text{J}/\text{m}^3 \cdot \text{h})$

Na rys. 2 przedstawiono wartości współczynników konwersji, w zależności od sposobu oddychania i rozmiarów aerozoli (Zock i inni, 1996; Euratom, 1997; Porstendörfer, 2001), które zostały ocenione zgodnie z modelem przedstawionym w publikacji ICRP (ICRP, 1994). Współczynniki zdefiniowane w rozporządzeniu o dawkach granicznych odpowiadają zatem sytuacji, kiedy narażone osoby oddychają przez usta, z szybkością  $1.20 \text{ m}^3/\text{h}$  dla narażenia zawodowego lub z szybkością  $0.75 \text{ m}^3/\text{h}$  dla narażenia w budynkach mieszkalnych, a jednocześnie średnica aerozoli jest zbliżona do  $400 - 500 \text{ nm}$  (rys. 2).



Rys. 2. Wartości współczynników konwersji w funkcji sposobu oddychania i rozmiaru promieniotwórczych aerozoli utworzonych przez krótkożyciowe produkty rozpadu radonu.

Tak duże dysproporcje w wartościach współczynników konwersji  $k_F$  dla cząstek o różnych rozmiarach (rys. 2) wynikają z mechanizmów ich deponowania w płucach i rozprzestrzeniania się w organizmie. Depozycją aerozoli w układzie oddechowym rządzą podobne mechanizmy, jak podczas procesu

filtrowania powietrza w układach włóknistych. Rozpatrując ten proces należy zatem uwzględnić zjawisko dyfuzji, sedymentacji i przechwytywania cząstek wskutek występowania sił bezwładności. Proces ten nie zależy tylko od fizycznych właściwości aerozoli, lecz również od sposobu oddychania i przepływu powietrza wzdłuż dróg oddechowych. Z obserwacji dokonanych przez Heydera (Heyder i inni, 1980) wynika, że wraz ze wzrostem szybkości oddychania rośnie prawdopodobieństwo całkowitej depozycji aerozoli w układzie oddechowym, co jest spowodowane zwiększaniem się wpływu bezwładnościowego mechanizmu przechwytywania aerozoli, zwłaszcza dla cząsteczek o średnicach powyżej 4  $\mu\text{m}$  i oddychania poprzez usta. Sedymentacja z kolei ma większe znaczenie dla mniejszych cząsteczek i dłuższego czasu retencji powietrza w organizmie. Trzeci proces, dyfuzja, staje się dominująca dla cząstek nanometrowych nie większych niż 0.1  $\mu\text{m}$ . Cząstki o niewielkich rozmiarach są szczególnie niebezpieczne (rys. 2), nie tylko zresztą w sytuacji, kiedy są nośnikami promieniotwórczych izotopów. Mogą szybko penetrować przez ściany komórek tworzących układ oddechowy do układu krwionośnego, gdzie są wbudowywane w strukturę jego ścianek usztywniając naczynia krwionośne, lub są transportowane do innych narządów. Już po kilku godzinach od inhalacji docierają do centralnego układu nerwowego i wątroby. Są przyczyną wylewów, chorób układu wieńcowego i powodują generatywne mutacje (Brown i inni, 2001; Oberdörster i inni, 2004; Somers i inni, 2004). Ze względu na tak duże znaczenie rozmiarów aerozoli w mechanizmie ich deponowania w organizmie oraz ich wpływu na wartości współczynników konwersji postanowiono zbadać ich rozkłady. Wyniki tych badań opublikowałem w pracach [P06; P07]. Do wyznaczania rozkładów ziarnowych wykorzystano spektrometry cząstek APS i SMPS (TSI, USA) działające w zakresie rozmiarów od kilku nanometrów do dwudziestu mikrometrów. Oznacza to, że zakres badań obejmował wszystkie cząstki klasy respirabilnej (do 10  $\mu\text{m}$ ), które docierają aż do bezręskowych dróg oddechowych. Większe cząstki mimo, że nie mają takiej zdolności to jednak również uczestniczą w procesie kształtowania się rozkładów aerozoli promieniotwórczych. Razem z współpracownikami wykonałem pomiary w miejscach, które są kluczowe dla funkcjonowania podziemnych zakładów górniczych:

- w miejscu gdzie świeże powietrze z powierzchni dociera do kopalni, po przejściu przez szyb, w celu przewietrzania podziemnych wyrobisk (podszybie, szyb wdechowy),
- w wyrobisku, które wykonuje się w celu udostępnienia złoża i transportowania materiałów, ludzi i urobku (przekop),
- w miejscu gdzie gromadzone są wody przed ich wypompowaniem na powierzchnię (chodnik wodny),
- w miejscu gdzie drążone są nowe wyrobiska (przodek),

- w miejscu gdzie prowadzona jest eksploatacja złoża (ściana),
- w miejscu gdzie zużyte powietrze jest usuwane do szybu i transportowane na powierzchnię (podszybie, szyb wydechowy).

O ile obecność niewielkich cząstek w pobliżu ciągów komunikacyjnych na powierzchni nie jest niespodzianką, gdyż źródłem ich emisji są silniki wysokoprężne [P06], to ich duże stężenia w podziemnych zakładach górniczych w pobliżu miejsc, gdzie prowadzone są intensywne prace górnicze, stanowiło duże zaskoczenie. Uzyskane wyniki przedstawiono w tabeli 2 w podziale na cząstki bardzo drobne (do 0.1  $\mu\text{m}$ ), drobne (0.1  $\mu\text{m}$  - 2.5  $\mu\text{m}$ )<sup>2</sup>, grube (2.5  $\mu\text{m}$  - 10  $\mu\text{m}$ ) i bardzo grube (powyżej 10  $\mu\text{m}$ ).

Tabela 2. Średnie stężenie cząstek i udział procentowy poszczególnych klas w całkowitym stężeniu (LB=15 nm, UB=20  $\mu\text{m}$ ).

Miejsce	Stężenie cząstek Z ( $\times 10^9 \text{ m}^{-3}$ )		Udział w całkowitym stężeniu			
			Rozmiar cząstek $d_p$ ( $\mu\text{m}$ )			
	Średnia	Zakres	LB - 0.1 (%)	0.1 - 2.5 (%)	2.5 - 10 (%)	10 - UB (%)
Podszybie, szyb wdechowy	56	38 - 90	87	13	<0.01	<0.001
Przekop	53	44 - 71	60	40	0.03	<0.001
Chodnik wodny	24	22 - 27	70	30	0.02	<0.001
Przodek	20	11 - 58	42	57	1.27	0.005
Ściana (30 m od )	25	13 - 59	52	47	0.99	<0.001
Ściana (80 m od)	47	15 - 139	72	28	0.17	<0.001
Podszybie, szyb wydechowy	35	16 - 53	73	27	0.02	<0.001

Na podstawie pomiarów wykonanych na powierzchni, stwierdzono, że stężenia cząstek zmieniały się od  $5 \cdot 10^9 \text{ m}^{-3}$  w bardzo czystych rejonach aż do  $120 \cdot 10^9 \text{ m}^{-3}$  w pobliżu ruchliwych ciągów komunikacyjnych (Skubacz, 2009). Jedynie blisko dróg udział cząstek bardzo drobnych sięgał 95%. W pozostałych miejscach nie przekraczał 65%. Wartości stężeń w podziemnych zakładach górniczych silnie fluktuowały w pobliżu miejsc prowadzenia intensywnych prac górniczych połączonych z urabianiem górotworu (ściana, przodek). Było to spowodowane częstymi przestojami w działaniu urządzeń. Podczas ich działania stężenia wzrastały gwałtownie osiągając ekstremalnie wysokie wartości. Tylko jednak w tych lokalizacjach znaczący, sięgający 1%, był również udział cząstek grubych. Jednocześnie duże stężenia i fluktuacje w stężeniach cząstek w pobliżu szybu wdechowego

<sup>2</sup> Cząstki drobne zgodnie z definicją tworzą obiekty o rozmiarach do 2.5  $\mu\text{m}$ . W celu wykluczenia niejednoznaczności, w autoreferacie zawężono jednak ten zakres do 0.1  $\mu\text{m}$  - 2.5  $\mu\text{m}$  tak aby nie pokrywał się z zakresem określonym dla cząstek bardzo drobnych.

należy wiązać z tym, że powietrze docierając do kopalni przez szyb musi pokonać wiele setek metrów w wilgotnym i zanieczyszczonym środowisku, w którym następuje transport ludzi, zużytych i nowych materiałów niezbędnych do funkcjonowania zakładu górniczego oraz odpadów i wydobytego węgla.

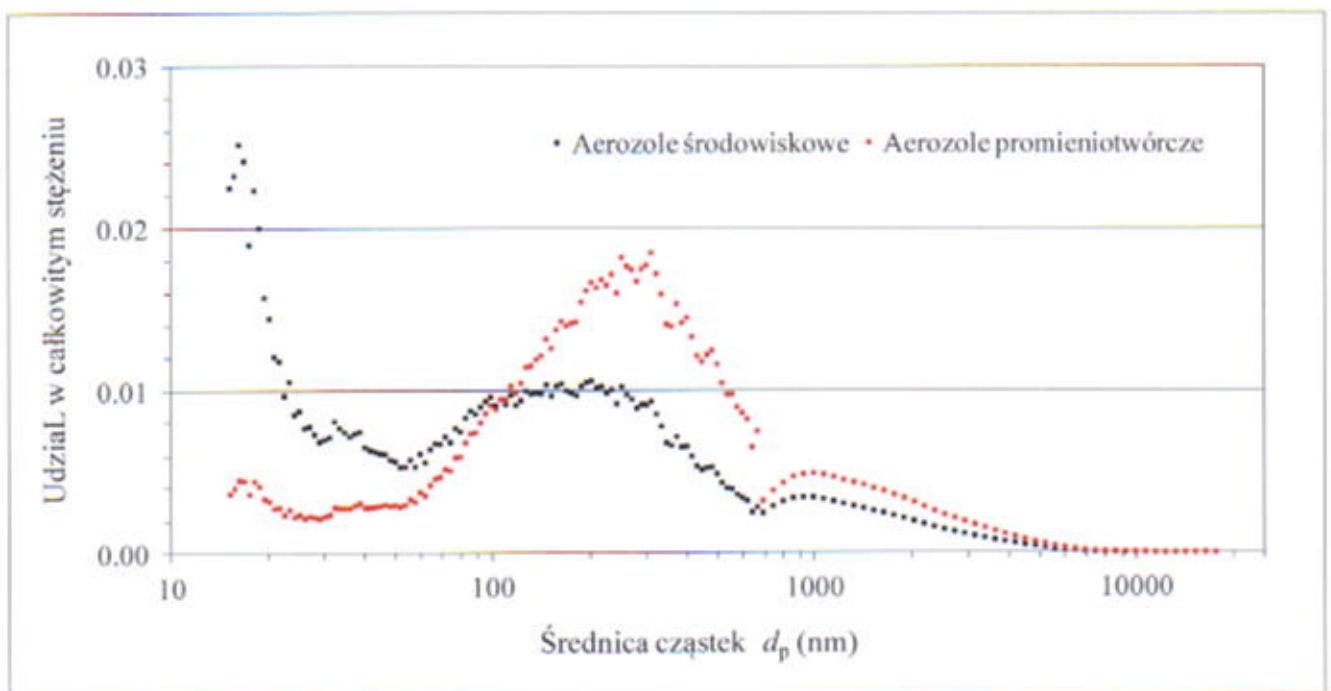
Uzyskane wyniki odnoszą się do rozkładów aerozoli środowiskowych. Zwykle pomiary rozkładów aerozoli promieniotwórczych prowadzi się z pomocą kilkustopniowych (maksymalnie ośmiostopniowych) impaktorów (Kesten i inni, 1993). Każdy stopień przechwytuje cząstki o określonych rozmiarach i bezwładności, a detektor umieszczony w jego pobliżu rejestruje promieniowanie emitowane przez przechwycone promieniotwórcze aerozole. Ostatecznie na podstawie co najwyżej 8 wyników ze stopni o dość rozmytej charakterystyce prowadzi się analizę, mającą na celu określenie całego rozkładu promieniotwórczych aerozoli w zakresie cząstek respirabilnych. Zastosowane spektrometry cząstek APS i SMPS są przeznaczone do pomiarów stężenia cząstek środowiskowych lecz posiadają znacznie lepszą rozdzielczość niż impaktory, ponieważ liczba kanałów, na które podzielony jest cały zakres rozmiarów wynosi 200 - 250. W publikacji [P07] przedstawiłem sposób, w jaki można ocenić rozkład ziarnowy aerozoli promieniotwórczych znając rozkład aerozoli środowiskowych. Proces tworzenia się aerozoli promieniotwórczych przebiega w następujący sposób. Wkrótce po generacji, w przeciągu ułamków sekund, krótkożyłowe produkty rozpadu radonu łączą się z cząsteczkami wody i gazów zawartych w powietrzu tworząc, tzw. frakcję wolną. Reineking i Porstendörfer (1990), biorąc pod uwagę dane eksperymentalne, wiążą ją ze strukturami o rozmiarach poniżej 5 nm (średnio 1.2 nm). Termin „frakcja wolna” jest uzasadniony, ponieważ struktury te są wyraźnie wyodrębnione od reszty rozkładu. Z frakcji wolnej tworzą się z kolei większe aerozole promieniotwórcze. Proces kształtowania się aerozoli promieniotwórczych zależy od rozkładu aerozoli środowiskowych. Z jednej strony większa powierzchnia aerozoli o większych średnicach zwiększa prawdopodobieństwo, że powstające produkty rozpadu radonu utworzą promieniotwórcze aerozole o takich rozmiarach. Z drugiej jednak strony mniejsze aerozole środowiskowe występują w większych stężeniach co sprzyja zwiększaniu się liczby aerozoli promieniotwórczych o mniejszych rozmiarach. Są to dwa konkurencyjne procesy, zależne od rozkładu ziarnowego aerozoli środowiskowych. W publikacji [P07] zaproponowałem aby w celu wykonania transformacji rozkładu stężeń aerozoli środowiskowych do promieniotwórczych wykorzystać prawdopodobieństwo skonstruowane w oparciu o stężenie aerozoli środowiskowych  $\Delta Z(d_{pi})$  o rozmiarach w przedziale od  $d_{pi}$  do  $d_{pi} + \Delta d_{pi}$  oraz wartość tzw. współczynnika przechwyty



frakcji wolnej  $\beta(d_p)^3$ , który jest funkcją średniej prędkości termicznej, średniego współczynnika dyfuzji, średniej drogi swobodnej i rozmiarów cząstek tworzących tę frakcję. Wówczas prawdopodobieństwo generowania promieniotwórczych aerozoli  $P_R(d_{pi})$  o rozmiarach w przedziale  $d_p, d_p + dd_p$  jest równe

$$\frac{\partial X}{\partial d_p} = \beta(d_p)Z'(d_p) \Rightarrow P_R(d_{pi}) \approx \frac{\beta(d_{pi})Z'(d_{pi})}{\sum_{d_{pi}} \beta(d_{pi})Z'(d_{pi})} = \frac{\beta(d_{pi}) \frac{\Delta Z(d_{pi})}{\Delta d_{pi}}}{\sum_{d_{pi}} \beta(d_{pi}) \frac{\Delta Z(d_{pi})}{\Delta d_{pi}}} \quad (2)$$

gdzie  $X$  jest szybkością przechwytywania krótkożyciowych produktów rozpadu radonu tworzących frakcję wolną przez aerozole środowiskowe, a rozmiar  $d_{pi}$  jest punktem środkowym w  $i$ -tym kanale pomiarowym spektrometru cząstek. Przykład transformacji dokonanej w oparciu o tę zależność przedstawiłem na rys. 3. Dla każdego miejsca pomiaru mediana i średni rozmiar rozkładu aerozoli promieniotwórczych były przesunięte w kierunku większych rozmiarów w porównaniu do aerozoli środowiskowych.



Rys. 3. Rozkład ziarnowy aerozoli środowiskowych i promieniotwórczych w rejonie przodka

3

$$X = \int_0^{\infty} \beta(d_p)Z'(d_p)dd_p \quad \beta(d_p) = \frac{2\pi D_f d_p}{8D_f + \frac{d_p}{d_p v_f} + 2\left(\frac{d_p}{2} + \lambda_f\right)}$$

Wielkości  $D_f, v_f, \lambda_f$  (m) są związane z frakcją wolną i oznaczają średnie wartości współczynnika dyfuzji, prędkości termicznej i drogi swobodnej odpowiednio. Całkowite stężenie aerozoli  $Z$  jest równe całce z rozkładu ziarnowego aerosoli  $Z'$  dla całego zakresu rozmiarów.

Informacja o rozkładzie rozmiarów promieniotwórczych aerozoli umożliwia ocenę współczynników konwersji. W tabeli 3 zamieszczono wartości współczynników konwersji wyliczone dla poszczególnych stanowisk pracy. Oceniona średnia wartość współczynników konwersji wynosi zatem odpowiednio 4.8 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h) dla oddychania przez usta oraz 3.8 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h) dla oddychania przez nos. Są to wartości porównywalne do wyników uzyskanych przez Zoeka i współpracowników (Zock i inni, 1996) dla stanowisk pracy zlokalizowanych w podziemnych zakładach górniczych w Niemczech, które wynoszą 3.5 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h) i 2.5 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h) dla oddychania przez usta i nos. Niezależnie jednak od sposobu oceny współczynników konwersji, są one znacznie większe niż rekomendowane wartości 1.4 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h) czy 1.1 Sv/(J/m<sup>3</sup>·h), co jest spowodowane tym, że średnie lub mediany promieniotwórczych aerozoli są znacznie mniejsze niż 300 - 500 nm, a odpowiadające im wartości współczynników konwersji większe (rys. 2). Ocenione mediany rozmiarów aerozoli promieniotwórczych na badanych stanowiskach pracy zmieniały się w zakresie 70 - 200 nm.

Tabela 3. Współczynniki konwersji dla oddychania przez usta z szybkością 1.2 m<sup>3</sup>/h i przez nos z szybkością 0.75 m<sup>3</sup>/h dla uśrednionych rozkładów ziarnowych aerozoli.

Miejsce	Współczynnik konwersji $k_F$ (Sv/(J/m <sup>3</sup> ·h))	
	Oddychanie przez usta	Oddychanie przez nos
Podszybie, szyb wdechowy	5.7	4.6
Przekop	4.1	3.3
Chodnik wodny	4.3	3.5
Przodek	3.6	2.5
Ściana (30 m od )	4.0	2.9
Ściana (80 m od)	6.9	5.4
Podszybie, szyb wydechowy	4.9	4.0

#### 4.3.3. Dozymetria termoluminescencyjna. Metody oceny dawek

Mimo wprowadzenia na rynek wielu modeli mierników elektronicznych przeznaczonych do detekcji promieniowania jonizującego, metoda pomiarowa oparta na zjawisku termoluminescencji jest wciąż szeroko stosowana w dozymetrii indywidualnej i środowiskowej, a w wielu przypadkach jej wykorzystanie dla potrzeb ochrony radiologicznej jest wręcz zalecane (Flood, 1994; Olko i inni, 2006; Olko, 2010). Wynika to z wielu powodów, z których najważniejsze to stopień podobieństwa tkanki i materiału termoluminescencyjnego, możliwość realizacji długoterminowych pomiarów, mały rozmiar i waga oraz możliwość detekcji promieniowania bez konieczności stosowania zasilania elektrycznego. Zakres stosowania dawkomierzy wyposażonych w detektory termoluminescencyjne jest bardzo szeroki. Mogą być z powodzeniem stosowane do oceny narażenia związanego z materiałami NORM

ale również, jeśli są odpowiednio zaprojektowane, w mieszanych polach promieniowania jonizującego w pobliżu sztucznych źródeł lub instalacji wytwarzających promieniowanie jonizujące.

Do kontroli narażenia od zewnętrznego promieniowania gamma w podziemnych zakładach górniczych od wielu lat stosuje się dawkomierze Gamma-31 wyposażone w trzy detektory termoluminescencyjne. Są to mierniki w odpowiedni sposób zabezpieczone przed wpływem niekorzystnych warunków środowiskowych, takich jak wysoka wilgotność i duże zapylenie oraz przed mechanicznymi uszkodzeniami. Ocena dawek i możliwości tych dawkomierzy jest prowadzona w sposób podobny jak to przedstawiłem w publikacji [P05]. W bardziej jednak skomplikowanych polach promieniowania konieczne jest zastosowanie dawkomierzy wyposażonych w różne typy detektorów i filtrów. Dla takich potrzeb zorganizowałem w Śląskim Centrum Radiometrii Środowiskowej Głównego Instytutu Górnictwa w Katowicach system oparty na urządzeniach firmy Panasonic. Tworzy go automatyczny czytnik UD-7900M, urządzenie do napromieniowywania dawkomierzy UD-794 i dawkomierze UD-802, UD-807 i UD-813 przeznaczone do detekcji głównie promieniowania fotonowego o różnych energiach (UD-802), fotonowego i beta w dozymetrii kończyn (UD-807) oraz promieniowania neutronowego, beta i gamma (UD-813). Dawkomierze są wyposażone w detektory zbudowane z luminoforów  $2 \times \text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu} + 2 \times \text{CaSO}_4:\text{Tm}$ ,  $1 \times \text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  i  $2 \times {}^6\text{Li}_2{}^{10}\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu} + 2 \times {}^7\text{Li}_2{}^{11}\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  dla dawkomierzy UD-802, UD-807 i UD-813 odpowiednio. Wzbogacenie składu izotopowego litu i boru w izotopy  ${}^6\text{Li}$  oraz  ${}^{10}\text{B}$  w dawkomierzach UD-813 ma na celu zwiększenie ich czułości w odniesieniu do neutronów termicznych. Dodatkowo detektory są osłonięte przez odpowiednie filtry, dzięki czemu sprzężone z nimi sygnały zależą od typu i energii promieniowania.

Dawkomierze UD-802 są powszechnie wykorzystywane głównie w dozymetrii promieniowania fotonowego, podobnie zresztą jak i UD-807 stosowane w dozymetrii kończyn (Kim i Kong, 2011; Marti-Clement i inni, 2011; Minchillo i inni, 2010). Miarą podobieństwa tkanki i materiału detektora jest efektywna liczba atomowa. Im bardziej jej wartości dla luminoforu i tkanki są zbliżone, tym bardziej podobna jest ich reakcja na oddziaływanie z promieniowaniem fotonowym. Efektywna liczba atomowa luminoforu  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  wynosi 7.35, co niewiele różni się od wartości 7.4 dla tkanki (Ponte i inni, 2004). Pod tym względem gorsze właściwości mają najczęściej stosowane luminofory oparte na LiF (nazwy firmowe: TLD-100, MTS-N, TLD-100H, MCP-N) czy  $\text{CaSO}_4$ , dla których liczby atomowe są równe 8.3 i 15.7 odpowiednio (Ponte i inni, 2004). Z drugiej jednak strony, luminofory oparte na  $\text{CaSO}_4$  mają kilkadziesiąt razy większą czułość w porównaniu do  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$ .

Dla właściwej oceny dawki konieczne jest zastosowanie właściwego algorytmu i rozpatrzenie takich czynników jak liniowość, dolny i górny limit detekcji oraz zależność odpowiedzi detektorów od energii promieniowania jonizującego i geometrii napromieniowania (Bilski i inni, 1995; Olko, 2010;

Grimbergen i inni, 2013). W publikacji [P08] przedstawiłem algorytm pozwalający na ocenę dawek w mieszanych polach promieniowania jonizującego, gdzie może jednocześnie występować promieniowanie neutronowe, fotonowe i beta. Te dwa ostatnie rodzaje promieniowania są również emitowane przez materiały NORM. Algorytm opisałem dla najbardziej skomplikowanego przypadku, dawkomierzy UD-813. Może jednak zostać zastosowany również do pozostałych typów, UD-802 i UD-807, po przyjęciu upraszczających założeń opisanych w publikacji.

Tabela 4. Ocena wyników napromieniowania dawkomierzy UD-813 umieszczonych na fantomie prostopadłościennym w polu promieniowania  $^{241}\text{Am-Be}$ . Poziom krytyczny i dolny limit detekcji oceniono dla poziomu istotności 0.05, a niepewność dla poziomu ufności 0.95.

L.p.	Promieniowanie	Poziom krytyczny	Dolny limit detekcji	$H_p(10)$
		mSv	mSv	mSv
1	Neutrony	1.092	2.321	$4.368 \pm 1.649$
	Fotony	0.046	0.102	$0.914 \pm 0.143$
2	Neutrony	1.059	2.277	$5.519 \pm 1.799$
	Fotony	0.047	0.106	$0.767 \pm 0.137$
3	Neutrony	1.161	2.424	$3.156 \pm 1.552$
	Fotony	0.061	0.134	$0.959 \pm 0.165$

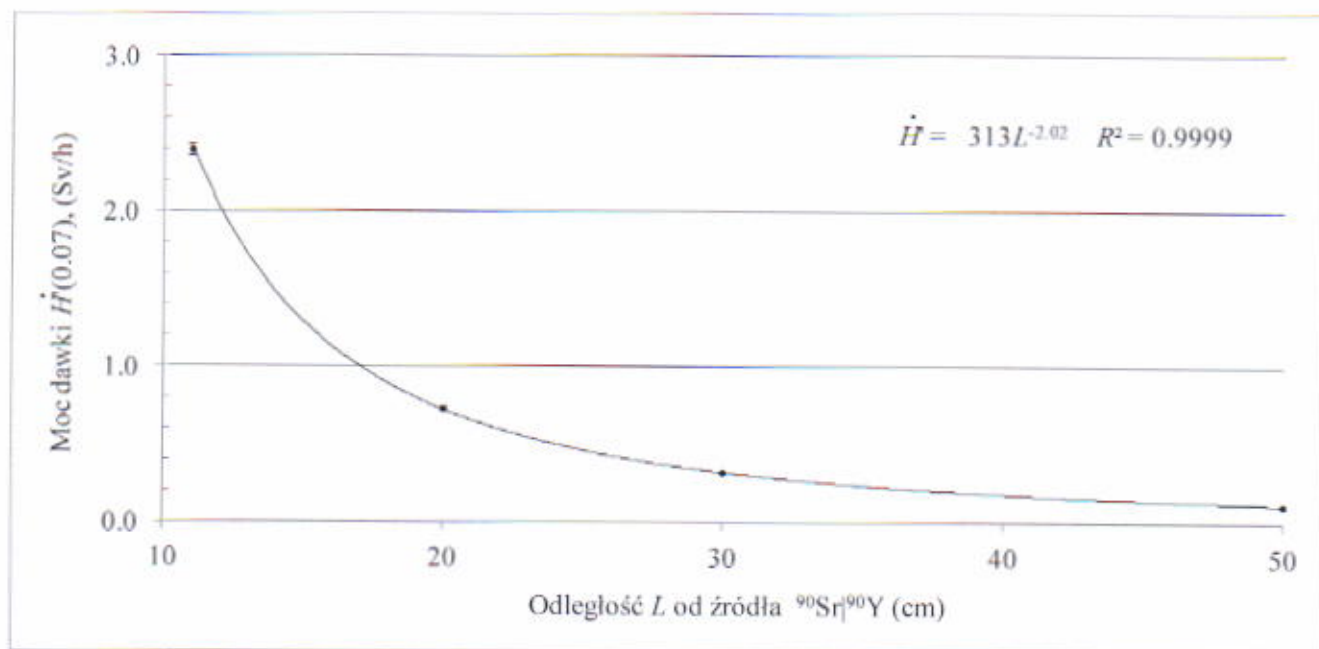
Tabela 4 prezentuje możliwości pomiarowe dawkomierzy UD-813 napromieniowanych przez źródło  $^{241}\text{Am-Be}$  o aktywności 1 Ci (neutrony 0.025 eV - 12 MeV oraz promieniowanie fotonowe 60 keV). Neutrony nie były termalizowane, a źródło nie było osłonięte w celu wyeliminowania promieniowania fotonowego. Wyniki oceniłem w oparciu o algorytm opisany w publikacji [P08]. W mieszanym polu neutronowo-fotonowym, gdzie strumień fotonów jest stosunkowo intensywny, dolny limit detekcji dla promieniowania neutronowego wynosił około 2 mSv, a niepewność pomiaru około 30 - 50%. Poziom krytyczny wskazuje, że detekcja byłaby możliwa od wartości 1 mSv. Parametry te są lepsze dla promieniowania fotonowego, co wynika z wyraźnie lepszej czułości detektorów dla tego rodzaju promieniowania, w porównaniu z neutronami i mniejszej liczby interferujących sygnałów, które należy uwzględnić podczas wyliczania sygnału netto [P08]. Dla promieniowania fotonowego niepewność pomiaru wynosiła około 15%, a poziomy krytyczny i dolny limit detekcji odpowiednio 0.05 mSv i 0.10 mSv. Możliwości pomiarowe dawkomierzy UD-813 uległyby dalszemu pogorszeniu, gdyby znalazły się jednocześnie w polu promieniowania beta. Z drugiej jednak strony, brak tak intensywnego promieniowania fotonowego, jak podczas wykonanych pomiarów znacząco poprawiłby te parametry.

Właściwa kalibracja dawkomierzy złożonych z kilku detektorów, przeznaczonych do detekcji różnego rodzaju promieniowania jonizującego, poprawia jakość realizowanych pomiarów. Nie obniża wartości poziomu krytycznego, ponieważ współczynnik kalibracji jest w tym przypadku tylko wielkością skalującą, a wielkością decydującą o jego wartości jest tło. Obniża jednak takie parametry jak limit detekcji czy niepewność pomiaru. Podczas kalibracji mierników kluczowym jest wyznaczenie referencyjnych dawek lub mocy dawek. Nie przedstawia to większych problemów dla promieniowania fotonowego. Dla promieniowania beta wyznaczenie dawek referencyjnych jest bardziej skomplikowane. W publikacji [P09] opisano metodę wyznaczenia wartości dawek wzorcowych promieniowania beta z pomocą komory jonizacyjnej Böhma (Böhm, 1986). Metody takie są rekomendowane do wyznaczania dawek referencyjnych w normach ISO (ISO, 2004). Konstrukcja komory została opracowana w ten sposób aby spełniała warunki Bragga-Graya. Nie wymaga kalibracji, więc pod tym względem jest metodą absolutną. Wyznaczenie dawki referencyjnej wymaga jednak uwzględnienia kilkunastu poprawek. W publikacji [P09] przedstawiono wartości poprawek dla niefiltrowanej wiązki. W takim przypadku konieczne jest uwzględnienie niejednorodności wiązki. Wartość tej poprawki wyznaczono z pomocą dawkomierzy UD-813.

Metoda wyznaczania dawek referencyjnych z pomocą komory Böhma jest dość pracochłonna i czasochłonna. Pozwala jednak wyznaczyć dawki z niepewnością nie gorszą niż 2% dla poziomu ufności  $1\sigma$ . Ponadto pozwala na pomiar w dość intensywnych polach promieniowania beta. Kalibrację dawkomierzy UD-807 wykonano umieszczając je w odległości 30 cm od źródła  $^{90}\text{Sr}|^{90}\text{Y}$  na fantomie palcowym, gdzie wyznaczona moc dawki referencyjnej wynosiła  $312.5 \pm 5.6$  mSv/h, a następnie sprawdzono jej skuteczność, wykonując pomiary porównawcze z Centralnym Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie (CLOR). Laboratorium CLOR dysponuje instalacją wzorcowaną przez PTB (Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Niemcy). Podana przez CLOR wartość referencyjna wynosiła  $H_p(0.07) = 13.00 \pm 0.91$  mSv, podczas gdy dla pięciu dawkomierzy UD-807 wykalibrowanych a Śląskim Centrum Radiometrii Środowiskowej Głównego Instytutu Górnictwa w Katowicach z pomocą komory jonizacyjnej Böhma, wyliczona dawka średnia to  $12.9 \pm 0.9$  mSv (13.1 mSv, 12.8 mSv, 13.3 mSv, 12.1 mSv, 13.2 mSv), co oznacza bardzo dobrą zgodność.

Z pomocą komory Böhma wyznaczono referencyjne moce kierunkowego równoważnika dawki w czterech różnych punktach położonych w odległości do 50 cm od źródła  $^{90}\text{Sr}|^{90}\text{Y}$  (rys. 4). W tym zakresie rozpraszanie elektronów miało prawie dokładnie geometryczny charakter, a inne mechanizmy takie jak oddziaływanie z atomami w powietrzu osłabiało wiązkę promieniowania w niewielkim stopniu. Zwiększanie dystansu z pewnością zakłóciłoby ten układ i nie jest zalecane.

Referencyjna moc dawki pochłoniętej jest wartością uśrednioną dla całej powierzchni elektrody zbierającej komory jonizacyjnej. W przypadku konieczności ustalenia wartości referencyjnej dla centrum wiązki, w miejscu gdzie zostanie ulokowany wzorcowany dawkomierz, a wiązka na obszarze elektrody nie jest jednorodna, należy wprowadzić odpowiednią poprawkę. Nie jest to konieczne jeśli stosuje się filtry z politereftalanu etylenu, które homogenizują wiązkę. Odpowiednia poprawka wyznaczona z pomocą dawkomierzy termoluminescencyjnych wyniosła 1.027.

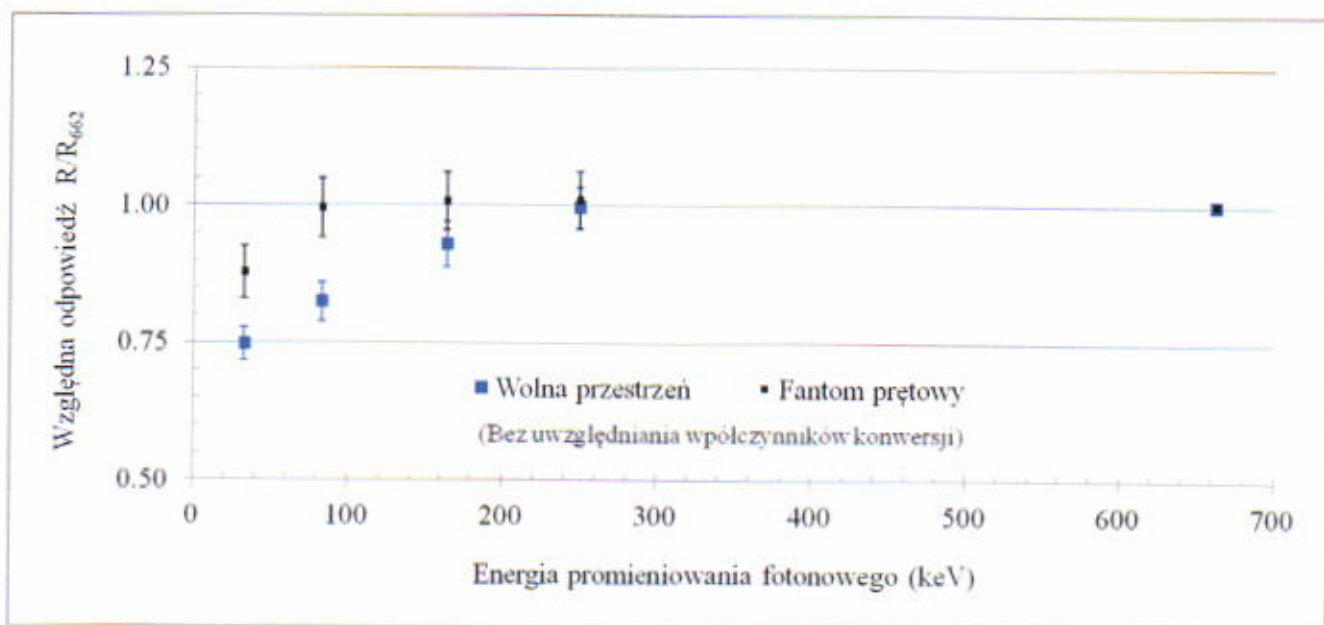


Rys. 4. Moc kierunkowego równoważnika dawki w funkcji odległości od źródła  $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$  o aktywności 1.85 GBq (50 mCi).

Oceniając przydatność dawkomierzy w ochronie radiologicznej należy uwzględnić takie czynniki jak liniowość odpowiedzi detektorów na pochłonięte dawki promieniowania, wartości dolnego i górnego limitu detekcji oraz wpływ energii promieniowania i geometrii pomiaru (Bilski et al., 1995; Olko, 2010; Grimbergen et al., 2013). W publikacji [P10] przedstawiono taką wszechstronną ocenę w stosunku do dawkomierzy UD-807, opierając się na opublikowanym algorytmie [P08].

Na rys. 5 wykreślono wartości  $R/R_{662}$  w funkcji energii promieniowania fotonowego, gdzie  $R_{662}$  jest czułością dawkomierza napromieniowanego promieniowaniem fotonowym o energii  $E = 662$  keV emitowanym przez  $^{137}\text{Cs}$ . Dawkomierze zostały napromieniowane pod kątem  $0^\circ$ , a podczas napromieniowania znajdowały się na fantomie prętowym lub w wolnej przestrzeni. W celu lepszego zilustrowania różnic w czułościach, wartości  $R$  wyrażone zostały w jednostkach kermy w powietrzu (zliczenia/kerma). W przypadku luminoforu zastosowanego w dawkomierzach UD-807, czułość różnie

wraz z rosnącą energią. Było to mniej wyraźne gdy stosowany był fantom prętowy. Jest to prawdopodobnie związane z większym rozproszeniem niskoenergetycznego promieniowania fotonowego w materiale fantomu prętowego. W tabeli 5 porównano czułości detektorów w podobny sposób jak poprzednio uwzględniając jednak właściwe współczynniki konwersji. Dlatego odpowiedzi dawkomierzy  $R$  są wyrażone w jednostkach przestrzennego równoważnika dawki  $H^*(0.07)$  lub w jednostkach indywidualnego równoważnika dawki  $H_p(0.07)$ . Ze względu na znaczne różnice w wartościach współczynników konwersji (83 keV), względne wartości czułości nie rosną monotonicznie w całym badanym przedziale energii promieniowania fotonów.



Rys. 5. Względna odpowiedź dawkomierzy dla różnych energii promieniowania fotonowego wyrażona w jednostkach kemy w powietrzu dla różnych energii promieniowania fotonowego docierającego do dawkomierzy pod kątem  $0^\circ$  ( $R_{602}$  - odpowiedź dla promieniowania fotonowego emitowanego przez  $^{137}\text{Cs}$ ).

Zależność energetyczną badał również Carinou (Carinou i inni, 2008a) w stosunku do dozymetrów pierścieniowych wyposażonych w detektory zbudowane z luminoforu LiF: Mg, Ti i LiF: Mg, Cu, P, dla identycznych energii promieniowania fotonowego. Największą względną czułość w stosunku do  $^{137}\text{Cs}$  osiągał LiF: Mg, Ti (TLD-100). Dla energii 33 keV wynosiła 1.6 i była znacząco większa od 1 w całym przedziale energii aż do 662 keV. Znacznie bardziej spłaszczoną charakterystykę, bliższą wartości 1, miał luminofor LiF: Mg, Cu, P (TLD-100H, MCP-N). Dla fotonów o energii 33 keV względna czułość wynosiła w tym przypadku 1.1-1.2. Z kolei dla energii 83 keV i 164 keV zarówno dla luminoforu LiF: Mg, Cu, P jak i dla of  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$ : Cu (UD-807) względna czułość mieści się w granicach 0.90 - 0.97. Różnice w odniesieniu do względnych czułości dla obydwu luminoforów zdają się potwierdzać wyniki pomiarów porównawczych opisanych przez Carinou (Carinou i inni,

2008b). Większość uczestników stosowała luminofory oparte na LiF, a ich wyniki były wyższe niż wartości referencyjne dla promieniowania rentgenowskiego, podczas gdy dla luminoforów  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  (UD-807) mniejsze o 10 - 20%. Zgadza się to z wynikami, które przedstawiono w publikacji [P10] i jest prawdopodobnie spowodowane tym, że efektywna liczba atomowa  $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7:\text{Cu}$  jest mniejsza w porównaniu do LiF.

Tabela 5. Odpowiedź dawkomierzy  $R$  (zliczenia/mSv) wyrażona w jednostkach przestrzennego równoważnika dawki  $H^*(0.07)$  lub w jednostkach indywidualnego równoważnika dawki  $H_p(0.07)$  oraz dolne limity detekcji (LLD) dla poziomu istotności 0.05, dla różnych energii promieniowania fotonowego i promieniowania beta docierającego do dawkomierzy pod kątem  $0^\circ$  ( $R_{662}$  - odpowiedź dla promieniowania fotonowego emitowanego przez  $^{137}\text{Cs}$ ).

Źródło	Wolna przestrzeń			Fantom prętowy		
	$R \pm \sigma(R)$	$R/R_{662}$	LLD	$R \pm \sigma(R)$	$R/R_{662}$	LLD
	(zliczenia/mSv)	-	( $\mu\text{Sv}$ )	(zliczenia/mSv)	-	( $\mu\text{Sv}$ )
Fotony, 33 keV	$407 \pm 14$	$0.71 \pm 0.03$	105	$556 \pm 20$	$0.91 \pm 0.05$	91
Fotony, 83 keV	$370 \pm 14$	$0.64 \pm 0.03$	113	$580 \pm 21$	$0.95 \pm 0.05$	73
Fotony, 164 keV	$456 \pm 17$	$0.79 \pm 0.03$	86	$593 \pm 20$	$0.97 \pm 0.05$	68
Fotony, 250 keV	$514 \pm 15$	$0.89 \pm 0.03$	63	$600 \pm 20$	$0.98 \pm 0.05$	61
Fotony, 662 keV	$576 \pm 13$	1.00	80	$610 \pm 24$	1.00	80
Beta, $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$638 \pm 21$	$1.05 \pm 0.04$	79	$636 \pm 13$	$1.04 \pm 0.05$	61

W tabeli 6 przedstawiono zależność odpowiedzi dawkomierzy od kąta padania promieniowania. Kąt padania promieniowania nie ma tak dużego znaczenia dla promieniowania o wyższych energiach. Jednak już w przypadku energii promieniowania rentgenowskiego, o stosunkowo niskich energiach (33 keV) ułożenie dłoni, na której znajduje się dawkomierz pierścinkowy UD-807 i jej pozycja w stosunku do źródła promieniowania, będzie mieć znaczenie w ocenie dawki zwłaszcza, że wzorcowania dawkomierzy są najczęściej prowadzone z pomocą źródła  $^{137}\text{Cs}$  dla kąta  $0^\circ$ .

Dawkomierze UD-802 z powodzeniem zastosowano do kontroli dozymetrycznej osób wykonujących pracę w pobliżu materiałów NORM w kopalniach i zakładach uzdatniania wody. W publikacji Vanhavere i inni (2008) wskazuje się jednak na wiele problemów związanych z dozymetrią kończyn w placówkach medycznych w pobliżu instalacji wytwarzających promieniowanie. Na przykład dawki wykazywane dla lekarzy, prowadzących zabiegi angioplastyczne (PTCA), zmieniają się w bardzo szerokim zakresie, a wartości minimalne są nawet sześciokrotnie mniejsze od maksymalnych. Jednym z powodów może być właśnie inna geometria pomiaru i energia promieniowania gamma podczas kalibracji i kontroli dozymetrycznej. Podobnie w zabiegach z zakresu medycyny nuklearnej, gdzie



dawki dla kończyn dla personelu sporządzającego radiofarmaceutyki zawierające  $^{90}\text{Y}$  zmieniają się w szerokim zakresie od 1.3 do 8.1 mSv/GBq, a dla lekarzy wykonujących zabiegi od 0.3 do 2.2 mSv/GBq (Vanhavere i inni, 2008). Jeszcze większe rozbieżności zaobserwowano w brachyterapii, gdzie zamknięte źródła promieniowania beta lub gamma lokuje się wewnątrz ciała pacjenta, blisko komórek nowotworowych. W przypadku kiedy personel dokonuje tych zabiegów bez pomocy zdalnie sterowanych urządzeń, miesięczne dawki oscylują w zakresie 0 - 40 mSv dla izotopów  $^{192}\text{Ir}$  and  $^{137}\text{Cs}$  (Ennow, 2001). Powyższe poprawki nie mają znaczenia dla dawek od promieniowania gamma, ponieważ wchodzą tam w grę stosunkowo wysokie energie, dla których kąt padania nie ma takiego znaczenia (tabele 5 i 6). Jednakże izotopy te emitują również promieniowanie beta, a mierzone dawki zależą w tym przypadku silnie od geometrii napromieniowania. Podczas tego typu zabiegów stosuje się również inne izotopy takie jak  $^{125}\text{I}$  and  $^{103}\text{Pd}$  z energią fotonów około 30 keV i 20 keV odpowiednio. Dla takich przypadków poprawki ze względu na geometrię lub energię mają istotne znaczenie.

Opracowane algorytmy, zwłaszcza w odniesieniu do wyznaczania parametrów wskazujących na możliwości pomiarowe, można z powodzeniem zastosować również w odniesieniu do innych dawkomierzy. Obecnie dawkomierze UD-802 są stosowane nie tylko do pomiarów dozymetrycznych przy instalacjach wytwarzających promieniowanie jonizujące lecz również tam, gdzie występują materiały NORM.

Tabela 6. Odpowiedź dawkomierzy w zależności od kąta padania promieniowania fotonowego o energiach 33 keV (N-40) i 662 keV ( $^{137}\text{Cs}$ ) oraz promieniowania beta emitowanego przez źródło  $^{90}\text{Sr}|^{90}\text{Y}$ . Kąt padania jest kątem utworzonym przez normalną do powierzchni dawkomierza, a wektorem skierowanym od centrum fantomu prętowego w kierunku osi wiązki docierającego do fantomu promieniowania.

Kąt	$R/R_0 \pm \sigma(R/R_0)$	$R/R_0 \pm \sigma(R/R_0)$	$R/R_0 \pm \sigma(R/R_0)$
	Fotony, 33 keV	Fotony, 662 keV	Beta, $^{90}\text{Sr} ^{90}\text{Y}$
0°	1.00	1.00	1.00
45°	0.97 ± 0.03	1.00 ± 0.01	0.76 ± 0.02
90°	0.87 ± 0.01	0.99 ± 0.01	0.15 ± 0.01
135°	0.72 ± 0.01	0.98 ± 0.01	0.04 ± 0.00
180°	0.63 ± 0.01	0.93 ± 0.01	0.00 ± 0.00
225°	0.72 ± 0.01	0.98 ± 0.01	0.04 ± 0.00
270°	0.87 ± 0.01	0.99 ± 0.01	0.15 ± 0.01
315°	0.97 ± 0.03	1.01 ± 0.01	0.76 ± 0.02

Dla potrzeb ochrony radiologicznej ze strony NORM zaprojektowałem również system informatyczny TALPA umożliwiający wymianę danych między laboratorium i klientami za pomocą narzędzi internetowych, gromadzenie i analizowanie danych pomiarowych i automatyczną ocenę dawek związanych z zewnętrznym promieniowaniem gamma, obecnością krótkożyciowych produktów rozpadu radonu i wniknięciem do organizmu drogą oddechową i pokarmową izotopów radu zawartych w wodach i osadach.

#### 4.3.4. Podsumowanie

Osiągnięcie naukowe przedstawione w monotematycznym cyklu publikacji można podsumować następująco:

- Zidentyfikowane zostały źródła i charakter zagrożeń związanych z NORM w podziemnych zakładach górniczych i w środowisku naturalnym w ich pobliżu. Szczególny wkład wniosłem w rozpoznanie mechanizmów kształtowania się zagrożeń spowodowanych przez krótkożyciowe produkty rozpadu radonu i zewnętrzne promieniowanie gamma emitowane przez osady o podwyższonych stężeniach radu.
- Opracowałem mierniki przeznaczone do pomiaru stężenia energii potencjalnej alfa produktów rozpadu radonu i algorytm oceny tej wielkości oraz możliwości pomiarowych urządzenia.
- Zbadałem rozkłady ziarnowe aerozoli środowiskowych na kluczowych stanowiskach pracy w podziemnych zakładach górniczych oraz na powierzchni i opracowałem metodę pozwalającą na ocenę odpowiadającego im rozkładu aerozoli promieniotwórczych produktów rozpadu radonu. Pozwoliło to na weryfikację współczynników konwersji ekspozycji na obciążającą dawkę skuteczną. Okazało się, że znacznie przewyższają wartości rekomendowane dla narażenia zawodowego w regulacjach prawnych.
- Opracowałem algorytm pozwalający na ocenę dawek w mieszanych polach promieniowania jonizującego oraz parametrów wskazujących na możliwości pomiarowe dawkomierzy termoluminescencyjnych. W mieszanych polach promieniowania, ze względu na znaczną liczbę czynników interferencyjnych, poziomy krytyczne, limity detekcji i niepewność mogą wyraźnie wzrosnąć. W takiej sytuacji dokładne wyznaczenie ich wartości pozwala na właściwą ocenę osiągniętych rezultatów. Zbadałem również właściwości dawkomierzy stosowanych w dozymetrii kończyn w odniesieniu do energii i typu promieniowania oraz geometrii napromieniowania.

Badania, które przeprowadziłem mają znaczenie dla tych dziedzin przemysłu, w których występują materiały NORM, w szczególności w podziemnych zakładach górniczych, gdzie specyficzne warunki narażenia na promieniowanie wymagają zastosowania rozwiązań odbiegających od powszechnie

stosowanych w ochronie radiologicznej. Prezentowane osiągnięcie stanowi moim zdaniem istotny wkład w dyscyplinie górnictwo i geologia. Wykonane badania umożliwiły optymalizację systemu ochrony radiologicznej w podziemnych zakładach górniczych w odniesieniu do materiałów NORM. Metody te są również stosowane do oceny dawek dla osób z ogółu ludności wokół tych obiektów. Ochrona radiologiczna w odniesieniu do materiałów NORM funkcjonuje obecnie jedynie w górnictwie i z całą pewnością wpłynęła na poprawę bezpieczeństwa pracy w tych zakładach. W ślad jednak za nową Dyrektywą (Council Directive, 2013) zostanie znowelizowana ustawa Prawo atomowe (Ustawa, 2000) i wówczas obowiązek identyfikacji źródeł zagrożenia NORM obejmie wiele innych procesów produkcyjnych, a wyniki moich badań będzie można wykorzystać również i w innych gałęziach przemysłu. Opracowane algorytmy i zbadanie reakcji dawkomierzy na różne warunki, w jakich dawkomierze mogą być napromieniowane, mogą przyczynić się do poprawy jakości w ocenie dawek promieniowania również przy zabiegach medycznych.

## Literatura

- Bilski, P., Olko, P., Burgkhardt, B., Piesch E., 1995. Ultra-thin LiF:Mg,Cu,P detectors for beta dosimetry. *Radiation Measurements*, 24 (4), 439-443.
- Böhm, J. 1986. The National Primary Standard of the PTB for realizing the Unit of the Absorbed Dose Rate to Tissue for Beta Radiation. PTB-Dos-13, Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig, 1986.
- Brown, D. M., Wilson, M. R., MacNee, W., Stone, V., Donaldson, K., 2001. Size dependent proinflammatory effects of ultrafine polystyrene particles. A role for surface area and oxidative stress in the enhanced activity of ultrafines. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 175, 191-199.
- Carinou, E., Boziari, A., Askounis, P., Mikulis, A., Kamenopoulou, V., 2008a. Energy dependence of TLD 100 and MCP-N detectors. *Radiation Measurements*, 43, 599-602.
- Carinou, E., Donadille, L., Ginjaume, M., Jankowski, J., Rimpler, A., Sans Merce, M., Vanhavere, F., Denoziere, M., Daures, J., Bordy, J.M., Itie, C., Covens, P., 2008b. Intercomparison on measurements of the quantity personal dose equivalent,  $H_p(0.07)$ , by extremity ring dosimeters in medical fields. *Radiation Measurements*, 43, 565-570.
- Chałupnik, S., Wysocka, M., 2009 Radium balance in discharge waters from coal mines in Poland and the ecological impact of underground water treatment. *Radioprotection*, 44 (5), 813-820.

Council Directive. 1996. Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation. Official Journal L 159, 29/06/1996 P. 0001 - 0114

Council Directive. 2013. Council Directive 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom.

Ennow, K. 2001. Occupational skin doses in manual implantation of Cs and Ir sources. Radiation Protection Dosimetry, 39 (1-3), 195-196.

Euratom, 1997. Characteristics of airborne radon and thoron decay products, in: Final report of the project CIPD930430, Luxembourg, ISBN 92-827-7983-1. 2, 2921-2018.

Flood, J. R., 1994. Improved beta sensitivity under field conditions for the Panasonic UD-807 extremity dosimeter. Fourth conference on radiation protection and dosimetry, Orlando, USA, 24-27 Oct 1994, 563.

Grimbergen, T.W.M., Figel, M., Romero, A. M., Stadtmann, H., McWhan, 2013. A.F. EURADOS Intercomparison 2009 for Extremity Dosemeters in Photon and Beta Fields. EURADOS Report 2013-03, Braunschweig.

Heyder, J., Gebhart, J., Stahlhofen, W., 1980. Inhalation of aerosols: particle deposition and retention, in: Willeke, K. (Ed.), Generation of aerosols and facilities for exposure experiments, Ann Arbor Science Publishers Inc, Michigan. 65-103.

Hilal, M.A., Attallah, M.F., Mohamed, G.Y., Fayez-Hassan, M., 2014. Evaluation of radiation hazard potential of TENORM waste from oil and natural gas production". Journal of Environmental Radioactivity, 137, 121-126.

International Commission on Radiological Protection [ICRP]. 1991. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21 (1-3), Pergamon Press, Oxford, 1991

International Commission on Radiological Protection [ICRP]. 1994. Human respiratory tract model for radiological protection, ICRP Publication 66.

International Organization for Standardization [ISO]. 2004. Nuclear energy - Reference beta-particle radiation - Part 2: Calibration fundamentals related to basic quantities characterizing the radiation field. ISO 6980-2: 2004. Geneva.

- Isajenko, K., Piotrowska, B., Fujak, M., Kardaś, M. 2012. Radiation Atlas of Poland. 2011 (Polish title: Atlas Radiologiczny Polski 2011). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Jacomino, V.F., Oliviera, K., Siqueira, M.C., Taddei, M.H., Dias, F., Mozeto, A.P. 2011. Radiochemical characterization of phosphogypsum for its use in agriculture in Cerrado, Brazil. In: International Atomic Energy Agency - All Series, Vienna, 1497, 409-420.
- Kesten, J., Butterweck, J., Porstendörfer, J., Reineking, A., Hejmel, H.J. 1993. An online alpha impactor for short-lived radon daughters. *Aerosol Science and Technology*, 18, 156-164.
- Kim, H.G., Kong, T.Y., 2011. An analysis of radiation field characteristics for extremity dosimetry in nuclear power plants. *J. Nucl. Sci. Technol. Progress in nuclear science and technology. Proceedings of the fifth international symposium on radiation safety and detection technology ISORD-5 (ISSN:2185-4823)*, 1, 170-173.
- Köster, H.W., Marwitz, G.W., Berger, G.W., Van Weers, A.W., Hagel, P., and Nieuwenhuize, J., 1992.  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  in aquatic ecosystems and polders, anthropogenic sources. Distribution and enhanced radiation doses in the Netherlands. *Radiation Protection Dosimetry*, 45 (1-4), 715-719.
- Landsberger, S., 2013. Determination of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in NORM products from oil and gas exploration: Problems in activity underestimation due to the presence of metals and self-absorption of photons. *Journal of Environmental Radioactivity*, 125, 23 - 26. DOI 10.1016/j.jenvrad.2013.02.012.
- Michalik, B., Pépin, S., Tsurikov, N. 2010. European Waste Catalogue - a platform for a common approach to NORM and other industrial waste. Proceedings of VI International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM VI), Marrakech 2010. Proceedings Series - International Atomic Energy Agency, 119.
- Michalik, B., Sidhu R.S. 2011. NORM in the extraction industry: challenges and opportunities, *Radioprotection*, 46 (6), 675-680.
- Martí-Clement, J.M., Prieto, E., Collantes, M., Ecay, M., Bilbao, I., Peñuelas, I., 2011. Radiation protection in an animal research unit with pet: Occupational doses and dose rates produced by animals. *Radiation Measurements*, 46 (11). 1307-1309.
- Minchillo, G., Bielewski, M., Vantti, S., Giuffrida, D., Osimani, C., 2010. Internal and external dosimetry organization in the Joint Research Centre of Ispra. Radiation Protection Sector, Nuclear Decommissioning Unit, European Commission, I-21027 Ispra (VA), ITALY. Third European IRPA Congress: 14-18 June 2010, Helsinki, Finland.



- Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Kreyling, W., Cox, C., 2004. Translocation of Inhaled Ultrafine Particles to the Brain. *Inhalation Toxicology*, 16, 437-445.
- Olko, P., Currivan, L., Van Dijk, J.W.E., Lopez, M.A., Wernli, C., 2006. Thermoluminescence detectors applied in individual monitoring of radiation workers in Europe - a review based on the EURADOS questionnaire. *Radiation Protection Dosimetry*, 120 (1-4): 298-302.
- Olko, P., 2010. Advantages and disadvantages of luminescence dosimetry. *Radiation Measurements*, 45 (3-6), 506-511.
- Paranhos, M.H., Arruda de Araújo, A., Brandão, Y.B., Hazin, C.A., Marcos de O. Godoy, J. 2005. Radioactivity concentration in liquid and solid phases of scale and sludge generated in the petroleum industry. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81 (1), 47-54. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.11.003.
- Ponte, M.A.L., Castellani, C.M., Currivan, L., VanDijk, J.W.E., Falk, R., Olko, P., Wernli, C., 2004. A catalogue of dosimeters and dosimetric services within Europe – An update. *Radiation Protection Dosimetry*, 112 (1), 45-68.
- Porstendörfer, J., 2001. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiation Protection Dosimetry*, 94 (4), 365-373.
- Reineking, A., Porstendörfer, J., 1990. "Unattached fraction" of short-lived radon decay products in indoor and outdoor environments: an improved single-screen method and results. *Health Physics*, 58 (6), 713-727.
- Rozporządzenie. 2005. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2005 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego. Dz. U. nr 20, poz. 168.
- Skowronek, J., Zemła, B., 2003. Epidemiology of lung and larynx cancers in coal mines in Upper Silesia-preliminary results. *Health Physics*, 85, 365-370.
- Skubacz, K., Skowronek, J., Tomczak, K. 2004. Wzór użytkowy nr W.110986 p.t. „Miernik krótkożyciowych produktów rozpadu radonu”. Ogłoszono przez Urząd Patentowy Rzeczypospolitej Polskiej: 30.11.2004 WUP 11/04.
- Skubacz, K, Michalik, B., 2005. Gamma radiation measurements in underground mines. *Postępy Techniki Jądrowej*, 48 (3), 7-11.
- Skubacz, K., 2009. Measurements of aerosol size distribution in Urban areas of Upper Silesia. *Archives of Environmental Protection*. 4(35), 23-34.



Somers, C. M., McCarry, B. E., Malek, F., Quinn, J. S., 2004. Reduction of particulate air pollution lowers the risk of heritable mutations in mice. *Science*, 304, 1008-1010.

Tomza, I., Lebecka, J. 1981. Radium bearing waters in coal mines. In: *Proceedings of International Conference on Radiation Hazards in Mining*. Golden. Colorado, USA.

Tomza, I., Lebecka, J., Skubacz, K., Niewiadomski, T., Ryba, E., 1987. Patent 137 434 p.t. „Urządzenie do pomiaru zapylenia i średniego stężenia krótkożyciowych pochodnych rozpadu radonu w powietrzu”. Opis patentowy opublikowano: 31.08.1987.

Ustawa. 2000. Ustawa Prawo atomowe z dnia 29 listopada 2000 r. wraz z późniejszymi zmianami. Wersja jednolita tekstu: Dz. U. z 2014, poz. 1512.

Vanhavere, F., Carinou, E., Donadille, L., Ginjaume, M., Jankowski, J., Rimpler, A., Sans Merce, M., 2008. An overview on extremity dosimetry in medical applications. *Radiation Protection Dosimetry*, 129 (1-3), 350-355.

Zock, C., Porstendörfer, J., Reineking, A., 1996. The influence of biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Radiation Protection Dosimetry*, 63 (3), 197-206.

## 5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

(po uzyskaniu stopnia doktora)

- W latach 2004-2005 byłem kierownikiem ze strony Głównego Instytutu Górniczego projektu celowego ROW-493-2004 p.t. *Automatyczna stacja do monitorowania stanu atmosfery i skażeń promieniotwórczych powietrza*. W ramach tego projektu opracowałem algorytm do prowadzenia analizy widmowej promieniowania alfa emitowanego przez izotopy przechwycone przez filtr. W wyniku projektu powstał prototyp stacji. Został on opisany w publikacji:

Skubacz, K., Michalik B., Jabłoński R., Kujda R., Zbrocz T., Jankowski G., Ośródką L., Wojtylak M., Krajny E., Wojtek K., 2006. Automatyczna stacja do pomiarów skażeń promieniotwórczych powietrza i prognozowania głębokości warstwy mieszania. [w:] Koniecznyński J. (red.), *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze, 2006, ISBN 83-921414-7-X, 263-270.

- W latach 2002-2005 prowadziłem badania razem z pracownikami Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Katowicach, zmierzające do znalezienia korelacji między wysokością warstwy mieszania, a stężeniem  $^{218}\text{Po}$  w warstwie przy powierzchniowej. Wykorzystanie łatwiej mierzalnego polonu (w porównaniu z radonem), było zupełnie nowym podejściem. Wysokość warstwy mieszania wpływa na jakość powietrza i jej określenie jest ważne dla prognozowania stanów atmosfery. Mniejsza wysokość warstwy mieszania oznacza wzrost stężenia zanieczyszczeń. Pomiary prowadzono zawsze przez całą dobę, oznaczając stężenie co kilkadziesiąt minut. Najwyższe stężenia zaobserwowano w wczesnych godzinach rannych. Wyniki prac zawierają publikacje:

Ośródką, L., Krajny, E., Wojtylak, M., Skubacz, K., 2003. Estimation of the height of the mixing layer using polonium concentrations in the atmosphere. An attempt at modelling. *Advances in air pollution*. [In:] Patania, F., Brebbia, C.A. (Eds), *Air pollution XI. Advances in Air pollution*. WIT Press, 2003, ISBN 978-1-85312-982-7, 13, 23-31.

Krajny, E., Ośródką, L., Skowronek, J., Skubacz, K., Wojtylak M., 2005. Diurnal variation of the mixing-layer height and polonium concentration in the air. *International Journal of Environment and Pollution*, 25(1/2/3/4), 95-104. DOI 10.1504/IJEP.2005.007658.

- W pewnych sytuacjach w powietrzu mogą pojawić się w większych stężeniach produkty rozpadu toronu:  $^{216}\text{Po}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$  i  $^{212}\text{Po}$ . Zwykle ich obecność można pominąć ze względu na mały czas połowicznego zaniku izotopu macierzystego  $^{220}\text{Rn}$ , który wynosi 56 s i w konsekwencji małe prawdopodobieństwo jego ekshalacji z gleby lub skał w porównaniu z radonem  $^{222}\text{Rn}$  (3.8 dnia).





Jeśli jednak w materiałach znajdują się znaczące ilości  $^{232}\text{Th}$  to sytuacja taka może się zdarzyć. Wykorzystując możliwości skonstruowanych mierników alfa, opracowano i przetestowano metodę ich wykorzystania do pomiarów stężenia energii potencjalnej alfa w sytuacji kiedy w atmosferze oprócz krótkożyciowych produktów rozpadu radonu znajdują się również produkty rozpadu toronu. Wyniki tych prac i samą metodę opublikowano w pracy

Chałupnik, S., Meisenberg, O., Bi, L., Wang, J., Skubacz, K., Tschiersch, J. 2010. Application of LSC and TLD methods for the measurement of radon and thoron decay. *Radiation Protection Dosimetry*. 141(4), 390-394. DOI 10.1093/rpd/ncq223.

- W latach 2012-2015 brałem udział w projekcie NCBiR PBS1/B2/4/2012 o akronimie MEZAP. Celem projektu było opracowanie modelu gromadzenia się wybuchowego pyłu węglowego w pobliżu frontów eksploatacyjnych dla potrzeb redukcji możliwości powstawania jego wybuchu. Moim zadaniem było rozpoznanie w jaki sposób pyły o rozmiarach od 10 nm do 20  $\mu\text{m}$  rozprzestrzeniają się w strefie zagrożenia wybuchem w sytuacji kiedy prowadzone jest tam zraszanie oraz ocena jego efektywności. Wyniki pomiarów zostały opublikowane w monografii:

Skubacz K., Urban P., Wysocka M., Malich B., Cybulski K., Hyla P., 2015. Rozkłady ziarnowe pyłów w pobliżu frontów eksploatacyjnych podziemnej kopalni węgla kamiennego i wpływ zraszania na redukcję ich stężeń. [w:] Klich, A., Koziel, A. (red.) *Innowacyjne techniki i technologie dla górnictwa; Bezpieczeństwo-Efektywność-Niezawodność*. Instytut Techniki Górniczej Komag, Gliwice, 2015, ISBN 978-83-60708-90-3, 175-187.

Katowice, 4.05.2017



Krystian Skubacz