

PRZEGLĄD METOD OBLICZANIA DAWEK DLA ORGANIZMÓW ŻYWYCH INNYCH NIŻ CZŁOWIEK

Katarzyna Szufa

Wstęp

Do niedawna paradygmatem w radioelekologii było przekonanie, że jeżeli człowiek jest odpowiednio chroniony przed promieniowaniem jonizującym, ochroniona jest też przyroda. Takie założenie powodowało skoncentrowanie się dozymetrii i jej metod badawczych na człowieku. Od niedawna na stanowisko to ulega odwróceniu: odpowiednia ochrona przyrody przed promieniotwórczością zapewnia bezpieczeństwo ludziom [1]. Realizacja takiego podejścia wymaga stworzenia nowych narzędzi, pozwalających dostatecznie precyzyjnie szacować dawki, jakie otrzymują organizmy żywe inne niż człowiek. W tym celu stworzono odpowiednie regulacje prawne ustalające dopuszczalne limity, w ramach których zapewnione jest bezpieczeństwo radiologiczne przyrody. Najważniejsze regulacje zawierają dokumenty wydawane przez Departament Energii Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej (DOE Department of Energy), Międzynarodową Agencję Energii Atomowej (IAEA International Atomic Energy Agency), Międzynarodową Komisję Ochrony Radiologicznej (ICRP International Commission on Radiological Protection) czy Komitet Naukowy ONZ ds. Skutków Promieniowania Atomowego (UNSCEAR The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) [1,2,11]. Zawarte są w nich limity dawek, jakie mogą pochłoniąć organizmy żywe inne niż człowiek.

Drugim krokiem było stworzenie użytecznych modeli służących do określenia dawek na jakie w zadanych warunkach narażone jest środowisko naturalne, opierających się na obliczeniach dozymetrycznych wdrażających ustalone prawne zakresy dawek i określających prawdopodobieństwo wystąpienia zagrożenia radiologicznego. Użytkową realizacją takich modeli są programy komputerowe ułatwiające przeprowadzenie symulacji, graficzną prezentację rezultatów, tabelaryczne zestawienie wyników oraz wskazanie ewentualnych zagrożeń wraz z ich źródłami (szczególnie narażone gatunki, radioizotopy).

Rosnący udział technik jądrowych w medycynie, energetyce, czy przemyśle spowodował wzrost potrzeby monitorowania przyrody pod kątem radioaktywnych zanieczyszczeń. Użycie programów komputerowych obliczających dawki od promieniowania jonizującego na jakie mogą być narażone organizmy żywe jest jedną z metod takiego nadzoru. Część

państw stworzyło swoje oprogramowania wdrażające rodzime regulacje prawne, istnieją też aplikacje, które są wynikiem międzynarodowej współpracy. Niektóre z tych programów komputerowych są darmowo dostępne w Internecie:

- ERICA Tool (Environmental Risk Index for Chemical Assessment) jest narzędziem stworzonym przy współpracy europejskich krajów (Wielkiej Brytanii, Francji, Hiszpanii, Szwecji, Norwegii, Belgii), opartym na wynikach wcześniejszego projektu FASSET (Frame Work for Assessment for Environmental Impact), którego celem było opracowanie i opisanie sposobów transportu radionuklidów ze środowiska do organizmów żywych, zaproponowanie metod obliczania dawek i interpretacji uzyskanych wyników [11].
- RESTAD BIOTA (Residual Radiation Environmental Analysis) to amerykańska aplikacja, która jest realizacją modelu obliczania dawek wypracowanego przez Departament Energii Stanów Zjednoczonych w jednym z wydawanych przez tę instytucję raportów dotyczących ochrony radiologicznej środowiska [3].
- EA'R&D128' to gotowy arkusz kalkulacyjny programu Microsoft Excel z wbudowanymi współczynnikami, niezbędnymi do obliczeń; został utworzony w Wielkiej Brytanii w Agencji Środowiska (EA - Environment Agency) [14].
- SADA podobnie jak RESRAD BIOTA jest projektem pochodzącym z USA, został przygotowany przy współpracy Agencji Ochrony Środowiska, Komisji Regulacji Nuklearnych [9].
- Radon dose calculator to aplikacja (arkusz kalkulacyjny programu Microsoft Excel) stworzona w Belgijskim Centrum Badań Jądrowych (SCK CEN) przygotowana do obliczania dawek zaabsorbowanych pochodzących od radonu; został utworzony, gdyż inne programy nie uwzględniają wpływu radonu i jego pochodnych [7].

Pierwsze trzy aplikacje zapewniają analizę skażeń radiologicznych w glebie, wodzie i powietrzu; kalkulator dawek pochodzących od radonu nastawiony jest na analizę wpływu tylko tego pierwiastka; natomiast ostatni program dedykowany jest do badania wszystkich skażeń środowiska, gdzie kontaminacja izotopami promieniotwórczymi jest jednym z analizowanych aspektów. Artykuł ten poświęcony będzie opisowi oraz częściowemu porównaniu tych aplikacji.

Metodologia – cechy wspólne

Ogólny schemat postępowania przy ocenie zagrożenia radiologicznego dla organizmów żywych jest taki sam dla wszystkich omawianych programów. Podstawą obliczenia dawek od promieniowania jonizującego jest znajomość poziomu skażeń w środowisku: w glebie, wodzie rzecznej i morskiej, osadach dennych i w powietrzu. Oznaczenie i zbadanie izotopów promieniotwórczych za pomocą spektrometrii alfa, beta, gamma i spektrometrii masowej w przypadku np. izotopów plutonu w różnych sferach środowiska naturalnego jest pierwszym etapem ewaluacji. Drugim stadium jest oszacowanie dawek od narażenia wewnętrznego i wnikięć pierwiastków promieniotwórczych do organizmów drogą oddechową i pokarmową i zewnętrznego dla każdego pierwiastka w każdym z medium osobno. Następnie oblicza się wskaźniki, które pozwolą ocenić, czy ta sytuacja stwarza zagrożenie radiologiczne dla fauny i flory. Trzecim krokiem jest dokonanie oceny ryzyka, wskazanie głównych jego źródeł np. kontaminacji konkretnym radioizotopem, szczególnie narażonych gatunków. Efektem może być zakończenie analizy lub ponowne jej podjęcie w sposób bardziej szczegółowy czy przy użyciu bardziej zmodelowanych modeli obliczania dawek [1,11,13].

Dawki obliczane są w grejach na kilogram/gram masy organizmu (Gy/kg; Gy/g) organu czy tkanki, przy użyciu współczynników konwersji aktywności na dawkę, nazywanych też współczynnikami konwersji dawki. Fundamentalną wielkością pozwalającą wykonać te obliczenia jest wielkość frakcji zaabsorbowanej, zdefiniowanej jako ułamek energii wyemitowany przez rozpadający się atom jaki zaabsorbował organizm, przy założeniu, że jest on zanurzony w ośrodku charakteryzującym się jednolitym rozmieszczeniem aktywności. Zgodnie z taką koncepcją dawki można określić jako funkcje frakcji zaabsorbowanej:

$$D_{int} = k \cdot qE_i \cdot AF(E_i) \quad D_{int} = k \cdot qE_i \cdot AF(E_i) \quad (1)$$

$$D_{ext} = k \cdot qE_i \cdot AF(1 - (E_i)) \quad D_{ext} = k \cdot qE_i \cdot AF(1 - (E_i)) \quad (2)$$

gdzie $D_{int,ext}$ to dawka odpowiednio od ekspozycji wewnętrznej i zewnętrznej, k to współczynnik konwersji wyrażony w $\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{MeV Bq kg}^{-1}$, AF to zaabsorbowana frakcja, q stężenie aktywności w organizmie lub medium, i oznacza rodzaj promieniowania (alfa, beta, gamma)

Alternatywna formuła wykorzystuje współczynniki konwersji dawki (DCC Dose Conversion Coefficient) wyrażone w $\mu\text{Gy h}^{-1}/\text{Bq kg}^{-1}$:

$$D_{int} = DCC_{int} AF(E_i) \quad D_{int} = DCC_{int} AF(E_i) \quad (3)$$

$$D_{ext} = DCC_{ext} AF(1 - (E_i)) \quad D_{ext} = DCC_{ext} AF(1 - (E_i)) \quad (4)$$

Jeżeli promieniowanie zaabsorbowane przez organizm nie jest monoenergetyczne, całkowitą dawkę pochłoniętą oblicza się poprzez sumowanie przyczynków od każdego rodzaju promieniowania (alfa, beta, gamma) [2,4,11,13].

Estymacja stężenia aktywności w organizmie możliwa jest dzięki znajomości współczynników transportu, nazy-

wanych też współczynnikami akumulacji lub bioakumulacji, zdefiniowanych jako:

$$CR = \frac{\text{stężenie aktywności w organizmie w Bq / kg mokrej masy}}{\text{stężenie aktywności w glebie w Bq / kg mokrej masy}} \quad (5)$$

dla środowiska lądowego;

$$CR = \frac{\text{stężenie aktywności w organizmie w Bq / kg mokrej masy}}{\text{stężenie aktywności w powietrzu w Bq / m}^3} \quad (6)$$

dla środowiska powietrznego;

$$CR = \frac{\text{stężenie aktywności w organizmie w Bq / kg mokrej masy}}{\text{stężenie aktywności w wodzie w Bq / l}} \quad (7)$$

dla środowiska wodnego [6].

Zbiór organizmów poddawanych analizie jest ograniczony do skończonej liczby organizmów referencyjnych, których geometria jest przybliżona za pomocą przestrzennych figur stereometrycznych [1,2,11].

Ocena zagrożenia radiologicznego w programach RESRAD BIOTA i ERICA Tool przebiega na trzech poziomach szczegółowości i konserwatyzmu. Pierwszy stopień estymacji charakteryzuje się dużym konserwatyzmem i minimalną ilością danych potrzebnych do weryfikacji, kolejne etapy wymagają więcej informacji jednocześnie stwarzając możliwość mniej restrykcyjnych symulacji, utworzenia nowych organizmów referencyjnych za pomocą odpowiednich kreatorów, zmiany parametrów np. współczynników akumulacji izotopów. Oszacowanie stopnia zagrożenia radiologicznego zaczyna się od wyliczenia ilorazów dawki zaabsorbowanej pochodzącej od jednostkowej aktywności wyrażonej w $\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ do dawki granicznej dla danego organizmu określonej w dokumentach prawnych wyrażonej w $\mu\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$. Dzieląc wyznaczoną wcześniej przy pomocy spektrometrii alfa, beta, gamma lub spektrometrii masowej w przypadku plutonu stężenie aktywności przez wyliczony stosunek otrzymuje się wskaźnik ryzyka dla konkretnego izotopu i organizmu w określonym środowisku wodnym, lądowym lub przybrzeżnym. Następnie sumując takie wskaźniki dla wszystkich pierwiastków, organizmów i mediów (wody, gleby, osadów dennych, powietrza) uzyskuje się bezwymiarowy całościowy wskaźnik ryzyka, na podstawie którego można dokonać oceny zagrożenia radiologicznego. Jeżeli tak obliczony wskaźnik jest mniejszy niż jeden to prawdopodobieństwo przekroczenia limitów jest bardzo małe (mniejsze niż 5%). Wynik równy lub większy od jedności może świadczyć o potencjalnym zagrożeniu. Jest to wskazanie do przeprowadzenia kolejnej estymacji, bardziej szczegółowej, subtelnej, której celem jest znalezienie źródła zagrożenia oraz gatunków szczególnie narażonych, które mogą dawać duży przyczynek do całościowej oceny. Przekroczenie wyznaczonych limitów może być spowodowane na przykład przez wzmogoną absorpcję promieniowania przez jeden gatunek zwierząt, co nie koniecznie skutkuje zagrożeniem dla całego systemu [1,2]. Pozostałe programy nie mają wbudowanych modeli do oceny zagrożenia radiologicznego środowiska, oszacowanie takie polegać może jedynie na porównaniu wartości obliczonych dawek z dawkami granicznymi [13].

Dawki pochłonięte – różnice

Pomimo podobnej metodologii, wyniki analiz przeprowadzonych za pomocą każdego z omawianych programów są odmienne [3,4,5,6]. Różnice te zostaną przedstawione i omówione na podstawie trzech kalkulacji przeprowadzonych za pomocą programów ERICA Tool, RESRAD BIOTA i EA 'R&D128', gdyż aplikacje te wykorzystują tę samą metodologię powyżej opisaną. SADA [10], jako programu używanego do innych celów oraz Radon Dose Calculator [7], dotyczące analiz tylko jednego pierwiastka, nie można wykorzystywać do tych zestawień i zostaną omówione osobno.

Pierwszym przykładem niech będzie estymacja przeprowadzona dla 7 izotopów promieniotwórczych: ^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}U i ^{241}Am oraz organizmów referencyjnych: kaczki, żaby, jaja łososia, szczura i dżdżownicy [5]. Wynikiem każdej z analiz było obliczenie dawki dla całego organizmu i dawki nierównoważonej, bez uwzględnienia współczynnika wagowego promieniowania, przy założeniu, że stężenie aktywności w każdym z medium i organizmach na kilogram mokrej masy wynosi 1Bq. Dodatkowo porównane zostały współczynniki konwersji dawki DCC wyrażone w $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla środowiska wodnego w $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$. Obliczono dawki wewnętrzne i dawki od ekspozycji zewnętrznej: na glebie, w glebie, w wodzie, na wodzie, na osadzie. Porównano zatem pięć różnych współczynników konwersji dawki. Różniary i kształty zwierząt zostały zrealizowane przez elipsoidy z wyjątkiem dżdżownicy, którą przybliżono cylindrem.

Otrzymane wyniki wykazały niewielkie różnice w DCC dla dawek od ekspozycji wewnętrznej w granicach 11%. Natomiast różnice w dawkach zewnętrznych były znacznie większe, szczególnie dla niskoenergetycznych emiterów beta. Dla strontu najniższą dawkę i najmniejszy DCC dla zwierząt lądowych otrzymano w obliczeniach wykonanych za pomocą programu ERICA Tool, gdyż oprogramowanie to bierze pod uwagę ochronną funkcję sierści i futra czy piór. Różnice w dawkach pochodzących od trytu, węgla i alfa-emiterów, z uwagi na mały zasięg tego promieniowania w tkankach, powodowane były różnicami w definiowaniu rozmiarów i geometrii organizmów referencyjnych. Rozbieżności w wynikach dla uranu wynikają ze zróżnicowanego uwzględnienia wkładu produktów rozpadu z szeregu promieniotwórczego [2,5].

Drugim przykładem, który posłuży do zilustrowania różnic w obliczaniu dawek zaabsorbowanych i współczynników konwersji dawki, będzie podobne porównanie przeprowadzone dla 74 izotopów [4]. W symulacjach wykorzystano nuklidy: ^3H , ^{14}C , $^{32,33}\text{P}$, ^{35}S , ^{36}Cl , ^{40}K , ^{45}Ca , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe , $^{57,58,60}\text{Co}$, $^{59,63}\text{Ni}$, ^{65}Zn , $^{75,79}\text{Se}$, $^{89,90}\text{Sr}$, ^{95}Zr , $^{94,95}\text{Nb}$, ^{99}Tc , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{109}Cd , $^{124,125}\text{Sb}$, $^{129\text{m},132}\text{Te}$, $^{125,129,131}\text{I}$, $^{134,135,136,137}\text{Cs}$, ^{140}Ba , ^{140}La , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{152,154,155}\text{Eu}$, ^{192}Ir , ^{210}Pb , ^{210}Po , $^{226,228}\text{Ra}$, $^{227,228,229,230,231,232,234}\text{Th}$, ^{231}Pa , $^{233,234,235,238}\text{U}$, ^{237}Np , $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{242,243,244}\text{Cm}$ and ^{252}Cf .

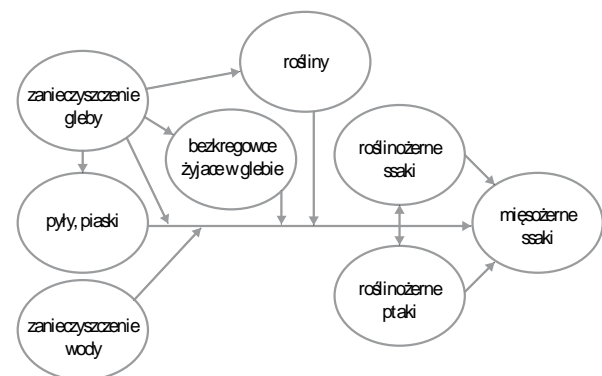
Organizmy referencyjne były te same co w poprzednim przykładzie, za wyjątkiem jaja łososia, które zostało zastąpione mniejszym jajem ryby płastugi. Założenia dotyczące koncentracji aktywności w organizmach, wodzie, osadzie i glebie były takie same: 1 Bq/kg mokrej masy lub 1 Bq/l.

Zróżnicowanie rezultatów dla dawek od ekspozycji wewnętrznej jest na poziomie 20%, poza pierwiastkami $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{132}Te , $^{227,229}\text{Th}$. Dla izotopów alfa-promieniotwórczych zgodność

była największa. Dawki od ekspozycji zewnętrznej tak jak poprzednio wykazują bardzo duże zróżnicowanie nawet do kilku rzędów wielkości. Największą rozpiętość otrzymano dla izotopów Ca, Fe i Ni, ^{238}U . Analogicznie do poprzedniego zestawienia, najmniejsze dawki od strontu obliczył program ERICA Tool z powodu uwzględnienia ekranowania przez sierść, skórę i pióra. Ponadto największą dywersyfikacją charakteryzują się dawki obliczone dla najmniejszego z badanych organizmów, to jest jaja płastugi. Dla promieniowania o wysokiej energii i dużym zasięgu wysoko energetycznie promieniowanie beta i promieniowanie gamma średnia droga swobodna jest porównywalna z rozmiarami organizmu. Dlatego dla organizmów o bardzo małych rozmiarach definiowanie geometrii ma bardzo duży wpływ na wyniki. Ponownie istotnym czynnikiem okazało się uwzględnienie produktów rozpadu uranu, ale także toru i radu. Program RESRAD BIOTA definiuje pierwiastki krótkożyciowe na dwa sposoby: pierwiastki o czasie połowicznego rozpadu mniejszym od pół roku i sto osiemdziesiąt dni lub stu lat. W zależności od wybranej opcji pierwiastki kwalifikowane są jako będące w równowadze ze swoim poprzednikiem lub nie, co wpływa na wzrost kalkulowanej dawki. Przykładowo Th 228 o czasie połowicznego rozpadu 1,9 roku przy proggu dyskryminacji 100 lat jest skategoryzowany jako nuklid będący w równowadze ze swoim pierwiastkiem macierzystym Ra 228 co skutkuje wzrostem dawki od toru [1]. ERICA Tool krótkożyciowe nuklidy definiuje jako pierwiastki o czasie połowicznego rozpadu, krótszym niż 10 dni [12].

Bioakumulacja - różnice

Do określenia dawki od ekspozycji wewnętrznej konieczna jest znajomość koncentracji pierwiastków promieniotwórczych w organizmie. Przy braku danych eksperymentalnych stężenie aktywności w ustroju można oszacować przy użyciu współczynników koncentracji definiowanych w rozdziale drugim i formuły 5.7. Wskaźniki te wyznaczane są dla par izotopów w organizmie, bowiem każdy z pierwiastków jest w różnym stopniu kumulowany przez organizm i z niego usuwany. Rozdział ten będzie poświęcony analizie tychże współczynników dla trzech porównywanych w niniejszym artykule programów. Podstawą dalszych dociekań będzie zestawienie wykonane dla osiemnastu izotopów: ^{241}Am , ^{14}C , ^{60}Co , $^{134,137}\text{Cs}$, ^3H , $^{129,131}\text{I}$, ^{210}Po , ^{239}Pu , ^{226}Ra , ^{90}Sr , ^{99}Tc , $^{232,234}\text{Th}$, $^{234,235,238}\text{U}$ [3,6]. W po-



Rys.1. Przykładowy model, służący do oszacowania aktywności zgromadzonej w całym organizmie ssaka mięsożernego.

równaniu z poprzednimi estymacjami, grupa organizmów referencyjnych została rozszerzona o przedstawicieli tory łądowej i wodnej; ogółem użyto 7 organizmów łądowych i 12 wodnych. Celem badania było obliczenie całkowitej aktywności zgromadzonej w organizmie. Stężenie aktywności w glebie, wodzie i powietrzu były określone na poziomie odpowiednio: 1Bq/kg, 1Bq/l, 1Bq/m³.

Pochodzenie współczynników bioakumulacji dla każdej aplikacji jest różne. Brytyjski program EA'R&D128' w swoich bazach ma dane pochodzące wyłącznie z literatury gdzie znajdują się współczynniki wyznaczone empirycznie. W przypadku braków, należy posłużyć faktorem dla możliwie najbardziej podobnej pary nuklid-organizm pod względem chemicznym i biologicznym; zalecane kryteria takiego wyboru opisane są w raporcie Agencji Środowiska Anglii i Walii [13]. ERICA Tool posługuje się współczynnika mi pochodzącymi z programu FASSET wskaźniki w FASSET pochodzą w większości ze źródeł literaturowych i po części z EA'R&D128' dla środowiska słodkowodnego. RESRAD BIOTA natomiast posługuje się zupełnie inną metodologią. Koncentracja izotopów promieniotwórczych w ssakach i ptakach łądowych i przybrzeżnych jest obliczana za pomocą modeli allometrycznych, które biorą pod uwagę wymianę gazową poprzez oddychanie i łańcuch pokarmowy. Określone za pomocą współczynników akumulacji stężenie aktywności w mniejszych organizmach (owadach, roślinach) posłużyło do oszacowania aktywności zgromadzonej w większych zwierzętach. [2.]

Otrzymane koncentracje pierwiastków promieniotwórczych różniły się między sobą znacznie, nawet do pięciu rzędów wielkości. Duża dywersyfikacja spowodowana jest różnicami w metodologii. W przypadku braku współczynników, wykorzystuje się znane wskaźniki dla pierwiastków biochemicznie podobnych lub pokrewnych organizmów, wtedy zazwyczaj wyniki odbiegają od pozostałych oszacowań. Przykładem na to są rezultaty dla ²⁴¹Am obliczone przez EA'R&D128', wyższe od tych uzyskanych przez ERICA Tool i RESRAD BIOTA. Podobnie jest w przypadku słabo przebadanych zwierząt, takich jak mięsożerne ssaki, ikra, jaja ptasie, ssaki morskie, dla których oszacowane stężenie aktywności jest bardzo zróżnicowane. Ciekawym rezultatem jest mała koncentracja ¹³⁷Cs w gryzoniu, wyznaczona przez EA'R&D128' w stosunku do wyniku z ERICA Tool dla RESRAD BIOTA nie otrzymano żadnego rozwiązania; współczynnik konwersji użyty w brytyjskim programie pochodzi z badań radiologicznych nad piaskami wydmyowymi z okolic Sellafield [2].

Nieźródnicowanie wyników dla ⁹⁹Tc mogłoby pokazywać dobrą zbieżność aplikacji, jednak wynika on z małej liczby informacji na temat tego pierwiastka. ERICA Tool ma tylko jeden empirycznie wyznaczony współczynnik bioakumulacji tego pierwiastka w trawie. W przeciwieństwie do tego pierwiastki takie jak ⁹⁰Sr i ¹³⁷Cs, które są bardzo dobrze przebadane i dla których, w związku z tym, istnienie bardzo dużych współczynników koncentracji dają dużo bardziej różnicowane wyniki. Stężenie aktywności ¹³¹I w jajku ptasim wyznaczone przez ERICA Tool okazało się największe, użyty tam wskaźnik dotyczył bowiem transferu jodu z pożywienia do drobiu domowego (mięsa i jaj). Ważnym spostrzeżeniem jest to, że EA'R&D128' wykonał wszystkie obliczenia, podczas gdy

RESRAD BIOTA nie wykazał żadnych wyników dla ³H i ¹⁴C. Jednocześnie wyniki otrzymane za pomocą EA'R&D128' były często dużo wyższe od pozostałych [2,6].

Spatial Analysis and Decision Assistance

Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) to program przystosowany do oceny zagrożeń ze strony różnych czynników, nie tylko zanieczyszczeń substancjami promieniotwórczymi [9]. Za pomocą tej aplikacji możliwe jest także stworzenie dwuwymiarowych map rozkładu kontaminacji skanowanych obszarów, przeprowadzenie analiz statystycznych, opracowanie scenariuszy dekontaminacyjnych, zasymulowanie próbek oraz zbadanie zagrożenia dla ludzi i dla środowiska. Zaprojektowany został dla szeroko pojętego monitoringu. W przypadku estymacji radioekologicznych program korzysta z modelu zaproponowanego przez Departament Energii Stanów Zjednoczonych, który jest zastosowany również w RESRAD BIOTA opisanym w rozdziale drugim. Są to jednak najprostsze i jednocześnie najbardziej restrykcyjne symulacje, które odpowiadają pierwszemu poziomowi analizy RESRAD BIOTA [9,10].

Radon dose calculator

Opisane wyżej aplikacje nie posiadają współczynników konwersji dawki dla radonu i jego krótkożyjących produktów, co za tym idzie nie uwzględniają dawek od nich pochodzących. Dostępnym narzędziem (arkusz kalkulacyjny programu Excel) obliczającym dawki od radonu i jego pochodnych, jest Radon Dose Calculator, stworzony w belgijskim centrum badań jądrowych SCK-CEN [7,8].

Radon, jako gaz szlachetny dostający się do organizmu drogą oddechową, nie wiąże się z tkankami organizmu. Natomiast jego produkty rozpadu, które posiadają ładunek elektryczny i łatwo wiążą się z dostępnymi powierzchniami, zostają zaabsorbowane przez ustrój. Zaproponowany model opiera się na wyznaczaniu DPURn (dose per unit radon concentration) dawek na jednostkowe stężenie radonu zdefiniowanych jako:

$$DRURn = \frac{B_R D_P^Q}{M} \quad (8)$$

Gdzie B_R to współczynnik określający szybkość inhalacji wyrażony w m³/s, D_p^Q dawka od alfa emiterów, pochodnych radonu z założeniem, że są w równowadze na jednostkową aktywność wyrażoną w Bq, M to masa narażonej tkanki. Zgodnie z tym wzorem całkowitą dawkę pochodzącą od ekspozycji wewnętrznej można oszacować według wzoru:

$$D = DPURn \cdot A \cdot t \quad (9)$$

gdzie A jest aktywnością pochłoniętego radonu, zaś t czas ekspozycji [7].

Model uwzględnia także dawkę od ekspozycji zewnętrznej pochodzącej od beta i gamma promieniotwórczych produktów rozpadu radonu znajdujących się w powietrzu i glebie lub uwięzionych w skałach. Współczynniki DPURn dla tych izotopów uzyskano z symulacji Monte Carlo. Przyczynę do dawki zewnętrznej od alfa emiterów jest zaniedbany. Jednocześnie dawka zewnętrzna stanowi mały procent całkowitej

tej dawki pochłoniętej dla wszystkich organizmów za wyjątkiem roślin, na powierzchniach których zachodzi depozycja pochodnych radonu [7,8].

Aplikacja ta nie posiada narzędzi do oceny zagrożenia radiologicznego tak jak w przypadku ERICA Tool i RESRAD BIOTA, podobnie jak EA 'R&D128'. Wynikami są jedynie wielkości dawek zaabsorbowanych, a danymi wejściowymi są gęstość powietrza i stężenie radonu w powietrzu. Możliwe jest także ustawienie współczynnika wagowego dla promieniowania alfa.

Wnioski

Przeanalizowane w niniejszym artykule programy do oceny narażenia radiologicznego organizmów żywych innych niż człowiek, opierają się na podobnych modelach. Trzy porównane między sobą programy: ERICA Tool, RESRAD BIOTA i EA 'R&D128' realizują oszacowanie na trzech poziomach, od najbardziej konserwatywnego i restrykcyjnego do bardziej wyrażonego i subtelnego. Program SADA natomiast realizuje te zadania tylko na jednym najbardziej podstawowym poziomie i dodatkowo jest on przeznaczony do całłościowego monitoringu środowiska, dlatego porównanie go z trzema pierwszymi aplikacjami byłoby trudne.

W programach ERICA Tool, RESRAD BIOTA i EA 'R&D128' możliwe jest korzystanie z wbudowanych baz danych lub wprowadzanie wyników własnych obliczeń dla niektórych parametrów. Kluczowymi stałymi do przeprowadzenia takiej ewaluacji są współczynniki konwersji dawki oraz współczynniki akumulacji i współczynniki transferu izotopu z medium do organizmu. Różnice w tych wartościach dla programów ERICA Tool, RESRAD BIOTA i EA 'R&D128', które opisane były powyżej, powodują dywersyfikację oszacowanych dawek od ekspozycji wewnętrznej i zewnętrznej. Dla dawek od ekspozycji wewnętrznej różnice są niewielkie, szczególnie jest to widoczne dla pierwiastków alfa-promieniotwórczych, które ze względu na bardzo mały zasięg całą swoją energię deponują w organizmie [2,3]. W przypadku narażenia zewnętrznego rozrzut jest już większy. Powodem tego są różne czynniki takie jak: uwzględnienie wpływu produktów rozpadu uranu, toru i radu, uwzględnienie równowagi w szeregach promieniotwórczych i związany z tym sposób klasyfikacji krótkożyjących produktów rozpadu, zdeiniowanie rozmiarów i geometrii dla bardzo małych organizmów, gdy wymiary te są porównywalne ze średnią drogą swobodną promieniowania. Realne oszacowanie dawki, jaką otrzyma organizm, wymaga też precyzyjnego określenia aktywności zaabsorbowanej poprzez spożycie lub inhalację. Otrzymane wyniki przedstawiają duże rozbieżności w tych wielkościach, co wynika z używania przez analizowane programy różnych współczynników bioakumulacji, ale też sposobu obliczania koncentracji izotopów w organizmie, zastosowania modeli allometrycznych w przypadku programu RESRAD BIOTA. Właśnie z powodu różnego „pochodzenia” tych wskaźników oszacowane dawki są tak różne. Jednocześnie trudne do oceny są wyniki o bardzo małym rozrzucie, otrzymane dla pierwiastków bardzo słabo przebadanych, takich jak technet. Żaden z programów nie zawierał informacji i tylko jeden współczynnik w ERICA Tool na jego temat i posłużono się

współczynnikiem dla innego izotopu podobnego biochemicznie do technetu.

Dobrym uzupełnieniem dla porównywanych trzech aplikacji może być kalkulator dawek pochodzących od radonu, bowiem żadna z nich nie posiada narzędzi do uwzględnienia dawki od pochodnych jego rozpadu. Niestety, kalkulator nie posiada narzędzi do oceny zagrożenia radiologicznego. Wydają się jednak, że korzystając z metodyki wykorzystywanej w RESRAD BIOTA czy ERICA i prawnie ustalonych limitów dawki od radonu można obliczyć wskaźniki ryzyka dla poszczególnych organizmów i dokonać takiej oceny.

mgr inż. Katarzyna Szufa,

Instytut Fizyki Jądrowej im Henryka Niewodniczańskiego PAN,
Kraków

Praca została wykonana w ramach projektu strategicznego „Technologie wspomagające rozwój bezpiecznej energetyki jądrowej” finansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju. Zadanie badawcze „Rozwój metod dla zapewnienia bezpieczeństwa jądrowego i ochrony radiologicznej dla obecnych i przyszłych potrzeb energetyki jądrowej”.

Projekt nr SP/J6/143339/11.

Literatura

- [1] A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Report DOE STD 1153 2002
- [2] Modelling Radiation Exposure and Radionuclide Transfer for Non-human Species. Report of the Biota Working Group of EM RAS Theme 3 Environmental
- [3] N. A. Beresford i inni. An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota. Applied Radiation and Isotopes 66 (2008) 1745-1749
- [4] J. Vives i Battle i inni. The estimation of absorbed dose rates for non-human biota: an extended intercomparison. Radiation Environmental Biophysics (2011) 50:231-251
- [5] J. Vives i Battle i inni. Inter-comparison of unweighted absorbed dose rates for non-human biota. Radiation Environmental Biophysics 46 (2007) 349-373
- [6] N. A. Beresford i inni. Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota. Radiation Environmental Biophysics (2008) 47:491-514
- [7] J. Vives i Battle. Allometric methodology for the assessment of radon exposures to terrestrial wildlife. Science of the Total Environment 427:428 (2012) 50-59
- [8] Dosimetric approach for biota exposure to inhaled radon daughters. Science Report SC060080 Environment Agency
- [9] R. Stewart i inni. An Introduction to Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Environmental Applications for Version 5 User Guide
- [10] R. Stewart, S. Tom Purucker. SADA: A Freeware Decision Support Tool Integrating GIS, Sample design, Spatial Modeling, and Risk Assessment http://www.iesm.org/iesm2006/papers/s3/378_Stewart_1.pdf
- [11] Training course on environmental risk assessment, the ERICA tool and mixture toxicity. Materiały szkoleniowe: Śląskie Centrum Radiometrii Środowiskowej, wrzesień 2012
- [12] N. Beresford i inni. D-ERICA. An INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Report z projektu Komisji Europejskiej nr F16R-CT2004.508847
- [13] D. Copplestone i inni. Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife. Report Environment Agency
- [14] Habitats regulations for Stage 3 assessments: radioactive substances authorisations. R&D Technical Report P3/101/SP1a